

Министерство Энергетики Республики Казахстан

Республиканское государственное предприятие
«Национальный ядерный центр Республики Казахстан»

Филиал «Институт радиационной безопасности и экологии»

АКТУАЛЬНЫЕ ВОПРОСЫ РАДИОЭКОЛОГИИ КАЗАХСТАНА

Выпуск 5

*Оптимизация исследований территорий
Семипалатинского испытательного полигона
с целью их передачи в хозяйственный оборот*

Курчатов, 2015

УДК 502/504
ББК 28.080.1
А-43

Монография «Оптимизация исследований территорий Семипалатинского испытательного полигона с целью их передачи в хозяйственный оборот» подготовлена специалистами Института радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК под руководством заместителя генерального директора по радиоэкологии РГП НЯЦ РК Лукашенко С. Н.

В работе над отдельными главами монографии принимали участие:

ИРБЭ НЯЦ РК

Лукашенко С.Н. (введение, разделы 3, 5, 6, заключение, общее руководство)

ИРБЭ НЯЦ РК

Айдарханов А. О.	(разделы 2.8, 2.9)
Айдарханова А. К.	(раздел 3.3.2)
Байгазинов Ж. А.	(раздел 5.2)
Бакланова Ю.В.	(раздел 3.1.2)
Кабдыракова А.М.	(раздел 3.1.4)
Каширский В.В.	(раздел 3.1.2)
Кожыханов Т. Е.	(раздел 5.1)
Кундузбаева А.Е.	(раздел 3.1.5)
Ларионова Н.В.	(разделы 1.2, 2.3.4, 3.2, Приложение)
Ляхова О. Н.	(разделы 2.3.4, 2.4, 3.3.1)
Магашева Р.Ю.	(разделы 1.2.1, 3.1.3.1)
Мошков А.С.	(разделы 2.1, 3.1.1)
Новиков А.А.	(разделы 2.4, 3.1.1)
Новикова Е. А.	(разделы 4.1.1-4.1.3)
Осинцев А.Ю.	(разделы 2.3, 2.7, 2.10)
Паницкий А.В.	(разделы 2.3, 2.8, 3.1.3)
Стрильчук Ю.Г.	(разделы 2.1, 2.4, 2.6)
Субботин С.Б.	(разделы 1.3, 2.5, 4.1-4.3)
Тоневицкая О.В.	(раздел 1.1)
Топорова А.В.	(разделы 6.1-6.4)
Турченко Д. В.	(раздел 3.4)
Умаров М. А.	(разделы 2.1-2.2, 3.1.1)
Шатров А.Н.	(раздел 3.1.2)
Яковенко Ю.Ю.	(раздел 3.5)

РГП ИГИ РК

Бахтин Л.В. (разделы 4.1.1-4.1.3)

Пестов Е.Ю. (разделы 4.1.1-4.1.3)

РГП ИЯФ РК

Глущенко В.Н. (раздел 3.1.2)

Харкин П.В. (раздел 3.1.2)

Институт ботаники и фитоинтродукции МОН РК

Султанова Б.М. (1.2.2, Приложение)

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

А-43 Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана. Выпуск 5. Оптимизация исследований территорий Семипалатинского испытательного полигона с целью их передачи в хозяйственный оборот / под рук. Лукашенко С.Н. – Павлодар: Дом печати, 2015.- 356 с.: ил. – Библиогр.: с 332-349.

ISBN 978-601-7112-99-8

В предлагаемой монографии представлены современные данные о радиоэкологической обстановке на территории Семипалатинского испытательного полигона (СИП), характеризующие существующую и прогнозируемую экологическую ситуацию на нем. Особое внимание уделено радиационному состоянию условно «фоновых» территорий СИП и оценке возможностей их использования в народном хозяйстве Казахстана. В монографии подведены итоги работ, выполненных, в основном, сотрудниками Института радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК в течение 2009–2014 гг. Книга будет интересна специалистам в области радиационной безопасности, защиты окружающей среды, радиоэкологии, а также лицам, интересующимся вопросами экологического состояния СИП.

УДК 502/504

ББК 28.080.1

ISBN 978-601-7112-99-8

© Институт радиационной безопасности
и экологии РГП ИЯФ РК, 2015.

© Павлодар, ТОО «Дом печати», 2015.

Оглавление

Введение.....	11
ГЛАВА 1. Общая информация о климатических и ландшафтно-географических условиях СИП	14
1.1. Климатические условия.....	14
1.1.1. Ветровой режим.....	14
1.1.2. Осадки.....	16
1.2. Состояние почвенно-растительного покрова	17
1.2.1. Почвенный покров	17
1.2.2. Растительный покров	20
1.3. Гидрогеологические условия	24
ГЛАВА 2. Современное состояние радиационной обстановки на СИП.....	27
2.1. Испытательная площадка «Опытное поле».....	27
2.1.1. Общая информация	27
2.1.2. Эпицентральные зоны	31
2.1.3. Следы радиоактивных выпадений.....	35
2.1.4. Места проведения неядерных испытаний (гидроядерных и гидродинамических экспериментов)	37
2.1.5. Следы радиоактивных выпадений от гидроядерных и гидродинамических экспериментов.....	39
2.1.6. Техногенные объекты	40
2.2. Следы радиоактивных выпадений за пределами площадки «Опытное поле»	43
2.3. Площадка «Дегелен»	48
2.3.1. Общая информация	48
2.3.2. Припортальные площадки испытательной площадки «Дегелен»	51
2.3.3. Припортальные площадки штолен с водотоками	56
2.3.4. Зона ручьев, выходящих за периметр площадки «Дегелен»	62
2.4. Площадка «Балапан»	65
2.4.1. Общая информация	65
2.4.2. Характер поверхностного загрязнения.....	69
2.4.3. Характер загрязнения тритием воздушного бассейна в местах проведения подземных ядерных испытаний	72
2.5. Площадка «Сары-Узень»	74
2.6. Площадка «Актан-Берли»	79
2.7. Площадки «4» и «4А».....	83
2.8. Объекты экскавационных взрывов	87
2.8.1. «Атомное» озеро	87
2.8.2. «Телькем-1», «Телькем-2».....	90

2.9. Река Шаган.....	93
2.10. «Могильники».....	96

ГЛАВА 3. Разработка методологии исследования различных сред бывшего СИП	99
3.1. Почвенный покров	99
3.1.1. Исследование пространственных параметров поверхностного загрязнения, возникающего в результате радиоактивных выпаждений при проведении ядерных испытаний	99
3.1.1.1. Следы радиоактивных выпадений, вышедшие за пределы СИП	100
3.1.1.2. Следы радиоактивных выпадений от ядерных испытаний средней и малой мощности	102
3.1.1.3. Радиоактивные «пятна» вне основных следов радиоактивных выпадений.....	104
3.1.1.4. Радиоактивное загрязнение русел водотоков вследствие выноса техногенных радионуклидов из мест проведения ядерных испытаний	107
3.1.2. Исследование уровней концентраций радионуклидов в почвах и их соотношений на условно «фоновых» территориях СИП	108
3.1.2.1. Средние концентрации искусственных радионуклидов в почве исследованных территорий	111
3.1.2.2. Расчет основных параметров радионуклидного загрязнения «фоновых» территорий	112
3.1.2.3. Сравнительная оценка радиационных параметров «фоновых» территорий СИП с прочими территориями....	114
3.1.2.4. Разработка метода оценки средних удельных активностей $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr по результатам анализа ^{241}Am , ^{137}Cs	116
3.1.2.5. Применение метода базовых параметров	117
3.1.3. Исследование вертикального распределения искусственных радионуклидов на условно «фоновых» территориях СИП	120
3.1.3.1. Краткая характеристика почвенного покрова Семипалатинского полигона	120
3.1.3.2. Особенности вертикального распределения радионуклидов в почвах фоновых территорий СИП.....	123
3.1.4. Исследование распределения искусственных радионуклидов по гранулометрическим фракциям почв на условно «фоновых» территориях СИП	138
3.1.5. Формы нахождения искусственных радионуклидов в почвах условно «фоновых» территорий Семипалатинского испытательного полигона	149

3.2. Растительный покров	167
3.2.1. Обзор данных по коэффициентам накопления (Кн) искусственных радионуклидов на технических площадках СИП.....	168
3.2.2. Исследование коэффициентов накопления (Кн) искусственных радионуклидов на условно «фоновых» территориях СИП	169
3.2.3. Методика оценки радионуклидного загрязнения растительного покрова.....	173
3.2.3.1. Рекомендации по оценке радионуклидного загрязнения растительного покрова	173
3.2.3.2. Оценка применимости предложенных рекомендаций.....	174
3.3. Водные объекты	177
3.3.1. Исследование уровня концентраций искусственных радионуклидов в объектах водопользования, расположенных на условно «фоновых» территориях СИП	177
3.3.1.1. Характеристика объектов водопользования	177
3.3.1.2. Концентрация искусственных радионуклидов в объектах водопользования	181
3.3.2. Исследование характера распределения радионуклидов в системе «вода-донные отложения» в водных объектах, расположенных на территории СИП и прилегающих территориях	188
3.3.3. Рекомендации по оценке радионуклидного загрязнения объектов водопользования СИП.....	197
3.4. Воздушный бассейн	198
3.4.1. Состояние воздушной среды на радиационно-опасных объектах СИП.....	200
3.4.1.1. Определение уровней радионуклидного загрязнения воздушной среды на радиационно-опасных объектах СИП.....	200
3.4.1.2. Состояние воздушной среды вблизи радиационно-опасных объектов СИП при проведении сельскохозяйственных работ.....	202
3.4.2. Исследование уровней концентраций искусственных радионуклидов в воздушном бассейне условно «фоновых» территорий СИП	204
3.4.2.1. Производственные объекты СИП.....	204
3.4.2.2. Населенные пункты, прилегающие к территории СИП.....	205
3.4.2.3. Экспериментальное определение концентрации ИРН на «фоновых» территориях	206
3.4.3. Теоретическая оценка содержания искусственных радионуклидов в воздухе	207
3.4.3.1. Экспериментальные исследования запыленности воздушной среды.....	208

3.4.3.2. Исходные данные для расчета концентрации искусственных радионуклидов в воздушной среде.....	210
3.4.3.3. Расчетная оценка содержания искусственных радионуклидов в воздухе.....	211
3.4.4. Рекомендации по оценке уровней концентраций искусственных радионуклидов в воздушном бассейне условно «фоновых» территорий СИП	212
3.5. Выявление и радиационная оценка потенциально-опасных техногенных объектов	213
3.5.1. Методология выявления и оценки потенциально-опасных техногенных объектов	214
3.5.2. Результаты работ	215
ГЛАВА 4. Разработка прогноза изменения радиоэкологической ситуации	220
4.1. Исследование миграции искусственных радионуклидов за пределы испытательных площадок	220
4.1.1. Площадка «Дегелен»	220
4.1.1.1. Общие данные по гидрогеологическим условиям.....	220
4.1.1.2. Механизм загрязнения техногенными радионуклидами подземных вод.....	221
4.1.1.3. Радионуклидный состав штольневых вод.....	222
4.1.1.4. Характер радионуклидного загрязнения родников.....	227
4.1.1.5. Вынос радионуклидов с потоками подземных вод за пределы границ горного массива Дегелен	229
4.1.2. Площадка «Балапан»	233
4.1.2.1. Общие данные по гидрогеологическим условиям.....	233
4.1.2.2. Механизм загрязнения подземных вод.....	235
4.1.2.3. Распространение радионуклидов с подземными водами..	236
4.1.3. Площадка «Сары-Узень».....	246
4.1.3.1. Общие данные по геологическому строению и гидрогеологическим условиям	246
4.1.3.2. Радионуклидное загрязнение подземных вод	248
4.2. Прогноз радионуклидного загрязнения подземных вод	250
4.2.1. Площадка «Дегелен»	250
4.2.2. Площадка «Балапан»	252
4.2.3. Площадка «Сары-Узень».....	253
4.3. Разработка рекомендаций о создании систем мониторинга условно «фоновых» территорий СИП	254

ГЛАВА 5. Оценка качества сельскохозяйственной продукции при ее производстве на условно «фоновых» территориях СИП.....	257
5.1. Оценка качества сельскохозяйственной растениеводческой продукции при ее производстве на условно «фоновых» территориях СИП	257
5.1.1. Оценка качества сельскохозяйственной продукции, произведенной на территории сел Саржал и Бодене	258
5.1.2. Оценка качества сельскохозяйственной растениеводческой продукции расчетным методом	267
5.1.2.1. Выбор и расчет коэффициентов накопления.....	267
5.1.2.2. Результаты оценки качества растениеводческой продукции расчетным методом	273
5.1.2.3. Расчёт предельных параметров радионуклидного загрязнения	274
5.2. Оценка качества животноводческой продукции.....	276
5.2.1. Содержание радионуклидов в продукции животноводства, производимой на СИП	277
5.2.2. Теоретическая оценка качества животноводческой продукции, производимой на СИП	280
5.2.2.1. Выбор коэффициентов перехода	280
5.2.2.2. Расчет ожидаемых концентраций ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^3H в животноводческой продукции.....	286
ГЛАВА 6. Оценка граничных параметров радиоактивного загрязнения территорий, гарантирующих непревышение допустимых дозовых нагрузок.....	293
6.1. Общая методика расчета доз	295
6.2. Исходные данные для сценария «Фермер, ведущий натуральное хозяйство»	300
6.3. Оценка граничных параметров радиоактивного загрязнения территории СИП	303
6.3.1. Выявление основных путей облучения населения при проживании на территории СИП	303
6.3.2. Граничные значения удельной активности искусственных радионуклидов в почве, которые обеспечивают непревышение дозы 1 мЗв для населения	305
6.3.3. Оценка граничных параметров радиоактивного загрязнения территории СИП по основным критическим путям	306
6.4. Оценка граничных параметров радиоактивного загрязнения по основным критическим путям для площадки «Опытное поле» и площадки «4А» территории СИП	307
6.4.1. Площадки «Опытное поле» и «4А»	307

6.4.2. Оценка граничных параметров радиоактивного загрязнения для площадок «4А» и П-1 (объект ИК-2) территории СИП по основным критическим путям	308
Заключение.....	313
Приложение.....	315
Литература	332
Об основных авторах.....	350

Введение

Семипалатинский испытательный полигон (СИП) являлся одним из крупнейших полигонов мира для испытания ядерного оружия. Его площадь составляет 18 300 км², на нем было проведено 456 испытаний с использованием 616 ядерных устройств. На СИП были проведены самые разнообразные испытания как по характеру проведения (наземные, воздушные, в тоннелях, в скважинах, экскавационные), так и по типу ядерного устройства (ядерные, термоядерные) и характеру энерговыделения (сверхмалые, малые, средней и большой мощности), что в сочетании с различными ландшафтно-геологическими условиями мест проведения испытаний обусловили весьма разнообразную картину радиоактивного загрязнения. Общая карта СИП приведена на рисунке 1.

С момента закрытия Семипалатинского испытательного полигона до настоящего времени казахстанскими учеными совместно с международным научным сообществом получен большой объем информации относительно текущей радиационной обстановки на полигоне и прилегающих территориях. Выявлены все значимые участки радиоактивного загрязнения, основные пути и механизмы текущего и потенциального распространения радиоактивных веществ. Одним из важнейших результатов работ стало понимание того, что часть территории СИП является «чистой» и может использоваться в народном хозяйстве. Существующие границы СИП являются явно избыточными и необоснованными с точки зрения радиационной безопасности.

Решение о необходимости планомерных работ по постепенной передаче земель СИП в народнохозяйственный оборот поддержано руководством Республики Казахстан (РК), что нашло отражение в решениях Совета Безопасности РК от 06 апреля 2009 года и Протокольном решении Межведомственной Комиссии при Совете Безопасности РК 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.

Территория СИП богата полезными ископаемыми, в частности, существуют месторождения угля, золота, никеля, железа, меди и т.д. Большие площади СИП по факту уже длительное время используются как сельскохозяйственные угодья, например, для выпаса скота, однако освоение СИП сдерживается как юридическим статусом полигона, так и его отрицательным имиджем.

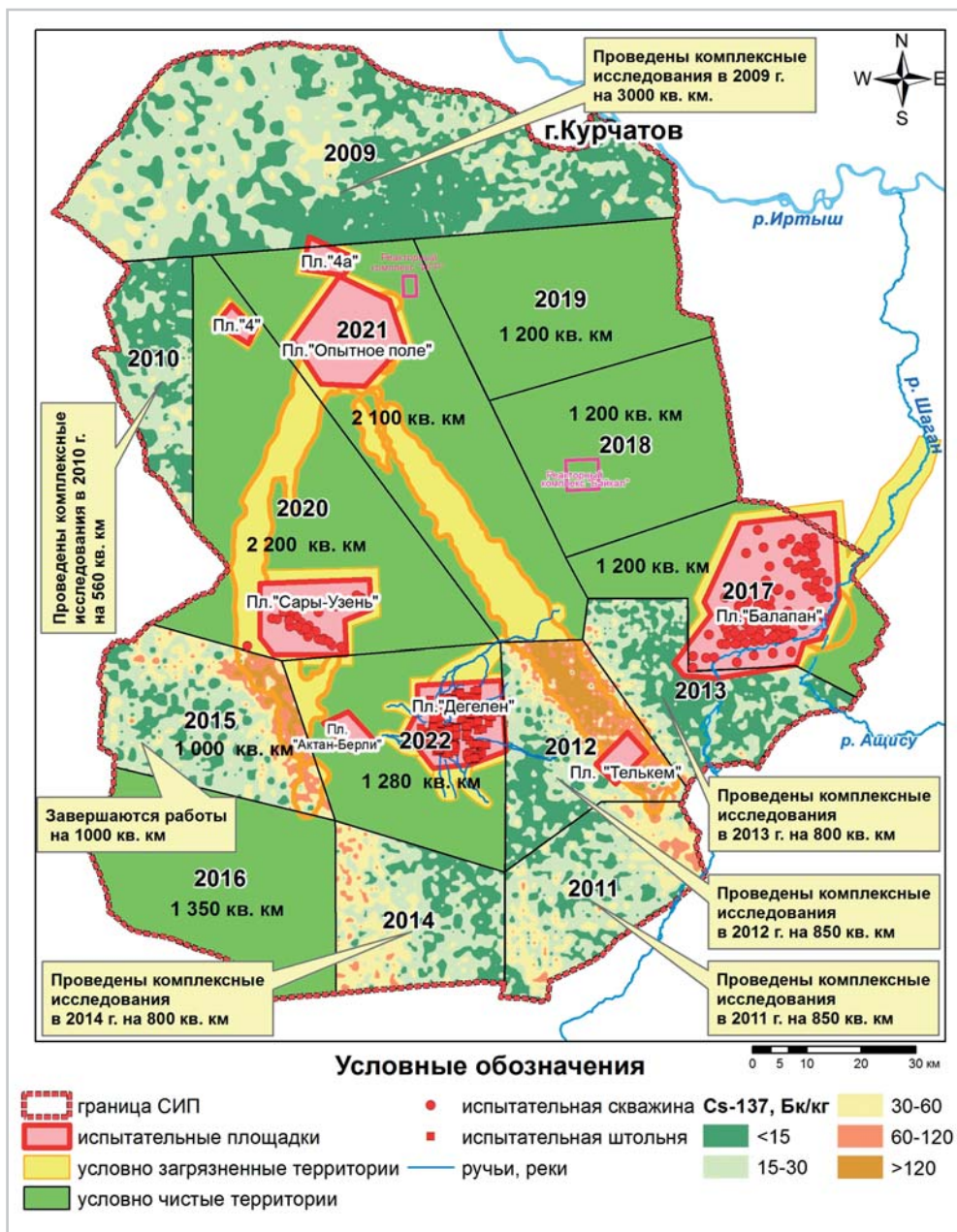


Рисунок 1. Общая карта СИП. Последовательность исследованных территорий

Систематическое исследование условно «фоновых» территорий СИП было начато в 2008 г. В 2008–2014 гг. проведено комплексное экологическое исследование части территории площадью 6 860 км² (37% от общей площади полигона), в том числе: Северная часть СИП в 2009 г. – 3 000 км², Западная часть СИП – в 2010 г. – 560 км², Юго-восточная часть СИП в 2011 г. – 850 км², в 2012 г. – 850 км², в 2013 г. – 800 км², Южная часть СИП в 2014 г. – 800 км².

При отсутствии достаточной и надежной информации о масштабах и характере радиоактивного загрязнения первоначально была выбрана методология, основанная на необходимости максимально детального его исследования. Методология включала: оценку общих характеристик почвенного покрова и характера распределения основных радионуклидов в почвах; оценку 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; оценку фауны исследуемого района и содержания радионуклидов в организме основных диких и домашних животных; оценку на основе экспериментальных данных возможных концентраций радионуклидов в сельскохозяйственной растениеводческой и животноводческой продукции при ее производстве на исследуемой территории; оценку дозовых нагрузок населения и персонала при осуществлении деятельности на исследуемой территории при сценарии «фермер, ведущий натуральное хозяйство» на основе полученных экспериментальных данных.

К настоящему времени накоплен достаточный научный материал о состоянии радиоактивного загрязнения СИП, при этом предварительная оценка показывает, что для ряда участков и территорий характер радиоактивного загрязнения одинаков, что позволяет оптимизировать методологию дальнейших исследований.

ГЛАВА 1.

ОБЩАЯ ИНФОРМАЦИЯ О КЛИМАТИЧЕСКИХ И ЛАНДШАФТНО-ГЕОГРАФИЧЕСКИХ УСЛОВИЯХ СИП

1.1. Климатические условия

Для климатической характеристики Семипалатинского испытательного полигона (СИП) использовались данные Интернет-ресурса [1] за период 2005–2013 гг.

Особенности географического положения СИП обуславливают резкую континентальность и засушливость климата. Термический режим в основном определяется радиационными (солнечная радиация) факторами, а также влиянием циркуляции атмосферы, проявляющейся 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. Средние месячные температуры воздуха, максимум и минимум температуры представлены на рисунке 2.

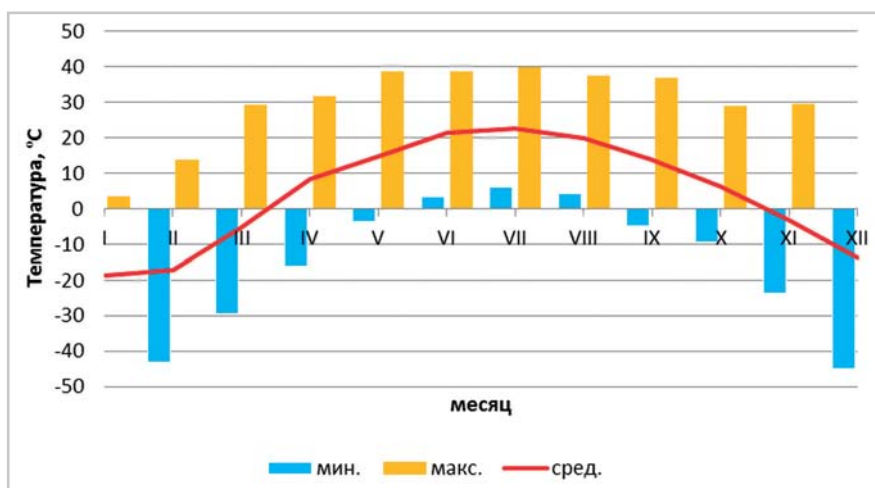


Рисунок 2. Среднемесячные значения, максимум и минимум температуры воздуха

1.1.1. 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. В зимнее время года, по многолетним данным, преобладают юго-восточные (38,4%) и южные ветры (16,3%). Противоположные им по направлению ветры наблюдаются значительно реже (9,8% – северо-западные, 1,8% – северные, 1,1% – северо-восточные, 3,2% – юго-западные). Зимние

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

В летнее время режим ветра резко меняется, преобладают ветры северо-западной (27,4%), западной (16,8%) и северной (14,9%) 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 характеризуется 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 3). Характер этих изменений можно проследить в годовом ходе среднемесячных скоростей ветра.

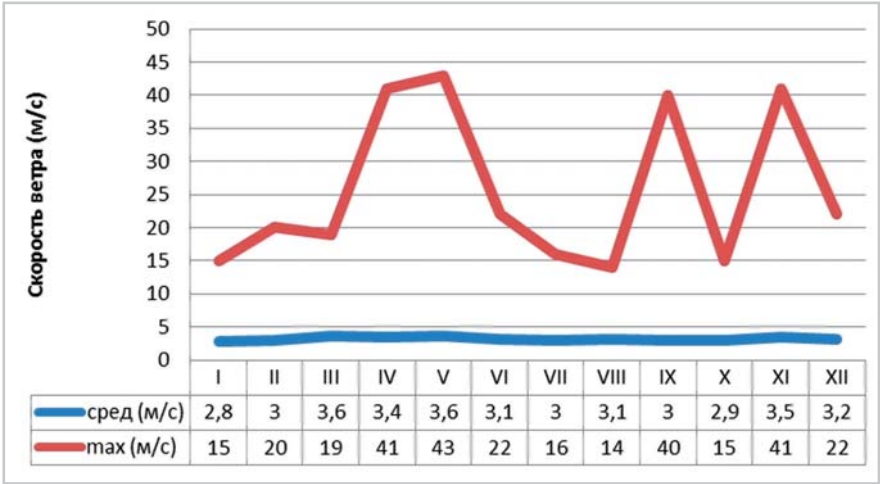


Рисунок 3. Среднемесячная скорость ветра за период с 2005 по 2013 гг.

Годовой ход средних значений скорости ветра имеет максимум и минимум. Наибольшие в году средние месячные скорости ветра наблюдаются с марта по июнь, а также в ноябре-декабре (3,1–3,6 м/с), наименьшие – в январе и октябре (2,8–2,9 м/с).

Сильные ветры наблюдаются в основном весной (апрель, май), а также в сентябре и ноябре. В результате просмотра результатов наблюдений было выявлено, что максимальная скорость ветра достигала 35–43 м/с. Штили наблюдались в 10,0% случаях от общего количества наблюдений, наибольшее количество штилей наблюдается летом – начале осени (2,0% от общего количества наблюдений).

При очень сильных и продолжительных ветрах возникают пыльные бури, их скорость достигает 20–30 м/с и более. Подъем почвенных частиц происходит быстрее на сухой неровной поверхности с бедной растительностью в условиях, ха-

рактерных для засушливых и полузасушливых 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 5 раз в год, максимум – 9 раз, минимум – 1 раз.

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

1.1.2. Осадки

Территория полигона 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 значительны. 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 77,0 до 362,0 мм. Максимальное количество осадков было в 2010 году – 900,0 мм/год, минимальное – в 2013 г. (77,0 мм/год). Распределение осадков по месяцам представлено на рисунке 4.

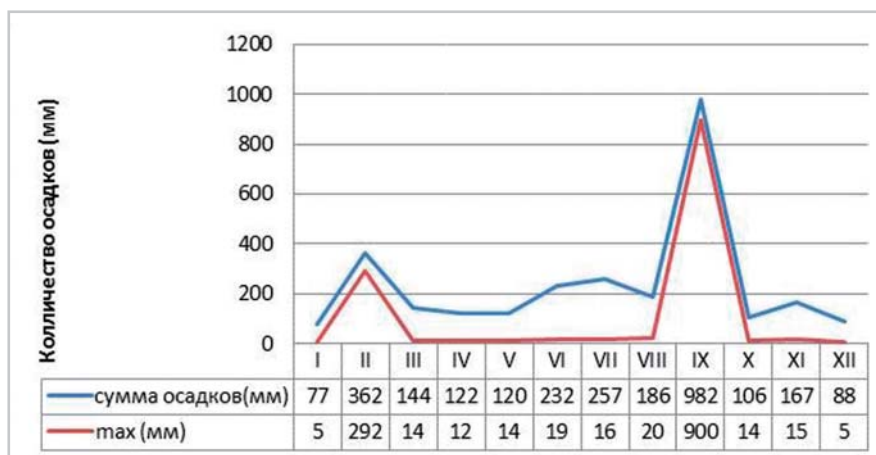


Рисунок 4. Распределение осадков по месяцам за период с 2005 по 2013 гг.

В режиме осадков хорошо просматривается летне-осенний их максимум. Барико-циркуляционные условия теплого полугодия благоприятствуют значительному выпадению осадков с июня по сентябрь, когда выпадает от 50 до 60% годовой суммы в виде ливневых дождей. Также значительные осадки наблюдаются в зимнее время года в виде редких обильных снегопадов. Однако осадки теплого полугодия сочетаются с высокими температурами, что снижает значение их как фактора увлажнения – при значительном возрастании испаряемости естественное увлажнение почвы недостаточно. В зимнее время года из-за низких температур осадки остаются на поверхности довольно долго (в среднем 2–3 месяца). В осенний период года, по сравнению с летними месяцами, количество осадков невелико, но в связи с понижением температуры воздуха в эти месяцы происходит значительное сокращение испарения, и выпадающие осадки удовлетворительно увлажняют почву.

1.2. Состояние почвенно-растительного покрова

В почвенно-географическом отношении территория СИП охватывает две подзоны степной зоны, а именно, подзону сухих степей с зональным подтипом каштановых почв и подзону пустынных степей на светло-каштановых почвах. В центральной и южной частях СИП получили распространение светло-каштановые почвы, которые с севера, запада и юга обрамляются более гумидной подзоной каштановых почв [2].

По ботанико-географическому районированию степной части центрального Казахского мелкосопочника (ЦКМ) территория СИП находится в пределах сухих типчаково-ковыльных степей на каштановых почвах и опустыненных полынно-ковыльных степей на светло-каштановых почвах; входит в состав Семипалатинского и Экибастузского округов Восточно-Казахстанской подпровинции [3].

Таким образом, более 90% территории СИП представлено степной растительностью на каштановых и светло-каштановых почвах. Оставшуюся часть территории фрагментарно заполняют кустарниковый тип растительности, пустынный (на солонцах и солончаках), а также лесной и луговой (наиболее широко представленные на площадке «Дегелен») [4].

В результате деятельности по проведению испытаний на некоторых участках технических площадок «Опытное поле», «Дегелен», «Балапан», «Сары-Узень» территории СИП растительность была частично уничтожена и на сегодняшний день представлена различными стадиями восстановления сообществ [5].

Ниже приводится более детальное описание почвенного и растительного покрова.

1.2.1. Почвенный покров

Среди зональных почв на территории СИП наиболее широкое распространение получили малоразвитые роды почв. Они формируются по сглаженным вершинам и склонам сопок на маломощных элювиально-делювиальных грубоскелетных отложениях. В широких сухих межсопочных равнинах формируются автоморфные

зональные нормальные и солонцеватые почвы, нередко в комплексе с солонцами автоморфными. В долинах мелких рек и ручьев, расчленяющих мелкосопочник, может наблюдаться генетический ряд почв от гидроморфных избыточно увлажненных до автоморфных зональных. Здесь низкие части долины могут быть заняты луговыми и даже болотно-луговыми почвами. По мере удаления от русла они сменяются полугидроморфными почвами, в которых в различной степени может проявляться процесс соленакопления. Заканчивается этот ряд, как правило, зональными щебнистыми почвами на шлейфах сопок.

На денудационных равнинах в большинстве своем преобладают зональные легкосуглинистые щебнистые почвы. Они часто несут в себе признаки солонцеватости и засоления. Замкнутые бессточные депрессии на равнинах и в мелкосопочниках заняты солончаками. Днища таких депрессий окаймляются полосой гидроморфных солонцов в комбинации с полугидроморфными солонцевато-солончаковыми зональными почвами [6].

На территории, переходной от Казахского мелкосопочника к Прииртышской равнине, широкое распространение получили комплексы зональных солонцеватых почв с солонцами степными, в которых последние нередко выходят на доминирующую роль. Наиболее близко облику почв каштанового типа соответствует морфологический профиль каштановых нормальных почв. Он четко дифференцирован на генетические горизонты. Мощность гумусового горизонта «А+В» колеблется в пределах 35–45 см. Сразу под гумусовым горизонтом располагается карбонатный горизонт. Карбонаты выделяются в виде белесых расплывчатых пятен. В почвообразующей породе могут встречаться скопления гипса [6].

Содержание органического вещества у каштановых почв может достигать 2,5–3,5 %. Верхняя часть профиля нормальных каштановых почв свободна от карбонатов. Эти почвы по всему профилю не содержат заметных количеств легкорастворимых солей.

Центральная и восточная часть СИП занята светло-каштановыми почвами, которые являются более южным зональным подтипом степной зоны. Они имеют устойчивый, сформированный профиль, для которого характерна небольшая мощность гумусового горизонта («А+В» у суглинистых разновидностей не превышает 35 см) и отчетливое деление на коричневато-серый со слоеватым сложением и комковатой непрочной структурой горизонта «А» и коричневато-светло-бурый уплотненный горизонт «В». Глубже выделяется плотный карбонатно-иллювиальный горизонт, переходящий в почвообразующую породу. Вскипание от соляной кислоты отмечается в пределах гумусового горизонта. В верхних горизонтах светло-каштановых почв содержится около 2–2,5 % гумуса. Описываемые почвы полигона в большинстве своем имеют легкосуглинистый механический состав и отличаются повышенным содержанием скелетных частиц по всему профилю [6].

Среди подтипов каштановых и светло-каштановых почв на территории полигона, кроме нормальных, встречаются также карбонатные, солонцеватые и малоразвитые роды почв. Карбонатные почвы распространены, преимущественно, среди почв каштановой подзоны.

Основными диагностическим признаком каштановых и светло-каштановых солонцеватых почв является наличие в их морфологическом профиле, резко вы-

деляющегося по цвету, плотности и структуре, иллювиального солонцеватого горизонта. Он имеет более темные коричневые тона в окраске, значительное уплотнение, и комковато-ореховатую или ореховато-призмовидную структуру. Из физико-химических показателей, прежде всего, следует выделить состав поглощенных оснований в солонцеватом горизонте. Поглощающий комплекс его содержит обменный натрий в количестве до 15% от суммы. Кроме того в этом горизонте усиливается щелочность и увеличивается содержание тонкодисперсных механических элементов.

Малоразвитые каштановые и светло-каштановые почвы формируются по пологим вершинам и склонам сопок, в местах, где коренные плотные породы залегают близко к поверхности, а мощность мелкоземистого слоя не превышает 40 см. Они характеризуются укороченным морфологическим профилем, сильной защебененностью почвенной массы и неполным набором генетических горизонтов.

Лугово-каштановые почвы – это почвы полугидроморфного ряда. Они формируются под лугово-степной растительностью в пониженных формах рельефа, вследствие чего получают дополнительное увлажнение за счет периодического влияния неглубоких грунтовых вод или поверхностного стока. Развиваясь в более благоприятных условиях, они отличаются от зональных несколько большей мощностью гумусового горизонта, более высоким содержанием органического вещества в нем, а, следовательно, и более темной окраской его. В этих почвах довольно часто проявляются признаки засоления и солонцеватости.

Луговые почвы на территории полигона распространены по низким частям долин мелких рек и ручьев, в частности, широко представлены в поймах ручьев горного массива Дегелен [7]. В их формировании активное участие принимают грунтовые воды, залегающие на глубине 1–3 м. Кроме того, они могут испытывать поверхностное увлажнение за счет затопления снеготальными и дождевыми водами. Своеобразие состава луговых почв определяется режимом увлажнения, степенью минерализации грунтовых вод, особенностями почвообразующих пород. Но для всех луговых почв характерно формирование мощного гумусового горизонта с высоким содержанием перегноя.

Солонцы на территории полигона встречаются в виде комплексов с другими почвами. Среди них различают автоморфные, полугидроморфные и гидроморфные типы. Профиль солонцов четко дифференцирован на генетические горизонты. Своеобразие морфологического строения генетического профиля солонцов заключается, прежде всего, в двух верхних горизонтах – элювиальном и иллювиальном.

Элювиальный, или надсолонцовый, горизонт окрашен обычно в более светлые серые тона. Он слабо уплотнен, обеднен минеральными и органическими коллоидами и имеет относительно облегченный механический состав. Иллювиальный, солонцовый горизонт резко отделяется от верхнего. Окраска его значительно темнее. Он очень сильно уплотнен, разбит вертикальными трещинами и имеет призмовидную, столбчатую или ореховатую структуру. Под солонцовым горизонтом располагается карбонатный с яркими новообразованиями карбонатов в виде «белоглазки». Глубже выделяется почвообразующая порода со скоплениями легкорастворимых солей и гипса.

Из физико-химических особенностей солонцов следует отметить повышенную емкость обмена в солонцовом горизонте, до 20 и более процентов от суммы поглощенных оснований. Реакция почвенных растворов в этом горизонте повышается до щелочной. Распределение гранулометрических фракций по вертикальному профилю показывает присущую солонцам закономерность – верхняя часть профиля обеднена илистыми частицами, а в иллювиальном горизонте их количество резко возрастает. Нередко в профиле солонцов содержится повышенное количество легкорастворимых солей.

Солончаки на территории полигона распространены по замкнутым бессточным депрессиям на денудационной равнине и в мелкосопочнике. Они формируются под влиянием минерализованных вод, залегающих на небольшой глубине, и за счет привноса солей с окружающих территорий поверхностным стоком. Общей отличительной особенностью всех солончаков является наличие в поверхностном слое легкорастворимых солей в количестве свыше 1 % [6, 7].

1.2.2. Растительный покров

Сообщества степного типа растительности (рисунок 5) формируются на равнинах, шлейфах и склонах сопок и низкогорий. Сухие караганово-холоднопопынно-типчаково-тырсовые (*Stipa capillata*, *Festuca valesiaca*, *Artemisia frigida*, *Caragana pumila*) степи на делювиально-пролювиальных равнинах и склонах мелкосопочника характерны для северо-западной части СИП. В высоком мелкосопочнике этой части полигона типичны сообщества с доминированием *Stipa kirghisorum*, *Helictotrichon desertorum*.



а)



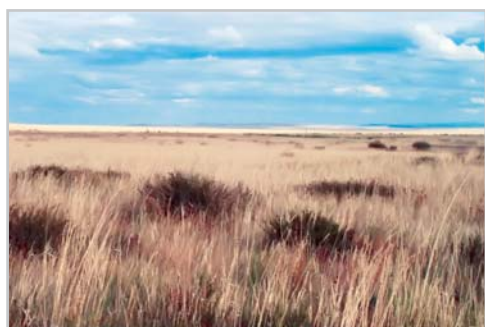
б)

Рисунок 5. Типчаково-тырсовая степь (а);
холоднопопынная с дерновинными злаками предгорная степь (б)

Плакорные типы опустыненных тонковатопольно-типчаково-тырсовых (*Stipa sareptana*, *Festuca valesiaca*, *Artemisia gracilescens*) степей на светло-каштановых суглинистых почвах типичны для пологонаклонных равнин в северо-восточной и восточной части СИП. Попынно-типчаково-ковыльковые (*Stipa lessingiana*, *Festuca valesiaca*, *Artemisia sublessingiana*, *A. albida*) степи на светло-каштановых дресвянистых и щебнистых почвах характерны для межсопочных и подгорных

равнин гранитных низкогорий центральной и юго-западной части полигона. Гемипсаммофитные варианты степей – маршалловопопынно-типчаково-тырсиковые (*Stipa sareptana*, *Festuca valesiaca*, *Artemisia marschalliana*) с участием *Spiraea hypericifolia* на светло-каштановых легкосуглинистых и супесчаных почвах представлены на древнеаллювиальных равнинах восточной части СИП [4].

Кустарниковые заросли (рисунок 6), встречающиеся на территории СИП, группируются по приуроченности к определенным местообитаниям. К межзопочным ложбинам, степным западинам приурочены заросли степных кустарников из *Spiraea hypericifolia*, *Caragana pumila*, иногда *Halimodendron halodendron*. На матрацевидных плиточных гранитах характерны кустарниковые ценозы с участием *Spiraea trilobata*, *Rosa spinosissima*, *Cotoneaster oliganthus*, *C. melanocarpus*, *Lonicera microphylla*, *Pentaphylloides parvifolia*, иногда в их составе встречаются *Berberis sibirica*, *Ribes saxatile*, *Juniperus sibirica*. На каменистых осыпях по распадам обычны заросли *Juniperus sabina*. На осыпях и песчано-галечниковых сухих руслах распространены ценозы из *Caragana pumila*, *Atraphaxis frutescens*, *Convolvulus fruticosus*. В тенистых ущельях и под пологом березово-осиновых рощиц типичны кустарниковые заросли с участием *Rosa majalis*, *R. glabrifolia*, *Padus avium*, *Lonicera tatarica*, *Ribes nigrum*, *Rubus idaeus*. Ивовые заросли, сложенные *Salix cinerea*, *S. viminalis*, *S. rosmarinifolia*, *S. triandra*, произрастают в поймах ручьев, вокруг родников и техногенных водоемов [4].



а)



б)

Рисунок 6. Караганово-дерновиннозлаковая степь на равнине (а), кустарниково-дерновиннозлаковая степь на высоком мелкосопочнике (б)

На территории СИП широко представлены петрофитные варианты степей. Гранитные низкогорья, например горный массив Дегелен, высокие и низкие мелкосопочники создают разнообразие экологических условий для формирования петрофитной растительности (рисунок 7, а). В гранитных низкогорьях хорошо выражена высотная поясная смена растительности. Для предгорных равнин и шлейфов низкогорий характерны караганово-холоднопопынно-типчаково-тырсовые сообщества (*Stipa capillata*, *Festuca valesiaca*, *Artemisia frigida*, *Caragana pumila*). На дресвянистых участках склонов представлены сообщества с доминированием *Ziziphora clinopodioides*, *Thymus serpyllum*, *Veronica incana*, *Festuca valesiaca*. На малоразвитых и неполноразвитых почвах склонов северной и северо-восточной экспози-

ции формируются разнотравно-осоково-злаковые (*Helictotrichon desertorum*, *Stipa kirghisorum*, *Festuca valesiaca*, *Carex pediformis*, *Thalictrum foetidum*, *Bupleurum aureum*, *Chamaerhodos erecta*, *Pulsatilla patens*) сообщества. Для южных склонов типичны злаково-разнотравные (*Fragaria viridis*, *Dianthus acicularis*, *Veronica spuria*, *Artemisia latifolia*, *A.rupestris*, *Festuca valesiaca*, *Stipa capillata*, *Agropyron cristatum*) с участием кустарников (*Spiraea trilobata*, *S.hypericifolia*, *Caragana pumila*, *Lonicera microphylla*). На гранитных плитах распространены петрофитно-разнотравно-кустарниковые (*Spiraea trilobata*, *Rosa spinosissima*, *Cotoneaster oliganthus*, *Lonicera microphylla*, *Pentaphylloides parvifolia*, *Orostachys spinosa*, *Sedum hybridum*, *Onosma simplicissima*, *Thalictrum simplex*) ценозы. На каменистых вершинах обычны петрофитно-разнотравно-лишайниковые группировки с преобладанием *Parmelia vagans*, *P. cetrata*, *Diploschistes scropsus*, *Orostachys spinosa*, *Euphorbia humilis*, *Patrinia intermedia*, *Onosma simplicissima*, *Silene suffrutescens*, *Hieracium echinoides* [4].



а)



б)

Рисунок 7. Петрофиты на высоком мелкосопочнике (а), фрагменты лесного типа растительности с *Pinus sylvestris* на Дегелене (б)

Фрагменты лесного типа растительности встречаются в особо благоприятных условиях: небольшие осиново-березовые (*Betula pendula*, *Populus tremula*) рощицы с участием *Populus canescens*, *Crataegus chlorocarpa*, *Rosa majalis*, *Padus avium*, *Lonicera tatarica*, *Ribes nigrum*, *Rubus caesius* и богатым злаково-разнотравным (*Angelica sylvestris*, *Sanguisorba officinalis*, *Thalictrum flavum*, *Galium boreale*, *Agrimonia pilosa*, *Calamagrostis epigeios*, *Poa angustifolia*, *Melica transsylvanica*) травяным ярусом формируются в долинах ручьев и на склонах тенистых ущелий гранитных низкогорий (рисунок 7, б).

На слабонарушенном высоком гранитном гребне выявлено единственное на Дегелене местопроизрастание *Pinus sylvestris* (рисунок 7, б). Древесный ярус образуют *Pinus sylvestris* и *Betula pendula*. В тенистых расщелинах гранитных плит характерны папоротники из родов *Asplenium* и *Woodsia*. На поверхности гранитных плит хорошо развит мохово-лишайниковый ярус с доминированием *Parmelia vagans*, *P.cetrata*, *Cladonia sylvatica*, а единичные растения *Pentaphylloides parvifolia*, *Orostachys spinosa*, *Sedum hybridum*, *Veronica incana* обрамляют трещины с мелкоземом [4].

Болотистые луга с доминированием *Phragmites australis*, *Typha angustifolia*, *T.laxmannii*, *Bolboschoenus planiculmis*, *Carex omskiana* характерны для природниковых лугов, зоны влияния водохранилища Шагана, понижений пересыхающих русел, окраин фильтрационных водоемов у «Атомного» озера и окраин техногенных водоемов. Полидоминантные настоящие луга из *Calamagrostis epigeios*, *Elytrigia repens*, *Bromopsis inermis*, *Glycyrrhiza uralensis* встречаются фрагментарно в поймах рек. Остепненные луга с участием *Leymus angustus*, *Poa angustifolia*, *Bromopsis inermis*, *Medicago falcata*, *Potentilla bifurca* характерны для межсочных ложбин, склонов террас рек, внутренних подгорных долин. Галофитные варианты лугов представлены ценозами с доминированием *Puccinellia dolicholepis*, *Hordeum brevisubulatum*, *H.bogdanii*, *Aeluropus litoralis*, *Achnatherum splendens*. Они распространены в поймах рек и на надпойменных террасах, озерных впадин, вокруг техногенных водоемов. Широко луговая растительность представлена в поймах ручьев горного массива Дегелен (рисунок 8, а).



а)



б)

Рисунок 8. Луговая растительность в пойме ручья горного массива Дегелен (а), поташниково-соранговое сообщество на солончаке луговом (б)

Пустынные сообщества (рисунок 8, б) в пределах степной области формируются в особых условиях местообитания – на почвах засоленного ряда (солонцах и солончаках). Подобные местообитания встречаются в солончаковых депрессиях равнин, местах выхода засоленных палеозойских глин, озерных впадинах, а также на надпойменных террасах рек. Пустынный тип растительности представлен сообществами, образованными гиперксерофильными и галоксерофильными полукустарничками – представителями семейства Маревых и некоторых видов рода *Artemisia*. Пустынные сообщества сформированы следующими доминантными видами: *Atriplex cana*, *Anabasis salsa*, *Halimione verrucifera*, *Nanophyton erinaceum*, *Halocnemum strobilaceum*, *Kalidium schrenkianum*, *Artemisia schrenkiana*, *A. pauciflora*, *A.nitrosa*.

1.3. Гидрогеологические условия

Гидрогеологические условия территории СИП типичны для территорий центрально-казахстанского мелкосопочника. Малое количество атмосферных осадков (170–460 мм в год, среднемноголетнее – 263 мм, в многоводный год – 382 мм, в маловодный – 221 мм), даже при отсутствии сплошного покрова рыхлых слабопроницаемых отложений (благоприятные условия инфильтрации), формируют ограниченное количество естественных ресурсов подземных вод. Повсеместно развитые трещинные подземные воды палеозойских пород не образуют значительных естественных запасов (статических, емкостных).

Территория полигона входит в состав региональной гидрогеологической системы левобережья реки Иртыш. Главным направлением движения подземных вод является северо-северо-восточное, областью разгрузки подземных вод является река Иртыш (рисунок 9).

В результате геологической истории развития, на территории СИП сформировался своеобразный геологический разрез, определяющий общие гидрогеологические условия: в основании залегают неизменные, практически водоупорные палеозойские породы, выше – трещиноватые породы палеозоя и дезинтегрированные водопроницаемые образования коры выветривания, перекрытые глинистыми образованиями коры выветривания и глинами неогена в понижениях рельефа. Четвертичные суглинистые покровные отложения относительно слабопроницаемые, маломощные или отсутствуют.

Гидрогеологическая система территории включает в себя водоносные горизонты поровых вод и региональный комплекс трещинных вод. Грунтовые воды имеют спорадическое распространение. Они представлены поровыми водами аллювиальных отложений террас в долинах постоянных и временных водотоков, а также поровыми водами аллювиально-пролювиальных отложений равнин. Поровые воды безнапорные, залегают на глубине до 10,0 м.

Трещинные воды распространены на СИП повсеместно и приурочены к зоне экзогенной трещиноватости пород фундамента. В горной местности преобладают гидрокарбонатные воды с низкой минерализацией до 1,0 г/л. На участках бессточных впадин часто отмечаются хлоридные воды с высокой минерализацией до 70 г/л. Трещинные воды, как правило, напорные, с дебитом до 10 л/с. Общая мощность водоносного горизонта достигает 50 м. Глубина залегания водоносных структур от 10 до 60 м. Значения истинной скорости перемещения трещинных вод в пределах территории полигона могут изменяться от 170 до 900 м/год. На большей части территории СИП движение подземных вод осуществляется при достаточно малых величинах гидравлического уклона и низких скоростях фильтрации. Этому способствуют невысокие значения коэффициента фильтрации, не превышающие величины 1 м/сут. Фильтрационная неоднородность пород значительна и неравномерна по площади.

Тектонические разломы. К тектоническим разломам относятся разломы, ограничивающие основные складчатые структуры. Они могут рассматриваться как неблагоприятный фактор для инженерного строительства, определяющий деформационные, прочностные и фильтрационные свойства массивов горных пород.

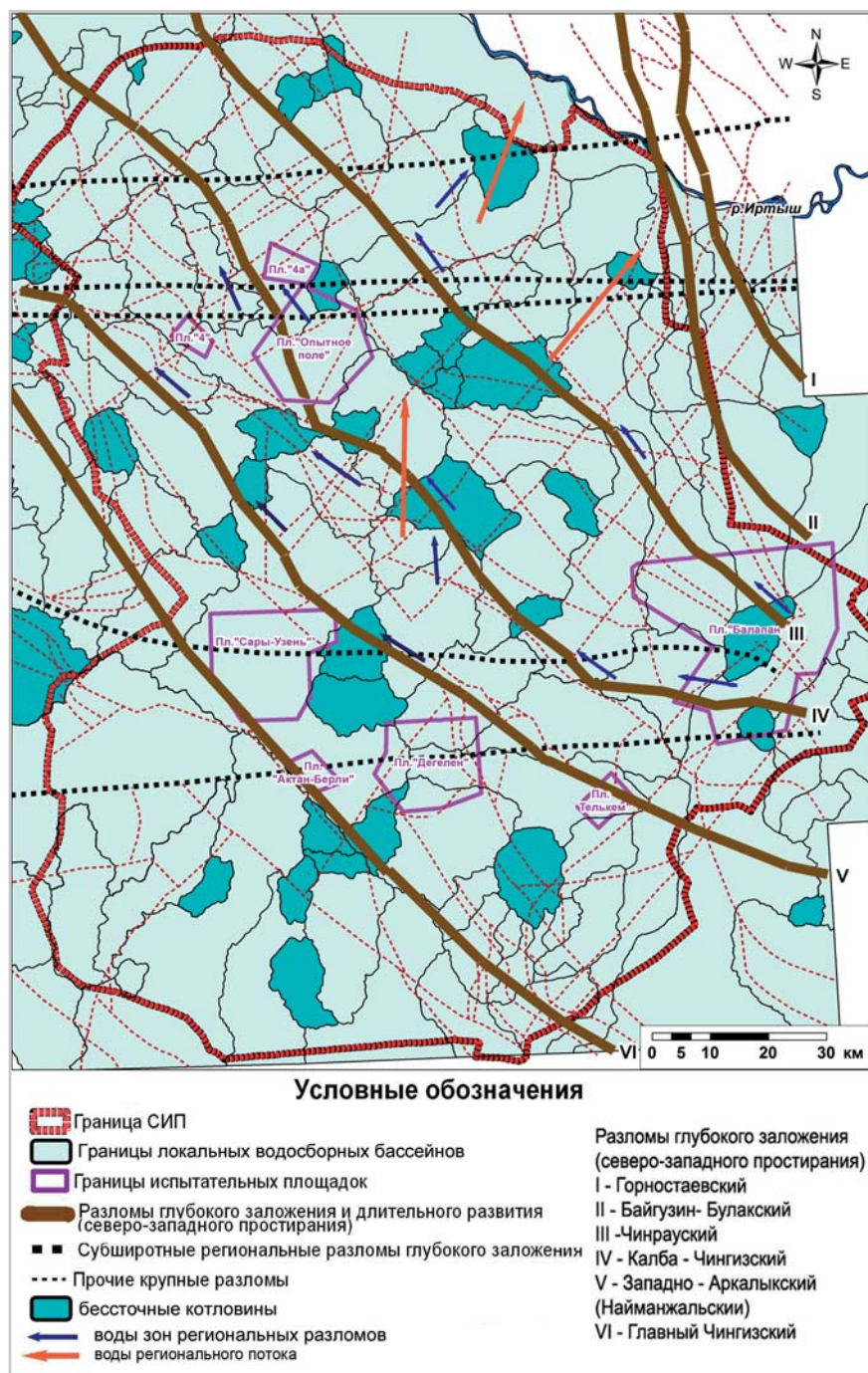


Рисунок 9. Схема локальных водосборных бассейнов и тектонических разломов СИП

Зоны влияния разломов характеризуются повышенной трещиноватостью, наличием зон дробления, брекчирования, рассланцевания и гидротермально-метаморфических изменений вмещающих горных пород. Мощность зон влияния региональных разломов достигают нескольких сотен метров. Плоскости падают под углом до 80 градусов. Протяженность региональных разломов – от десятков до нескольких сотен километров. Как правило, строение зон влияния характеризуется чередованием зон сжатия и растяжения, где фильтрационные параметры горных пород могут увеличиться более чем в 10 раз. В связи с чем, скорость движения подземных вод в зонах влияния более интенсивная, чем в окружающих горных породах. Таким образом, в зонах влияния региональных разломов формируется особый тип трещинных вод, именуемый как трещинно-жильный. На рисунке 9 представлена схема тектонических нарушений территории Семипалатинского полигона.

Исходя из вышесказанного, зоны влияния тектонических разломов на территории СИП следует считать основными возможными путями выноса загрязненных подземных вод из мест проведения подземных ядерных взрывов (ПЯВ) в подземные воды чистых территорий.

ГЛАВА 2.

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ РАДИАЦИОННОЙ ОБСТАНОВКИ НА СИП

2.1. Испытательная площадка «Опытное поле»

Радиоактивное загрязнение поверхностного слоя почвы испытательной площадки «Опытное поле» в пространственном отношении можно разделить на несколько видов:

- эпицентральные зоны – локальные участки радиоактивного загрязнения местности, имеющие форму круга диаметром от нескольких десятков метров до нескольких километров, в зависимости от мощности испытаний;
- следы радиоактивных выпадений от наземных и воздушных ядерных испытаний;
- места проведения неядерных испытаний (гидроядерные и гидродинамические эксперименты) – локальные участки радиоактивного загрязнения местности, не имеющие определенной пространственной формы;
- следы радиоактивных выпадений от неядерных испытаний – гидроядерных и гидродинамических экспериментов.

2.1.1. Общая информация

«Опытное поле» было первой испытательной площадкой Семипалатинского полигона и предназначалось для проведения атмосферных (наземных и воздушных) ядерных испытаний в период с 1949 по 1962 гг. Площадка представляет собой равнину диаметром примерно 20 км, окруженную с трех сторон невысокими горами. «Опытное поле» занимает площадь размером около 300 км², периметр – 64 км. Площадка расположена на расстоянии более 50 км от города Курчатова и около 170 км от города Семипалатинска (рисунок 10).

«Опытное поле» представляло собой крупномасштабный комплекс инженерно-строительных сооружений, предназначенных для проведения испытаний и регистрации параметров ядерного взрыва в условиях натурального эксперимента.

Для проведения испытаний атомной бомбы на полигоне были подготовлены [8, 9]:

- «Опытное поле» (площадка «П») радиусом 10 км, оборудованное специальными сооружениями, обеспечивающими проведение испытаний, наблюдение и регистрацию физических измерений;
- площадка КБ-11 (площадка «Н»), расположенная на восточной границе Опытного поля, со зданиями и сооружениями, предназначенными для сборки изделия перед испытаниями, хранения узлов и деталей атомной бомбы, аппаратуры и оборудования;

- штабной городок (площадка «Ш»), расположенный примерно в 5 км от границы «Опытного поля», на его северо-восточном радиусе, и предназначенный для размещения штаба войск охраны и энергосилового обеспечения «Опытного поля».

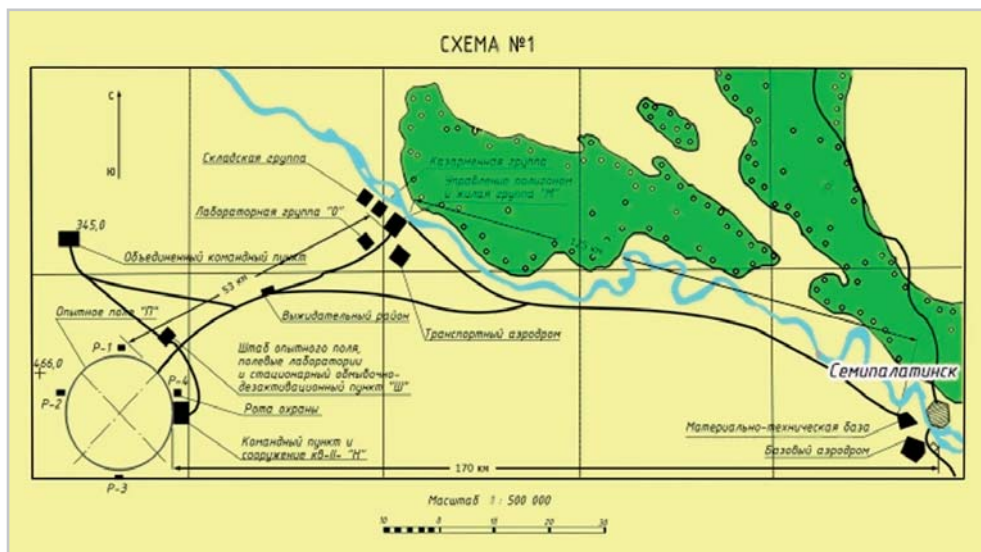


Рисунок 10. Расположение площадки «Опытное поле» [8]

Технологическая площадка «Н» [9]. В 10 км от центра «Опытного поля» в восточном направлении, одновременно со строительством на «Опытном поле», было развернуто строительство технологической площадки «Н». Здания и сооружения площадки должны были обеспечивать сборку заряда перед испытанием, хранение его узлов и деталей, а также размещение и хранение необходимой для этих целей аппаратуры и оборудования. Сооружение 12П – основной командный пункт «Опытного поля», сохранившийся до настоящего времени. Сооружение располагалось на расстоянии 10800 м от центра поля на восток.

Штабной городок – площадка «Ш» [9]. В 15 км от центра «Опытного поля» в распадке между пологими холмами осуществлялось строительство городка – площадки «Ш», предназначенного для размещения электростанции, обеспечивающей энергосиловое снабжение «Опытного поля» и площадки «Н», для проживания участников испытаний – личного состава полигона и прикомандированных лиц, а также для размещения подразделений охраны и строительных частей.

Таким образом, к августу 1949 г. в результате строительства первой очереди полигона была создана мощная испытательная база, позволявшая проводить как наземные, так и воздушные испытания ядерных боеприпасов практически без строительства новых приборных сооружений.

Площадки для проведения серий наземных и воздушных ядерных взрывов. Изначально вся территория «Опытного поля» условно называлась площадка «П». По всей видимости, позже, когда было принято решение о строительстве других

испытательных площадок в пределах «Опытного поля», его центральную часть (центральную площадку) в радиусе несколько километров стали называть площадка П-1.

В 1953 г. начала возрастать интенсивность проведения ядерных испытаний, связанная, главным образом, с необходимостью осуществления не только наземных, но и воздушных взрывов различной мощности, следовательно, появилась потребность в строительстве новых испытательных площадок. Причем можно выделить две основных причины возникновения такой потребности: во-первых, это увеличение числа разработок промышленностью новых образцов ядерного оружия различного назначения (для авиации, ракетных войск и артиллерии, военно-морского флота и др.) и, во-вторых, наличие на «Опытном поле» только одной испытательной площадки П-1. К тому же, в центре этой площадки и там, где стояла башня для размещения ядерного заряда, после термоядерного взрыва в августе 1953 г. образовалась большая воронка, и возникло сильное радиоактивное загрязнение территории площадки, что исключало возможность дальнейшего использования большинства построенных на ней приборных сооружений.

Началось строительство новых испытательных площадок: для наземных взрывов – площадка П-2; для воздушных взрывов малой и средней мощности – площадка П-3; для воздушных взрывов большой мощности – площадка П-5. На площадках П-3 и П-5, построенных специально для проведения воздушных взрывов при бомбометании с самолетов, были подготовлены целеуказатели – кресты из мела и белой глины для визуального прицеливания, а также установлены уголковые отражатели. Для размещения приборов были построены новые подземные казематы, а для кино- и фотокамер – подвижные сооружения КРВ. Территория создаваемых испытательных площадок распространялась на расстояние до 2 км от центра площадки. В юго-восточной части «Опытного поля» была создана площадка П-6, на которой проводились специальные испытания [10]. Информация об этих испытаниях отсутствует.

Исходя из хронологии проведения ядерных испытаний [8], строительство площадки П-7 было завершено к 1961 г., после чего на площадке проводились испытания, в основном, с целью исследования аварийных режимов и аварийных ситуаций.

На рисунке 11 представлено расположение испытательных площадок на «Опытном поле», штабного городка, командного пункта и других объектов. На космоснимке хорошо видны места проведения ядерных испытаний, контуры испытательных площадок и некоторых объектов (приборные сооружения, мосты, полевой аэродром и др.), построенных для изучения поражающих факторов ядерного взрыва.

Всего на «Опытном поле» было проведено 30 наземных испытаний, из них в 5 случаях ядерное устройство не сработало, и 86 воздушных испытаний [10–16].

По условиям проведения ядерных испытаний была принята следующая классификация [8]:

наземный взрыв – ядерное испытание на поверхности земли или на испытательной башне. К этой категории отнесен также ядерный взрыв 30.10.54 г. (авиабомба) с подрывом на небольшой высоте;

воздушный взрыв – ядерное испытание в атмосфере при таких условиях, когда расширяющийся огненный шар не касается поверхности земли. В этой категории отдельно выделены высотные и космические взрывы. На формирование радиационной обстановки в прилегающих к полигону районах повлияли, в основном, 11 наземных испытаний, поскольку остальные 14 испытаний были проведены в режиме максимального осадения продуктов ядерного взрыва непосредственно в пределах полигона [17].

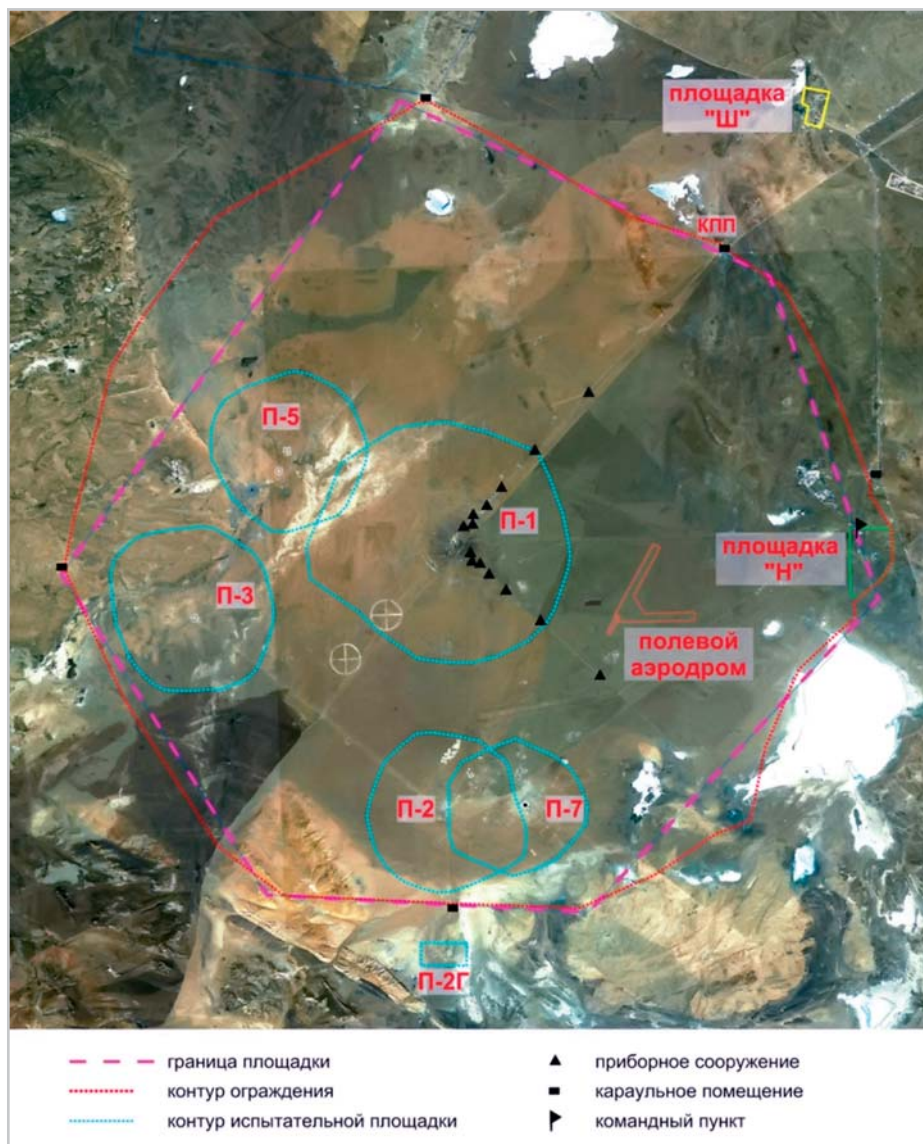


Рисунок 11. Расположение площадок на Опытном поле

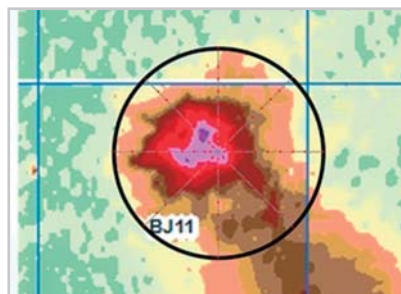
В районе эпицентров наземных испытаний, в основном, образовались воронки диаметром десятки метров с выраженным навалом грунта и шлака. В некоторых местах проведения наземных испытаний воронки и другие следы ядерного взрыва (шлак, оплавленные частицы почвы и др.) отсутствуют. Такие последствия возможны в случае испытания зарядов малой мощности на высоких башнях, а также в случае проведения рекультивационных работ, когда выброшенный грунт сдвинут обратно в воронку и эпицентральный участок отсыпан чистым грунтом. Большинство эпицентров ядерных испытаний может быть идентифицировано, в первую очередь, по наличию воронок. Другими признаками эпицентральных зон могут являться целеуказатели на поверхности земли в виде окружностей и квадратов с крестами, а также расположенные вблизи (вокруг) эпицентров техногенные объекты. Основным подтверждением обнаружения эпицентра ядерного испытания является наличие радиоактивного загрязнения местности.

2.1.2. Эпицентральные зоны

По результатам площадного радиационного обследования площадки «Опытное поле», выполненного в 2012–2014 гг., было идентифицировано 24 места проведения ядерных испытаний на земной поверхности (наличие воронок, рисунок 12) или на небольшой высоте (отсутствие значительных нарушений ландшафта, рисунок 13).



а) Воронка от ядерного испытания

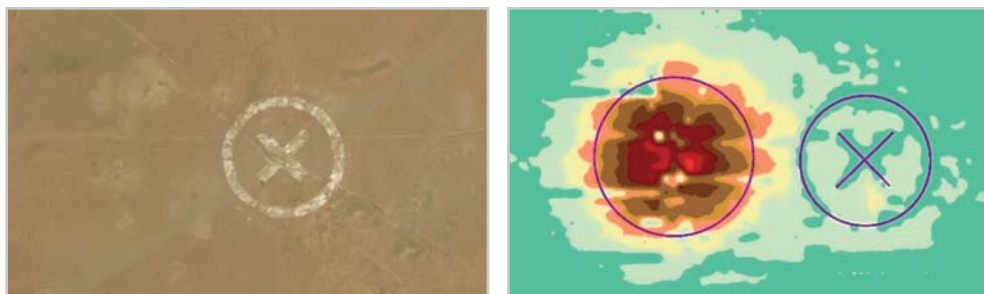


б) Площадное распределение ^{137}Cs в месте проведения испытания

Рисунок 12. Ядерное испытание на объекте В-1

На технических площадках П-2 и П-7 выявлено 13 эпицентров испытаний, на площадках П-3 и П-5 – 8 эпицентров, на площадке П-1 – 2 эпицентра, и одно испытание вне технических площадок – на участке В-1, расположенном в 2 км южнее площадки П-3.

Все идентифицированные места проведения ядерных испытаний имеют схожие признаки: первый – в пространственном отношении радиоактивное загрязнение поверхностного слоя почвы в месте испытания имеет форму круга с четкими границами; второй – экспоненциальное снижение удельной активности продуктов ядерного взрыва (продуктов деления, активации конструкционных материалов заряда и элементов окружающей среды, а также самого материала ядерного заряда) от эпицентра взрыва к границе области радиоактивного загрязнения.



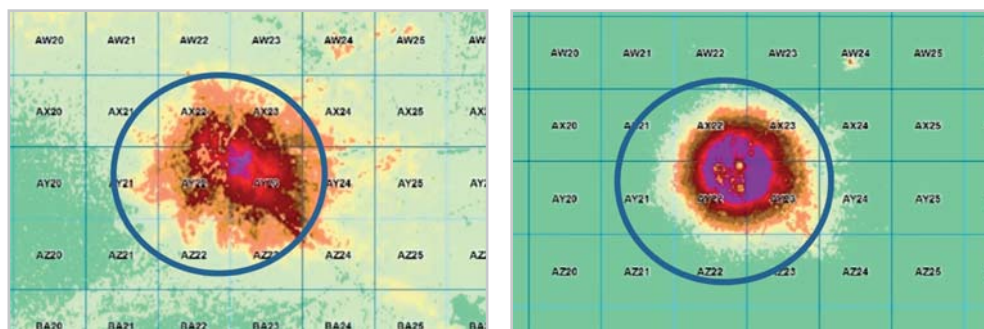
а) Спутниковый снимок места проведения испытания, свидетельствующий об отсутствии воронки в месте проведения испытания

б) Площадное распределение ^{152}Eu в месте проведения испытания

Рисунок 13. Ядерное испытание на площадке П-3

Эти особенности позволяют выделить данный тип радиоактивного загрязнения местности в отдельную группу – «эпицентральные зоны» ядерных испытаний. Физический смысл понятия «эпицентральная зона» с точки зрения радиоактивного загрязнения местности можно описать следующим образом. Эпицентральная зона – это область вблизи эпицентра ядерного взрыва, в которой наличие радионуклидов в поверхностном слое почвы обусловлено комплексом физико-химических процессов взаимодействия испарившихся радиоактивных продуктов с окружающей средой в период развития светящейся области, разлетом и выпадением на местности грунта из воронки взрыва (если таковая образуется), а также нейтронной активацией грунта.

Другими словами, эпицентральные зоны представляют собой суперпозицию двух основных областей радиоактивного загрязнения местности – зоны выпадения радиоактивных частиц из облака взрыва и зоны наведенной активности (рисунок 14).



а)

б)

Рисунок 14. Эпицентральная зона на площадке П-1:

а) зона выпадения радиоактивных частиц (радиоактивное загрязнение местности ^{137}Cs);

б) зона наведенной активности (радиоактивное загрязнение местности ^{152}Eu)

Пространственные характеристики эпицентральных зон – их радиус, заглубление радионуклидов и распределение активности внутри зоны, также будут определяться двумя основными механизмами их формирования – выпадением радиоактивных частиц из облака взрыва и нейтронной активацией подстилающей поверхности.

В первом случае (в существенно упрощенном виде) факторами, определяющими радиус эпицентральной зоны и экспоненциальное снижение активности радионуклидов от эпицентра взрыва к границе эпицентральной зоны, являются гравитационное осаждение частиц и стоковое сопротивление среды (Закон Стокса) при их разлете во время взрыва. Более крупные частицы, несущие большую активность, будут выпадать ближе к эпицентру и т.д.

Во втором случае, также в упрощенном виде, такими факторами, являются полное макроскопическое сечение взаимодействия нейтронного источника со средой Σ_t , определяющее полную длину свободного пробега нейтронов $\lambda=1/\Sigma_t$, и вероятность достижения расстояния R без столкновения $\rho(R)=\exp(-\Sigma_t R)$ [18]. Очевидно, что при взаимодействии со средой будет происходить потеря энергии нейтронов, и как следствие, сокращение расстояния пробега нейтронов от источника.

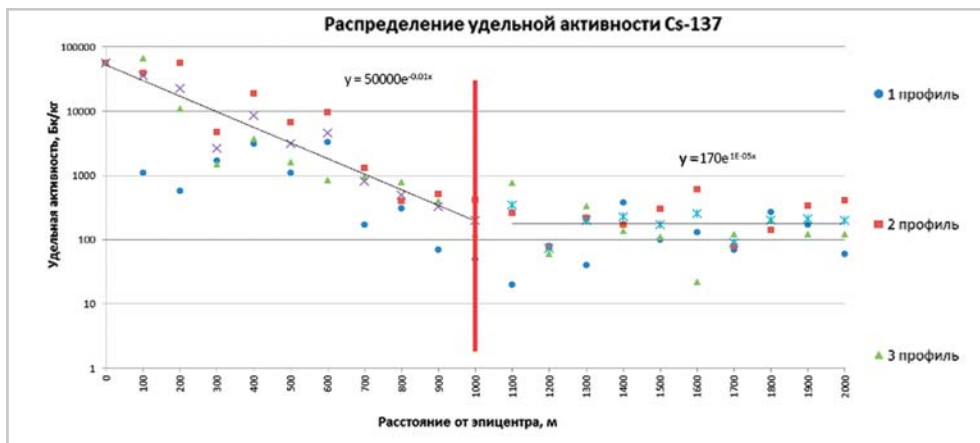
В качестве примера можно привести радиальное распределение ^{137}Cs (выпадение радиоактивных частиц) и ^{152}Eu (нейтронная активация среды) на площадке П-1 (рисунок 15).

Исследования проведены по трем профилям, берущим начало от эпицентра испытания (на рисунке – «Расстояние от эпицентра «0» м») и далее в трех разных направлениях. Как видно из рисунка, здесь наблюдается экспоненциальное снижение удельной активности ^{137}Cs и ^{152}Eu от эпицентра взрыва (максимальные значения) до отметки 1000 м, где значения удельной активности этих радионуклидов выходят далее на «плато», т.е. до уровня «фоновых» значений для данной территории (красной линией показана граница эпицентральной зоны).

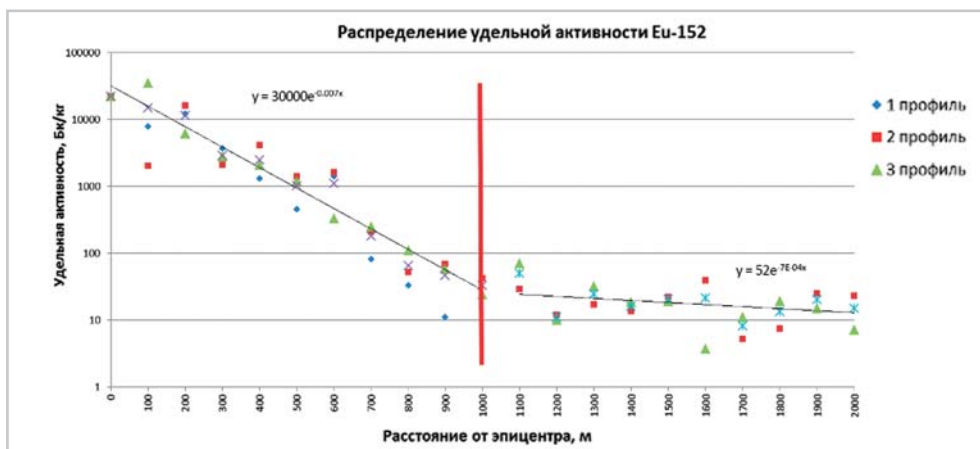
Несмотря на то что здесь (в эпицентральной зоне) имеют место два разных механизма формирования радиоактивного загрязнения местности, в совокупности они дают сочетанный эффект – снижение активности (по экспоненте) до границы эпицентральной зоны, характерный для всех наземных ядерных испытаний на площадке «Опытное поле».

Таким образом, «эпицентральной зона» – это область/территория, имеющая форму круга, где концентрация радионуклидов, образовавшихся в момент испытания, достигает максимальных значений в центральной части и экспоненциально снижается к периферии.

Ключевой характеристикой эпицентральной зоны является функция снижения активности i -го радионуклида от эпицентра испытания до границы зоны, характеризующаяся «фоновыми» (для данной территории) уровнями содержания радионуклидов в поверхностном слое почвы.



а)



б)

Рисунок 15. Распределение ^{137}Cs и ^{152}Eu в верхнем слое почвы в радиальном удалении от эпицентра испытания 1953 г. на площадке П-1

В настоящее время радиоактивное загрязнение в эпицентральных зонах характеризуется наличием продуктов деления (^{137}Cs , ^{90}Sr), продуктов активации (^{60}Co , изотопы Eu , ^3H и др.) и материала ядерного заряда ($^{239+240}\text{Pu}$, ^{235}U , ^{241}Am). При этом, каждому испытанию присущ свой преимущественный изотопный состав. Так, все места проведения испытаний можно условно разделить на три группы: 1) места проведения ядерных испытаний с большим энерговыделением – наличие значительных количеств продуктов деления (^{137}Cs , ^{90}Sr) ядерного взрыва; 2) места ядерных экспериментов с малым или полным отсутствием ядерного энерговыделения – высокие концентрации материала заряда ($^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am); 3) места проведения испытаний с высоким (интенсивным) нейтронным потоком – наличие значительных количеств продуктов активации (^{60}Co , изотопы Eu , ^3H и др.).

В таблице 1 представлены типичные уровни удельной активности радионуклидов в почве для мест проведения различных ядерных испытаний.

Таблица 1.

Максимальные значения удельной активности радионуклидов в почве на площадке «Опытное поле» по состоянию на 2014 год

Радионуклид		Удельная активность, Бк/кг		
		Места проведения ядерных испытаний с большим энерговыделением, выше 1 кт	Места ядерных экспериментов с малым или полным отсутствием ядерного энерговыделения, менее 1 кт	Места проведения испытаний с высоким нейтронным потоком
Продукты деления ядерного взрыва	¹³⁷ Cs	n·10 ⁶	n·10	n·10 ³
	⁹⁰ Sr	n·10 ⁵	n·10	n·10 ³
Продукты активации ядерного взрыва	⁶⁰ Co	n·10 ²	n·10	n·10 ³
	¹⁵² Eu	n·10 ³	n·10	n·10 ⁵
Материал ядерного заряда	²⁴¹ Am	n·10 ³	n·10 ⁶	n·10 ³
	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	n·10 ⁴	n·10 ⁷	n·10 ⁴

Возвращаясь к испытанию на площадке П-1 (рисунок 15) – отметка «1000 м» является границей эпицентральной зоны, т.е. радиус эпицентральной зоны равен 1000 м. Это самая большая эпицентральная зона на площадке «Опытное поле». Размеры других эпицентральных зон значительно меньше, и их радиус лежит в диапазоне от 50 до 250 м.

В целом, говоря об эпицентральных зонах на площадке «Опытное поле», можно констатировать, что все они имеют достаточно четкие, идентифицируемые границы радиоактивного загрязнения и определенные геометрические размеры.

2.1.3. Следы радиоактивных выпадений

Наиболее масштабным, в пространственном отношении, видом радиоактивного загрязнения площадки «Опытное поле» являются следы радиоактивных выпадений. Около 30% поверхности испытательной площадки загрязнены ¹³⁷Cs с концентрациями в верхнем 5-см слое почвы – от 150 до n*10⁴ Бк/кг. Для сравнения, фон глобальных выпадений ¹³⁷Cs в северном полушарии по разным источникам равен ~15–30 Бк/кг [19–26].

На рисунке 16 представлен фрагмент площадки «Опытное поле», иллюстрирующий масштабы радиоактивного загрязнения местности ¹³⁷Cs.

Ширина следов радиоактивных выпадений варьирует в очень широком диапазоне – от сотен метров до ~10 км, в зависимости от мощности проведенных испытаний и метеорологических условий на момент испытаний.

Три следа от испытаний 29.08.49 г, 24.09.51 г. и 12.08.53 г. вышли за пределы не только площадки «Опытное поле», но и за пределы СИП. Они будут рассмотрены далее, в соответствующем разделе.

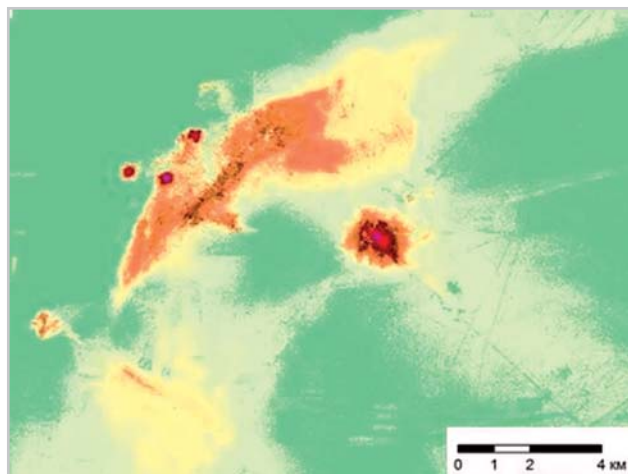


Рисунок 16. Радиоактивное загрязнение местности ^{137}Cs

Образование следов радиоактивных выпадений происходит в три основные стадии. Первая стадия – формирование радиоактивных частиц. Продукты деления ядерного заряда, неразделившиеся компоненты самого ядерного заряда и активированные нейтронным потоком материалы конструкции взрывного устройства и окружающей среды во время взрыва переходят в испаренное состояние. В процессе последующего охлаждения все эти вещества вступают в контакт с вовлеченными в зону взрыва компонентами окружающей среды (подстилающей поверхности), и в результате взаимодействия, протекающего на фоне высоких температур, ядерных превращений и др., формируются радиоактивные частицы.

Вторая стадия – образование и подъем облака взрыва. На начальном этапе подъема радиоактивного облака действует механизм вихреобразования. Не вдаваясь в подробности, надо отметить, что образование облака никак не связано (или совсем незначительно) с атмосферными процессами. Основную роль здесь играет ударная волна, вернее, векторы движения падающей и отраженной воздушной ударной волны, которые собственно и определяют механизм вихреобразования при взаимодействии ударной волны с поверхностью земли.

После подъема радиоактивного облака на определенную высоту начинается третья стадия – рассеяние радиоактивных частиц из радиоактивного облака. Здесь особую роль приобретают метеорологические условия на момент испытания и по траектории распространения радиоактивного облака, т.е. атмосферные движения воздушных масс. Строго говоря, движения воздушных масс характеризуются не только горизонтальной, но и вертикальной составляющей, приводящих к диффузии частиц относительно центра распределения активности в облаке к его краям.

Таким образом, след радиоактивных выпадений – это участок местности, подвергшийся радиоактивному загрязнению вследствие выпадения радиоактивных частиц из облака взрыва, движущегося в результате атмосферных процессов. По форме след представляет собой полосу, ширина которой зависит от мощности про-

веденного испытания, а ее длина – от силы и направления ветра во время проведения испытания.

Наиболее важным выводом в данном случае является то, что радиоактивному загрязнению, сформированному следами радиоактивных выпадений, подвергся лишь верхний, поверхностный слой почвы. Исследования площадки «Опытное поле», как, впрочем, и всего СИП, показали, что 90% техногенных радионуклидов сосредоточены в верхнем 5-см слое почвы. Любое заглубление радионуклидов является следствием вторичных процессов перераспределения активности, как природного, так и антропогенного характера.

На рисунке 17 представлено типичное распределение техногенных радионуклидов по глубине почвенного горизонта на следе радиоактивных выпадений.

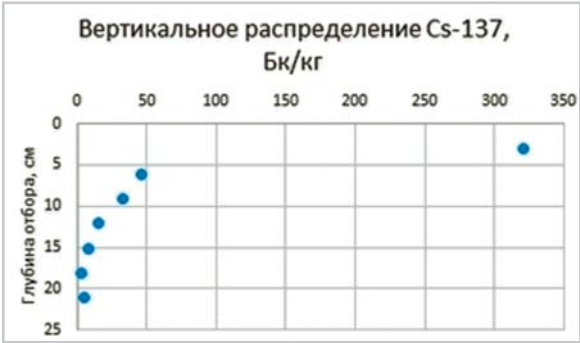


Рисунок 17. Вертикальное распределение ¹³⁷Cs на следе радиоактивных выпадений на объекте В-1

В качестве примера выбран «след» от ядерного испытания на объекте В-1 (рисунок 12).

Основными радионуклидами следов радиоактивных выпадений в настоящее время являются ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ²⁴¹Am и ²³⁹⁺²⁴⁰Pu. Их содержание достигает значений:

- ¹³⁷Cs - $n \cdot 10^4$ Бк/кг;
- ⁹⁰Sr - $n \cdot 10^4$ Бк/кг;
- ²³⁹⁺²⁴⁰Pu - $n \cdot 10^3$ Бк/кг;
- ²⁴¹Am - $n \cdot 10^2$ Бк/кг.

При этом, за пределами площадки «Опытное поле» активность этих радионуклидов снижается в сотни и тысячи раз.

2.1.4. Места проведения неядерных испытаний (гидроядерных и гидродинамических экспериментов)

Проводя характеризацию радиоактивного загрязнения площадки «Опытное поле», необходимо выделить особый тип загрязнения местности – места проведения неядерных испытаний (гидроядерных и гидродинамических экспериментов). Для данного типа загрязнения характерно то, что оно практически на 100% сформировано изотопами ядерного заряда (Pu, Am).

Согласно классификации ядерных испытаний [27], взрывные эксперименты с ядерными зарядами, в которых количество выделенной ядерной энергии сравнимо с энергией химических взрывчатых веществ зарядов, относятся к категории гидро-ядерных испытаний. Взрывные эксперименты с ядерными зарядами, в которых не выделяется ядерная энергия, относятся к категории гидродинамических испытаний.

Исходя из этого, можно предположить, что в местах проведения неядерных испытаний загрязнение местности происходило вследствие диспергирования материала ядерного заряда. На рисунке 18 представлено площадное загрязнение площадки П-2М изотопом ^{241}Am .

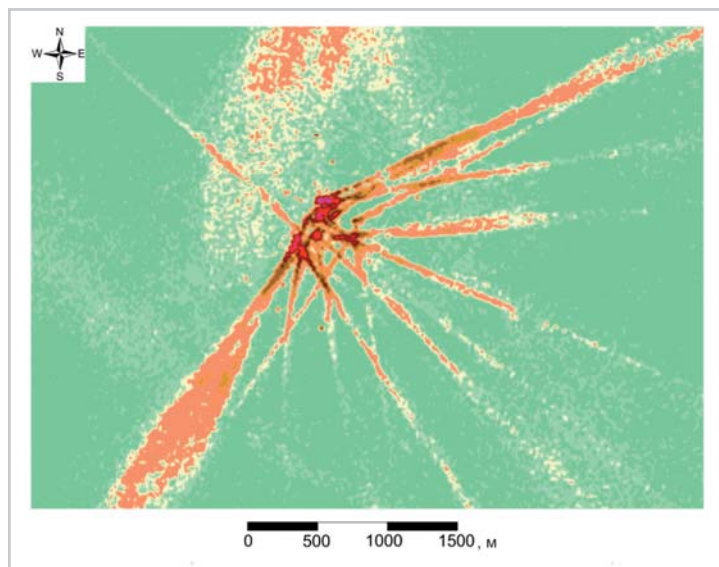


Рисунок 18. Карта-схема распределения поверхностного загрязнения ^{241}Am площадки П-2М

Как видно из рисунка 18, на площадке П-2М существует несколько участков, которые можно охарактеризовать как «места проведения гидроядерных и гидродинамических экспериментов». От каждого такого участка простирается в разных направлениях различное количество следов радиоактивных выпадений (см. п. 2.1.4). Это говорит о том, что на каждом участке проводилось по несколько неядерных испытаний. Визуальный осмотр площадки показал высокую степень техногенной нарушенности поверхности. Удельная активность ^{241}Am в почве достигает значений $>n \cdot 10^4$ Бк/кг. При этом, ввиду сильной нарушенности поверхностного слоя площадки проведения неядерных испытаний, вертикальное распределение отличается от типичного для радиоактивных выпадений распределения наличием участков, где заглубление радионуклидов произошло на 0,5 м. Размеры участков локального радиоактивного загрязнения в местах проведения гидроядерных и гидродинамических экспериментов сравнительно небольшие и не превышают в продольном направлении 100 м.

2.1.5. Следы радиоактивных выпадений от гидроядерных и гидродинамических экспериментов

Следы радиоактивных выпадений от гидроядерных и гидродинамических экспериментов представляют собой участки местности, поверхностное радиоактивное загрязнение которых сформировано оседанием радиоактивных частиц на поверхность земли в виде узкой полосы, берущей начало от места проведения эксперимента (рисунок 18).

Всего на площадке «Опытное поле» идентифицировано 16 таких следов радиоактивных выпадений.

Данный тип радиоактивного загрязнения местности имеет несколько характерных признаков, которые отличают его от радиоактивных выпадений вследствие ядерных взрывов, и тем более, от глобальных выпадений.

Во-первых, это пространственные характеристики радиоактивного загрязнения. Речь идет не о размерах следов, так как очевидно, что следы выпадений от гидроядерных и гидродинамических экспериментов гораздо меньше следов от «классических» ядерных испытаний в связи с тем, что мощность гидроядерных и гидродинамических экспериментов не превышает сотен килограмм в тротиловом эквиваленте. Длина следов радиоактивных выпадений от гидроядерных и гидродинамических экспериментов достигает 3–5 км, ширина – <100 м. При этом, характерной особенностью является то, что ширина следа сохраняется от начала и, практически, до конца (~80–90 м), т.е. не наблюдается какого-либо значительного расширения радиоактивной полосы по мере удаления от эпицентра, как при ядерных взрывах большой мощности (рисунок 19).

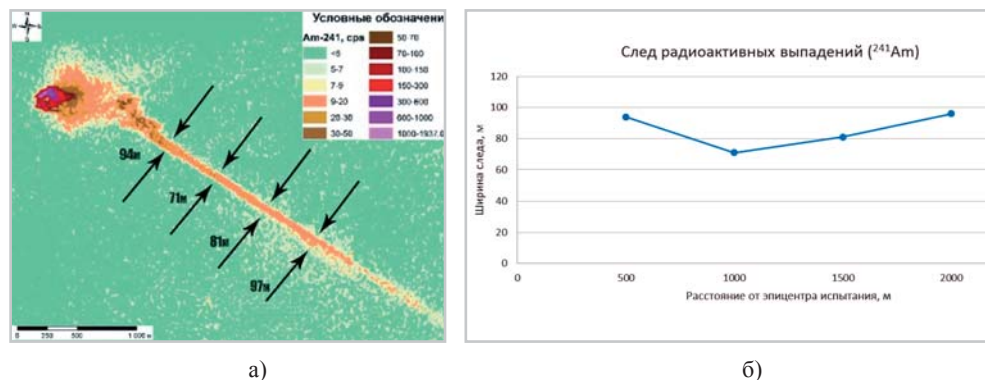


Рисунок 19. След радиоактивных выпадений (^{241}Am) от эксперимента на технической площадке П-3

Кроме этого, направление следа выпадений от гидроядерных и гидродинамических экспериментов остается неизменным на всей его протяженности. Оба эти факта (неизменная ширина и направление следа) могут свидетельствовать о том, что формирование следов данного типа происходило без влияния метеорологических условий на момент испытаний.

Второй отличительной особенностью следов радиоактивных выпадений от гидродерных и гидродинамических экспериментов является их специфичный изотопный состав. Радиоактивное загрязнение местности в таких местах обусловлено исключительно радионуклидами, входящими в состав ядерного заряда. Другие радионуклиды (продукты деления и активации, такие как ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{60}Co , ^{152}Eu и др.) либо полностью отсутствуют, либо их количество незначительно, а сами они привнесены в результате выпадений от других ядерных испытаний.

Удельная активность ^{241}Am в почве в месте прохождения следов достигает значений $> n \cdot 10^4$ Бк/кг.

Так как все наземные испытания данного типа проводились на площадке «Опытное поле», то за его пределами следов радиоактивных выпадений от этих испытаний не зафиксировано.

2.1.6. Техногенные объекты

На территории СИП существует множество объектов, цели создания которых были совершенно различны. Часть из них появилась в результате жизнедеятельности человека до создания военной инфраструктуры (зимовки, летники, кладбища, развалины древних поселений и т.д.), часть – после (места добычи полезных ископаемых, дороги, сельскохозяйственные объекты, зимовки и летники). Но наибольшая часть техногенных объектов была создана в период подготовки и проведения ядерных испытаний на СИП. Они отличаются большим разнообразием, масштабами, назначением. Данные объекты можно разделить по категориям (масштабу):

- инженерные сооружения (бункеры подземные и наземные, приборные сооружения, каналы вывода излучений, кабельные каналы, мишени, траншеи, макеты и т.д.);
- кратеры, образованные в результате взрывов как ядерного, так и химического типа;
- следы рекультивации. Крупные зоны техногенной нарушенности природного ландшафта местности с признаками воздействия на поверхность почвы (могильники, места захоронений различного рода отходов, места проведения ремедиации и т.д.).

Согласно официальным данным, все ядерные и радиационные эксперименты проводились на территории масштабных инфраструктурных объектов – испытательных площадках. На испытательных площадках, как правило, оборудовался комплекс инженерных сооружений для обеспечения подготовки и проведения ядерных испытаний. Результатом проведения испытаний было появление точечных зон антропогенного воздействия.

Исходя из опыта исследований испытательной площадки «Опытное поле» 2012–2014 гг., в дальнейшем значительное внимание начали уделять анализу и полемому дешифрированию техногенных объектов самой площадки и ее прилегающей территории. Результаты данного метода показали большую эффективность при поиске источников поверхностного радиационного загрязнения, а также возможных скрытых источников радиации.

Инженерные сооружения. Анализируя полученную информацию, было определено, что инженерные сооружения (рисунок 20) в виде приборных сооружений, капониров, бункеров наземных и подземных, кабельных каналов и др. радиационной опасности не представляют. Как правило, радиационный фон на таких объектах соответствует окружающему радиационному фону, а материалы самих сооружений не содержат радиоактивных материалов. Исключение могут составлять сооружения, располагающиеся в непосредственной близости к эпицентрам ядерных испытаний, где они могли быть подвергнуты воздействию нейтронной радиации с образованием продуктов нейтронной активации – ^{125}Eu , ^{154}Eu и ^{60}Co . Стоит отметить, что в таких местах, помимо этих радионуклидов, ввиду близости к эпицентру, присутствуют продукты деления и трансурановые элементы, формирующие общий радиационный фон в эпицентре.



Рисунок 20. Мощное 4-этажное железобетонное приборное сооружение с ребром жесткости – «гусак». Расположено на технической площадке П-1.
Справа – бронеколпак долговременной огневой точки (ДОТ).

Кратеры. На территории испытательной площадки «Опытное поле», помимо ядерных испытаний, проводились и эксперименты, где использовались химические взрывчатые вещества. Количество таких взрывных тестов на полигоне, по некоторым источникам, могло достигать 175, из них 44 – с зарядами более 10 тонн. Эти испытания приурочены к концу 70-х гг., то есть являются более поздними относительно ядерных экспериментов [28, 29]. В результате работ, проводимых на территории «Опытного поля», эта информация подтвердилась, так как в процессе исследования было обнаружено множество кратеров, где радиационные параметры соответствуют естественным фоновым уровням, а также отсутствует шлак (спекшийся в стекло грунт) – основной визуальный признак проведенного ядерного взрыва. Но стоит отметить, что в ряде случаев наблюдалась особенность – влияние результатов химического взрыва на уже сформировавшуюся радиационную обстановку. Заключается она в том, что некоторые кратеры расположены не на фоновых территориях, а в эпицентральных зонах технических площадок, где уровни загрязнения техногенными радионуклидами являются достаточно высокими. Тем

не менее, в районе некоторых кратеров от химических взрывов радиационные параметры имеют фоновые характеристики. Объясняется это тем, что химический эксперимент был более поздний относительно ранее проведенного ядерного испытания (что подтверждается литературными данными), а выброшенный волной сжатия чистый грунт «закрыл» часть уже сформировавшегося радионуклидного загрязнения слоем грунта определенной толщины. Не исключено, что некоторые из этих испытаний могли быть использованы с целью проведения ремедиации в районе сильно загрязненных эпицентров. Поэтому данный тип объектов при исследовании территории СИП подлежит тщательному изучению: кратеры от ядерных взрывов – изучение радиального и вертикального распределения радионуклидов, проверка наличия трития в воде; кратеры химических взрывов – проведение мероприятий по изучению более глубоких слоев грунта. За годы исследований, кратеров, содержащих техногенные радионуклиды, вне испытательных площадок не обнаружено, поэтому наибольшее внимание необходимо уделять территориям, где непосредственно проводили испытания (рисунок 21).



а)



б)

Рисунок 21. Кратер от наземного ядерного взрыва на технической площадке П-5 (а); кратер от химического взрыва на площадке К-1 (б)

Следы ремедиации и площадных техногенных нарушений. В процессе исследовательских работ на территории площадки «Опытное поле», а также при одновременном анализе космических снимков в ряде случаев были отмечены участки, где наблюдались следы работы тяжелой техники, а радиационный фон не вписывается в общую картину загрязнения местности. Визуально такие участки, как правило, представляют собой продольные полосы перемещения грунта, параллельные линии засыпанных траншей, следы отсыпки котлованов чистым грунтом, либо просто земляные выемки. При этом, не все из этих объектов находились на территории «Опытного поля», а были расположены в прилегающей области, что может свидетельствовать о наличии потенциально-опасных объектов за пределами испытательных площадок. Так, например, на ранее неизвестной площадке П-2М загрязнение в котлованах было обнаружено на глубине 2,5 м под слоем чистого грунта. Данный объект расположен в 2 км южнее «Опытного поля». Обнаружен «Могильник» в прямоугольном периметре с захоронением траншейного типа. Под

слоем отсыпанного грунта на глубине от 10 см и более обнаружены радиационно-загрязненные материалы. Объект расположен за административной границей северо-восточнее от площадки. На территории инженерного комплекса ИК-1 на территории «Опытного поля» обнаружены следы ремедиации и перемещения грунта в продольный земляной навал, где по всей глубине навала обнаружено наличие значительного количества загрязненного грунта. На ИК-2 в районе технической площадки П-1 обнаружено радиационное загрязнение, не вписывающееся в общий характер загрязнения местности. Возможно, это связано с проведением отдельного испытания. Учитывая наличие данных объектов, особое внимание стоит уделять именно таким местам площадного техногенного нарушения, потому как они могут скрывать в себе значительные количества радиационно-загрязненных материалов (рисунок 22). Для их обнаружения необходим тщательный анализ космических снимков и дальнейшее полевое дешифрирование.



Рисунок 22. Слева – «Могильник» М-3. Территория огорожена забором из колючей проволоки, в центре – отсыпанные траншеи, на поверхности – выход материалов на поверхность.

Справа – котлован на площадке П-2М со следами земляной отсыпки.

На глубине 2,5 метра радиационные параметры вырастают на 3-4 порядка.

2.2. Следы радиоактивных выпадений за пределами площадки «Опытное поле»

Несмотря на значительное количество ядерных испытаний, проведенных на площадке «Опытное поле» (116 испытаний), в настоящее время можно выделить лишь три, следы радиоактивных выпадений от которых проявляются за ее пределами. Это испытание 29.08.1949 г. – так называемый «восточный след», испытание 24.09.1951 г. – «южный след», и испытание 12.08.1953 г. (первое термоядерное испытание) – «юго-восточный след».

При этом, два следа («южный» и «юго-восточный») идентифицированы на местности в результате аэро-гамма-спектрометрической съемки 1990–1991 гг. (рисунок 23) и комплексных радиоэкологических исследований территории СИП, выполняемых Институтом радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК с 2009 г. по настоящее время.

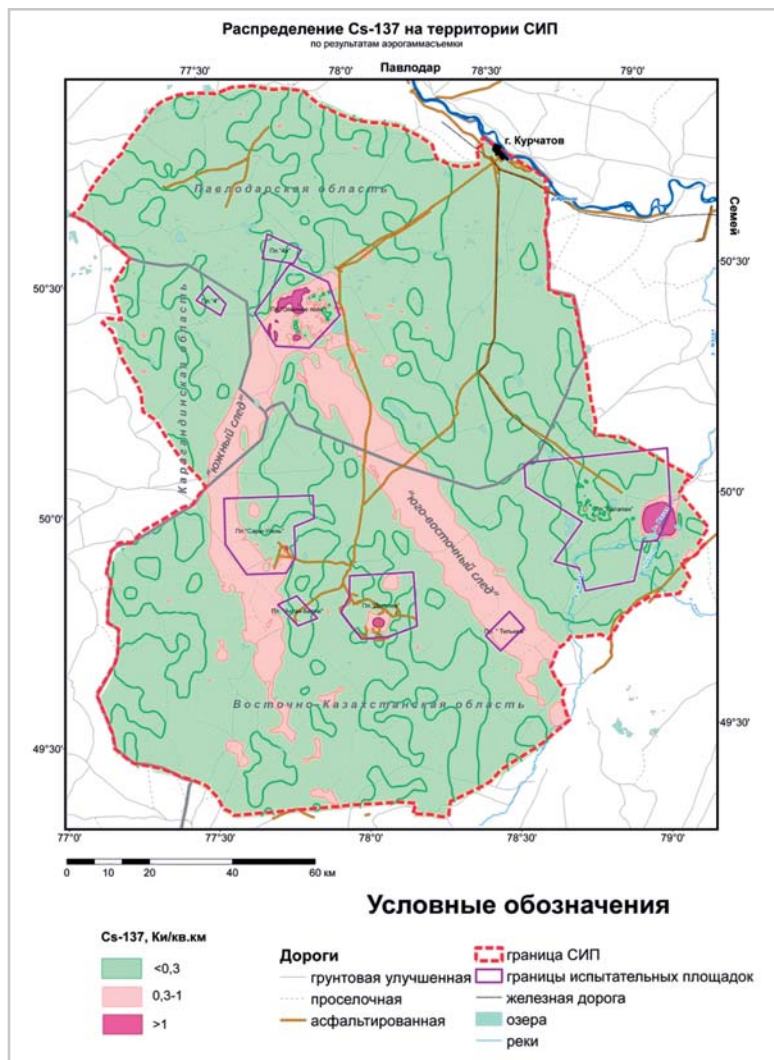


Рисунок 23. Следы радиоактивных выпадений (^{137}Cs) на СИП

Третий след («восточный») идентифицирован в результате радиозологического обследования прилегающих к СИП территорий в районе населенных пунктов Мостик, Черемушки, Бодене, Долонь. При этом, на территории СИП данный след практически не проявляется или проявляется совсем незначительно, фрагментарно, что, вероятнее всего, связано с неблагоприятными метеорологическим условиями на момент испытания (сильный порывистый ветер, дождь [30]).

Основными характеристиками следов радиоактивных выпадений являются: радионуклидный состав, уровни активности радионуклидов в пределах следов, их ширина и длина.

Радионуклидный состав подвергшихся загрязнению почво-грунтов в зоне прохождения всех следов схож и представлен, в основном, продуктами деления — ^{137}Cs и ^{90}Sr , а также материалом ядерного заряда — ^{241}Am , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Pu . Практически отсутствуют продукты активации — изотопы Eu и ^{60}Co , в связи с их сравнительно небольшим периодом полураспада (^{152}Eu — $\sim 13,5$ лет, ^{154}Eu — $\sim 8,6$ лет, ^{155}Eu — $\sim 4,7$ лет, ^{60}Co — $\sim 5,3$ года).

Удельная активность радионуклидов в почве в значительной степени зависит от проведенного испытания: типа делящегося материала, конструктивно-технических особенностей ядерного зарядного устройства, его мощности. Определяющим фактором в характеризации следов выпадений в данном случае являются изотопные отношения — каждый след характеризуется индивидуальными значениями изотопных отношений $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ и $^{239+240}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$, что, в конечном счете, определяет «портрет» следа.

Ширина всех трех следов приблизительно одинакова и равна 10–14 км. Длина следов превышает 100 км, все они выходят за пределы СИП. Однако фактическая длина следов радиоактивных выпадений в настоящее время не определена.

«Южный» след радиоактивных выпадений. Образован в результате ядерного испытания 24.09.1951 г. Начальное направление следа — юго-западное, в районе испытательной площадки «Сары-Узень», которое изменяется на южное (рисунок 23). Ближе к южной границе СИП след, по данным аэро-гамма-съемки, распадается на несколько радиоактивных «пятен», которые обнаруживаются, в том числе, и за пределами СИП (в районе села Кайнар) [31]. Однако, по данным комплексного радиоэкологического обследования южной части СИП, радиоактивное загрязнение местности в этом районе имеет достаточно отчетливую форму следа (рисунок 24).

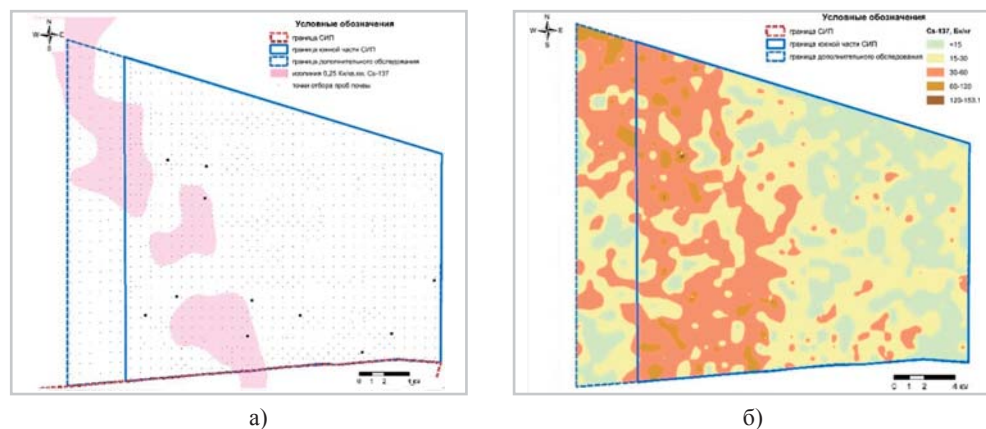


Рисунок 24. Фрагмент «южного» следа по результатам: а) аэро-гамма-съемки 1990–91 гг.; б) комплексных радиоэкологических исследований 2012–2013 гг.

Средние значения удельной активности техногенных радионуклидов в почве по следу равны:

^{90}Sr — ~ 30 Бк/кг;
 ^{137}Cs — ~ 45 Бк/кг;

^{241}Am – $\sim 1,5$ Бк/кг;

$^{239+240}\text{Pu}$ – ~ 20 Бк/кг.

Отношение $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ равно 0,7; $^{239+240}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$ – 13,3.

Следует отметить, что приведенные средние значения удельной активности радионуклидов характеризуют «южный» след вблизи границы СИП, т.е. на расстоянии около 100 км. По мере приближения к площадке «Опытное поле» значения удельной активности радионуклидов в почве будут возрастать, но при этом изотопные отношения останутся неизменными (с известной долей ошибки).

«Юго-восточный» след радиоактивных выпадений. Образован в результате термоядерного испытания 12.08.1953 г. След выходит за пределы СИП и проходит вблизи села Саржал (рисунок 25).

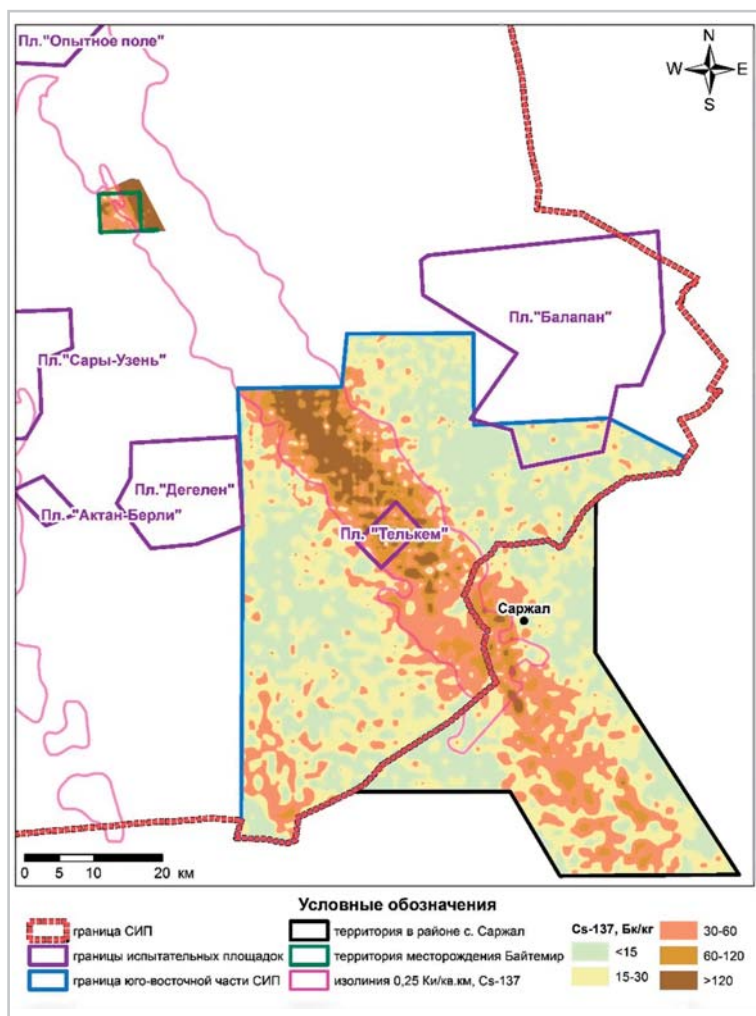


Рисунок 25. «Юго-восточный» след радиоактивных выпадений

Средние значения удельной активности техногенных радионуклидов в почве по следу равны:

^{90}Sr – ~ 450 Бк/кг;

^{137}Cs – ~ 150 Бк/кг;

^{241}Am – $\sim 2,5$ Бк/кг;

$^{239+240}\text{Pu}$ – ~ 30 Бк/кг.

Отношение $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ равно 3,0; $^{239+240}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$ – 12,0.

Средние значения удельной активности радионуклидов в почве также приведены для участка следа, расположенного вблизи границы СИП, на расстоянии ~ 100 км.

«Восточный» след радиоактивных выпадений. Образован в результате первого ядерного испытания в СССР 29.08.1949 г. (рисунок 26).

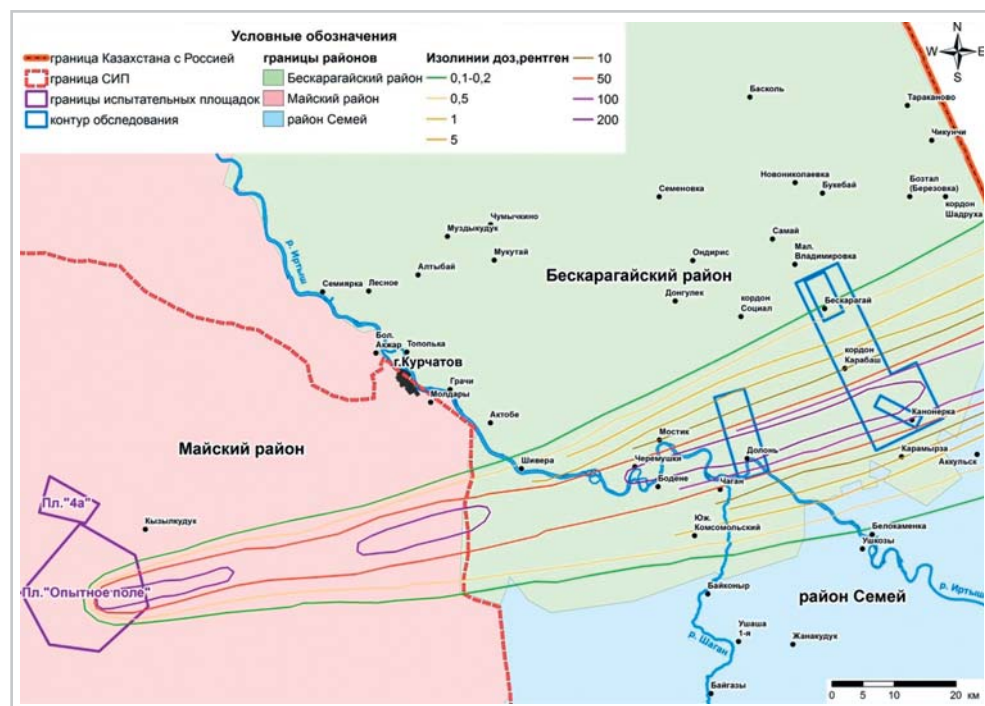


Рисунок 26. След радиоактивных выпадений от испытания 1949 г.

Как было сказано выше, след, по результатам аэро-гамма-съемки, практически не проявляется в пределах СИП. При этом, он уверенно фиксируется на расстоянии 100–120 км от площадки «Опытное поле» по результатам комплексного радиозоологического обследования прилегающей к СИП территории (населенные пункты Бодене, Черемушки, Мостик, Долонь, Канонерка). Здесь необходимо отметить, что подобного рода масштабных исследований в районе прохождения «восточного» следа в пределах СИП еще не проводилось. В настоящее время имеются лишь единичные данные по удельной активности техногенных радионуклидов в

почве в районе прохождения следа, что явно недостаточно для получения цельной картины радиоактивного загрязнения местности, обусловленного радиоактивными выпадениями.

Однако, несмотря на недостаточность данных, характеризующих радиационную составляющую «восточного» следа в пределах СИП (средние и максимальные уровни удельной активности радионуклидов в почве), можно принять во внимание и ориентироваться на значения изотопных отношений, полученных для участка следа за пределами СИП.

Так, в районе населенного пункта Долонь отношение $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ равно 0,4; $^{239+240}\text{Pu}/^{241}\text{Am} = 28,0$.

Вероятнее всего, эти отношения будут справедливы по всей длине «восточного» следа.

2.3. Площадка «Дегелен»

2.3.1. Общая информация

Испытательная площадка «Дегелен» расположена в пределах одноименного горного массива, в южной части Семипалатинского испытательного полигона, и предназначалась для проведения испытаний в штольнях (рисунок 1). Площадь площадки составляет около 350 км². Одной из основных причин создания площадки для проведения подземных испытаний явилось подписание Договора 1963 г. о запрете проведения ядерных испытаний в трех средах.

Площадка «Дегелен» использовалась для проведения испытаний малой мощности (до нескольких десятков килотонн), а также решения вопросов материаловедения, радиационной стойкости материалов, изучения вопросов взаимодействия излучения с веществом, отработки методик регистрации параметров ядерного взрыва. Ядерные устройства монтировались в горизонтальных штольнях, что расширило спектр сопутствующих исследований, позволяя направить ионизирующее излучение на физические и биологические объекты.

Горизонтальные горные выработки (штольни, штреки) для проведения подземных ядерных испытаний проходились сечением 9–50 м² [8], принятым из условия размещения и нормальной работы в них проходческого оборудования, транспортировки ядерных зарядов и узлов технологического оборудования, размещения этого оборудования и кабельных коммуникаций. Длина штолен выбиралась из условия обеспечения необходимых заглублений концевых боксов, в которых устанавливался ядерный заряд, и варьировала от 140 до 1600 м. Выработки располагались в сухих сдренированных породах, в период интенсивного выпадения осадков была возможна их обводненность за счет инфильтрации по трещинам. Для отвода воды из выработок штольни и штреки выполнялись с уклоном 0,004 в сторону устья. Физико-механические свойства пород обеспечивали возможность проходки штолен и штреков без возведения крепи. Креплению подвергались только устьевые части штолен, камерные выработки и выработки с большим пролетом, а также

участки выработок с тектоническими нарушениями. Схема условной штольни представлена на рисунке 27.

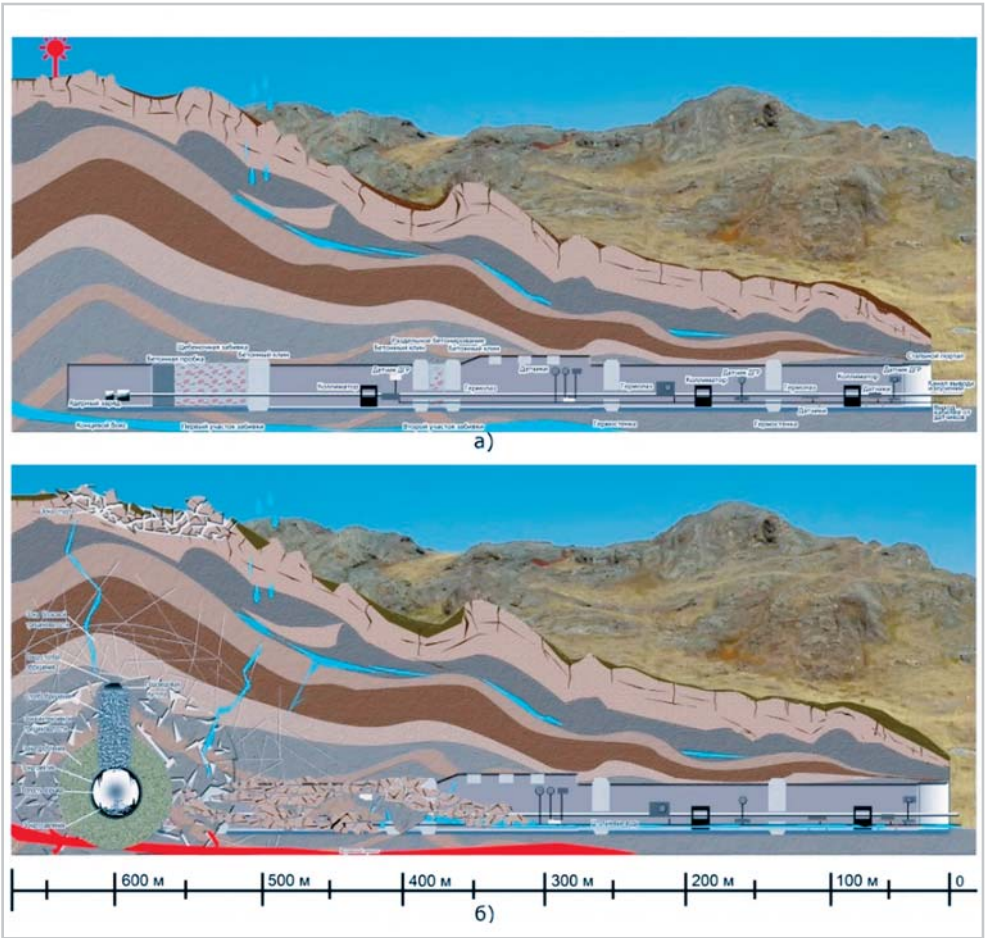


Рисунок 27. Поперечный разрез штольни перед (а) и после (б) проведения испытания (схема)

На припортальной площадке каждой штольни сооружалась промплощадка, на которой располагались: электровозное депо, компрессорная, эстакада для разгрузки вагонеток, трансформаторная подстанция, материально-технический склад, наземные рельсовые пути. На некотором удалении находился расходный склад взрывчатых материалов. По окончании горно-проходческих работ промплощадка преобразовывалась в площадку для испытательного оборудования. Для этого дополнительно сооружались: площадка для разгрузки и сборки ядерного заряда, площадка для складирования материалов и оборудования, площадка для установки измерительных комплексов, площадка для установки комплекса автоматики подрыва, эстакада для разгрузки забивочного материала, молниеотвод, пост охраны. На расстоянии 1–5 км от устья штольни (в зависимости от мощности взрыва и

ландшафта) располагался командный пункт автоматики подрыва и управления измерительной аппаратурой.

Первый подземный ядерный взрыв мощностью 1 кт был проведен в гранитном массиве штольни В-1 Семипалатинского полигона 11 октября 1961 г. Главными целями этого эксперимента было определение возможностей измерения основных характеристик работы ядерных зарядов в условиях подземного взрыва и исследование физических явлений, с точки зрения их использования для развития методик физических измерений и для дальнего обнаружения ядерных взрывов.

В период с 11.10.1961 г. по 04.10.1989 г. проведено 209 испытаний (в том числе и 2 испытания в «мирных» целях) в 181 штольне [8]. Территория испытательной площадки составляет 331 км². Схема расположения штолен на площадке «Дегелен» представлена на рисунке 28.

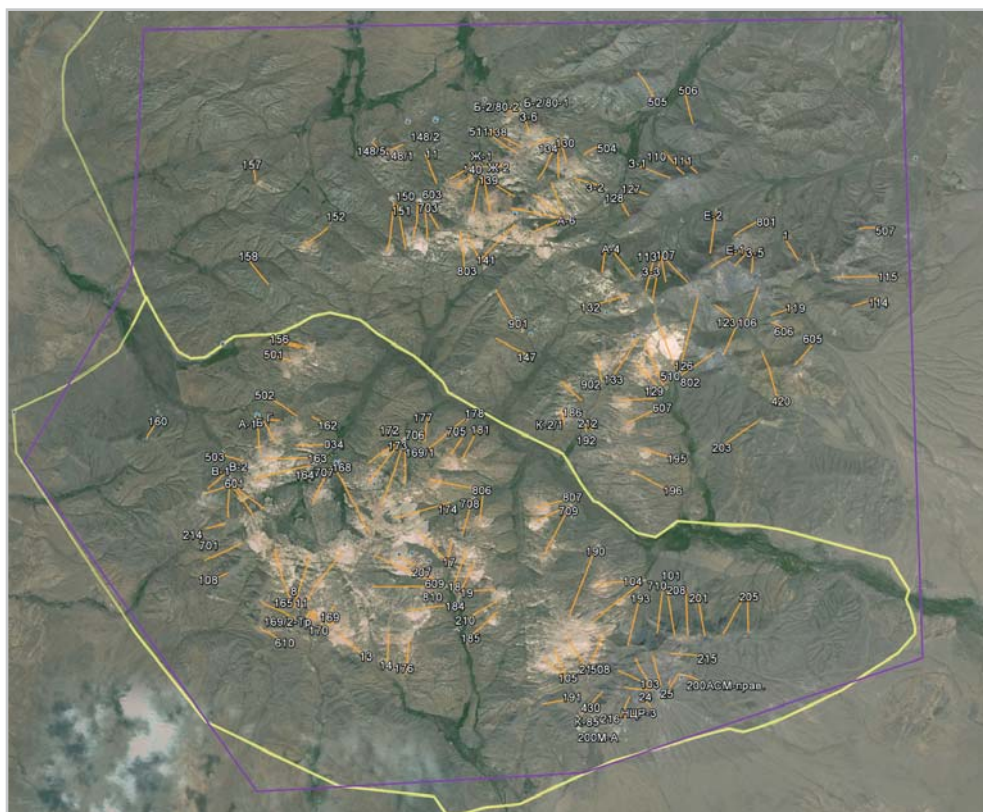


Рисунок 28. Порталы штолен площадки «Дегелен»

В результате проведения подземных ядерных взрывов в штольнях в период с 1969 по 1989 гг. горный массив Дегелен подвергся значительному антропогенному воздействию. В процессе испытаний, при освобождении огромного количества энергии, недра претерпели значительные изменения, проявившиеся в остекловании взрывных камер, разрушении сводов выработок, образовании зон дезинтегра-

ции в горных породах, загрязнении трещинных вод радионуклидами. На поверхности образовались участки дислоцированных пород. Из отдельных штолен при проведении испытаний происходили выбросы в атмосферу и на дневную поверхность продуктов ядерного распада, образовавших зону локального радиоактивного загрязнения

По окончании фазы газовой миграции радионуклидов подземного ядерного взрыва основным миграционным агентом и носителем радионуклидов из эпицентральной зоны ПЯВ являются грунтовые воды. По современным представлениям в настоящее время радионуклиды вымываются из застывшего радиоактивного расплава породы и выносятся на дневную поверхность. Загрязнённые грунтовые воды, перемешиваясь с временными и постоянными водотоками, выносятся за пределы горного массива.

2.3.2. Припортальные площадки испытательной площадки «Дегелен»

Припортальные площадки представляют собой территорию площадью около одного гектара перед порталом штольни. Данные площадки имеют значительную техногенную нарушенность, связанную как с испытательной деятельностью, так и с несанкционированной хозяйственной деятельностью в период после закрытия СИП. На припортальной площадке при проходке штольни размещалось все необходимое оборудование, а также отвал изъятый при проходке породы. Остатки технологического оборудования (каналы вывода излучения, технологические металлоконструкции, воздухопроводы, рельсовые пути и др.) после испытания остались на припортальной площадке (рисунок 29). На многих штольнях после проведения в них ядерных испытаний осуществлялось вскрытие тела штольни как для изучения последствий испытаний, так и для целей повторного использования данных штольни в других испытаниях. При этом материал забивки, содержащий техногенные радионуклиды, изымался из тела штольни и складировался в виде отвалов на припортальной площадке.



Рисунок 29. Примеры припортальных площадок

На сегодняшний день большинство припортальных площадок имеет радиоактивное загрязнение, которое было сформировано, в основном, следующими путями (или их совокупностью):

1. Выброс радиоактивных продуктов распада из штольни при проведении ядерного испытания. Согласно имеющимся источникам [8, 32], выход радиоактивных продуктов распада происходил при проведении испытаний неполного камуфлета, а также при нештатных ситуациях. Всего за весь период проведения ядерных испытаний было произведено 80 испытаний неполного камуфлета в 69 штольнях и произошло 6 нештатных ситуаций на штольнях А-6, А-8, 11, 204, 810 и 608 (рисунок 30).

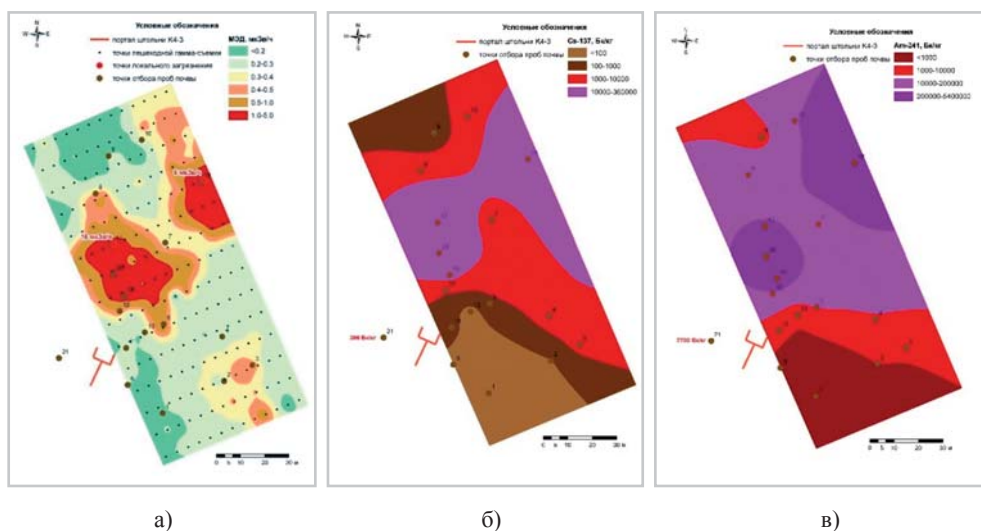


Рисунок 30. Карты-схемы распределения МЭД (а), ^{137}Cs (б) и ^{241}Am (в) на территории одной из штолен площадки «Дегелен»

2. Вскрытие штолен после проведения испытаний. По имеющейся информации [33], некоторые штольни подверглись вскрытию для осмотра результатов проводимого при испытании эксперимента. Также имеется ряд штолен, которые использовались повторно для проведения испытаний. В данных случаях выполнялось вскрытие штольни с изъятием забивочного материала, который содержал значительные концентрации радионуклидов после проведения ядерного испытания. Данный материал складировался на припортальной площадке в виде отвалов (рисунок 31). По соображениям радиационной безопасности отвалы, содержащие радиоактивный забивочный материал, а также другие участки припортальной площадки, подвергшиеся радиоактивному загрязнению вследствие вскрытия штольни, могли быть обвалованы (отсыпаны) слоем незагрязненного грунта. Следствием данных работ может быть то, что на данный момент на припортальных площадках некоторых штолен может находиться не обнаруженное радиоактивное загрязнение, находящееся на небольшой глубине под слоем «чистого» грунта. Данный вывод косвенно подтверждается рядом исследований, которые выявили значительные

концентрации техногенных радионуклидов в растительности при крайне низких концентрациях данных радионуклидов в поверхностном слое почвы.

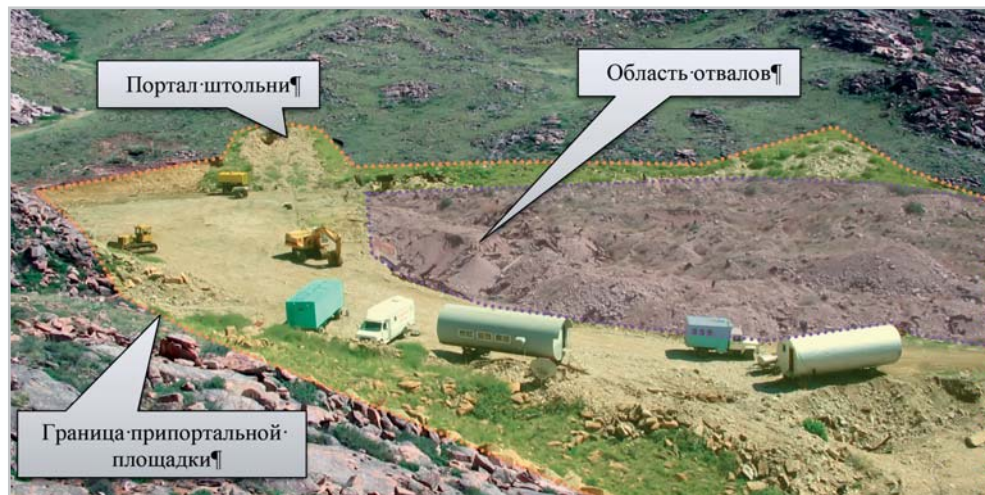


Рисунок 31. Примеры расположения области отвалов изъятых из штольни грунта



Рисунок 32. Результаты несанкционированной деятельности

3. Вскрытие штолен в результате несанкционированной деятельности после закрытия полигона. Как уже отмечалось выше, на припортальных участках многих штолен сохранились остатки технологического оборудования, которые привлекают сборщиков металлолома. На некоторых штольнях выявлено радиоактивное загрязнение, обусловленное несанкционированным доступом в полость штолен, а также несанкционированной деятельностью на припортальных площадках – обжиг кабеля, разбор металлоконструкций и т.д. (рисунок 32). Радиоактивное загрязнение, сформированное данным путем, имеет ярко выраженный локальный характер, и в большинстве случаев площадь загрязнения не превышает нескольких десятков квадратных метров. На сегодняшний момент все полости штолен, подвергшиеся несанкционированному вскрытию, повторно закрыты [34, 35]. Для исключения повторного вскрытия, а также любой другой несанкционированной деятельности, в настоящее время площадка «Дегелен» охраняется государством.

4. Вынос радиоактивности из полостей штолен водным путем. В пределах испытательной площадки отмечен ряд штолен с постоянным или временным водоотком. Данные водоотки приводят к выносу радионуклидов из штолен на дневную поверхность. Вынесенные из тела штольни радионуклиды оседают (сорбируются) в донных отложениях и формируют радиоактивное загрязнение вдоль водоотков. В пределах некоторых водоотков выявлены участки с повышенными концентрациями техногенных радионуклидов: $^{239+240}\text{Pu}$ до $1 \cdot 10^4$ Бк/кг, ^{90}Sr до 10^5 Бк/кг, ^{137}Cs до 10^6 Бк/кг. Более подробная информация по распространению радиоактивного загрязнения водным путем будет представлена в п. 2.3.3.

Характер и уровни радиоактивного загрязнения припортальных площадок находятся в широком диапазоне. Так, МЭД варьирует от $<0,1$ до 140 мкЗв/ч, плотность потока β -частиц – от <10 до $1,3 \cdot 10^4$ част/(мин·см²), плотность потока α -частиц – от $<1,0$ до 900 част/(мин·см²). Уровни содержания искусственных радионуклидов в почве на отдельных припортальных площадках достигают значений для $^{239+240}\text{Pu}$ до $1 \cdot 10^9$ Бк/кг, ^{241}Am до $1 \cdot 10^8$ Бк/кг, ^{90}Sr до $1 \cdot 10^5$ Бк/кг и ^{137}Cs до $1 \cdot 10^6$ Бк/кг. Примеры распределения радиоактивного загрязнения представлены на картах-схемах (рисунок 30).

Для оценки текущего радиоэкологического состояния припортальных площадок была проведена их классификация по уровню содержания техногенных радионуклидов (в соответствии с существующими нормативными требованиями). К чистым припортальным площадкам отнесены участки с содержанием радионуклидов в почве ниже значений, указанных для материалов ограниченного использования (МОИ). Площадки с уровнем загрязнения выше МОИ, но ниже уровня радиоактивных отходов (РО), отнесены к условно-загрязненным. Загрязненные участки с уровнями выше уровня РО отнесены к загрязненным. Данная классификация показала, что количество незагрязненных припортальных площадок составляет 42, умеренно загрязненных – 58, загрязненных – 81. Исходя из данной классификации, почти половина припортальных площадок (45 %) имеет грунт, загрязненный техногенными радионуклидами выше уровня радиоактивных отходов. При этом площадь и уровни загрязнения данных площадок могут отличаться на несколько порядков. Максимальные площади загрязнения у большинства штолен ограничиваются территорией припортальных площадок и не превышают значений в несколько сотен квадратных метров, исключение составляют штольни с нештатными ситуациями и штольни с водоотком, на которых радиоактивное загрязнение может распространяться на сотни метров. Радионуклидный анализ показал, что радиоактивное загрязнение сформировано в основном сочетанием радионуклидов: ^{241}Am – $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{137}Cs – ^{90}Sr , что в первую очередь связано с характером проводимого испытания (истечение радионуклидов в газовой-аэрозольной фазе из штольни во время испытания). Наиболее загрязненными являются припортальные площадки штолен №№ Ж-1, Ж-2, Ж-3 и Ж-4.

После прекращения деятельности СИП, в рамках проведения программы по ликвидации инфраструктуры испытания ядерного оружия, в 1996–1999 гг. были проведены работы по закрытию 180-ти порталов штолен. В зависимости от задач использовались следующие методы закрытия порталов: создание бетонной пробки, бурение со взрывом внутри, бурение со взрывом снаружи или накладным за-

рядом. Далее проводилась отсыпка портала грунтом до восстановления естественного рельефа (рисунок 33).



Рисунок 33. Портал штольни №022 до и после закрытия

Для уменьшения угрозы распространения отходов ядерной деятельности в период 2005-2010 гг. были выполнены дополнительные работы по усилению физической безопасности более 50 штолен. Создание дополнительной защиты инженерных сооружений заключалось в заполнении полостей штольни связующим материалом, исключающим возможность несанкционированного извлечения отходов ядерной деятельности.

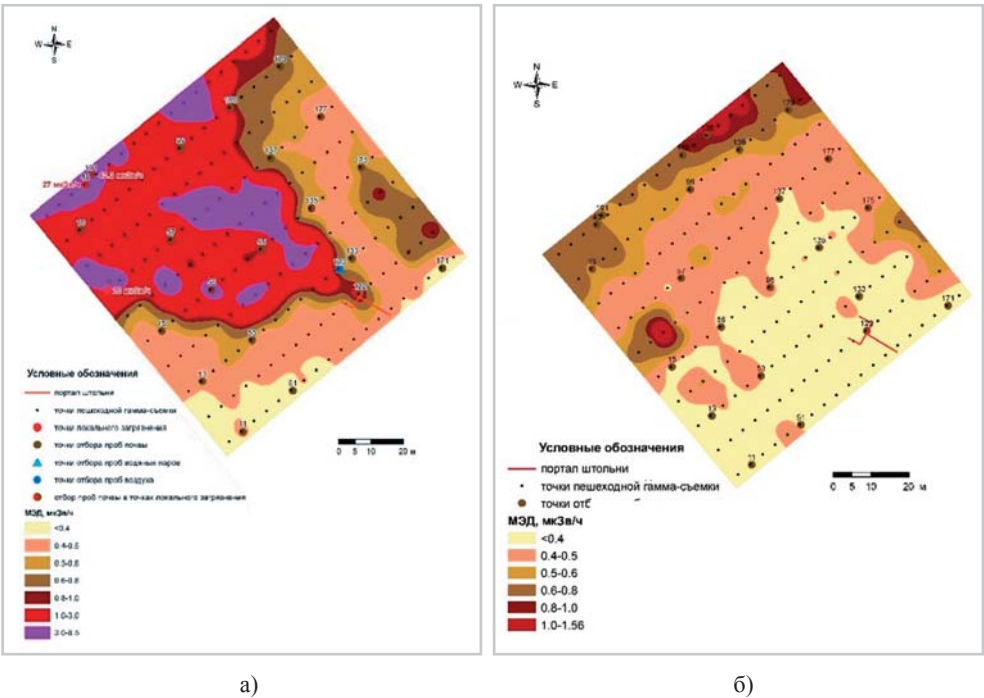


Рисунок 34. Карты-схемы распределения МЭД на территории припортальной площадки штольни 511 при предварительном (а) и заключительном (б) обследовании

С 2006 г. в рамках Республиканской бюджетной программы «Обеспечение радиационной безопасности на территории Республики Казахстан» и других программ были проведены работы по рекультивации припортальных площадок штолен с наибольшим радиоактивным загрязнением [34]. Результаты таких работ, на примере припортальной площадки штольни № 511, представлены на рисунке 34.

В результате проведенных работ на данных припортальных площадках значительно улучшена радиоэкологическая обстановка [33, 35, 36]. Тем не менее, припортальные площадки многих штолен и до настоящего момента имеют загрязнение с уровнями, значительно превышающими уровень радиоактивных отходов, и представляют радиационную опасность как для населения, так и для персонала.

2.3.3. Припортальные площадки штолен с водотоками

Наряду с припортальными площадками штолен с нештатными ситуациями, наиболее загрязненными участками площадки «Дегелен» являются припортальные площадки штолен с водотоками (рисунк 35).



Рисунок 35. Типичный для площадки «Дегелен» водоток из штольни с луговой растительностью

Многолетние мониторинговые исследования показывают, что вынос радионуклидов водным путем из полостей ядерных взрывов продолжается и в настоящее время. Всего штолен с водопроявлениями на площадке «Дегелен» – от 8 до 12, в зависимости от погодных условий в разные годы (большое влияние оказывают атмосферные осадки). В период 1999–2003 гг. проводилась оценка выноса радионуклидов водотоками из штолен. В 2003 г. годовой вынос радионуклидов составил: ^{137}Cs ~2 Ки, ^{90}Sr ~5 Ки, ^3H ~3,5 кКи. Тогда водотоки были зафиксированы на 9 штольнях. Анализ имеющейся информации о максимальных значениях удельных активностей радионуклидов в воде водотоков из различных штолен показал, что они достигали для ^{137}Cs – 820 Бк/л (шт. 504), для ^{90}Sr – 2100 Бк/л (шт. 177), для $^{239+240}\text{Pu}$ – 6,4 Бк/л (шт. 503), для ^{241}Am – 2,6 Бк/л (шт. 177) и для ^3H – $9,9 \cdot 10^5$ Бк/л (шт. 160). При этом средние значения максимально-зафиксированных удельных активностей составляют для этих радионуклидов 160; 700; 1,7; 2,6 и $2,9 \cdot 10^5$ Бк/л, соответственно.

Наименьшими миграционными способностями обладают $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{137}Cs , дальность их распространения с водой вдоль русла ручья в большинстве случаев не

превышает сотни метров от источника. ^{90}Sr переносится водным путем от нескольких сотен метров до нескольких километров (рисунок 36).

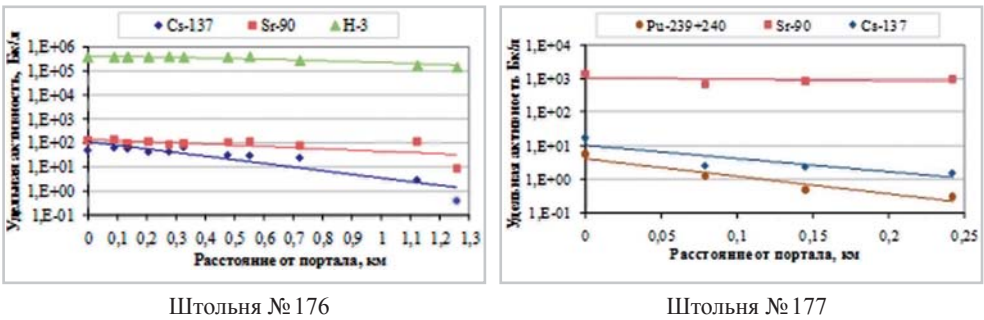


Рисунок 36. Распределение радионуклидов в поверхностных водах исследуемых экосистем с удалением от порталов штолен

Тритий не задерживается и дальность его распространения может достигать несколько десятков километров и более. Так, на расстоянии 7 км от горного массива Дегелен зафиксировано содержание трития в подземных водах, превышающее 67 кБк/л. Мониторинг выноса радионуклидов с водой на отдельных штольнях площадки «Дегелен» показал зависимость от дебита концентрации радионуклидов в воде водотока при выходе на дневную поверхность. При этом зависимости для различных штолен весьма противоречивы, что может быть результатом различных гидрогеологических особенностей исследуемых штолен с водопроявлениями (рисунок 37).

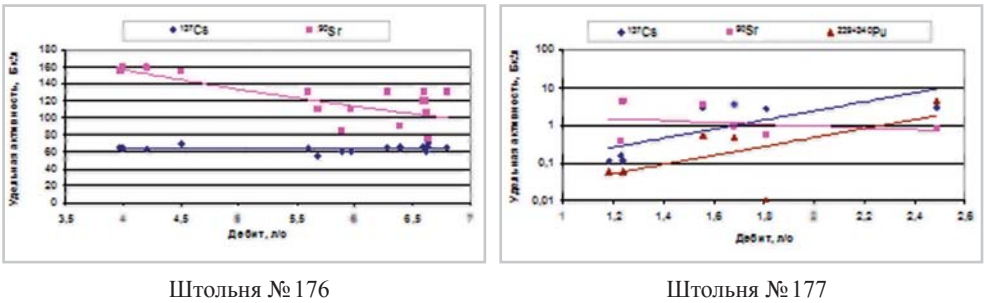


Рисунок 37. Зависимость концентрации радионуклидов в воде водотоков из штолен от дебита

В пределах берегов и пойм водосбросных ручьев существуют участки с концентрациями $^{239+240}\text{Pu}$ в почве до $n \cdot 10^4$ Бк/кг, ^{90}Sr – от $n \cdot 10^4$ до $n \cdot 10^5$ Бк/кг, ^{137}Cs – от $n \cdot 10^4$ до $n \cdot 10^6$ Бк/кг. Основными особенностями радионуклидного загрязнения, обусловленного выносом радионуклидов из полостей штолен водотоками, является значительная концентрация техногенных радионуклидов по берегам водотоков и в донных отложениях. Максимальных значений радиоактивное загрязнение достигает, как правило, вблизи порталов штолен около выхода водотоков на дневную поверхность. По мере удаления от порталов штолен загрязнение местности уменьшается (рисунок 38) [37–40].

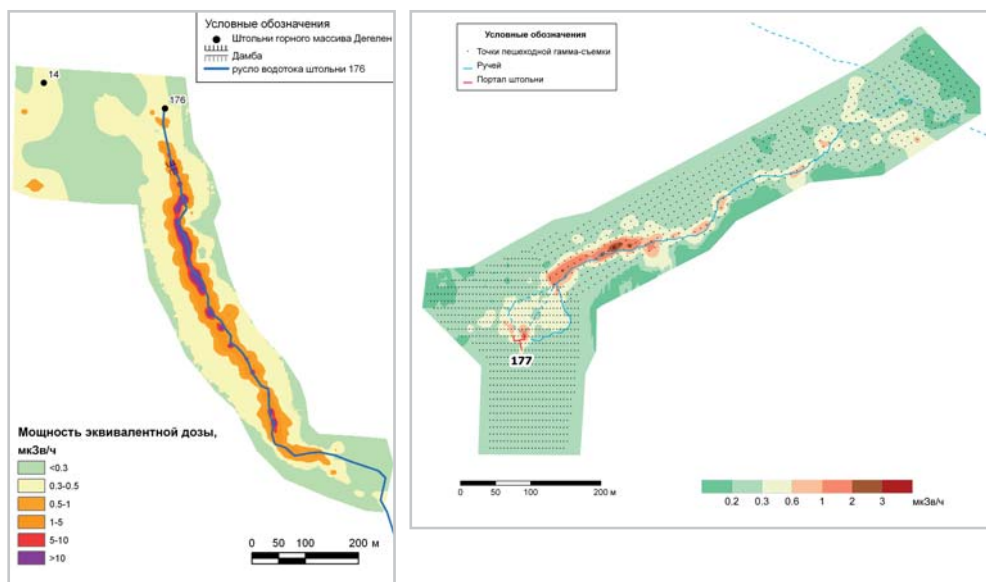


Рисунок 38. Карты-схемы распределения МЭД на припортальных площадках штолен с водопрооявлениями

Определенная направленность миграции радионуклидов в почвогрунтах долин обусловлена своеобразием геоморфологических условий, но расстояние их перемещения зависит от исходного содержания в штольневой воде, уклонов и расходов потока. В поперечном отношении ширина распространения радионуклидов зависит от ширины водного потока и ограничена рельефом местности. Как правило, ширина русла таких водотоков не превышает 1 м, а ширина поймы колеблется от единиц до нескольких десятков метров.

Вертикальное распределение радионуклидов на припортальных площадках штолен с водотоками в целом подчиняется общепринятым закономерностям, выявленным и на территории СИП [41], то есть отмечается снижение содержания с глубиной. Но есть свои особенности на различных участках в зависимости от местоположения относительно водоисточников. В центральных руслах водотоков отмечены высокие значения радионуклидов на глубине до 1 м на уровне залегания материнских пород, и это при отсутствии признаков техногенной нарушенности почвенного покрова (рисунок 39).

В растительности, произрастающей на берегах водотоков из штолен, как правило, отмечаются наибольшие значения удельной активности радионуклидов. Для ^{137}Cs это значение может достигать порядка $n \cdot 10^4$, ^{90}Sr – $n \cdot 10^4$, $^{239+240}\text{Pu}$ – $n \cdot 10^1$. Удельная активность ^{241}Am в растениях фиксировалась на уровне пределов обнаружения – 2–4 Бк/кг. По мере удаления от поверхностных водотоков удельная активность этих радионуклидов в растительности падает. Радионуклид ^3H включен в гидродинамическую систему горного массива Дегелен, поэтому его присутствие в растительности обусловлено не только наличием постоянного поверхностного водотока, но и близким залеганием грунтовых вод. В долинах ручьев и межсоч-

ных понижениях уровень залегания грунтовых вод значителен, поэтому ^3H присутствует в растительности, произрастающей в экосистемах равнин и межсочных понижениях в пределах площадки «Дегелен» (рисунок 40).

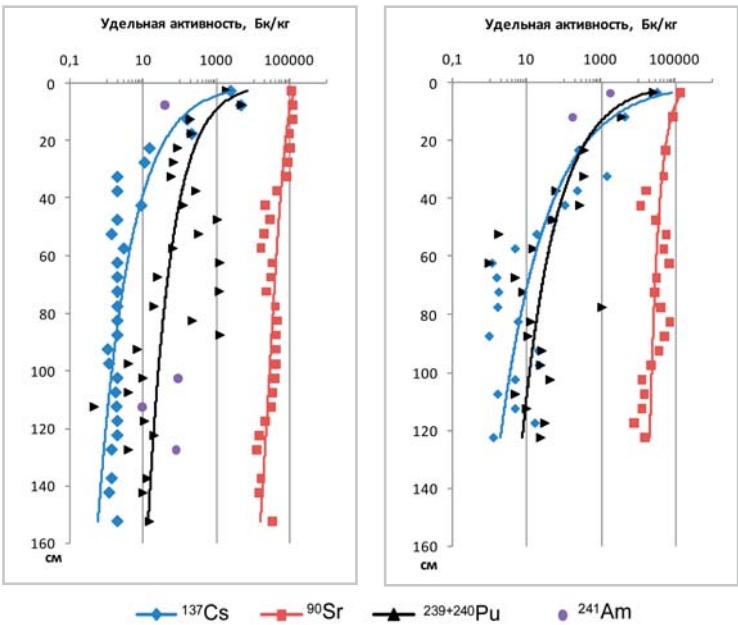


Рисунок 39. Вертикальное распределение радионуклидов в почвах русла водотока штольни №177

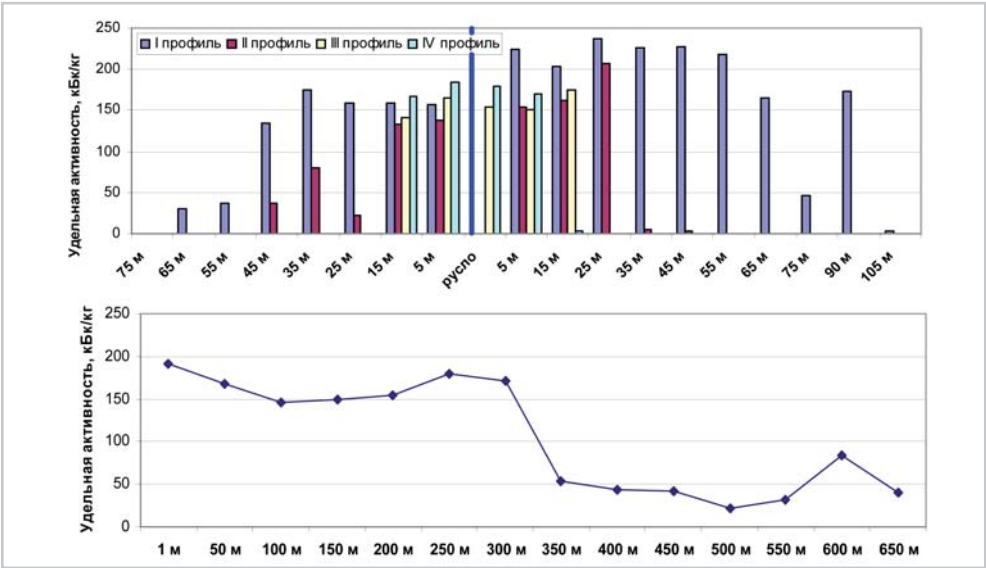


Рисунок 40. Распределение ^3H в свободной воде растений по поперечным профилям водотока из штольни №177 и вдоль русла

Удельная активность трития в свободной воде растений стремится к равновесию с удельной активностью радионуклида в источнике поступления (воде) и, в среднем, находится на уровне $n \cdot 10^5$ Бк/кг [42, 43].

Исследования атмосферного воздуха не выявили количественных значений содержания таких техногенных радионуклидов, как ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$. Зафиксировано содержание ^3H в атмосферном воздухе, в ряде случаев достигающее 1000 Бк/м^3 , что не превышает, но находится близко к пределу среднегодовой допустимой объемной активности в воздухе для населения, которая составляет 1900 Бк/м^3 . При этом установлено, что концентрация ^3H в атмосферном воздухе прямо пропорциональна концентрации ^3H в водном источнике, почвенном воздухе, растениях и также может зависеть от продуктивности растительного покрова при значительных концентрациях ^3H в растениях (рисунок 41).

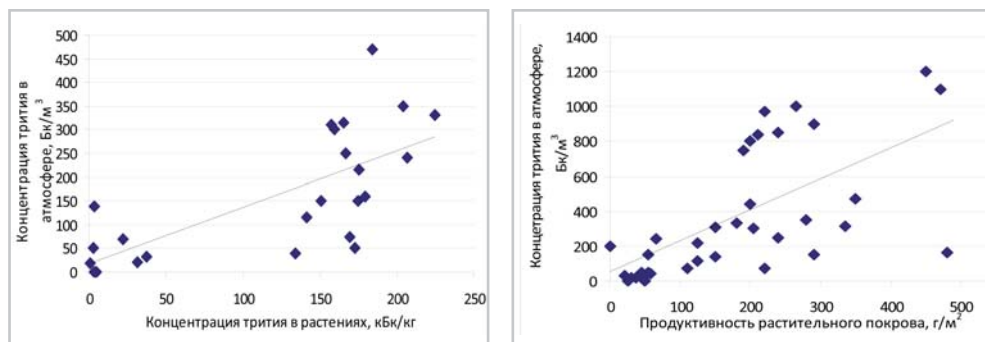


Рисунок 41. Зависимость концентрации ^3H в атмосферном воздухе от концентрации ^3H в растениях и от продуктивности растительного покрова, загрязненного ^3H

Максимальные концентрации ^3H в воздухе наблюдаются вблизи открытых водоемов (водоток, запруда, родники), загрязненных ^3H (рисунок 42).

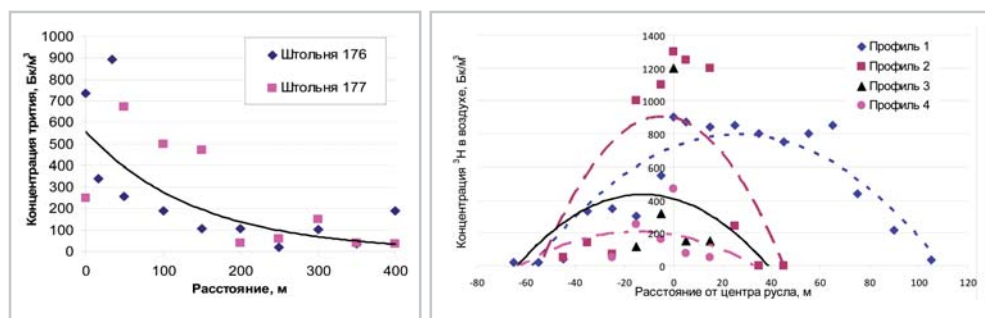


Рисунок 42. Изменение концентрации ^3H в атмосферном воздухе вдоль и поперек русла поверхностных водотоков

Наличие радионуклидов отмечается и в отдельных представителях фауны припортовых площадок штолен с водотоками. Так, в тушках ящерицы прыткой (*Lacerta agilis* Linn.), отловленной с территории, прилегающей к штольне № 176, содержание техногенного радионуклида ^{137}Cs изменяется в пределах

340–610 Бк/кг, а в тушках ящерицы прыткой (*Lacerta agilis* Linn.), отловленной на берегах центрального русла ручья Узынбулак, содержание техногенного радионуклида ^{137}Cs изменялось в пределах 10–50 Бк/кг (рисунок 43).



Рисунок 43. Гистограмма частоты встречаемости концентрации ^{137}Cs в организме ящерицы прыткой, обитающей на радиоактивно-загрязненных берегах водотока штольни 176 и в долине ручья Узынбулак

В целом, несмотря на постоянный вынос радионуклидов с водой на дневную поверхность, экстремально-высоких концентраций в компонентах окружающей среды припортальных площадок штолен с водопрооявлениями не наблюдается. Отношения максимальных удельных активностей радионуклидов в воде к удельным активностям радионуклидов в почве приустьевых площадок штолен на данный момент времени не превышают для ^{90}Sr – $n \cdot 10^{-3}$, ^{137}Cs – $n \cdot 10^{-5}$, ^{241}Am – $n \cdot 10^{-4}$ и $^{239+240}\text{Pu}$ – $n \cdot 10^{-6}$ (рисунок 44).

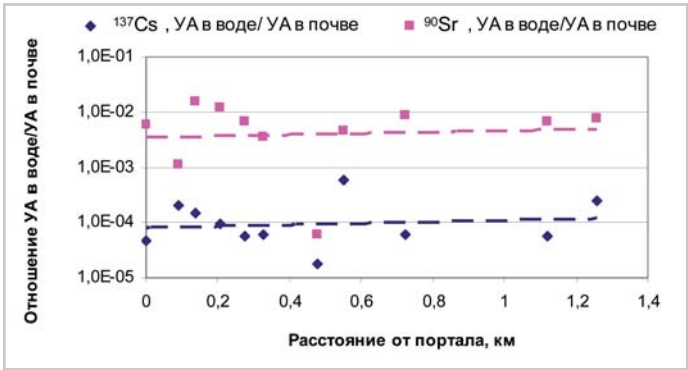


Рисунок 44. Отношение удельной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде водотока штольни № 176 к удельной активности этих радионуклидов в почве

Формирование радиационной обстановки на территории горного массива «Дегелен» в настоящее время не завершено. Фиксируются случаи прекращения одних водопрооявлений из штолен и появление других, со всеми вытекающими послед-

ствиями поступления радионуклидов в экосистемы таких водотоков и перераспределения их между компонентами природной среды.

2.3.4. Зона ручьев, выходящих за периметр площадки «Дегелен»

До недавнего времени считалось, что радиоактивное загрязнение объектов окружающей среды на площадке «Дегелен» сосредоточено в руслах водотоков штолен и ручьев, связанных с ними гидрологически, однако последние исследования показали, что существует вынос радионуклидов и за ее периметр. Основными путями миграции здесь являются ручьи Узынбулак, Байтлес, Токтакушук, Карабулак и несколько ручьев без названия. Как правило, это сезонные водотоки, зависящие от уровня осадков и большую часть времени летнего сезона находящиеся в пересохшем состоянии. Таким образом, можно предположить, что наибольший вклад в загрязнение территории за границей площадки «Дегелен» дают грунтовые воды, которые, согласно гидрогеологическим картам местности, протекают на небольшой глубине, порядка 2–5 м, вдоль сухих русел основных ручьев. Достоверно известно, что основное загрязнение здесь приходится на радионуклид ^3H , концентрации которого в грунтовых и поверхностных водах достигают десятков кБк/кг. На рисунках 45, 46 показано пространственное распределение ^3H в воздушном бассейне и в растительном покрове на границе площадки «Дегелен» и в зоне влияния основных ручьев, выходящих за ее пределы [44].

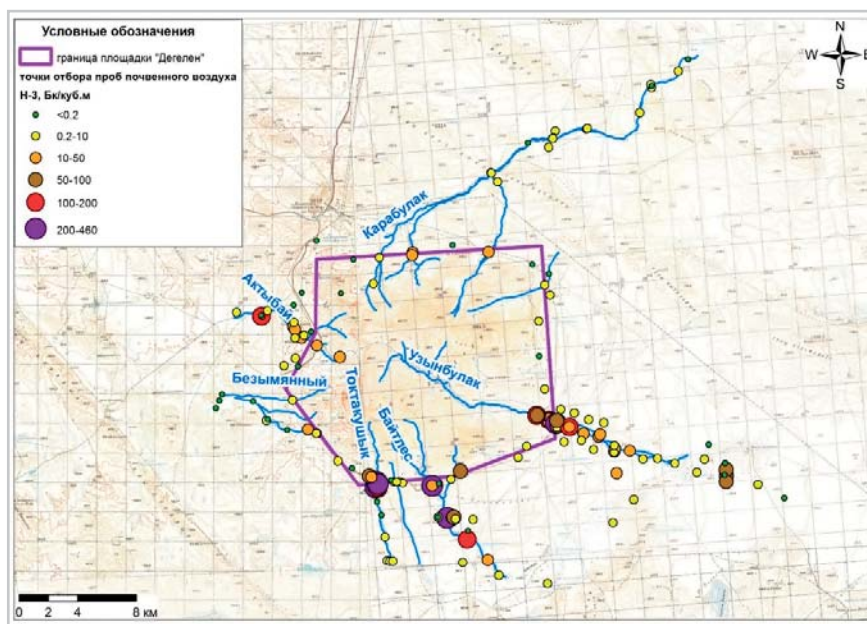


Рисунок 45. Карта-схема распределения ^3H в воздушном бассейне (по данным объемной активности ^3H в почвенном воздухе)

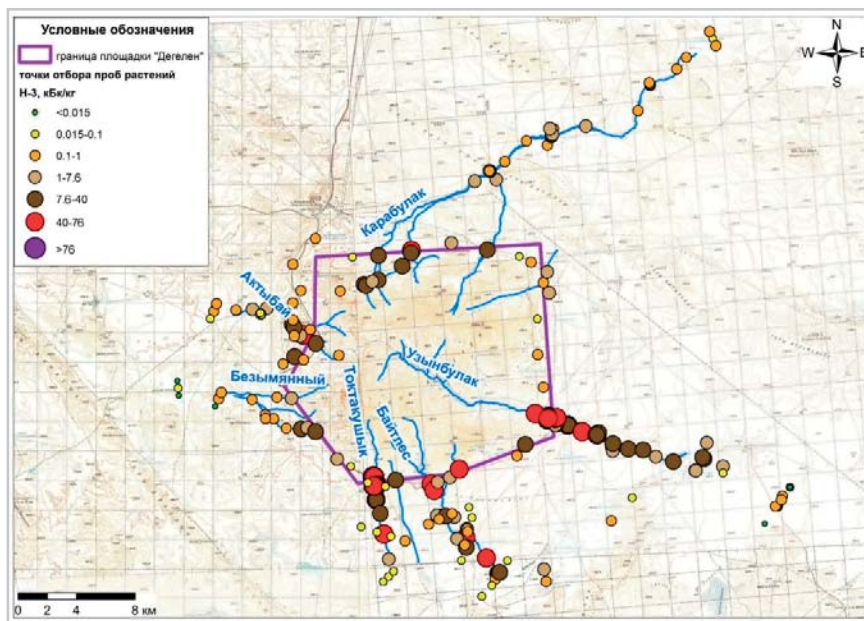


Рисунок 46. Карта-схема распределения ^3H в растительном покрове (по данным удельной активности ^3H в свободной воде растений)

Представленные карты-схемы наглядно показывают, что зоны выхода ^3H за границы площадки «Дегелен» в большинстве случаев территориально приурочены к зонам расположения основных ручьев, берущих своё начало на территории горного массива и выходящие далеко за ее пределы. Это ручьи Узынбулак, Байтлес, Токтакушук, левый приток ручья Безымянный и Актыбай, ручей Карабулак, а также небольшой сток вод, расположенный на восточной границе площадки, которые, собственно, и являются основным источником поступления ^3H в объекты окружающей среды на данной территории. При этом основное загрязнение ^3H как воздушного бассейна, так и растительного покрова исследуемой территории приурочено к руслам ручьев Узынбулак, Байтлес и Токтакушук.

Значения содержания ^3H в почвенном воздухе находятся в пределах от $<0,2$ до 50 Бк/м^3 и превышают уровень фона на данной территории от 1,5 до 250 раз. В зоне расположения р. Карабулак содержание ^3H не столь значительно, но даже на расстоянии порядка 9 км от границы площадки отмечены детектируемые объемные активности ^3H в почвенном воздухе. Уровень же концентрации ^3H в воздухе в русле р. Безымянный находится в пределах $0,2 \text{ Бк/м}^3$, что является фоновой концентрацией ^3H для данной территории [45].

Содержание ^3H в свободной воде исследуемых растений изменяется от $n \cdot 10^1 \text{ Бк/кг}$ до 85 кБк/кг , зачастую превышая уровень вмешательства при поступлении данного радионуклида с водой, который, согласно нормативным документам (Приложение 3 ГН СЭТОРБ РК), составляет $7,6 \text{ кБк/кг}$ [46].

Изменение объемной и удельной активности ^3H в почвенном воздухе и свободной воде растений вдоль русел основных ручьев в целом происходит по экспонен-

циальному закону – с увеличением расстояния от границы площадки «Дегелен» концентрация ^3H снижается (рисунок 47).

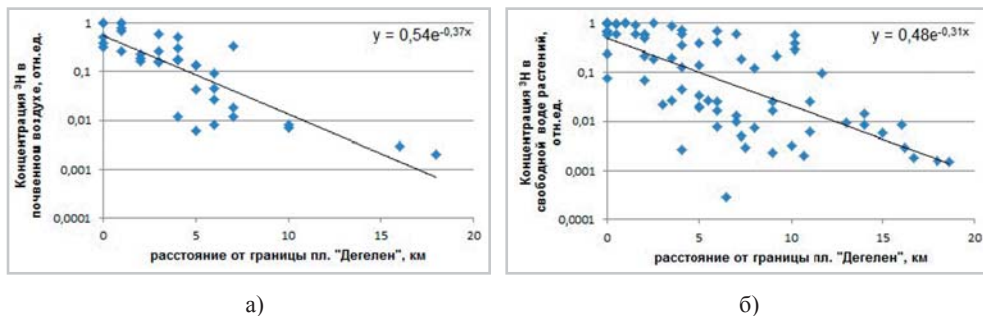


Рисунок 47. Характер распределения ^3H в воздушной среде (а) и растительном покрове (б) по мере удаления от площадки «Дегелен»

Повышенные концентрации ^3H распространяются на достаточно большие расстояния от площадки «Дегелен». Зона максимального содержания ^3H в воздухе расположена в пределах 5 км от границы площадки, далее содержание ^3H идет на спад по мере увеличения расстояния и на расстоянии 10 км от границы составляет единицы Бк/м³. Высокие значения удельной активности ^3H в свободной воде растений по руслам встречаются на значительно большем удалении от ее границы – на расстоянии до 10 км. Минимальные концентрации ^3H в обоих случаях отмечены в зонах конечного стока каждого из ручьев и составляют 0,1–0,2 Бк/м³ в почвенном воздухе и десятки Бк/кг в свободной воде растений.

Уровень концентрации ^3H в почвенном воздухе уменьшается с расстоянием в сторону от русел ручьев и, также как в случае распространения вдоль них, может быть описан экспоненциальным законом. Более сложный характер распределения ^3H отмечается для растительного покрова (рисунок 48).

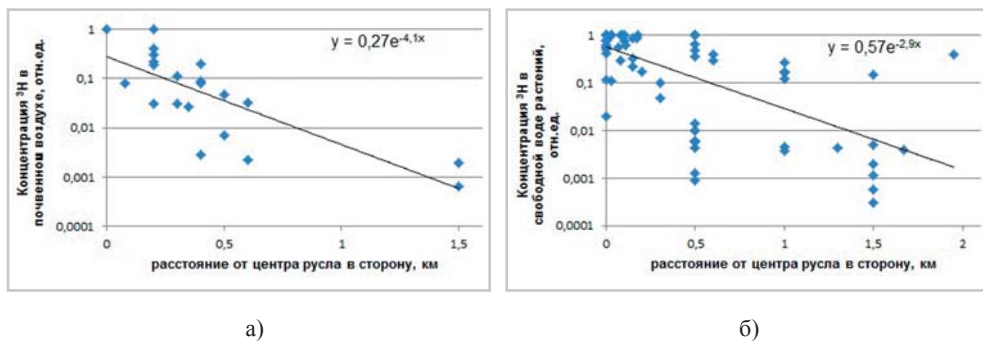


Рисунок 48. Характер распределения ^3H в воздушной среде (а) и растительном покрове (б) по мере удаления в сторону от русел основных ручьев

Хотя в целом здесь также отмечается снижение концентрации ^3H в свободной воде растений по мере удаления в сторону от центра русел, в отдельных случаях картина имеет прямо противоположный вид – в центре отмечается минимум. Столь

неоднозначное распределение ^3H в растительном покрове может быть связано с видовым составом растений исследуемой территории. Если в русле в основном произрастают гидрофиты, питающиеся за счет поверхностных и приповерхностных вод, то на некотором удалении от него представители фреатофитов в качестве источника влаги могут использовать грунтовые, так называемые поровые, воды. И если концентрация ^3H в данных источниках будет различна, то и в свободной воде растений будут фиксироваться соответствующие значения удельной активности данного радионуклида. Другим фактором, объясняющим данную ситуацию, может служить сам характер распространения подземных вод, не имеющий четкой привязки к руслу поверхностного водотока. В этом случае сравнительно высокие концентрации ^3H могут отмечаться в растениях на значительном расстоянии от центра русла (в нашем случае – до 2 км), что говорит о широте потока загрязненных ^3H грунтовых вод.

Таким образом, загрязнение зоны ручьев, выходящих за периметр площадки «Дегелен» приходится на радионуклид ^3H , концентрации которого в свободной воде растений, а также поверхностных и грунтовых водах достигают десятков кБк/кг; в воздушной среде – десятков Бк/м³.

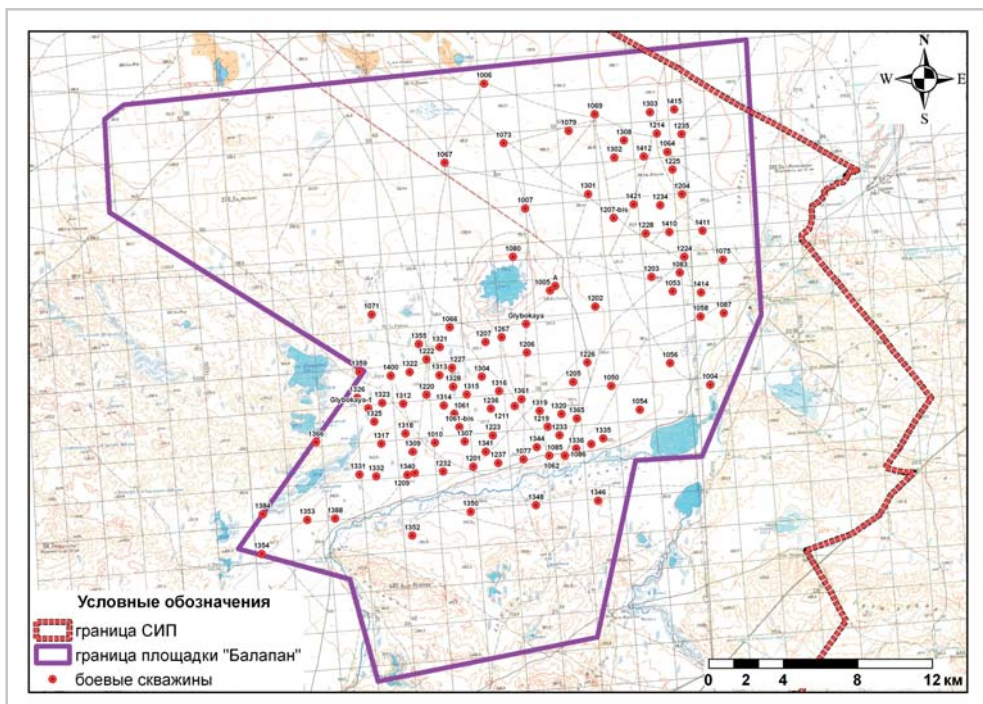
2.4. Площадка «Балапан»

2.4.1. Общая информация

Одной из испытательных площадок на Семипалатинском испытательном полигоне, где проводились подземные испытания ядерного оружия, являлась площадка «Балапан», расположенная в его восточной части. Площадь территории площадки составляет около 780 км². Географически площадка «Балапан» расположена в восточной части СИП. Рельеф на большей части площадки равнинный. Единственным поверхностным водоемом является левобережный приток р. Иртыш – маловодная р. Шаган, протекающая с запада на восток по южной границе площадки.

Испытания ядерного оружия на площадке «Балапан» проводились в скважинах. Всего было пробурено 119 скважин. Из них с 1965 по 1989 гг. в 106 скважинах было проведено 105 испытаний, при этом осуществлен подрыв 167 ядерных зарядов, 13 скважин остались неиспользованными [8, 9]. Мощность испытаний, в основном, находилась в диапазоне от 20 до 150 кт. Схема расположения скважин представлена на рисунке 49.

Скважина – вертикальная цилиндрическая горная выработка, пройденная буровой установкой в горной породе земной коры, характеризующаяся большой величиной отношения ее глубины к диаметру. На площадках полигона бурились скважины глубиной, в основном, до 650 м, максимальный диаметр скважин составлял 1,4 м [9]. Глубина обсадки скважины трубами составляла, как правило, 50–200 м. Обсадными трубами перекрывался каждый водоносный горизонт. Затрубное пространство для надёжной гидроизоляции заливалось цементом. Нижележащий горизонт перекрывался трубами меньшего диаметра. Количество кабелей, в зависимости от целей опыта, составляло от десятков до сотен [8].



Скважина бурилась до заданной глубины, затем в нее опускался заряд. Для исключения выброса радиоактивных продуктов взрыва в атмосферу в скважине создавался забивочный комплекс, который состоял из нескольких цементных пробок с засыпкой промежутков между ними щебнем, а в районе установки ядерного устройства – железорудным концентратом [9]. Спускная колонна заполнялась цементным раствором, за исключением нескольких опытов, в которых она использовалась в качестве пробоотборного канала. Обустройство скважины представлено на рисунке 50 [8].

В отличие от атмосферных испытаний, радиоактивное загрязнение местности при проведении подземных ядерных взрывов в скважинах несравнимо мало. Основная доля радиоактивных продуктов остается «захороненной» под землей. При ядерных взрывах внутреннего действия в породах со значительным содержанием кремния расплавленная порода, покрывающая стенки полости, состоит из относительно нерастворимой стекловидной массы, в которой заключена большая часть продуктов деления. Стекловидный материал захватывает от 60 до 85% всех продуктов деления. Часть радиоактивных продуктов деления, которая при обрушении полости находится еще в газообразном состоянии, не улавливается, а проникает из полости в разрушенную породу. Довольно значительные количества ^{90}Sr и других изотопов, предшественниками которых явились газообразные или летучие элементы, отлагаются на довольно значительных расстояниях от зоны высокой радиоактивности и распределяются в разрушенной среде.

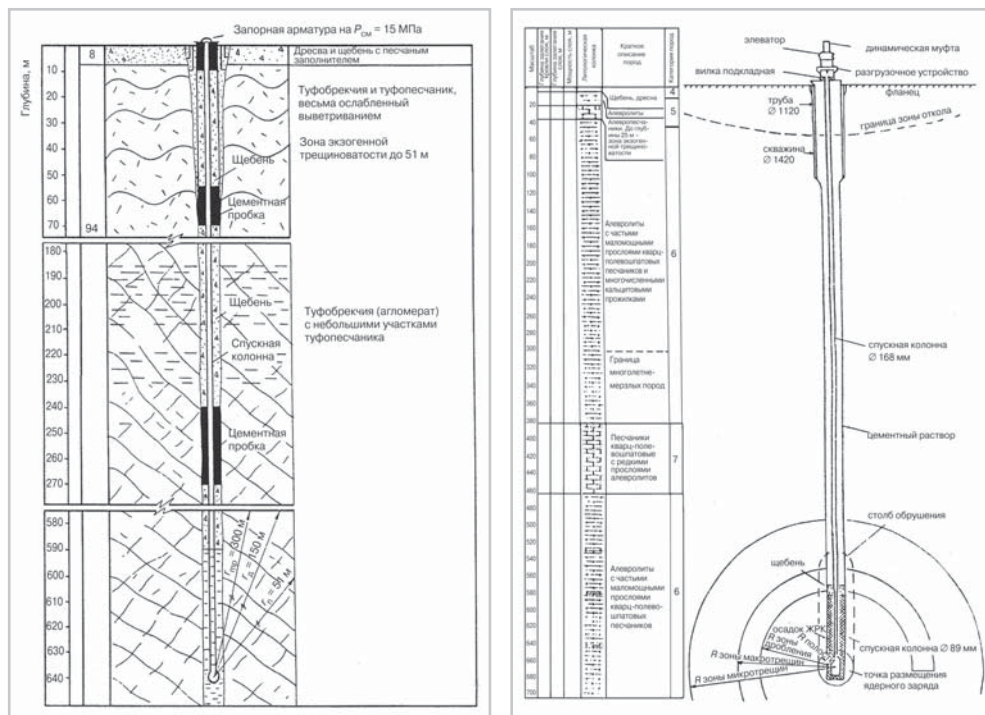


Рисунок 50. Схема конструкции скважины и забивки. Зоны механического действия взрыва

Несмотря на предпринимаемые защитные меры, во время подземных испытаний происходили выбросы радиоактивных веществ в атмосферу. В СССР радиационные события при ядерных испытаниях делились на штатные и нештатные радиационные ситуации [8].

По характеру фактически наблюдаемой радиационной обстановки все подземные ядерные взрывы, осуществленные на Семипалатинском полигоне, подразделялись на четыре категории [47]:

1. Взрыв с выбросом грунта (ВВГ) – подземный взрыв наружного действия, сопровождающийся разрушением и перемещением пород в эпицентральной зоне и выходом радиоактивных продуктов в атмосферу в аэрозольной и газовой фазах. На земной поверхности образуется воронка (кратер) выброса.

2. Взрыв камуфлетный полный (ВКП). При таком взрыве все радиоактивные продукты оставались в полости взрыва.

3. Взрыв неполного камуфлета, сопровождающийся незначительным истечением в атмосферу радиоактивных инертных газов (ВНК-РИГ).

4. Взрыв неполного камуфлета с нештатной радиационной ситуацией (ВНК-НРС). Такой взрыв сопровождался ранним напорным истечением в атмосферу радиоактивных продуктов взрыва в газо- и парообразной фазе, что обуславливалось случайным нарушением нормального процесса проведения испытания и (или) не предусмотренными проектом последствиями, которые могли привести

или приводили к облучению людей выше установленного уровня или к материальному ущербу. Взрывы ВНК-НРС могли привести к значительному аварийному облучению персонала и вследствие большого разбавления облака выброса по пути его движения за границы территории полигона – к очень незначительному облучению населения районов, прилегающих к полигону (ниже допустимых дозовых пределов).

На Семипалатинском испытательном полигоне 50% подземных испытаний (из всех подземных испытаний, в том числе и на площадках «Дегелен» и «Сары-Узень») могут быть отнесены к взрывам полного камуфлета, ~46% – взрывы неполного камуфлета с выходом в атмосферу радиоактивных благородных (инертных) газов (РБГ) в эпицентральной зоне взрыва в вентиляционном режиме истечения и 4% – с напорным истечением радиоактивных продуктов взрыва (РПВ) на поверхность [8]. В таблице 2 приведены данные об испытаниях с нештатной ситуацией, проведенных на площадке «Балапан».

Таблица 2.

Подземные ядерные взрывы с нештатной радиационной ситуацией

Номер скважины	Дата проведения испытания	Первичный радиационный эффект, остаточное загрязнение местности
1007	10.02.72	То ~ 1 мин.: динамическое истечение по боевой скважине газообразных и парообразных продуктов, содержащих тугоплавкие, труднолетучие, легколетучие радионуклиды и РБГ; произошло возгорание смеси, факел огня достигал ~ 70 м (на 21-ой мин.) и наблюдался в течение суток. Доза облучения на местности на удалении 1 км скважины по пути распространения продуктов взрыва составляла ~ 14 Р (за 6 часов экспозиции дозиметров). В настоящее время остаточное загрязнение местности в районе эпицентра практически отсутствует.*
1204	10.12.72	То ~ 1 мин.: в процессе опускания купола породы произошел прорыв продуктов взрыва, в том числе и первичных аэрозолей. Уровень МЭД в эпицентральной зоне через 1 час после взрыва составлял ~1,1·10 ⁴ Р/ч. В эпицентральной зоне выделена санитарно-защитная зона.
1069	04.11.73	То ~ 30 с: динамический прорыв газо- и парообразных продуктов в скважине («пушечный эффект»), но без первичных аэрозолей. Уровень МЭД на удалении 1 км от эпицентра достигал ~ 500 Р/ч. В настоящее время остаточное загрязнение местности в районе эпицентра практически отсутствует.*
1301	16.04.74	То ~ 1,5 мин.: динамическое истечение газообразных продуктов в эпицентральной зоне с их возгоранием. Уровень МЭД в месте истечения РБГ – более 10 Р/ч. В настоящее время остаточное загрязнение местности в районе технологической площадки отсутствует.*
Примечание: * данные об остаточном загрязнении местности, по всей видимости, приводятся на момент закрытия полигона, 1991 год		

Несмотря на то, что в таблице указано, что остаточное загрязнение местности в районе трех скважин «практически отсутствует», на самом деле это не соответствует действительности, о чем будет сказано далее.

Вместе с тем, радиационные эффекты при проведении подземных ядерных испытаний в скважинах могли привести только к незначительному по площади загрязнению территории в районе приустьевых площадок, а также к радиоактивному загрязнению блоков земной коры в местах истечения радиоактивных благородных газов.

2.4.2. Характер поверхностного загрязнения

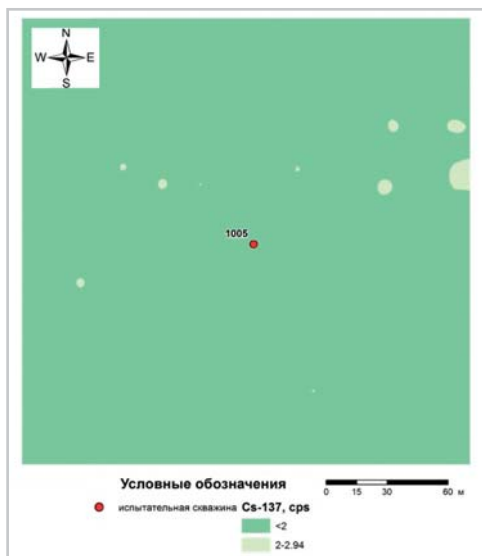
Скважины со штатной радиационной ситуацией. Категория скважин со штатной радиационной ситуацией подразумевает, что при взрыве все радиоактивные продукты оставались в полости взрыва, либо взрыв сопровождался незначительным истечением в атмосферу радиоактивных инертных газов [47]. Следовательно, загрязнения приустьевых площадок скважин со штатной радиационной ситуацией не ожидается [8].

По результатам исследований приустьевые площадки большинства скважин со штатной радиационной ситуацией (86 скважин из 100) можно отнести к территориям с фоновым уровнем содержания радионуклидов в почвах (рисунок 51, а), либо с незначительным превышением фоновых величин [48]. Повышенное содержание радионуклидов на таких скважинах сосредоточено, в основном, у оголовков скважин в виде локальных пятен (рисунок 51, б). По мере удаления от оголовков скважин значения радиационных параметров резко уменьшаются, и на расстоянии примерно 50–100 метров соответствуют фоновым значениям.

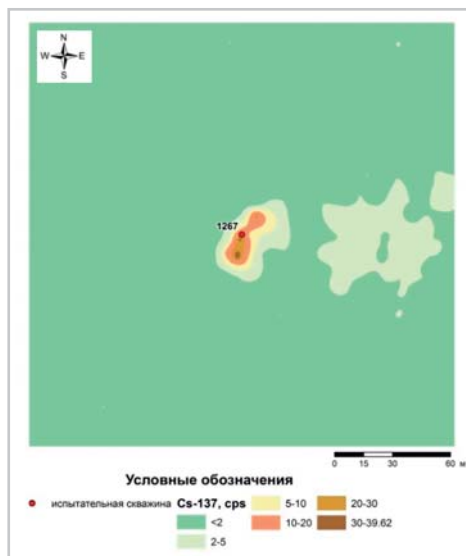
Вместе с тем, на 14 скважинах, на которых радиационный эффект классифицируется как штатная ситуация, присутствует загрязнение почвенного покрова, вызванное, скорее всего, истечением радиоактивных газов. На приустьевых площадках 7-ми скважин удельная активность радионуклидов в почве соответствует материалам ограниченного использования, на других 7-ми скважинах (№№ 1050, 1053, 1054, 1069, 1071, 1077, 1080, 1204, 1209, 1267) уровень загрязнения почвенного покрова соизмерим с уровнем радиоактивных отходов.

Максимальные уровни радиоактивного загрязнения зафиксированы на приустьевой площадке скважины № 1080. Содержание радионуклида ^{137}Cs на этой скважине соизмеримо со значениями, зарегистрированными на скважинах с нештатной радиационной ситуацией. Распределение радионуклида ^{137}Cs на приустьевой площадке скважины № 1080 представлено на рисунке 52.

На рисунке хорошо просматривается основной след выброса радиоактивных веществ протяженностью до 300 метров. Ширина следа достигает 100 метров. В соответствии с процессами, происходящими при проведении ПЯВ, при штатной ситуации дневная поверхность может быть загрязнена, в основном, радионуклидами ^{137}Cs и ^{90}Sr , предшественниками которых являются РБГ (^{137}Xe , ^{89}Kr). Наличие радионуклида $^{239+240}\text{Pu}$ в почве на территории загрязненных приустьевых площадок скважин свидетельствует о том, что вместе с РБГ происходил выброс и других продуктов деления ядерного взрыва.



а)



б)

Рисунок 51. Распределение радионуклида ^{137}Cs на приустьевой площадке скважины № 1005 (а) и № 1267 (б)

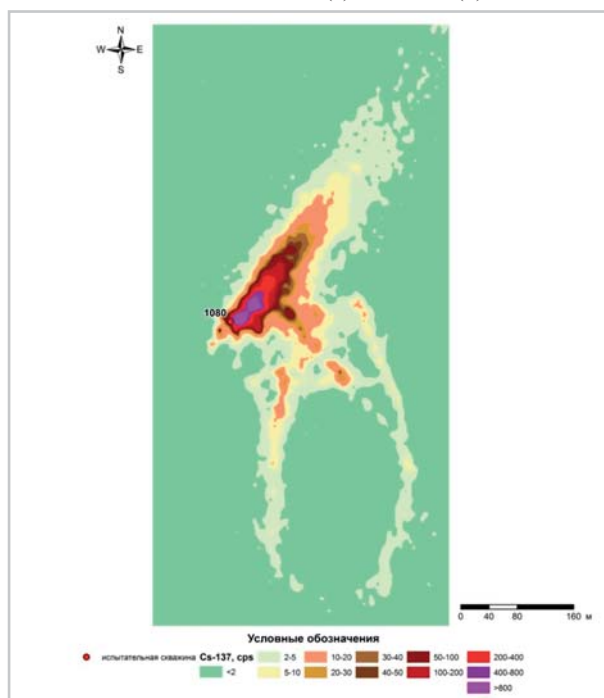


Рисунок 52. Распределение радионуклида ^{137}Cs на приустьевой площадке скважины № 1080

Скважины с нештатной радиационной ситуацией. Согласно официальным данным, на трех скважинах (№№ 1007, 1069, 1301) из четырех с нештатной радиационной ситуацией (таблица 2), где во время испытания произошел не предсказанный заранее выход радиоактивных продуктов взрыва в атмосферу, остаточное загрязнение местности отсутствует [8]. Однако, на этих скважинах в результате радиологических исследований были обнаружены участки значительного радиационного загрязнения. Диапазон измеренных значений радиационных параметров составил по плотности потока альфа-частиц – от 0 до 2 част/(мин*см²), бета-частиц – от 10 до 490 част/(мин*см²), МЭД на поверхности земли – от 0,1 до 9,1 мкЗв/ч. Максимальные значения МЭД зарегистрированы на приустьевой площадке скважины № 1069 [49]. Радиоактивное загрязнение сосредоточено как у оголовков скважин, так и за пределами приустьевых площадок (скважины №№ 1007, 1069 и 1301) в виде протяженных следов радиоактивных выпадений. Распределение радионуклида ¹³⁷Cs на скважинах № 1069 и № 1301 показано на рисунке (рисунки 53, а, б). Следы радиоактивных выпадений имеют следующие характерные размеры: ширина 100–200 метров в наиболее широкой их части, длина следов колеблется от 250 до 2000 метров, на различных скважинах.

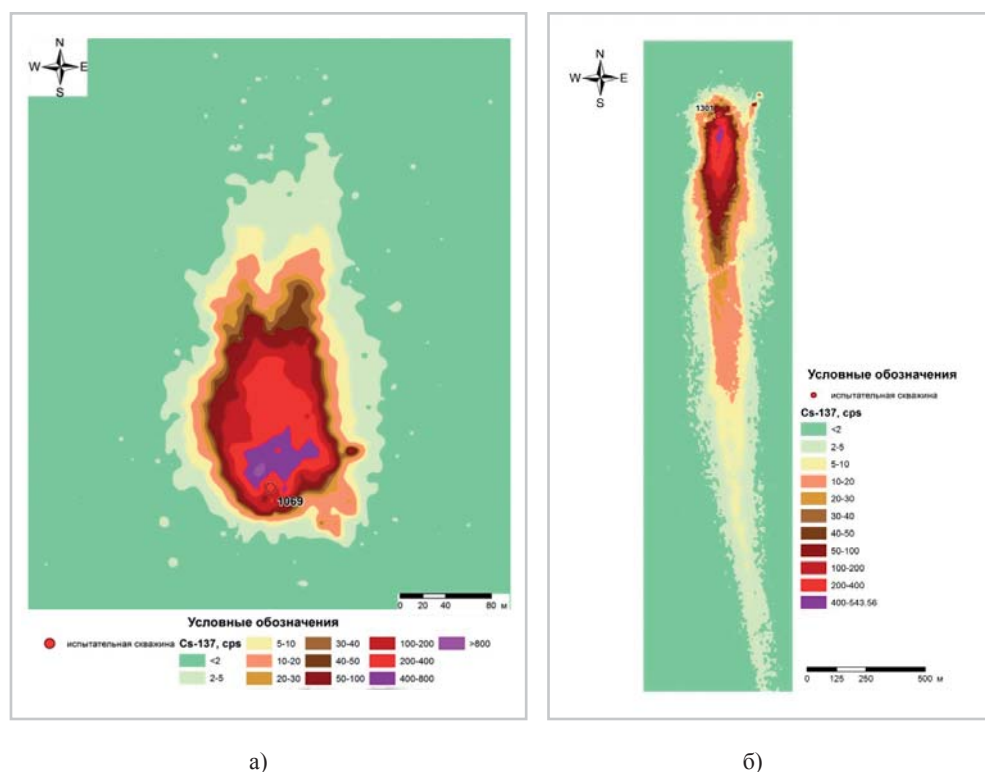


Рисунок 53. Распределение площадной активности радионуклида ¹³⁷Cs на скважине № 1069 (а) и скважине № 1301 (б)

Радиоактивное загрязнение, в основном, формировалось на территории приустьевых площадок сразу непосредственно после проведения ядерного испытания. Но существует и другой механизм формирования радиоактивного загрязнения, обусловленный несанкционированной деятельностью, связанной с извлечением обсадных труб, кабелей, а также в результате гидрологических исследований, связанных с откачкой подземных вод из гидрологических скважин. В настоящее время на всех скважинах обсадные трубы срезаны и извлечен забивочный материал [48]. При этом могло происходить как улучшение радиационной обстановки ввиду отсыпки чистым грунтом локальных участков радиоактивного загрязнения, существующих возле оголовков скважин, так и наоборот, ухудшение радиационной обстановки, обусловленное извлечением радиоактивно загрязненного грунта на дневную поверхность.

2.4.3. Характер загрязнения тритием воздушного бассейна в местах проведения подземных ядерных испытаний

На настоящий момент основным радионуклидом, представляющим опасность с точки зрения радиационного загрязнения воздушной среды в местах проведения ПЯВ на площадке «Балапан», является тритий (^3H). Большинство дозообразующих радионуклидов, таких как ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$, после проведения подземных ядерных испытаний остаются погребенными под слоем земли, в то время как тритий, благодаря своим физико-химическим и миграционным свойствам, может проникать сквозь толщу породы и поступать в атмосферу.

Исследования содержания ^3H в воздушной среде на площадке «Балапан» проведены в местах расположения устья боевых скважин. В ходе исследования установлено, что ^3H содержится и в атмосферном, и в почвенном воздухе как в виде тритированной воды (НТО), так и в виде газообразных соединений ($\text{H}_{\text{газ}}$).

Объемная активность ^3H в атмосферном воздухе составила: в виде НТО – от 0,5 до 70 Бк/м³, в виде $\text{H}_{\text{газ}}$ – от 0,7 до 180 Бк/м³; в почвенном воздухе: в виде НТО – от 0,05 до 300 Бк/м³, в виде $\text{H}_{\text{газ}}$ – от 0,1 до 220 Бк/м³.

Для изучения пространственного распределения ^3H в воздушной среде относительно устья боевых скважин проведены более детальные исследования, охватывающие весь приустьевой участок. Полученные данные были обработаны Крайгинг методом с построением 3D-рисунков, что позволило выявить общий вид характера распределения ^3H в воздухе [50].

На рисунке 54 показан характер распределения ^3H в воздухе на примере двух скважин – № 1010 (рисунок 54, а) и № 1361 (рисунок 54, б).

Картину пространственного распределения ^3H в атмосферном воздухе относительно устья скважин получить не удалось ввиду того, что с увеличением расстояния от скважины объемная активность ^3H резко снижается и в большинстве случаев составляет менее предела обнаружения ($< 0,05$ Бк/м³).

Пространственное распространение ^3H в почвенном воздухе на разных приустьевых участках различно. В ряде случаев наблюдается один участок выхода ^3H на поверхность, когда радиус распространения ^3H над скважиной не превышает нескольких десятков метров, как видно на примере скважины № 1010 (рисунок 54, а).

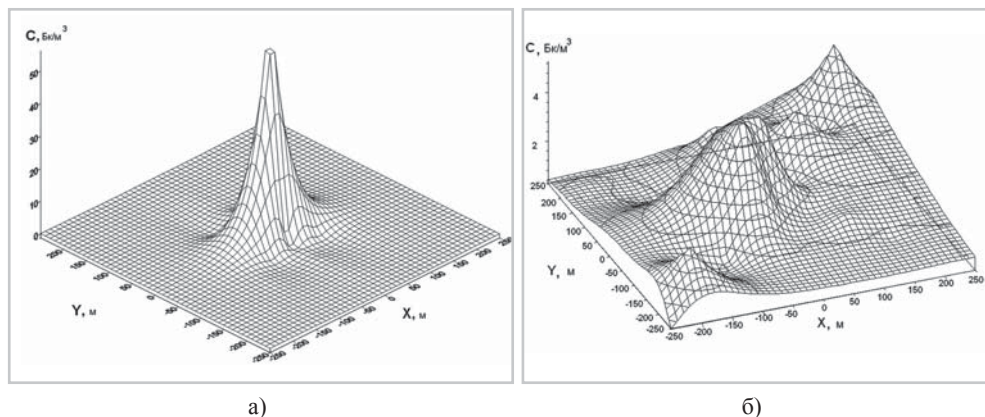


Рисунок 54. Характер распределения трития в воздушной среде на приустьевых участках скважин № 1010 (а) и 1361 (б)

В других случаях, пространственное распределение ^3H носит неоднородный характер – наблюдается несколько мест выхода ^3H на поверхность, в связи с чем, радиус распространения ^3H в воздушной среде может составлять несколько сотен метров и охватывать практически весь приустьевой участок, как на участке скважины № 1361 (рисунок 54, б).

В целом, результаты исследований характера перераспределения ^3H в почвенном воздухе на приустьевых участках скважин показали, что на расстоянии 500 м и более от устья скважины объемная активность ^3H в воздухе не превышает фоновых значений, которые для данной территории составляют 0,05 – 0,1 Бк/м³.

Значения объемной активности ^3H в воздушной среде в местах расположения боевых скважин изменяются в широком диапазоне – от 0,5 до 220 Бк/м³, но в среднем составляют не более 5 – 10 Бк/м³ [51]. Полученные значения не превышают значения допустимой объемной активности ^3H во вдыхаемом воздухе, которое составляет 1900 Бк/м³ [46].

Проведенные исследования показали, что, несмотря на незначительное содержание ^3H в воздушной среде в местах расположения боевых скважин, проблема тритиевого загрязнения воздуха на данной территории существует. Это необходимо учитывать при осуществлении любого вида хозяйственной или иной деятельности на отдельных участках, расположенных на площадке «Балапан».

В случае, если расстояние от используемого участка (объекта) до ближайшей боевой скважины составляет менее 500 м, проведение детальных исследований содержания ^3H в атмосферном и почвенном воздухе является обязательным. Если же исследуемый участок (объект) расположен на расстоянии 500 м и более от приустьевых участков скважин, исследование уровня содержания ^3H в воздушной среде может носить оценочный характер.

Важно учитывать, что представленные рекомендации дают общее направление проведения исследований. В каждом конкретном случае необходимо опираться на реально полученные данные об уровнях содержания ^3H в объектах окружающей среды исследуемой территории.

2.5. Площадка «Сары-Узень»

Согласно фондовым данным [52], в период с 1965 по 1980 гг. на площадке «Сары-Узень» проведено 24 подземных испытаний. По имеющимся данным в большинстве испытаний мощность взрывов не превышала 20-ти кт на глубинах от 50 до 430 м. Область наибольшей техногенной нагрузки в результате подземных ядерных взрывов расположена в центре и северо-западной части площадки. Схема расположения скважин показана на рисунке 55.

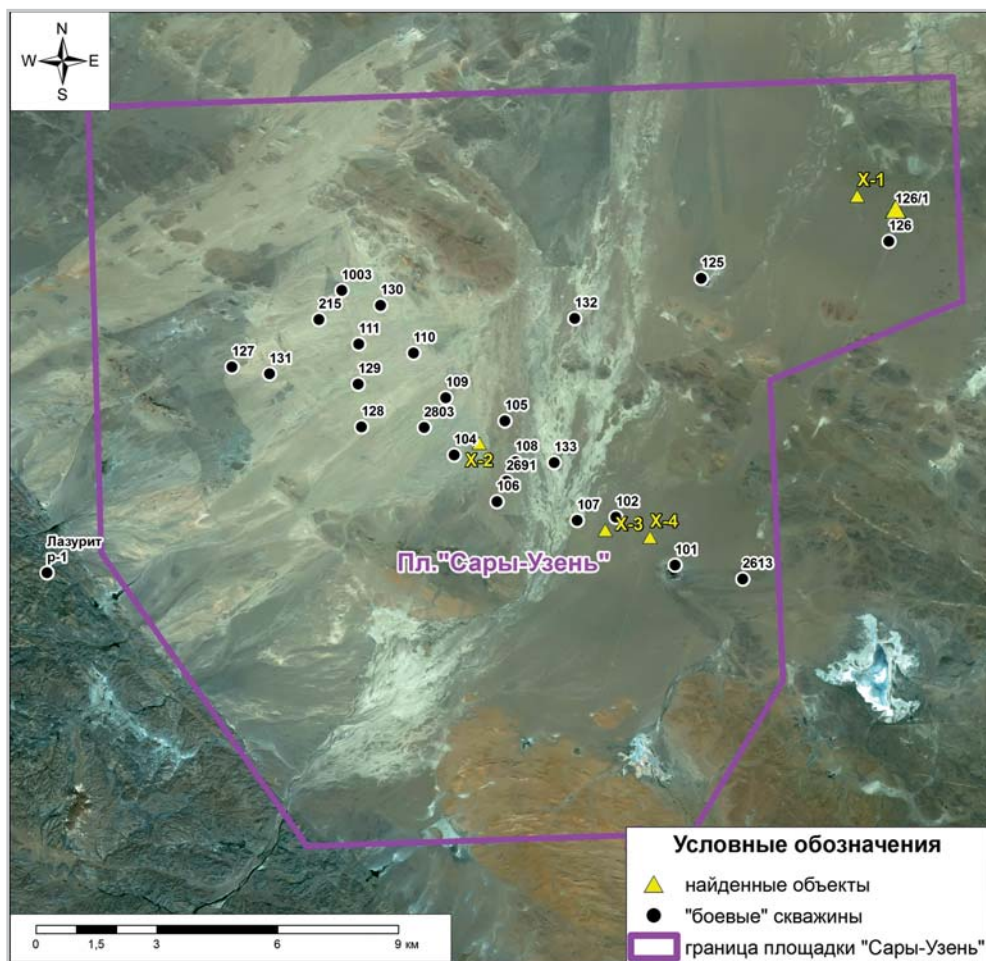


Рисунок 55. Космоснимок территории площадки «Сары-Узень».

Схема расположения «боевых» скважин на площадке

По максимальным значениям уровней радиоактивного загрязнения почвенного слоя на приустьевых площадках все «боевые» скважины можно условно разделить на четыре группы (таблица 3).

Таблица 3.

**Радиационные параметры приустьевых площадок «боевых» скважин
и максимальные концентрации радионуклидов в пробах грунта**

Количество скважин	γ , мкЗв/ч	β , част/(мин*см ²)	²⁴¹ Am, Бк/кг	¹³⁷ Cs, Бк/кг	⁹⁰ Sr, Бк/кг	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu, Бк/кг
Сильно загрязненные						
3	1 – 5,21	100 – 210	2070 – 40600	2000 – 32200	3370 – 4000	180 – 6800
Умеренно загрязненные						
5	0,15 – 5,0	0.1 – 185	6.0 – 925	220 – 20430	20 – 11530	70 – 1900
Слабо загрязненные						
6	0,1 – 0,26	0.1 – 150	72 – 320	50 – 3560	40 – 4800	180 – 600
Относительно чистые						
14	0,1 – 0,25	0.1 – 160	-	7 – 550	8 – 3100	3 – 90
		МЗУА, Бк/кг	1000	10000	100 000	1000
Примечание: «-» – нет данных						

Первая группа – сильно загрязненные. В эту группу отнесены три скважины. Концентрации радионуклидов превышают минимально-значимую удельную активность (МЗУА) в диапазоне от 2 до 40 раз. Данные скважины совершенно различны по условиям проведения ядерных экспериментов и по характеру распределения радионуклидов на приустьевых площадках.

Наличие радиоактивного загрязнения на приустьевой площадке первой скважины №215 связано с аварийной ситуацией, возникшей во время проведения ПЯВ. Схема распределения МЭД представлена на рисунке 56, а.

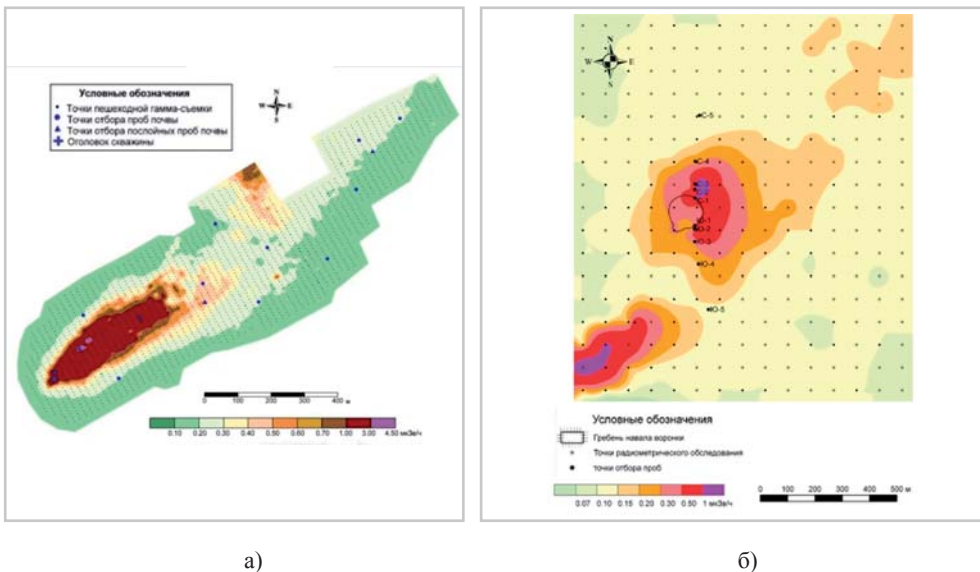


Рисунок 56. Распределение МЭД на обследованной территории:
а) скважина №215; б) скважина №1003

На скважине №1003 проведен экскавационный взрыв, связанный с разрушением и перемещением горных пород в эпицентральной зоне и выходом его радиоактивных продуктов в атмосферу в аэрозольной и газовой фазах. В результате чего, на земной поверхности образовалась воронка (кратер) выброса с загрязненными горными породами. Характер площадного распространения значений радиометрических параметров на местности отображен на рисунке 56, б.

Третья скважина из этой группы имеет сложную инженерную структуру. По всем признакам, здесь ПЯВ вообще не было.

Вторая группа – умеренно загрязненные. В данную категорию входят 5 скважин, где происходила внештатная ситуация с выбросом радиоактивности на поверхность. Концентрации радионуклидов превышают МЗУА в диапазоне от 1,5 до 2 раз.

Наиболее изученной из данной группы является скважина №101, расположенная в западной части испытательной площадки «Сары-Узень». В результате взрыва на месте скважины №101 образовалась воронка диаметром 350–400 м, высота навала ~10–15 м.

Результаты радиозоологического обследования отражены на карте-схеме (рисунки 57, а, б).

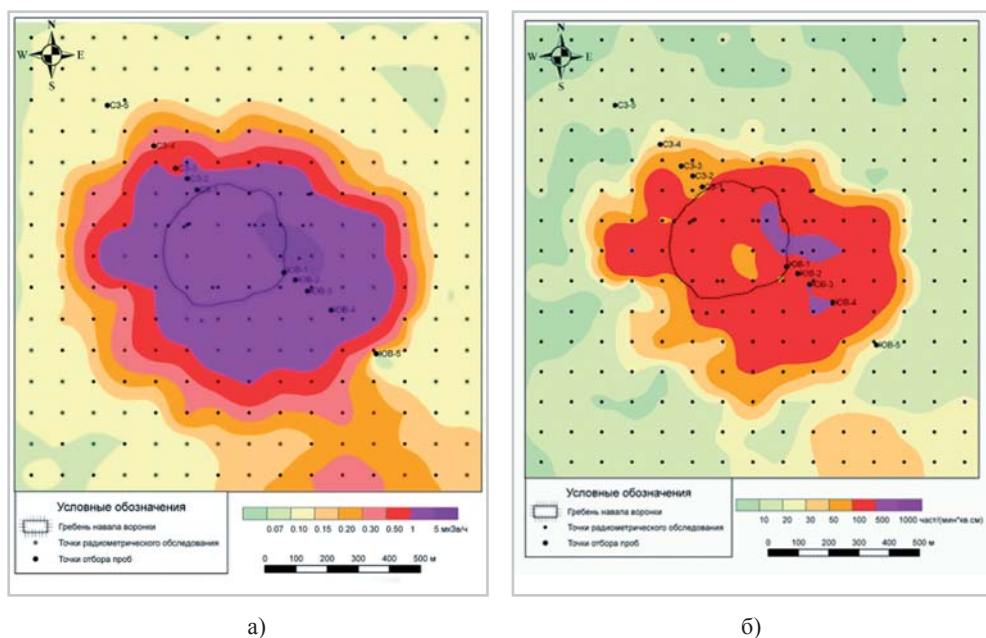


Рисунок 57. Скважина №101. Карта-схема распределения
а) МЭД; б) плотности потока бета-частиц

Третья группа – слабо загрязненные. В эту группу вошли 6 скважин, где концентрации радионуклидов не превышают уровни МЗУА, но находятся на относительно высоком уровне. Наиболее представительной из данной группы является скважина №125, расположенная в северо-восточной части испытательной пло-

щадки «Сары-Узень». В настоящее время возле устья скважины имеется воронка диаметром 250–300 м (высота навала до 10–15 м). Результаты радиоэкологического обследования отражены на карте-схеме (рисунок 58, а, б).

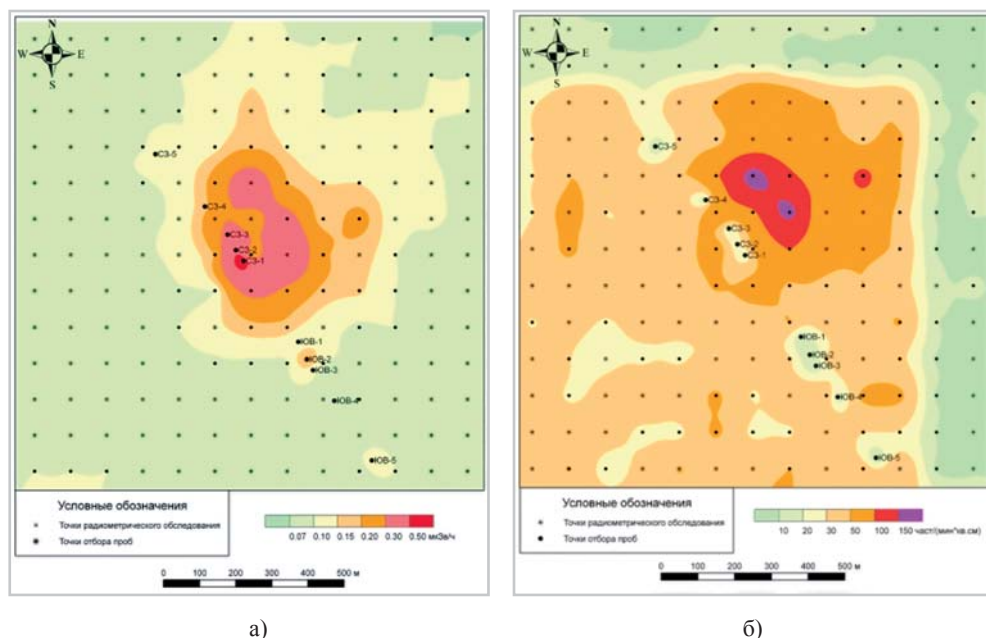


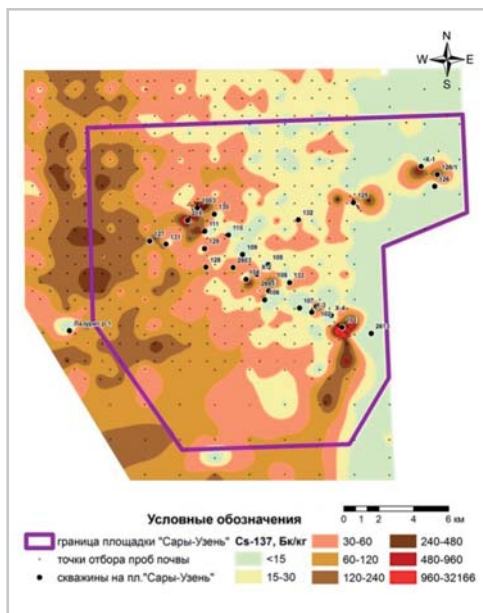
Рисунок 58. Скважина № 125. Карта-схема распределения
а) МЭД; б) плотности потока бета-частиц

Максимальное значение МЭД составляет 0,5 мкЗв/ч. В радиусе около 500 метров от устья скважины отмечается общий фон от 30 до 50 бета-частиц/(мин*см²).

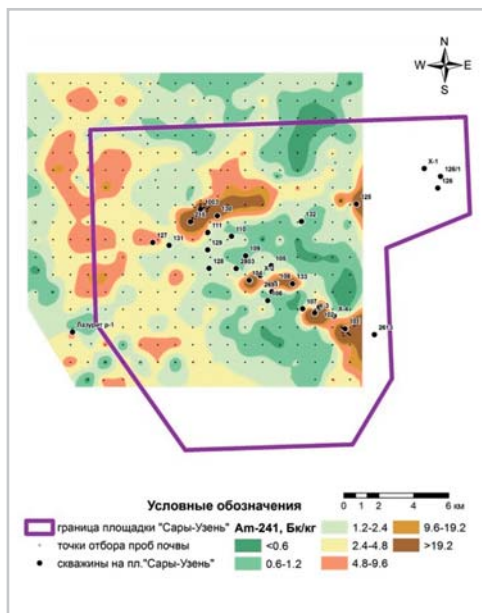
Четвертая группа – относительно чистые скважины. К данной категории отнесены 14 скважин, где радиоактивное загрязнение незначительно, и данные участки следует отнести к «чистым».

Общая картина радиоактивного загрязнения территории площадки представлена на картах распределения радионуклидов ^{137}Cs , ^{241}Am , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$ (рисунок 59) [53].

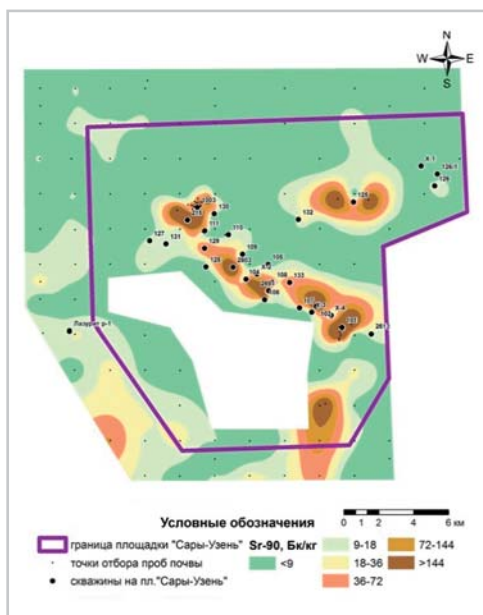
Площадная активность радионуклида ^{137}Cs в 45% обследованных точек превышает фон глобальных выпадений (ФГВ), равный ~65 мКи/км² (15 Бк/кг), в остальных случаях находится на уровне или ниже фона. Площадная активность ^{90}Sr в 30% обследованных точек находится выше ФГВ, равного ~39 мКи/км² (9 Бк/кг). Практически во всех пробах почвы удельная активность $^{239+240}\text{Pu}$ превышает ФГВ, равный ~12 мКи/км² (3 Бк/кг). Максимальное превышение составляет до 52 раз [46, Приложение 4].



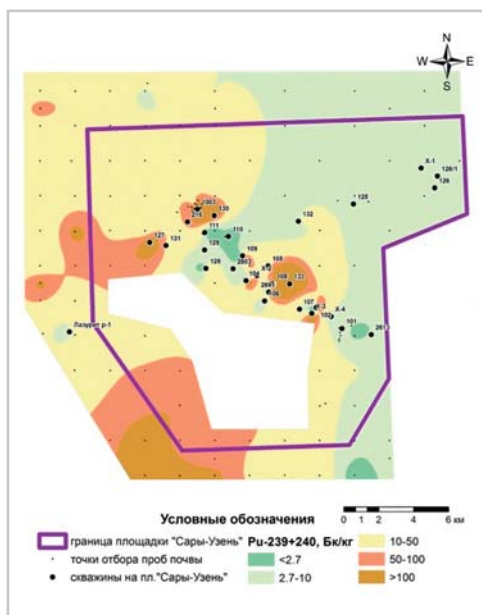
а)



б)



в)



г)

Рисунок 59. Распределение радионуклидов на площадке «Сары-Узень»
а) ^{137}Cs ; б) ^{241}Am ; в) ^{90}Sr ; г) $^{229+240}\text{Pu}$

Подземные воды. На площадке «Сары-Узень» выделяются следующие типы подземных вод: трещинные – распространены повсеместно в зоне экзогенной трещиноватости палеозойских пород; трещинно-жильные – приурочены к зонам тектонических разломов; поровые – спорадического распространения в аллювиально-пролювиальных и аллювиальных отложениях четвертичного возраста. Уровень залегания подземных вод изменяется от 2,0 до 32,0 м от дневной поверхности. Подземные воды имеют северное и северо-восточное направление движения.

Основными распространителями радиоактивных продуктов ПЯВ на площадке «Сары-Узень» являются трещинные и трещинно-жильные подземные воды. Высокие концентрации ^{137}Cs и ^{90}Sr в подземных водах отмечены только в непосредственной близости от «боевых» скважин. По результатам большинства изученных проб, при удалении от устья «боевых» скважин на первые сотни метров, концентрация ^{137}Cs и ^{90}Sr снижается до значений менее 1,0 Бк/кг. Концентрация ^3H в пробах подземных вод изменяется от 0,007 до 500 кБк/кг.

2.6. Площадка «Актан-Берли»

В СССР в период 1958–1989 годов было проведено 89 гидроядерных экспериментов различных типов [54]. Из 68 наземных испытаний 40 были проведены на площадке П-2Г [55], оставшиеся 28 экспериментов были проведены на других участках территории СИП (конкретно не указанных в открытых источниках), в том числе и на площадке «Актан-Берли» [32, 56]. Информация о местах проведения этих 28 экспериментов (координаты участков либо схемы их расположения) полностью отсутствует. Известно, что гидроядерные испытания на площадке «Актан-Берли» проводили в скважинах под землей на глубинах 5–30 метров. Поэтому места проведения испытаний на площадке определялись, в первую очередь, по наличию последствий техногенной деятельности (в основном, перемещение грунта) в пределах указанных границ площадки.

Площадка «Актан-Берли» расположена в южной части полигона, западнее площадки «Дегелен» и юго-восточнее площадки «Сары-Узень» (рисунок 1). Территория площадки равнинная, иногда слегка всхолмленная, расположена на отрогах гор Аршалык. Понижения рельефа заняты солончаками и озёрами, наполняемость которых носит сезонный характер.

На рисунке 60 представлен космоснимок района площадки, на котором отчетливо видны дороги, подходящие к двум участкам, расположенным в южной (участок «Ю») и юго-западной (участок «ЮЗ») части площадки (на рисунке окружности, обозначенные красным пунктиром). В пределах «южного» участка выделен объект прямоугольной формы (на карте выделен красным цветом).

В результате дешифрирования ряда космоснимков можно предположить, что на юге площадки «Актан-Берли» были созданы объекты, а также инфраструктура вокруг них, которые могли использоваться для проведения модельных экспериментов. На рисунке 61 показан общий вид на «южный» участок испытаний.

Радиационное состояние объектов. В 1999–2004 годах на площадке «Актан-Берли» были проведены работы по ликвидации двух участков (мест проведения гидроядерных испытаний) [57].

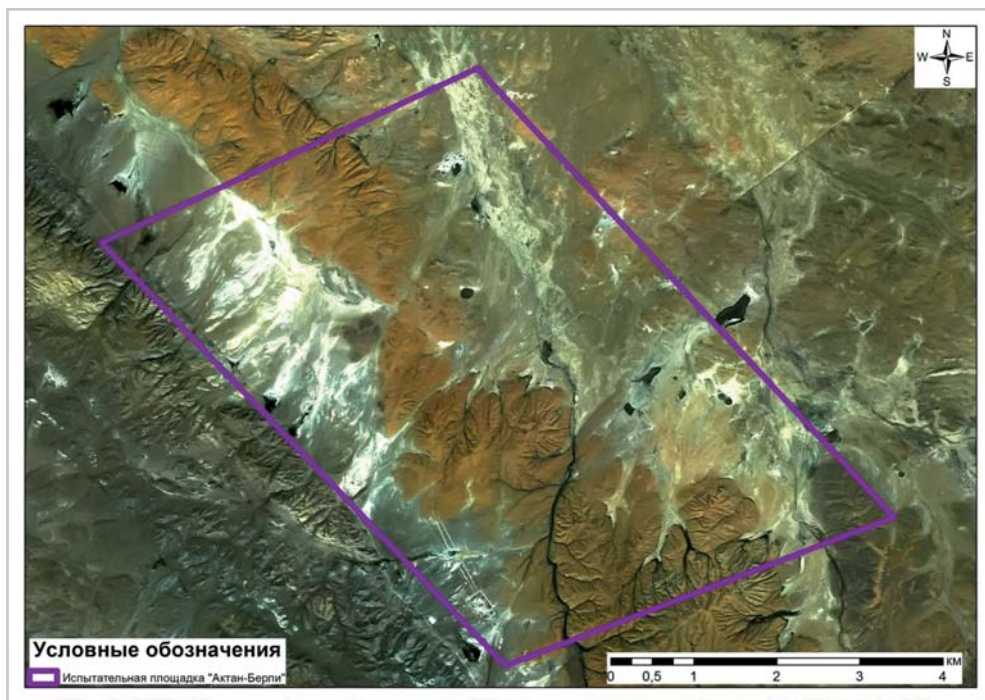


Рисунок 60. Космический снимок района площадки «Актан-Берли»



Рисунок 61. Общий вид «южного» участка испытаний

На территории «южного» участка в результате предварительного обследования по характерным признакам были найдены 158 опытных (экспериментальных) скважин. Максимальные уровни радиоактивного загрязнения (>30 мкЗв/ч) были зарегистрированы в скважинах на глубине около 5 метров. После исследователь-

ских работ на участке было создано защитное сооружение из железобетонных плит, накрытых слоем грунта.

Выполненные работы обусловили снижение поверхностного загрязнения территории «южного» участка [57]. Результаты радиационного обследования после завершения работ представлены на карте распределения площадной активности радионуклида ^{241}Am (рисунок 62).

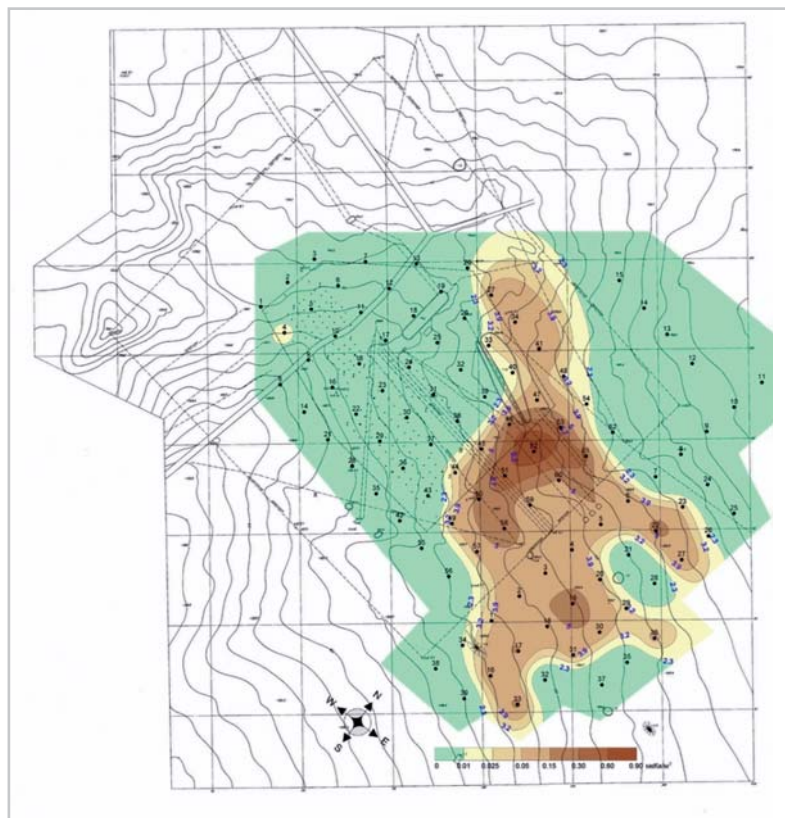


Рисунок 62. Распределение площадной активности радионуклида ^{241}Am на территории «южного» участка

На территории «юго-западного» участка площадки было обнаружено 28 скважин [57]. Уровни поверхностного радиоактивного загрязнения находились в диапазоне 0,19–0,28 мкЗв/ч. Удельная активность радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в отобранных пробах почвы находилась на уровне фона глобальных выпадений. Содержание радионуклида $^{239+240}\text{Pu}$ превышало фоновые значения на порядок. Радионуклиды ^{241}Am , ^{152}Eu , ^{154}Eu не обнаружены. Максимальные уровни радиоактивного загрязнения обнаружены в скважинах на глубине свыше 20 метров [57].

Рекультивация на участке заключалась в создании железобетонного колпака над испытательными скважинами и последующей засыпке землей. Распределение МЭД на территории объекта после рекультивации представлено на рисунке 63.

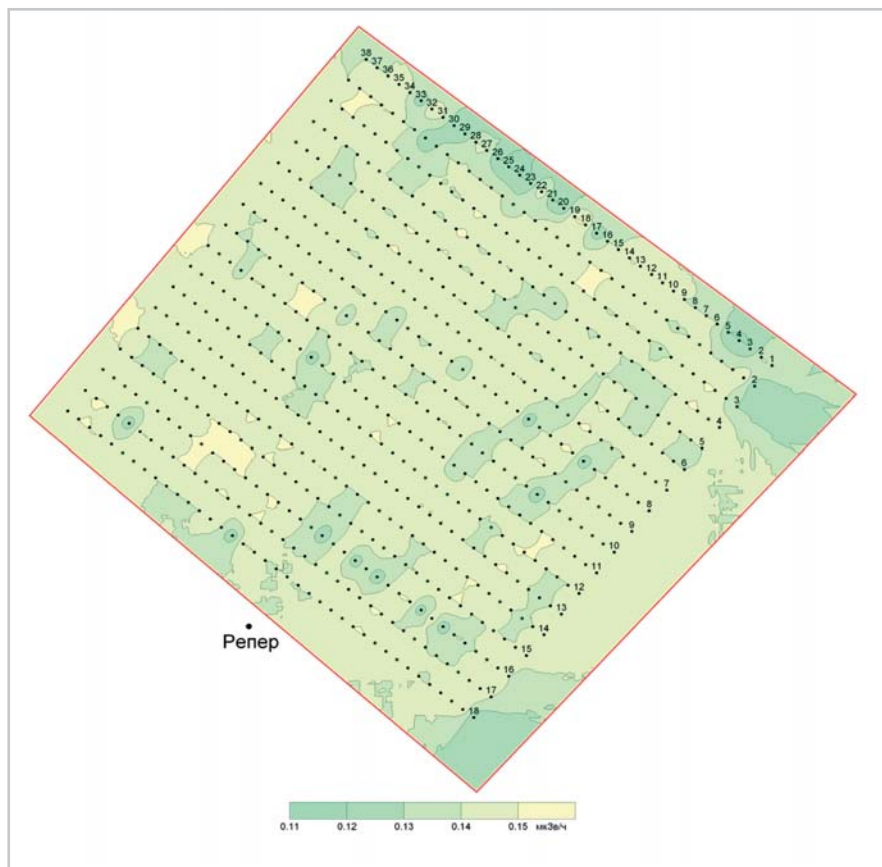


Рисунок 63. Карта-схема распределения МЭД на «юго-западном» участке

Значения МЭД на обследованной территории варьируют в пределах от 0,12 до 0,14 мкЗв/ч, что находится на уровне фоновых значений, характерных для данной местности. Таким образом, радиационную обстановку в местах проведения модельных экспериментов на двух участках площадки «Актан-Берли» после рекультивационных работ можно считать нормальной. Радиологическое обследование за пределами указанных участков не проводилось, и радиационная обстановка на настоящее время неизвестна. Исходя из полученных данных по распределению радиационных параметров на обследованных участках, можно предположить, что обнаружение участков с повышенными радиационными параметрами на оставшейся территории площадки «Актан-Берли» маловероятно. При обследовании площадки, учитывая условия проведения экспериментов, необходимо обратить особое внимание на изучение содержания радионуклидов в подземных водах. Радиологическое обследование данной территории будет проведено в рамках комплексного радиоэкологического обследования СИП в 2021 г.

2.7. Площадки «4» и «4А»

Площадки «4» и «4А» в 1953-1957 гг. являлись испытательными площадками, где осуществлялись программы по испытанию боевых радиоактивных веществ (БРВ). Боевые радиоактивные вещества представляли собой жидкие или порошкообразные радиоактивные рецептуры, изготовленные либо из отходов радиохимического производства, либо путем облучения специально подобранных веществ нейтронами на атомном реакторе. Их удельная активность колебалась от десятых долей до нескольких кюри на литр [58].

Испытания включали рассеяние БРВ путем подрыва отдельных снарядов, бомбардировки участков минометными снарядами, сброса бомб или распыления БРВ с самолетов. БРВ помещались в свинцовые контейнеры и доставлялись на СИП. Затем они перемещались в специальные емкости (оболочки авиабомб), которые подрывались. При использовании самолетов бомбы заполнялись жидкими БРВ и сбрасывались на определенные участки с мишенями.

К концу 1950-х гг. подобные испытания в СССР были прекращены ввиду их бесперспективности: происходило заражение военной техники и переоблучение персонала при низкой эффективности поражения.

Площадка «4А» расположена севернее, а площадка «4» – в 7-ми км западнее испытательной площадки «Опытное поле» (рисунок 1). На территории площадки находятся различные техногенные объекты – траншеи, фортификационные сооружения, воронки, а также большое количество металлических фрагментов испытанного вооружения (остатки мин, различного вида авиабомб и т.д.) (рисунок 64). В большинстве случаев выявленные металлические фрагменты имели высокий уровень поверхностного загрязнения и, по всей видимости, являлись испытываемыми носителями БРВ.



Рисунок 64. Вид одного из фортификационных сооружений и фрагмента металлических изделий

На сегодняшний день на данных площадках был проведен ряд радиологических обследований загрязненных территорий, наиболее крупными из которых являются: аэро-гамма-съемка 1956 г.; аэро-гамма-спектрометрическая съемка в 1990–1991 гг.; пешеходная альфа-, бета-, гамма-съемка в 2004 г. [59], бета-, гамма-

съемка и лабораторные исследования образцов почвы и растительности наиболее загрязненных участков, 2006 и 2011 гг. [33, 60]. Необходимо отметить, что проведенные в разное время аэрогамма-спектрометрические съемки не зафиксировали радиоактивного загрязнения в этой части полигона [61]. Только современные исследования, проведенные ИРБЭ НЯЦ РК, позволили получить картину характера распространения радиационных параметров в пределах испытательных площадок «4» и «4А» и показали, что основное загрязнение почвы формирует техногенный бета-излучающий радионуклид ^{90}Sr . Исследования площадки показали, что радиоактивное загрязнение имеет неоднородный характер и сконцентрировано в виде локальных участков загрязнения вокруг эпицентров подрыва боеприпасов с БРВ, а также в виде небольших (до нескольких сот метров) следов радиоактивных выпадений (рисунок 65).

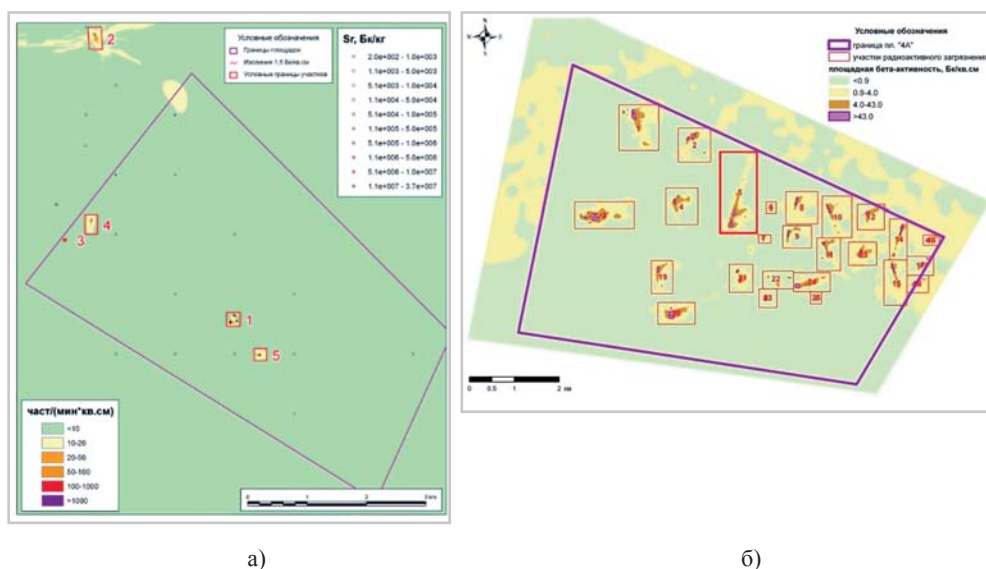


Рисунок 65. Распределение плотности потока β -частиц на территории площадки «4» (а) и «4А» (б)

На выявленных локальных участках радиоактивного загрязнения, площадь которых составляла от 0,01 до 0,53 км², были проведены дополнительные детальные исследования радиационной обстановки. Диапазон значений радиационных параметров на обследованных участках составил: плотность потока β -частиц от <10 до >1*10⁴ част/(мин*см²), МЭД на поверхности достигала 122 мкЗв/ч. Результаты распределения плотности потока β -частиц на территории площадок «4» и «4А» представлены на рисунке 65.

Наряду с изучением радиометрических и дозиметрических параметров, были проведены лабораторные исследования радионуклидного состава радиоактивного загрязнения. Результаты показали, что удельная активность ^{137}Cs варьирует в пределах от <1 до 3*10⁵ Бк/кг, ^{90}Sr – от <2 до 5,8*10⁸ Бк/кг, $^{239,240}\text{Pu}$ – от 1 до 1,6*10⁴ Бк/кг. В проанализированных пробах также обнаружено наличие техногенных радионук-

лидов ^{241}Am , ^{60}Co , ^{154}Eu , ^{155}Eu и ^{152}Eu . Их удельная активность находится в следующих пределах: ^{241}Am – $<0,3\text{--}5900$ Бк/кг; ^{60}Co – $0,58\text{--}190$ Бк/кг; ^{154}Eu – $6,6\text{--}3600$ Бк/кг; ^{155}Eu – $27\text{--}1400$ Бк/кг; ^{152}Eu – $8,5\text{--}130$ Бк/кг. Как видно из результатов анализа, основным загрязнителем почвенного покрова является радионуклид ^{90}Sr (рисунок 66). Однако, следует отметить, что существенный вклад в радиационную опасность вносит также активность изотопов плутония. Радиоактивное загрязнение участков неоднородное, а удельная активность отличается друг от друга на несколько порядков. Результаты анализа изотопных соотношений позволяют сделать вывод, что участки радиоактивного загрязнения образованы вследствие проведения независимых друг от друга испытаний БРВ.

Исследования установили, что наиболее загрязненной техногенными радионуклидами является площадка «4А», а, в свою очередь, наиболее загрязненным участком на данной площадке является участок № 5 (рисунок 66).

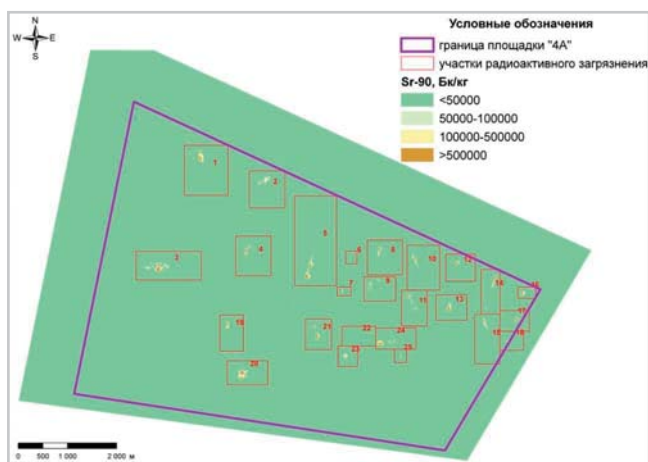


Рисунок 66. Распределение удельной активности ^{90}Sr на площадке «4А»

Для получения достоверных данных о возможном влиянии радиоактивного загрязнения на площадках «4» и «4А» на прилегающие территории были проведены специальные исследования наиболее загрязненного участка № 5. На основании полученных результатов построены диаграммы по измеренным значениям поверхностного загрязнения β -излучающими радионуклидами (рисунок 67).

По результатам проведенного анализа данных можно сделать вывод, что пространственное распределение радиоактивного загрязнения в пределах исследованного участка носит характер Гауссовского распределения или близкий к нему. На основании проведенных расчетов и данных о характере распределения были определены границы локального участка загрязнения и установлено, что загрязнение выше установленного «фонового» уровня не выйдет за границу участка, изучаемого с вероятностью 99%. На основании чего можно утверждать, что за установленными границами участков испытаний БРВ не будет обнаружено загрязнения β -излучающими радионуклидами на опасных для населения уровнях.

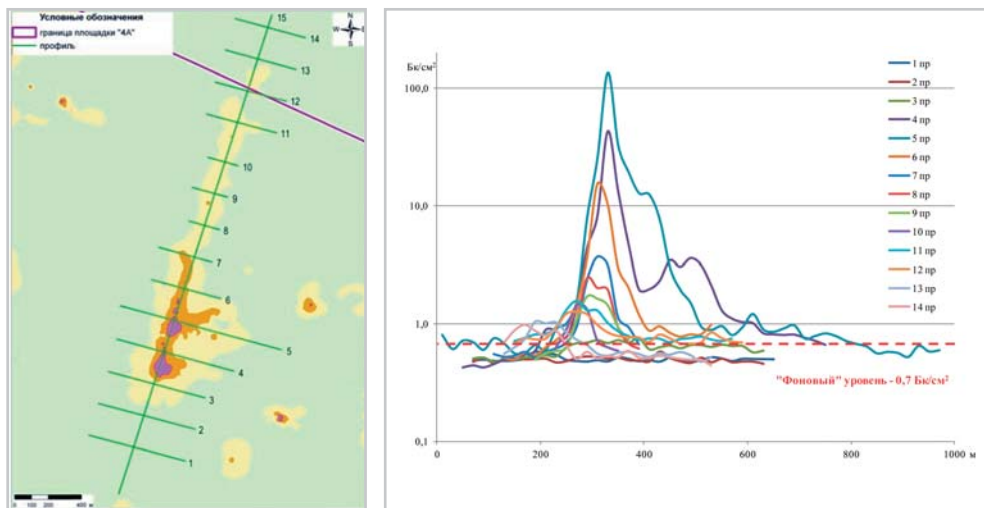


Рисунок 67. Схема распределения профилей обследования и распределение поверхностного загрязнения β -излучающими радионуклидами по профилям

При изучении возможности ремедиации радиоактивного загрязнения на изучаемых площадках были проведены исследования по оценке запасов почвы, загрязненной ^{90}Sr выше уровня радиоактивных отходов. Площади пятен, загрязненных выше уровня радиоактивных отходов, находятся в диапазоне от 0,1 до 3,2 га. Общая площадь таких участков составляет более 23 га. Для оценки характера вертикального распределения ^{90}Sr были проведены исследования в пробах почвы, отобранных послойно на глубину до 50 см. Доказано, что глубина загрязнения почвы ^{90}Sr с удельной активностью $5 \cdot 10^4$ Бк/кг не превышает 40 см. В результате расчетов была дана оценка объема РАО, находящихся на площадках БРВ, равного $\sim 100\,000\text{ м}^3$.

В связи с радиационной опасностью площадок «4» и «4А», для исключения доступа на их территорию домашнего скота и предупреждения непреднамеренного проникновения местного населения, территория площадок «4» и «4А» была огорожена периметром физической защиты с установкой предупреждающих знаков радиационной опасности (рисунок 68).



Рисунок 68. Вид физических барьеров и предупреждающих знаков

2.8. Объекты экскавационных взрывов

2.8.1. «Атомное» озеро

В 1965 г. на площадке «Балапан» в скважине № 1004 Семипалатинского испытательного полигона впервые в СССР произведен экскавационный взрыв с выбросом грунта. Это был первый опытно-промышленный эксперимент, целью которого стало получение информации о возможности использования ядерных зарядов для создания водохранилищ в засушливых районах бывшего СССР, в частности, Казахстана. Мощность взрыва составила 130 кт, глубина заложения заряда – 178 м. Диаметр образовавшейся воронки по гребню – 408 м. Вследствие взрывной экскавации была выброшена порода объемом 6 млн м³, которая в эпицентральной зоне по контуру воронки образовала навал грунта высотой 20–25 м и перекрыла русло реки Шаган [62].

В результате этого взрыва в месте слияния р. Шаган и Ащису было образовано водохранилище глубиной 100 м, которое впоследствии получило название «Атомное» озеро.

Всего было «наработано» долгоживущих радионуклидов: ²³⁹⁺²⁴⁰Pu – 8,5 Ки; ¹³⁷Cs – 800 Ки; ⁶⁰Co – 80 Ки; ¹⁵²Eu – 120 Ки; ⁹⁰Sr – 400 Ки; ³H – 4*10⁵ Ки, при этом в зоне навала грунта выпало 30 – 40 % радионуклидов [63]. Проведенными в начале 2000-х годов радиологическими обследованиями района «Атомного» озера площадью 20 км² установлено, что максимальные значения радиационных параметров зарегистрированы на западном берегу и составили: МЭД – 6,56 мкЗв/ч; плотность потока альфа- и бета-частиц – 4,4 част/(мин*см²) и 60 част/(мин*см²). В настоящее время максимальные концентрации техногенных радионуклидов в почве в окрестностях «Атомного» озера достигают: ²⁴¹Am – 4000 Бк/кг, ²³⁹⁺²⁴⁰Pu – 17000 Бк/кг, ²³⁸Pu – 7500 Бк/кг, ¹³⁷Cs – 22000 Бк/кг, ⁹⁰Sr – 10000 Бк/кг, ¹⁵²Eu – 16000 Бк/кг, ¹⁵⁴Eu – 6000 Бк/кг.

Радиометрическими измерениями территории в районе «Атомного» озера охвачен участок местности, где величина МЭД превышает 0,3 мкЗв/ч (рисунок 69, а). Карта-схема с нанесенной границей радиоактивного загрязнения ¹³⁷Cs представлена на рисунке 69, б.

Характер распределения плотности поверхностного загрязнения бета-излучающими радионуклидами и карта-схема загрязнения ⁹⁰Sr показаны на рисунке 70 [64].

Основная зона радиоактивного загрязнения почвогрунтов находится в непосредственной близости от воронки «Атомного» озера и носит площадной характер. Общая площадь загрязнения ограничена расстоянием 1–2 км от гребня воронки. Загрязнение техногенными радионуклидами на данном участке значительно превышает фон глобальных выпадений.

В 2009 – 2012 гг. были проведены работы по определению степени загрязнения техногенными радионуклидами вод «Атомного» озера. Для этого в 9 точках «Атомного» озера и водохранилища отбирались пробы воды (рисунок 71).

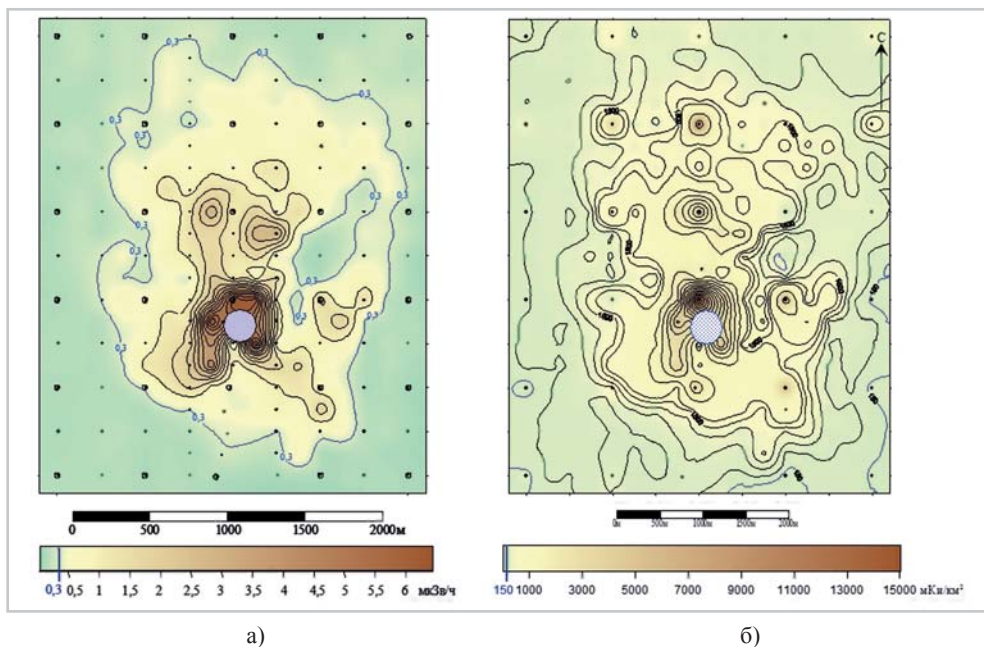


Рисунок 69. Распределение мощности эквивалентной дозы и радионуклидного загрязнения ^{137}Cs

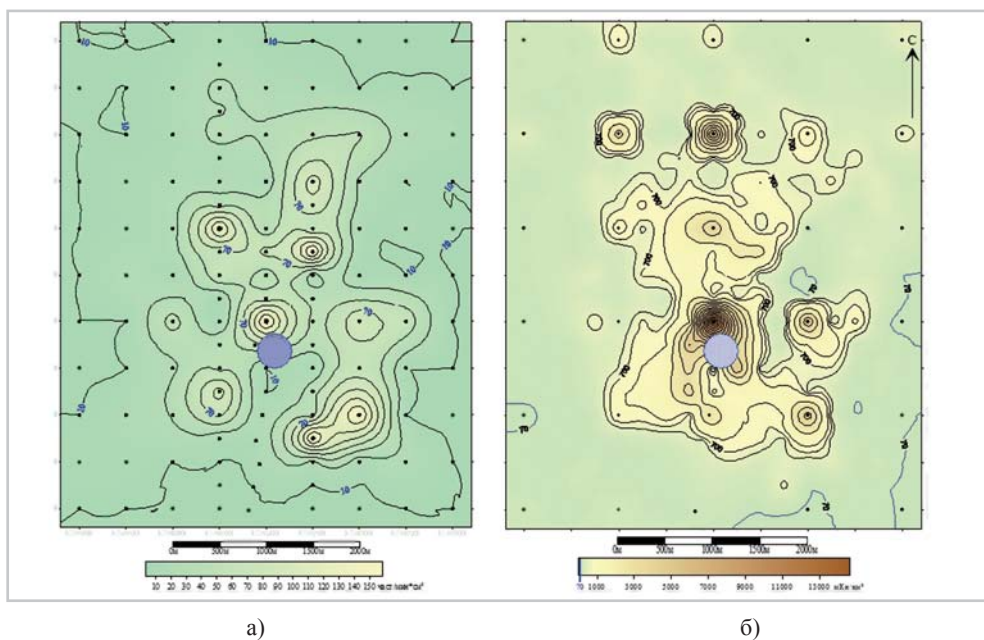


Рисунок 70. Распределение плотности поверхностного загрязнения β -частицами и радионуклидного загрязнения ^{90}Sr

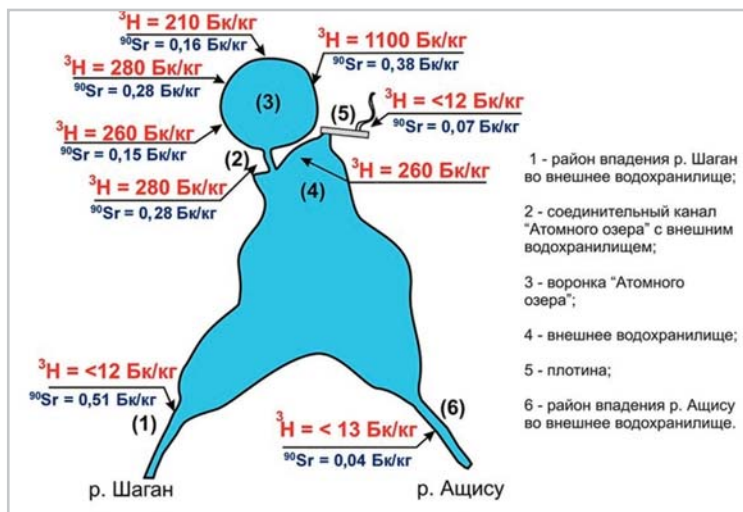


Рисунок 71. Места отбора проб воды на «Атомном» озере и внешнем водохранилище

По результатам проведенных исследований зафиксированы количественные значения ^{90}Sr , содержание которого в водах «Атомного» озера и водохранилища составило от 0,04 до 0,51 Бк/кг. Концентрация ^3H находится в интервале от минимально детектируемого < 12 Бк/кг в районах впадения р. Шаган и р. Ащису, до максимально зарегистрированного 1100 Бк/кг в восточной части воронки «Атомного» озера. Удельная активность ^{137}Cs в воде не превышает пределов обнаружения используемых средств измерения – 0,01 Бк/кг. Максимальная концентрация радионуклида $^{239+240}\text{Pu}$ составляет 0,005 Бк/кг. Данные по загрязнению воды техногенными радионуклидами ^{241}Am , $^{152,154}\text{Eu}$ отсутствуют.

Однако, по данным исследований 2001 – 2002 гг. содержание ^{90}Sr в воде на различных участках воронки «Атомного» озера составляло от 3 до 15 Бк/кг, а его максимум обнаружен в центральной части озера на глубине 30 метров. Удельная активность ^{137}Cs достигала уровня 3,5 Бк/кг в центре воронки на глубине 10 м. При этом, присутствие $^{239+240}\text{Pu}$ отмечалось практически повсеместно на уровнях до 0,006 Бк/кг [65].

По всей вероятности, такие значительные изменения концентраций техногенных радионуклидов в воде связаны с нестабильностью гидрогеологического режима, т.е. колебанием уровня и расхода воды «Атомного» озера и водохранилища. Что, в свою очередь, непосредственно может оказывать влияние на вымывание радионуклидов из навалов и донных отложений «Атомного» озера, выступающих в роли постоянного и долговременного хранилища радионуклидов.

Присутствие техногенных радионуклидов в воздухе фиксируется на расстояниях, не превышающих 1000 м от воронки, на уровнях нескольких сотен мкБк/м³, и радиационной опасности для человека не представляют.

Таким образом, основную опасность для человека может представлять лишь зона навала грунта вокруг «Атомного» озера, радиусом 3–4 км, которую следует рассматривать как серьезный потенциальный источник вторичного загрязнения

объектов окружающей среды (воды, растительности, воздуха). Отсюда возможен дальнейший перенос техногенных радионуклидов ветром, а также смыв атмосферными осадками как на окружающую местность, так и в русло р. Шаган, с дальнейшим переносом радионуклидов поверхностным водотоком.

При радиоэкологических исследованиях объектов такого типа особое внимание следует уделять содержанию техногенных радионуклидов в воде. Их концентрация может резко колебаться и находиться в прямой зависимости от гидрологического режима.

2.8.2. «Телькем-1», «Телькем-2»

В юго-восточной части Семипалатинского полигона было проведено два подземных ядерных испытания с выбросом грунта: одиночный подземный ядерный взрыв мощностью заряда 0,24 кт – «Телькем-1» (21.10.1968 г.) и групповой (из трех линейно расположенных зарядов мощностью 0,24 кт каждый) – «Телькем-2» (12.11.1968 г.). Образованная групповым взрывом воронка заполнилась водой (рисунок 72).



Рисунок 72. Общий вид объекта «Телькем-2» (вид воронки с гребня навала), колы-трубы в озере

В ходе проведения экспериментов отрабатывались технологии сооружения каналов, которые можно было бы использовать для отвода воды из арктических районов страны в бассейн реки Волга и в Каспийское море. Были получены важные данные, необходимые для планирования работ по созданию канала Печора-Кама. Радиоэкологические исследования объектов «Телькем-1» и «Телькем-2» показали присутствие радионуклидов практически во всех изученных компонентах природной среды – почве, растительности, воде. Максимальные значения удельных активностей радионуклидов в средах представлены в таблице 4. Для отдельных радионуклидов удельные активности в почве попадают под критерии, соответствующие уровню «чрезвычайной экологической ситуации» согласно Постановлению Кабинета Министров РК №653 от 31 июля 2007 г. «Об утверждении критериев оценки экологической обстановки территорий».

Таблица 4.

Содержание радионуклидов в компонентах природной среды

Радионуклид	Телькем-1			Телькем-2		
	грунт	растения	вода	грунт	растения	вода
^{137}Cs	$1,4 \cdot 10^4$	260	0,3	$6,0 \cdot 10^3$	305	0,2
^{241}Am	$2,2 \cdot 10^4$	380	–	$1,7 \cdot 10^4$	210	–
^{90}Sr	$5,8 \cdot 10^3$	760	177	$4,2 \cdot 10^3$	$1,3 \cdot 10^3$	136
$^{239+240}\text{Pu}$	$2,5 \cdot 10^4$	$2,2 \cdot 10^3$	0,3	$1,5 \cdot 10^5$	$1,2 \cdot 10^3$	0,2
^3H	–	–	60	–	–	20

Наибольшие значения удельных активностей радионуклидов в почве отмечаются на гребнях и склонах отвалов. Загрязнение территории, образовавшееся вследствие проведения этих испытаний, достаточно локализовано на местности – содержание радионуклидов заметно понижается с увеличением расстояния от эпицентров взрывов (рисунок 73) [65].

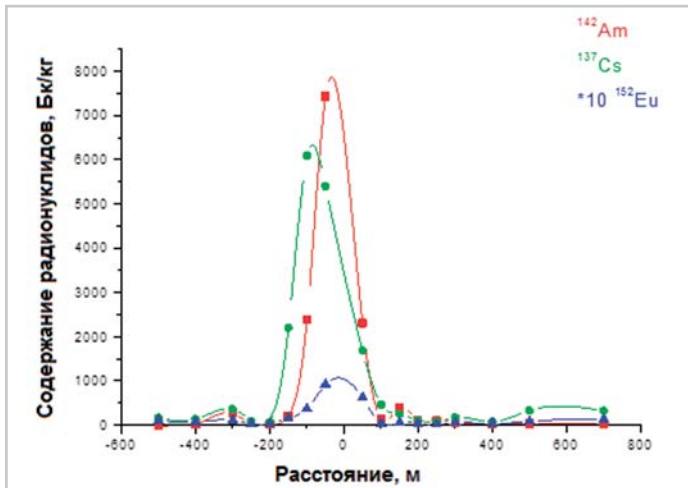


Рисунок 73. Характер распределения радионуклидов с удалением от отвалов воронки объекта «Телькем-2»

В вертикальном профиле почв на гребне и склонах отвалов воронок наблюдаются высокие значения удельной активности радионуклидов практически по всему профилю [66]. Это связано с особенностями формирования отвалов при проведении испытаний. В вертикальном профиле почв у подножья отвала наибольшие значения отмечаются в поверхностных слоях почвы на глубине 0–6 см. Далее, вниз по профилю, отмечается резкое снижение удельной активности радионуклидов, то есть наблюдается классический характер распределения радионуклидов в почвах (рисунок 74).

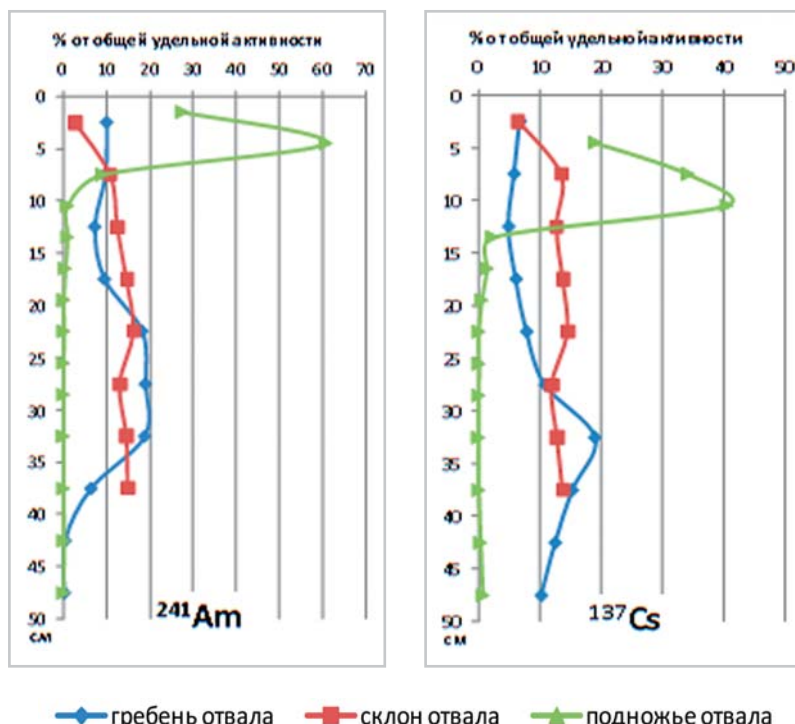


Рисунок 74. Распределение радионуклидов в почвогрунтах отвалов и в почве у подошвы отвалов объекта «Телькем-2»

Растительный покров объектов «Телькем-1» и «Телькем-2» представлен в основном степными видами растений – ковыль (*Stipa sareptana*), типчак (*Festuca valesiaca*), полынь (*Artemisia gracileccens*). Максимальные значения удельных активностей радионуклидов, отмеченные в растениях, произрастающих на гребне и отвалах воронок, представлены в таблице 4 [67]. Отдельные зафиксированные значения концентрации ^{90}Sr превышают допустимые уровни содержания радионуклидов, установленные Минсельхозом Республики Казахстан [68], в 52 раза («Телькем-1»). Содержание ^{137}Cs превышает нормы в 4 раза («Телькем-2»). В растительности отмечены и весьма высокие удельные активности радионуклидов ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$. Высокие значения концентрации радионуклидов в растениях приурочены, как правило, к гребню и склонам отвалов искусственных водоемов.

Несмотря на то что воронки объектов образованы в результате ядерных взрывов, в воде воронок аномальных значений содержания радионуклидов не обнаружено (таблица 4).

В атмосферном воздухе на объектах «Телькем-1» и «Телькем-2» из радионуклидов были зафиксированы детектируемые значения объемной активности газообразного трития. Отмечено его наличие и в почвенном воздухе. Объемная активность газообразного трития изменяется в широком диапазоне значений – от 0,1 до 1,6 Бк/м³, при допустимом содержании в воздухе 1900 Бк/м³.

Таким образом, на объектах экскавационных взрывов «Телькем-1» и «Телькем-2» радионуклиды локализованы вокруг воронок (озер), образованных во время ядерных испытаний. Общие площади территорий, рекомендованные к рекультивации, составили для «Телькем-1» – $6,2 \cdot 10^4 \text{ м}^2$, «Телькем-2» – $1,6 \cdot 10^5 \text{ м}^2$ [65]. В целом, проводить какую-либо деятельность (сельскохозяйственную, рекреационную) на данных объектах не рекомендуется, ввиду имеющихся значений удельной активности радионуклидов в почве и растительности. При этом радиационная обстановка на объектах стабильна и проведения специальных мероприятий, ограничивающих влияние объектов на прилегающие территории, не требуется. Достаточно ограничить доступ населения и сельскохозяйственных животных на эти объекты путем оборудования их физическими барьерами и информационными указателями.

2.9. Река Шаган

Маловодная р. Шаган с притоком р. Ащису является самым протяженным поверхностным водотоком на территории Семипалатинского полигона, её главной водной артерией. Она протекает вдоль восточной границы СИП и является левобережным притоком р. Иртыш. Площадь водосбора бассейна реки – более $10\,000 \text{ км}^2$, длина главного лога – 275 км, а длина притока – р. Ащису – 115 км (рисунок 75).

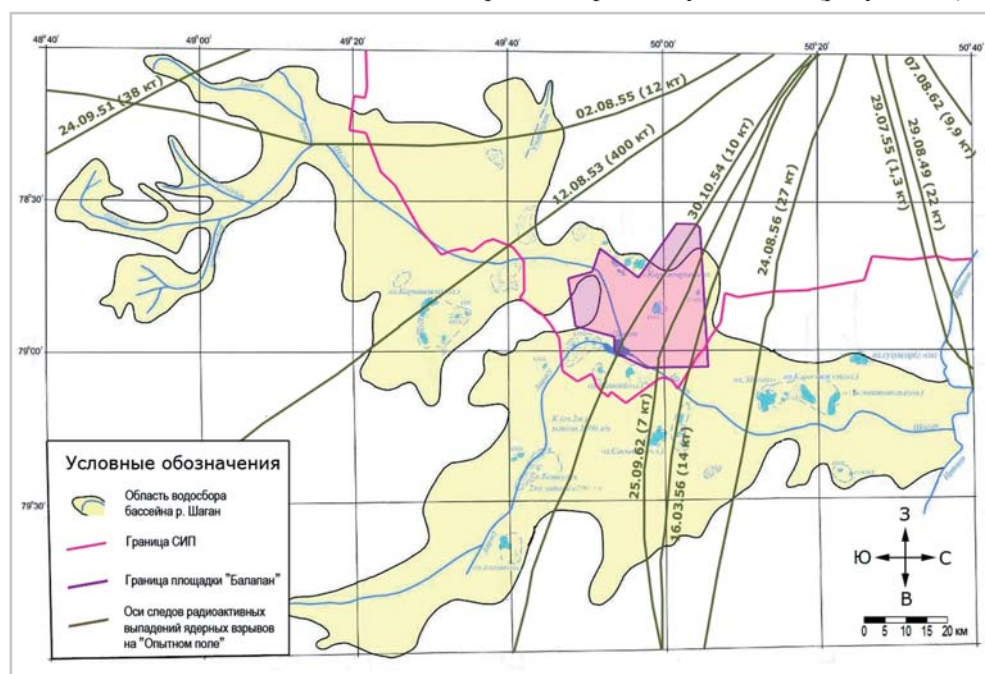


Рисунок 75. Область водосбора бассейна р. Шаган и следы локальных атмосферных выпадений от наземных взрывов на «Опытном поле»

В результате ядерных испытаний на СИП долина р. Шаган в той или иной степени подверглась радиоактивному загрязнению. В основном, радиоактивное загрязнение компонентов экосистемы реки сосредоточено возле «Атомного» озера, где в скважине № 1004 был произведен экскавационный ядерный взрыв, а также загрязнение обусловлено подземными ядерными испытаниями в «боевых» скважинах площадки «Балапан». Незначительный вклад в загрязнение внесли наземные ядерные испытания, проведенные на площадке «Опытное поле», и глобальные выпадения.

Проведенные исследования показали, что загрязнение ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ грунтов значительно превышает фон глобальных выпадений только в районе «Атомного» озера. Удельная активность ^{137}Cs находится в широком диапазоне значений – от 1 до 500 Бк/кг, концентрация ^{241}Am изменяется от 1 до 50 Бк/кг. Результаты определения продуктов активации ^{152}Eu , ^{154}Eu , ^{60}Co показали, что количественные значения получены лишь в непосредственной близости от «Атомного» озера и не превышают 270 Бк/кг. Удельная активность $^{239+240}\text{Pu}$ может достигать уровня 400 Бк/кг.

Установленные значения концентраций техногенных радионуклидов в прибрежных грунтах и донных отложениях, вдоль русла реки, также максимальны вблизи воронки «Атомного» озера и составляют по ^{137}Cs до 500 Бк/кг, ^{241}Am – до 20 Бк/кг, ^{152}Eu , ^{154}Eu , ^{60}Co не превышают 70 Бк/кг.

Удельная активность ^{90}Sr в водах р. Шаган и р. Ащису до впадения в «Атомное» озеро находится в пределах 0,01–0,03 Бк/кг. Концентрация ^{137}Cs и $^{239+240}\text{Pu}$ на всем протяжении русла р. Шаган находится ниже пределов обнаружения измерительной аппаратуры (0,01 и 0,001 Бк/кг, соответственно). Содержание ^{90}Sr в месте выхода р. Шаган из «Атомного» озера находится на уровне 0,07 Бк/кг. При этом, ранее проведенными исследованиями отмечалось наличие в воде техногенного радионуклида ^{90}Sr на расстоянии до 6 км от «Атомного» озера. Данный факт свидетельствует о том, что источник его происхождения не связан с поступлением загрязненных поверхностных вод. В данном случае имеет место либо вымывание радионуклида из донных отложений, береговых грунтов, либо поступление загрязненных подземных вод.

В результате исследований 2006–2009 гг. выявлено и многократно подтверждено наличие высоких концентраций ^3H в водах р. Шаган на расстоянии 5 км вниз по течению от «Атомного» озера (рисунок 76).

На данном участке подтвержден факт разгрузки загрязненных ^3H подземных вод в поверхностный водоток р. Шаган. Удельная активность ^3H в воде на данном отрезке реки достигает 680 кБк/кг (рисунок 77).

Исследованиями же 2010 г. впервые зафиксированы количественные значения ^3H на всем протяжении реки, вплоть до впадения в р. Иртыш, где удельная активность трития составила 400 Бк/кг.

Эта же область является источником вторичного загрязнения ^3H компонентов экосистемы, таких как растения, продукция животноводства, воздух. Так, наличие ^3H обнаружено во всех пробах растений, отобранных на берегах р. Шаган, при этом его максимальная концентрация ($65 \cdot 10^3$ Бк/кг) установлена в тростнике. Содержание ^3H в пробах молока, отобранных с зимовок, расположенных на берегах р. Шаган, не превышает нормативных уровней.

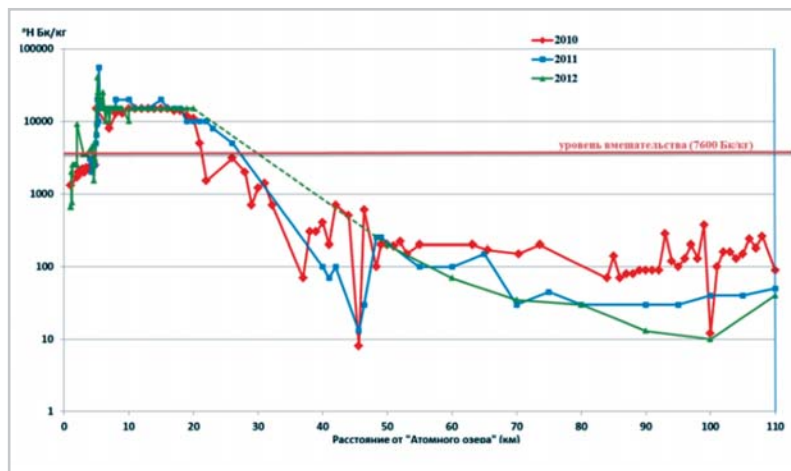


Рисунок 76. Загрязнение тритием вод р. Шаган

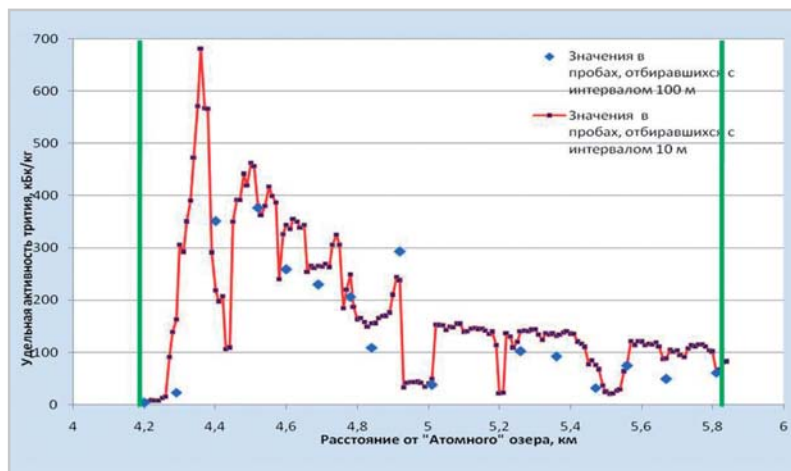


Рисунок 77. Значения удельной активности трития в русле р. Шаган на участке между 4 и 6 км от «Атомного» озера

Согласно проведенным оценкам, поступление ^3H с вдыхаемым воздухом является критическим путем поступления данного радионуклида в организм человека. На основании этого можно разделить территорию береговой линии р. Шаган на три зоны по уровню ожидаемой годовой эффективной дозы от поступления радионуклида ^3H с вдыхаемым воздухом:

- зона относительно удовлетворительной радиационной ситуации ($<0,3$ мЗв/год);
- зона ограниченного пребывания населения ($<0,3$ – 1 мЗв/год);
- зона опасной радиационной ситуации (>1 мЗв/год).

Таким образом, только на расстоянии 40 км от «Атомного» озера по руслу реки заканчивается зона ограниченного пребывания населения и начинается зона относительно удовлетворительной радиационной ситуации, где концентрация ^3H в воздухе составляет $< 140 \text{ Бк/м}^3$. Стоит отметить, что зоны ограниченного пребывания населения и опасной радиационной ситуации имеют небольшую ширину – несколько десятков метров. Так, уже на расстоянии в 50 м от русла содержание ^3H в воздухе безопасно для человека на всем протяжении р. Шаган.

2.10. «Могильники»

Деятельность Семипалатинского испытательного полигона с 1947 по 1991 гг., как и любая другая техногенная деятельность, сопровождалась процессом образования отходов. Это не только отходы ядерной деятельности, связанные непосредственно с ядерными взрывами, но и отходы деятельности, предшествовавшие самим испытаниям, а также отходы, образованные исследовательскими лабораторными работами после проведения испытаний. Отходы, в основном, представляли собой химическую лабораторную посуду, различные емкости, фрагменты оборудования, строительные материалы и тому подобные предметы. Размещались такие отходы в специально отведенных местах, так как в большинстве случаев это были высокоактивные, токсические отходы. Однако в настоящее время отсутствует какая-либо официальная информация о местах захоронения этих отходов, что делает поиск таких мест затруднительным, но вполне осуществимым.

Так, специалистами ИРБЭ во время комплексных площадных радиоэкологических исследований части территории СИП были обнаружены четыре захоронения. Данные захоронения были обозначены как объекты «Могильник».

Практически каждый объект представляет собой участок местности, «огороженный» забором из колючей проволоки. Однако в настоящее время зачастую от ограждения остались лишь фрагменты – несколько бетонных столбов и куски колючей проволоки.

Внутри периметра объекта заметны следы техногенной деятельности в виде траншей, земляных насыпей и т.п. (рисунок 78).



Рисунок 78. Общий вид объекта «Могильник»

Как правило, «Могильники» представляют собой участки прямоугольной формы со сторонами по периметру 100–200 м, т.е. объекты имеют достаточно большие размеры, и при проведении площадных исследований территории такие объекты идентифицируются полевыми методами и в дальнейшем обследуются по специальной схеме.

Однако существует другой тип «Могильников», без каких-либо признаков ограждения, имеющих небольшие размеры. Такие объекты представляют собой котлованы (ямы, воронки) диаметром ~3–5 м, в которых размещались (сваливались) отходы лабораторной деятельности (химическая посуда, материалы и т.п.). Этот тип «Могильников» представляет определенные трудности для их поиска, идентификации и последующего обследования.

На территории всех объектов «Могильник» выявлены захоронения различных материалов: химическая посуда, строительные материалы, останки животных, металлические емкости, фрагменты пластмассовых боксов и др. (рисунок 79).



Рисунок 79. Предметы, захороненные на объектах «Могильник»

Практически все объекты являются радиационно-опасными. Содержание искусственных радионуклидов в грунте достигает значений:

^{137}Cs	– 20 000 Бк/кг;
^{90}Sr	– 10 000 Бк/кг;
$^{239+240}\text{Pu}$	– 1000 Бк/кг;
^{241}Am	– 100 Бк/кг.

При этом участки радиоактивного загрязнения на поверхности «Могильников» в большинстве случаев небольшие – 1–2 м в диаметре. Но следует учесть, что основная часть радиоактивности заглублена (захоронена), и глубина захоронения также может варьировать.

Обнаружение объектов «Могильник» представляет серьезные трудности, так как стандартное обследование территории по равномерной сети или радиальным методом не гарантирует их выявление.

В этой связи, для поиска и идентификации объектов типа «Могильник», учитывая их небольшие размеры (5–200 м) в сравнении масштабами обследуемых территорий (1000–2000 км²), необходимо:

1. Выполнить камеральное дешифрирование космических или аэрофотоснимков высокого разрешения (до 2–5 м). Определить подходящие по отличительным признакам объекты.

2. Выполнить полевую заверку результатов дешифрирования. Описать объекты, выявить наличие у них признаков «Могильников» (фрагменты ограждения, траншеи, навалы, лабораторный «мусор» и т.п.).

3. Провести детальное радиологическое обследование территории «Могильника» с отбором проб.

ГЛАВА 3.

РАЗРАБОТКА МЕТОДОЛОГИИ ИССЛЕДОВАНИЯ РАЗЛИЧНЫХ СРЕД БЫВШЕГО СИП

3.1. Почвенный покров

3.1.1. *Исследование пространственных параметров поверхностного загрязнения, возникающего в результате радиоактивных выпадений при проведении ядерных испытаний*

Главной целью исследований пространственных параметров поверхностного загрязнения, возникающего в результате радиоактивных выпадений и водной миграции радионуклидов из мест проведения ядерных испытаний, является определение границ областей радиоактивного загрязнения с применением оптимальных схем радиоэкологического обследования территорий.

На текущий момент можно выделить 4 основных типа поверхностного радиоактивного загрязнения местности за пределами технических площадок «Опытное поле», «Дегелен», «Балапан», «Сары-Узень» и др.:

- Следы радиоактивных выпадений, вышедшие за пределы мест проведения испытаний более чем на 100 км.
- Следы радиоактивных выпадений от ядерных испытаний средней и малой мощности, вышедшие за пределы мест проведения испытаний от нескольких километров до 20–30 км. К данному типу загрязнения можно отнести и радиоактивные выпадения, сформированные в результате экскавационных ядерных взрывов («Атомное» озеро, скважины на площадке «Сары-Узень»), а также испытания с нештатной радиационной ситуацией (аварийные выбросы) на площадках «Дегелен» и «Балапан».
- Радиоактивное загрязнение русел водотоков вследствие выноса техногенных радионуклидов из мест проведения ядерных испытаний за пределы технических площадок – ручьи горного массива Дегелен, река Шаган.
- Радиоактивные «пятна» площадью в несколько квадратных километров, расположенные на значительном удалении от мест проведения испытаний (50–60 км) и вне основных следов радиоактивных выпадений. Данный тип загрязнения был зафиксирован в результате комплексных исследований, проводимых Институтом радиационной безопасности и экологии с 2008 г. [69, 70].

Очевидно, что подход к исследованиям каждого типа поверхностного радиоактивного загрязнения местности должен быть индивидуальным. Но при этом необходимо сохранить баланс между степенью детализации радиоэкологических исследований и экономической составляющей такого рода исследований. Другими словами, необходимо определить тот оптимум средств и методов, достаточный

для характеристики любого типа радиоактивного загрязнения территорий, с учетом возможности их передачи в хозяйственный оборот, т.е. с учетом радиационной безопасности населения.

Следует отметить, что в настоящее время в мире имеется достаточно большое количество материала, посвященного теоретическим подходам в радиоэкологии. Так, общие подходы, описанные в теоретических основах радиоэкологического мониторинга Ю.А. Израэлем [71], ориентированы на загрязнение окружающей среды вследствие работы предприятий ядерно-топливного цикла, глобальных радиоактивных выпадений от ядерных испытаний. За время ликвидации последствий аварии на ЧАЭС был разработан и предложен целый ряд методик и рекомендаций для обследования и оценки радиоактивного загрязнения окружающей среды [72–76]. Однако, существенные отличия радиационной обстановки на ЧАЭС и СИП, разные климатические зоны и ряд других особенностей делает невозможным использование данных методик и рекомендаций без адаптации к местным (СИП) условиям. Для этого необходима их существенная корректировка, с использованием большого количества экспериментальных данных.

Рассмотрим особенности поверхностного радиоактивного загрязнения местности на СИП через призму эмпирических данных, полученных Институтом радиационной безопасности и экологии за более чем 20-летнюю историю радиоэкологических исследований на СИП [69, 70, 77–79].

3.1.1.1. Следы радиоактивных выпадений, вышедшие за пределы СИП

В настоящее время наиболее масштабные участки радиоактивного загрязнения территории СИП (вне пределов технических площадок «Опытное поле», «Балапан», «Дегелен» и др.) сформированы тремя следами радиоактивных выпадений: от испытания 29.08.1949 г. – «восточный след», от испытания 24.09.1951 г. – «южный след», и от испытания 12.08.1953 г. (первое термоядерное испытание) – «юго-восточный след».

Площадное радиоэкологическое обследование выполнялось по регулярной сети 1х1 км, где в каждой узловой точке проводился отбор проб верхнего слоя почвы (0–5 см) с дальнейшими лабораторными анализами образцов. В месте отбора проб выполнялись измерения мощности эквивалентной дозы (МЭД) на поверхности почвы и на высоте 1 м, а также плотности потока бета-частиц.

В качестве примера выбран «юго-восточный» след радиоактивных выпадений. На рисунке 80 представлено площадное распределение ^{137}Cs в «юго-восточной» части СИП и за его пределами.

Рисунок 80 представляет собой результат обследования территории площадью ~3500 кв. км. Из рисунка видно, что в центре исследуемой территории отчетливо проявляется область радиоактивного загрязнения в виде следа, который протянулся от испытательной площадки «Опытное поле» в юго-восточном направлении и вышел за пределы СИП более чем на 40 км. Ширина следа остается практически неизменной по всей исследованной части и составляет 10–14 км.

Однако, несмотря на то, что след радиоактивных выпадений был идентифицирован, вопрос о степени репрезентативности отбора проб почвы по сети 1х1 км

остается. Достаточно ли такого шага пробоотбора для определения границ следа, или сеть 1х1 км является чрезмерной, с учетом того, что ширина следов варьирует от 10 до 14 км.

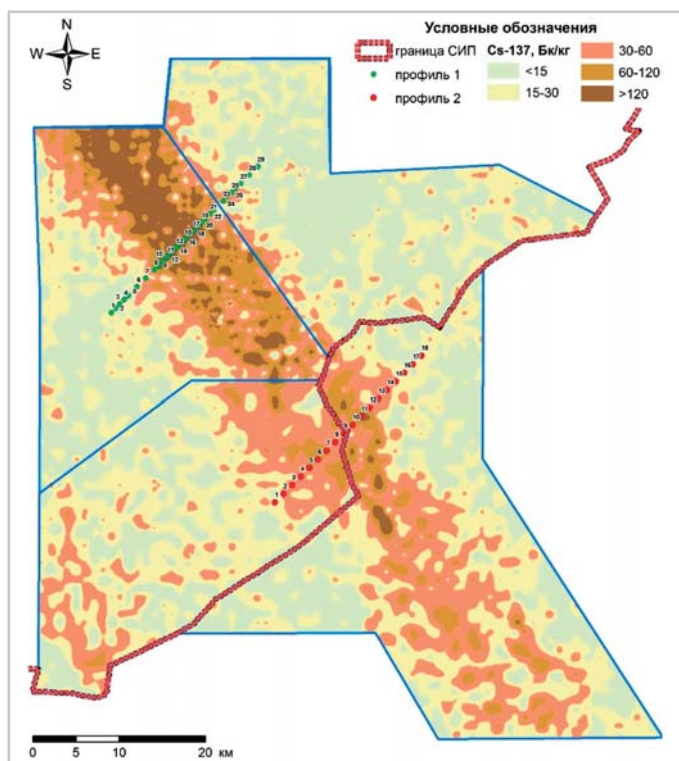
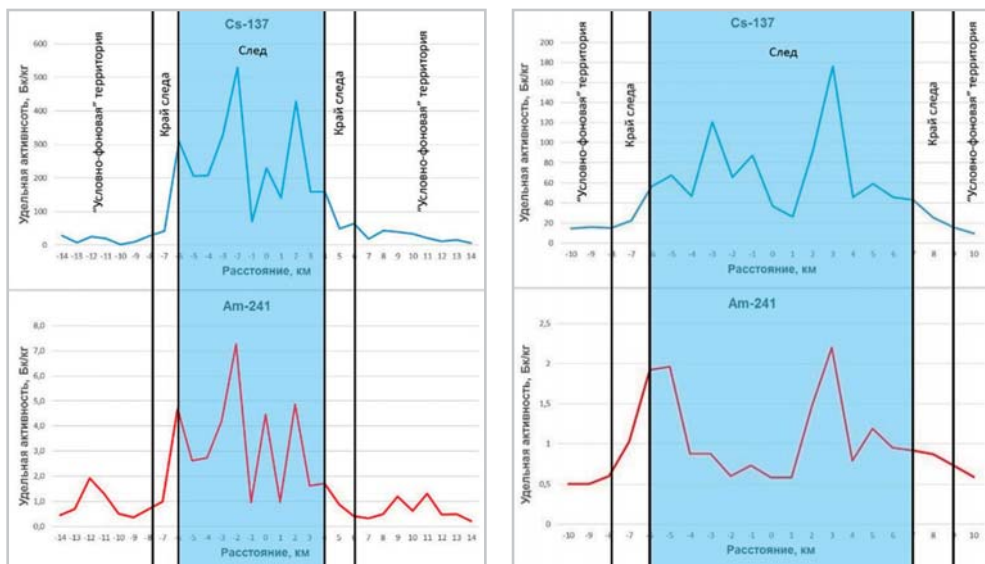


Рисунок 80. Площадное распределение ^{137}Cs в «юго-восточной» части СИП и в районе села Саржал

Рассмотрим распределение удельной активности ^{137}Cs в почве вдоль 2-х профилей отбора проб, пересекающих след радиоактивных выпадений (рисунок 80). По результатам гамма-спектрометрических измерений проб почвы были построены графики распределения удельной активности ^{137}Cs и ^{241}Am в почве вдоль профилей отбора проб (рисунок 81).

Анализ графиков распределения техногенных радионуклидов показывает, что область следа радиоактивных выпадений проявляется достаточно хорошо. Повышенные значения активности ^{137}Cs и ^{241}Am наблюдаются на расстоянии 4–6 км в обе стороны от оси следа. Ширина этой области равна 10–13 км.

В целом, в области следа вполне возможно уменьшить количество проб в 4 раза, т.е. проводить отбор по сети 2х2 км. Более редкая сеть отбора проб может привести к искажению картины площадного загрязнения. Например, на 1-ом профиле удельная активность ^{137}Cs в пробах, отобранных через 3 км (т.е. по сети 3х3 км) может достигать минимальных значений (расстояние 1 и 4 км западнее (левее) от оси следа).



а) 1-й профиль

б) 2-й профиль

Рисунок 81. Распределение удельной активности ^{137}Cs и ^{241}Am в почве вдоль профилей отбора проб

Касательно граничной области – «след»–«условно-фоновая» территория – экспериментальные данные показывают, что эта область имеет весьма размытые границы. Отбор проб по сети 1x1 км хоть и позволил определить зону, где может проходить граница следа, но если взглянуть на пики активности в этой области (на рисунке «край следа»), то можно увидеть, что удельная активность цезия снижается в 2–6 раз в направлении к «условно-фоновым» территориям на расстоянии всего в 1 км. При этом, снижение активности происходит и дальше, пусть и не так интенсивно. Следовательно, в граничной области «след»–«условно-фоновая» территория сеть обследования 1x1 км не удовлетворительна. Для более точного определения границы следа необходимо провести сгущение сети до 500x500 м, или даже 250x250 м.

3.1.1.2. Следы радиоактивных выпадений от ядерных испытаний средней и малой мощности

В отличие от масштабных следов радиоактивных выпадений, образованных ядерными испытаниями большой мощности и протянувшихся на сотни километров от мест испытаний, следы от ядерных испытаний средней и малой мощности редко выходят за пределы испытательных площадок. Однако, такие факты есть, и примером может послужить площадка «Опытное поле», где фиксируются небольшие по пространственным характеристикам следы радиоактивных выпадений, но вышедшие за пределы площадки.

Для характеристики территорий, прилегающих к техническим площадкам СИП, необходимо учитывать этот факт.

К радиоактивному загрязнению подобного типа можно отнести и радиоактивные выпадения, сформированные в результате экскавационных ядерных взрывов («Атомное» озеро, скважины на площадке «Сары-Узень»), а также испытания с нештатной радиационной ситуацией (аварийные выбросы) на площадках «Дегелен» и «Балапан».

На рисунке 82 приведены типичные характеристики небольших следов радиоактивных выпадений.

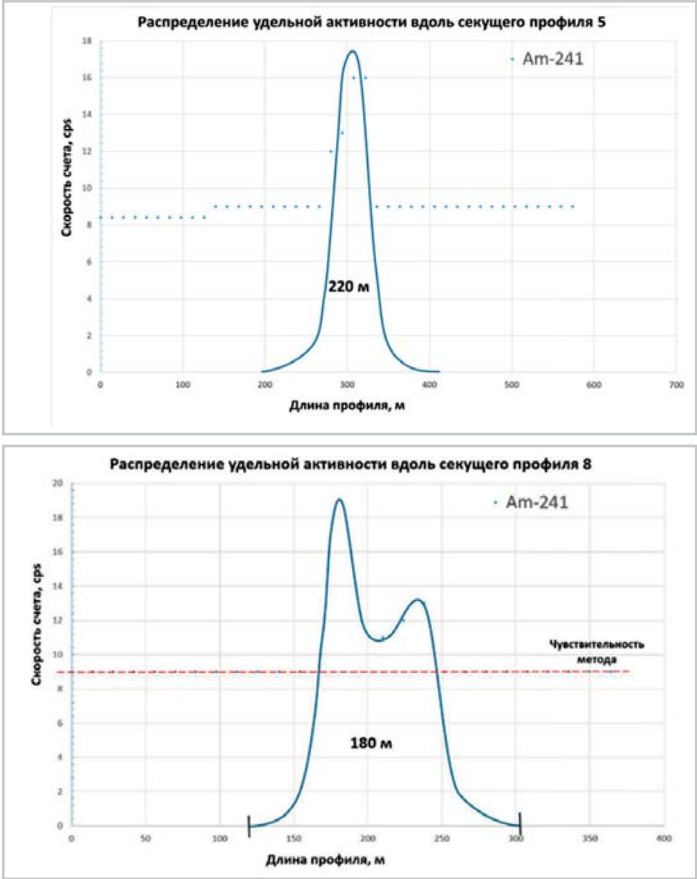


Рисунок 82. Ширина следов радиоактивных выпадений от маломощных ядерных испытаний

Как видно из рисунка, ширина следов радиоактивных выпадений от маломощных ядерных испытаний зачастую не превышает расстояния 1 км, и, применяя при обследовании сеть пробоотбора 1х1 км, существует вероятность не обнаружить такие следы на местности. Чтобы избежать этого, необходимо увеличить плотность сети обследования на границах технических площадок. Например, как это показано на рисунке 83.

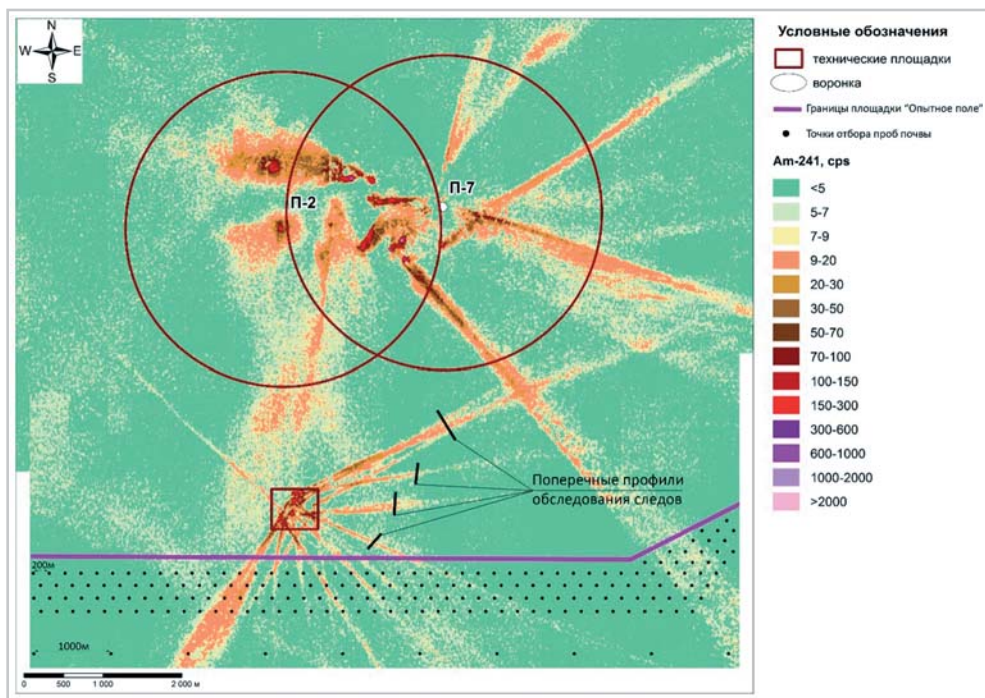


Рисунок 83. Схема отбора проб вблизи технических площадок

Приведенная схема пробоотбора гарантирует обнаружение следов радиоактивных выпадений шириной от 100 м и более. После этого необходимо провести детализацию обнаруженного участка радиоактивного загрязнения, т. е. определить его границы.

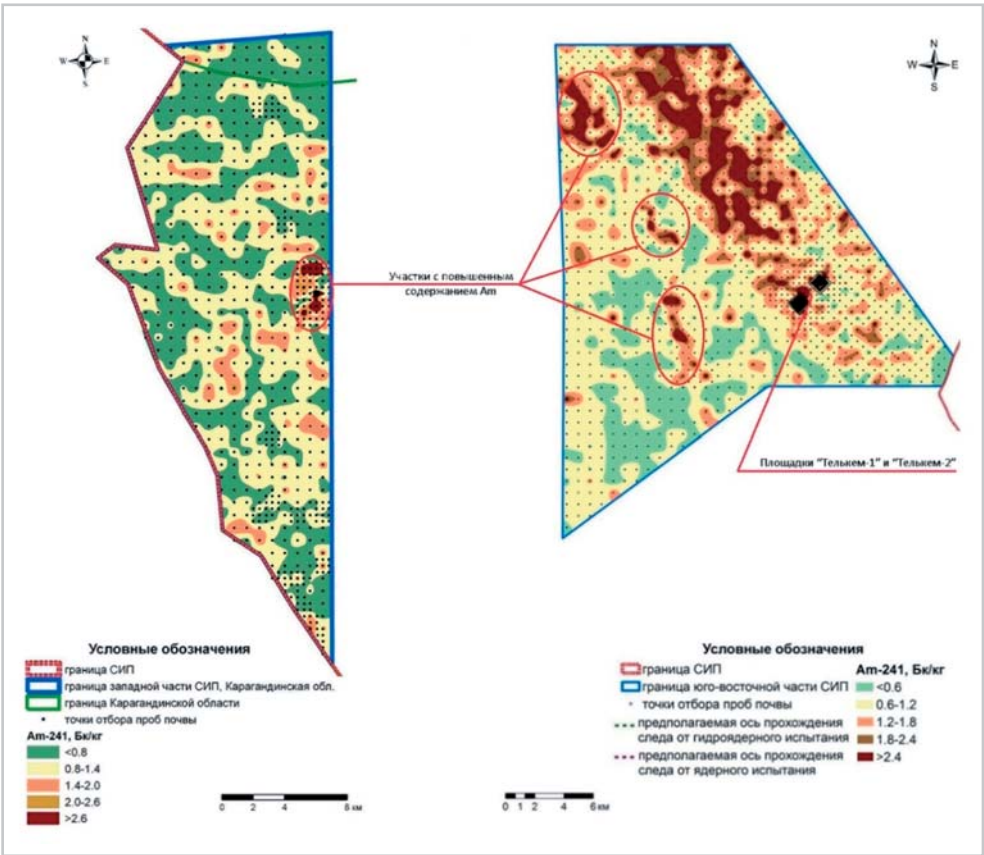
Следы радиоактивных выпадений шириной менее 100 м за пределами технических площадок практически отсутствуют.

3.1.1.3. Радиоактивные «пятна» вне основных следов радиоактивных выпадений

Наиболее сложный, в плане обнаружения, тип радиоактивного загрязнения местности – радиоактивные «пятна» небольших размеров, расположенные вне основных следов радиоактивных выпадений и на значительном удалении от технических площадок СИП. На рисунке 84 показаны примеры таких «пятен», обнаруженных в «западной» и «юго-восточной» части СИП.

Как показывает практика, размеры таких «пятен» составляют в поперечнике 1–3 км, в длину – 1–8 км. Собственно, принятая схема обследования по сети 1х1 км вполне позволяет обнаруживать радиоактивные «пятна» площадью несколько квадратных километров, что сопоставимо с площадями выпаса скота и сенокосными угодьями. Говоря иначе, при характеристике территорий, передаваемых в хозяйственный оборот, принятая схема обследования гарантирует обнару-

жение участков радиоактивного загрязнения площадью, соизмеримой с размерами сельхозугодий.



а) «западная» часть СИП

б) «юго-восточная» часть СИП

Рисунок 84. Участки с повышенными значениями удельной активности ^{241}Am в почве

Стоит отметить, что уровни активности на радиоактивных «пятнах» в действительности не такие большие и занимают промежуточное место между уровнями на «условно-фоновых» территориях и следах радиоактивных выпадений. Например, средние значения удельной активности техногенных радионуклидов на «пятнах» «юго-восточной» части равны: ^{137}Cs – 30 Бк/кг; ^{90}Sr – 15 Бк/кг; ^{241}Am – 2,6 Бк/кг; $^{239+240}\text{Pu}$ – 20 Бк/кг. Эти значения в 10 раз ниже средних значений удельной активности техногенных радионуклидов на «юго-восточном» следе радиоактивных выпадений и в тысячи и более раз меньше значений активности на технических площадках СИП.

На рисунке 85 показан пример масштабов сельскохозяйственной деятельности в районе села Бескарагай по результатам обследования прилегающих к полигону территорий.



Рисунок 85. Ареалы выпаса скота и сенокосов в районе села Бескарагай

Очевидно, что на СИП существуют и более «мелкие» участки радиоактивного загрязнения, площадью менее 1 кв. км, которые практически невозможно выявить при обследовании территории по сети 1х1 км. Однако, необходимо понимать, что в сравнении с типичными площадями, например, выпаса скота (20–30 кв. км, в зависимости от вида животных), вклад в дозу облучения радиоактивного «пятна» площадью 0,5 кв. км будет нивелироваться огромной разницей в площадях. К тому же, выпас животных все же отличается от стойлового содержания, т.е. животные практически все время выпаса передвигаются, а, значит, остаются в зоне влияния «пятна» непродолжительное время.

Таким образом, радиоэкологическое обследование территорий по сети 1х1 км, в условиях проявления небольших радиоактивных «пятен», вполне оправдан и жизнеспособен.

3.1.1.4. Радиоактивное загрязнение русел водотоков вследствие выноса техногенных радионуклидов из мест проведения ядерных испытаний

Радиоактивное загрязнение русел водотоков вследствие выноса техногенных радионуклидов из мест проведения ядерных испытаний несколько отличается от типов радиоактивного загрязнения местности, описанных выше. Тем не менее, данный тип загрязнения проявляется за пределами технической площадки «Дегелен», в местах, потенциально пригодных к передаче в хозяйственный оборот земель [80].

На рисунке 86 представлено радиоактивное загрязнение русла ручья, вытекающего из штольни 176 и впадающего в ручей Байтлес, который выходит за пределы площадки «Дегелен».

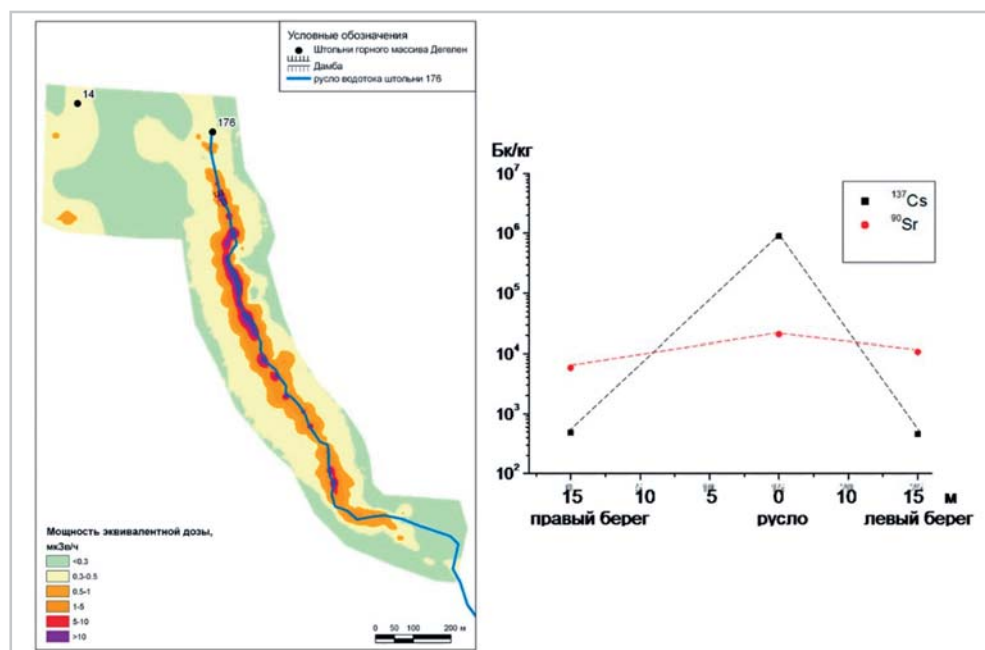


Рисунок 86. Радиоактивное загрязнение русла ручья, вытекающего из штольни 176

Как видно, масштабы загрязнения русла ручья сильно отличаются от загрязнения, сформированного радиоактивными выпадениями. Радиоактивное загрязнение распространяется на несколько десятков метров в сторону от русла ручья. При этом, ближняя зона к руслу ручьев является наиболее привлекательным местом как для выпаса животных, так и для сенокоса, в силу особенностей почвенного покрова и водного режима.

В этой связи, исследования радиоактивного загрязнения русел ручьев, а также определение границ радиоактивного загрязнения будут носить индивидуальный характер практически для каждого ручья. Здесь не идет речи о какой-либо регуляр-

ной сети обследования, типа 20х20 м или 50х50 м, но возможен ряд поперечных профилей с шагом между точками отбора 5–10 м.

В целом, завершая описание различных подходов по исследованию пространственных параметров радиоактивного загрязнения, необходимо отметить, что в любом случае такое исследование есть процесс итерационный, поэтапный.

На первом этапе должно быть выполнено предварительное обследование территории по регулярной сети. Как показывает анализ, оптимальным шагом сети обследования является шаг в 1 км, т.е. сеть 1х1 км. Это обеспечит получение первичного материала о пространственных характеристиках радиоактивного загрязнения (если таковое будет обнаружено) на исследуемой территории.

Далее, на основании результатов предварительного обследования, должны проводиться дополнительные исследования для уточнения границ радиоактивного загрязнения по индивидуальному плану.

Итоговым результатом будет характеристика территорий с учетом возможности их передачи в хозяйственный оборот, т.е. с учетом радиационной безопасности населения при проживании на землях СИП и ведении хозяйственной деятельности.

3.1.2. Исследование уровней концентраций радионуклидов в почвах и их соотношений на условно «фоновых» территориях СИП

Возможное поверхностное загрязнение «фоновых» территорий в результате действия бывшего СИП может быть обусловлено проведением наземных, воздушных, экскавационных и аварийных испытаний.

Загрязнение искусственными радионуклидами территории, прилегающей к месту проведения испытаний, обусловлено следующими основными факторами:

1. Остатки делящегося вещества.
2. Осколки деления.
3. Активация ядер окружающей среды мгновенными нейтронами.

При ядерном делении урана и плутония образуется сложная смесь свыше 200 радионуклидов средней части Периодической таблицы Д. И. Менделеева. Основную часть составляют радионуклиды с массовыми числами $95 \div 103$ и $130 \div 144$. Образование двух диапазонов массовых чисел связано с особенностью кривой распределения выхода продуктов деления по их массовым числам, которая имеет два пика. В таблице 5 представлены выходы продуктов деления из данных диапазонов массовых чисел при ядерном взрыве мощностью в 1 Мт, а также их периоды полураспада и абсолютная активность (Бк/Мт).

Таблица 5.

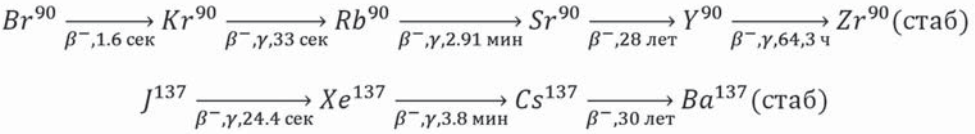
Основные продукты деления, их выходы в реакции деления, периоды полураспада, а также абсолютная активность на ядерный взрыв мощностью 1 Мт.

Радионуклид	$T_{1/2}$	η , %	A (Бк)
^{89}Sr	50,5 сут	2,56	$5,9 \cdot 10^{17}$
^{90}Sr	28,6 лет	3,50	$3,9 \cdot 10^{15}$
^{95}Zr	64,0 сут	5,07	$9,2 \cdot 10^{17}$

Радионуклид	T½	η, %	A (Бк)
¹⁰³ Ru	39,4 сут	5,20	1,5·10 ¹⁸
¹⁰⁶ Ru	368 сут	2,44	7,8·10 ¹⁶
¹³¹ I	8,04 сут	2,90	4,2·10 ¹⁸
¹³⁶ Cs	13,2 сут	0,036	3,2·10 ¹⁶
¹³⁷ Cs	30,2 года	5,57	5,9·10 ¹⁵
¹⁴⁰ Ba	12,8 сут	5,18	4,7·10 ¹⁸
¹⁴¹ Ce	32,8 сут	4,58	1,6·10 ¹⁸
¹⁴⁴ Ce	284 сут	4,69	1,9·10 ¹⁷

С окончания проведения воздушных ядерных испытаний по сегодняшний день прошло 52 года. Отсюда ясно, что радионуклиды с периодом полураспада менее 1 года практически полностью распались. Существуют, конечно, и более долгоживущие радионуклиды, такие как ¹⁵¹Sm и ⁹⁹Tc, однако их абсолютное количество невелико. Их вклад в загрязнение окружающей среды оценивается как 8% для ¹⁵¹Sm и 1,6% для ⁹⁹Tc от активности ¹³⁷Cs. Таким образом, на сегодняшний момент из вышеуказанных радионуклидов радиоактивное загрязнение местности формируют ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs.

Предшественниками данных радиоизотопов являются короткоживущие изотопы, которые через 30 минут практически полностью распадаются в ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs. Ниже приведены характерные цепочки радиоактивных распадов данных радионуклидов:



Другим источником загрязнения являются радионуклиды наведённой активности, образующиеся в результате захвата нейтронов различными элементами, входящими в состав конструкции боеприпаса, грунта, воды и других элементов, окружающих место взрыва. Особенно большое значение наведённая активность имеет при взрыве термоядерных зарядов, которые сопровождаются мощными нейтронными потоками. Основными радионуклидами нейтронной активации являются ⁶⁰Co, ^{152,154,155}Eu. Однако радионуклиды, связанные с активацией химических элементов в почве, остаются в эпицентральной зоне, а активированные элементы конструкции бомбы представляют собой тяжелые частицы и выпадают на землю либо в эпицентральной, либо в ближней зоне от ядерного взрыва.

Подавляющая часть остатков делящегося вещества (изотопы плутония и урана) аналогично будет оставаться в ближней и эпицентральной зоне взрыва, однако мелкодисперсные частицы могут переноситься на большие расстояния и участвовать в глобальных выпадениях. Также изотопам плутония всегда сопутствует ²⁴¹Am. ²⁴¹Am – продукт распада ²⁴¹Pu, содержание которого в оружейном Pu на по-

рядок больше активности ^{239}Pu . Обладая относительно небольшим периодом полураспада (14 лет), ^{241}Pu быстро распадается в ^{241}Am ($T_{1/2} = 432$ года).

После закрытия СИП, его территория начала использоваться для ведения хозяйственной деятельности. Это обстоятельство явилось причиной проведения интенсивных исследований характера и уровня загрязнений территории полигона. На данный момент детально обследовано около 6000 км² территории полигона. Проведен анализ содержания основных естественных (^{40}K , ^{226}Ra , ^{232}Th) и искусственных (^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am) радионуклидов более чем в 7300 пробах почвы. На исследования затрачено порядка 20 млн. долларов США, то есть проведение подобных исследований является очень затратным, причем одной из основных статей затрат является радиохимический анализ $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr .

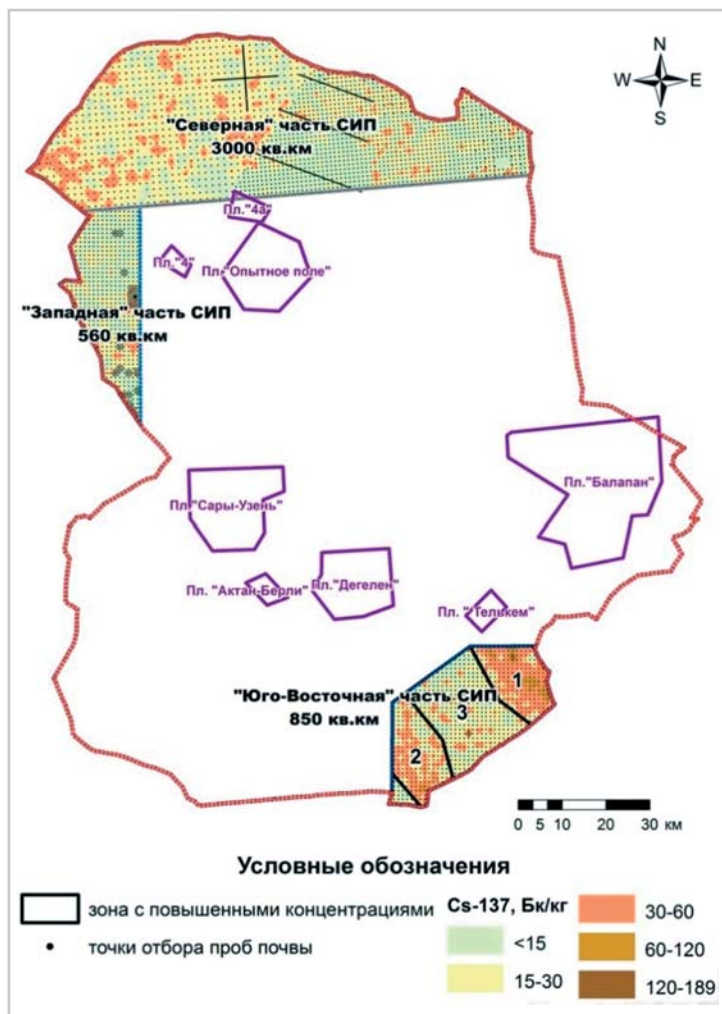


Рисунок 87. Обследованные территории

Поскольку, в силу своего происхождения, $^{239+240}\text{Pu}$ генетически связан с ^{241}Am , а ^{90}Sr – с ^{137}Cs , то возникло предположение о том, что соотношения $^{239+240}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$ и $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ будут находиться в достаточно узком интервале. В этом случае становится возможным проведение оценки концентраций $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr по результатам недорогостоящего гамма-спектрометрического анализа ^{241}Am и ^{137}Cs . Таким образом, целью дальнейших исследований стало обобщение всего накопленного материала и оптимизация методологии проведения оценки уровней загрязнения территории СИП.

Объекты исследований. До 2012 г. были подробно проведены исследования «северной» части территории полигона (3000 км²), «западной» (560 км²) и «юго-восточной» (850 км²) [69, 77, 79]. Географическое положение данных территорий представлено на рисунке 87.

3.1.2.1. Средние концентрации искусственных радионуклидов в почве исследованных территорий

Непосредственно на обследованных территориях СИП не проводилось каких-либо ядерных испытаний, их загрязнение может быть обусловлено только местными и глобальными выпадениями. Данные территории располагаются в географически разных частях полигона и, соответственно, на существенном расстоянии от основного источника поверхностного загрязнения – испытательной площадки «Опытное поле». Исследования проводились с использованием одной и той же аппаратурно-методической базы, одним и тем же персоналом, что дает основание считать случайную ошибку минимальной.

При анализе площадного распределения радионуклидов «северной» и «западной» части территории полигона не было выявлено различной структуры загрязнения. При проведении обследования «юго-восточной» части территории были выделены 3 зоны с разной структурой и уровнем радиоактивного загрязнения, предположительно сформированных различными источниками. При выделении зон принималось во внимание соответствие участков территории повышенных значений удельной активности радионуклидов с участками возможного прохождения радиоактивных облаков (гидроядерные и термоядерное испытания). В распределении радионуклидов были выделены две зоны (1 и 2), где зарегистрированы повышенные значения их удельной активности в почвенном покрове, и зона с относительно низкими значениями (3). Зона 1 – участок, соответствующий термоядерному следу радиоактивных выпадений 12.08.53 г. В дальнейших расчетах базовых параметров использовались данные только по зоне 3 [69, 77, 79].

Данные, полученные в результате обследования, были проанализированы методами математической статистики, в результате чего были определены средние концентрации основных искусственных радионуклидов на исследуемых территориях. Анализ проводился следующим образом:

- расчет статистических параметров: объем распределения (количество данных), средняя арифметическая, среднее квадратичное отклонение, коэффициент вариации и др;

- определение выпадов (аномально высоких значений) и исключение их из общего массива данных.

Для определения выпадов использовалось нормированное отклонение – показатель ценности измерения по отношению к общему массиву данных [81]. После исключения выпадов повторялся первый этап.

Результаты расчетов средних значений удельных активностей ^{137}Cs и ^{241}Am , а также средних отношений $^{90}\text{Sr} / ^{137}\text{Cs}$ и $^{239+240}\text{Pu} / ^{241}\text{Am}$ на обследованных территориях приведены в таблице 6.

Таблица 6.

Параметры загрязнения искусственными радионуклидами исследуемых территорий

Территория		^{137}Cs , Бк/кг	^{241}Am , Бк/кг	^{90}Sr , Бк/кг	$^{239+240}\text{Pu}$, Бк/кг
«Северная» часть СИП		17,2	0,8	$0,5 \cdot ^{137}\text{Cs}$	$5,1 \cdot ^{241}\text{Am}$
«Западная» часть СИП		16,7	0,9	$0,25 \cdot ^{137}\text{Cs}$	$5,4 \cdot ^{241}\text{Am}$
«Юго-восточная» часть СИП-1	зона 3	19,0	0,7	$0,18 \cdot ^{137}\text{Cs}$	$5,1 \cdot ^{241}\text{Am}$
	зона 1	43,9	0,8	$0,43 \cdot ^{137}\text{Cs}$	$17,9 \cdot ^{241}\text{Am}$
	зона 2	30,2	0,8	$0,14 \cdot ^{137}\text{Cs}$	$7,0 \cdot ^{241}\text{Am}$

Анализ результатов показывает, что ряд территорий СИП («северная», «западная», «юго-восточная»–зона 3) характеризуются практически одинаковым набором параметров (средние концентрации ^{137}Cs , ^{241}Am), причем это именно те территории, которые не подверглись явному влиянию действия полигона. То есть на данных территориях не проводились ядерные испытания, и при их обследовании не обнаружены явные следы от прохождения радиоактивных облаков. Таким образом, возникают предположения, что часть территории полигона можно отнести к «фоновым» территориям полигона, и что «фоновые» территории будут характеризоваться одним набором параметров радионуклидного загрязнения. Для определения характерного набора параметров радионуклидного загрязнения все выбранные в ходе анализа данные были объединены и в дальнейшей обработке участвовал весь массив данных по выбранным территориям.

3.1.2.2. Расчет основных параметров радионуклидного загрязнения «фоновых» территорий

Средняя удельная активность ^{241}Am и ^{137}Cs . При расчете средних удельных активностей ^{241}Am и ^{137}Cs участвовали результаты анализа более чем 3500 проб. Около двух третей результатов определения ^{241}Am на исследуемых территориях находится ниже предела обнаружения используемой методики. Для того чтобы не потерять эту часть данных в дальнейшей обработке, за численное значение удельной активности принимался предел обнаружения, соответственно, среднее значение удельной активности ^{241}Am следует рассматривать как оценку сверху.

Распределение удельной активности ^{241}Am и ^{137}Cs в почве «фоновых» территорий по частоте встречаемости представлено на рисунке 88.

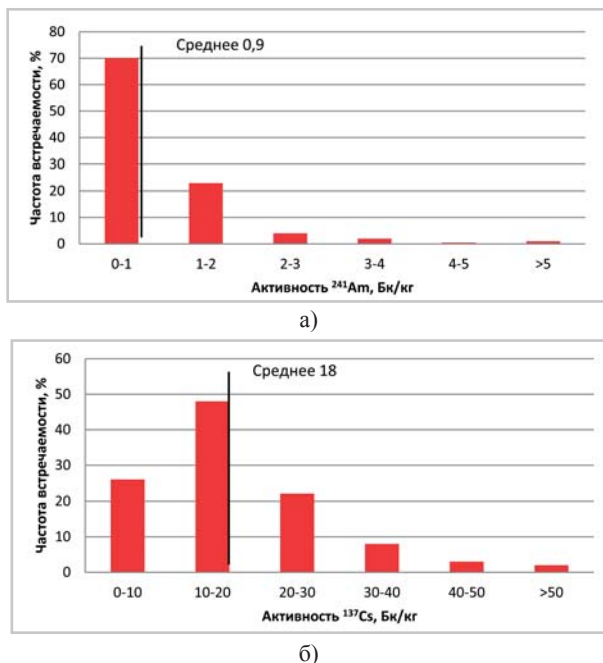


Рисунок 88. Гистограмма распределения частоты встречаемости удельной активности в почве «фоновых» территорий а) ^{241}Am б) ^{137}Cs

Максимум встречаемости концентрации ^{241}Am приходится на пробы с удельной активностью менее 1 Бк/кг, при среднем – 0,9 Бк/кг. Максимум встречаемости концентрации ^{137}Cs приходится на пробы с удельной активностью от 10 до 20 Бк/кг, при среднем – 18 Бк/кг.

Среднее отношение $^{90}\text{Sr} / ^{137}\text{Cs}$. В расчете отношений $^{90}\text{Sr} / ^{137}\text{Cs}$ участвовали только численные результаты измерений ^{90}Sr и ^{137}Cs , таким образом, статистической обработке были подвержены результаты анализа 150 проб. Распределение отношений удельной активности ^{90}Sr к ^{137}Cs в почве «фоновых» территорий по частоте встречаемости представлено на рисунке 89.

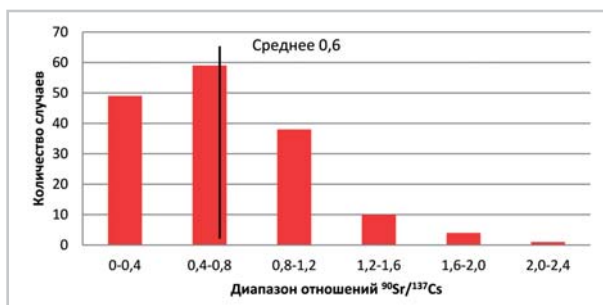


Рисунок 89. Распределение отношений удельной активности ^{90}Sr к ^{137}Cs в почве «фоновых» территорий

Полученное распределение подчиняется логарифмически нормальному закону, на что указывает «хвост» в сторону высоких значений. В области значений от 0 до 1,2 сосредоточен 91 % всей выборки. Максимум распределения приходится на диапазон отношений, равный 0,4–0,8, к которому принадлежат начальные отношения $^{90}\text{Sr} / ^{137}\text{Cs}$ в плутониевом и урановом зарядах.

При логнормальном распределении для расчета средней величины используют среднюю геометрическую величину. Однако между средними величинами существует определенное соотношение: $h < g < \mu$ (среднее гармоническое всегда меньше среднего геометрического, которое всегда меньше среднего арифметического). Среднее геометрическое, как правило, незначительно отличается по величине от среднего арифметического, при этом соотношения $^{90}\text{Sr} / ^{137}\text{Cs}$ на фоновых территориях не стали исключением: неравенство $g < \mu$ численно равно $0,5 < 0,6$. Исходя из этого, для характеристики данных можно использовать отношение удельной активности ^{90}Sr к ^{137}Cs , равное 0,6 [81].

Среднее отношение $^{239+240}\text{Pu} / ^{241}\text{Am}$. При расчете отношений $^{239+240}\text{Pu} / ^{241}\text{Am}$ статистической обработке были подвержены результаты анализа более 360 проб. Распределение отношений удельной активности $^{239+240}\text{Pu} / ^{241}\text{Am}$ в почве «фоновых» территорий по частоте встречаемости представлено на рисунке 90.



Рисунок 90. Распределение отношений удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ к ^{241}Am в почве «фоновых» территорий

Полученное распределение подчиняется логарифмически нормальному закону, на что указывает «хвост» в сторону высоких значений. В области значений от 0 до 9 сосредоточено 90 % всей выборки. Максимум распределения приходится на диапазон отношений, равный 3–6.

Вышеописанным способом, для характеристики данных, можно использовать отношение удельной активности $^{239+240}\text{Pu} / ^{241}\text{Am}$, равное 5,2.

3.1.2.3. Сравнительная оценка радиационных параметров «фоновых» территорий СИП с прочими территориями

Ввиду того, что непосредственно на обследованных территориях бывшего СИП не проводилось каких-либо ядерных испытаний, при их обследовании не обнаружены явные следы от прохождения радиоактивных облаков, источником их радио-

нуклидного загрязнения могли быть только глобальные выпадения. В литературе приведено достаточно много данных по удельной активности ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ глобальных выпадений. Диапазон концентраций ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$, обусловленных глобальными выпадениями в северном полушарии, по литературным данным составляет: для ^{137}Cs – 4–29 Бк/кг, для ^{90}Sr – 1–19 Бк/кг, для $^{239+240}\text{Pu}$ – 0,02–5,0 Бк/кг [19–26, 82].

Подобных данных по удельной активности ^{241}Am найдено не было, по-видимому, в силу достаточной сложности их спектрометрического определения на низких уровнях.

Для сравнения данных, полученных при обследовании «фоновых» территорий, с фоном глобальных выпадений была сделана теоретическая оценка плотности глобальных выпадений для северного полушария.

^{241}Am является продуктом распада ^{241}Pu . Инжекция изотопов плутония в атмосферу обусловлена одним основным фактором – проведением наземных и воздушных ядерных испытаний. Чернобыльская авария, конечно, тоже внесла свой вклад, но величина этого вклада менее 10 %. В таблице 7 приводятся активности $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Pu , ^{137}Cs и ^{90}Sr , инжестированных в атмосферу при проведении наземных и воздушных ядерных испытаний [82].

Таблица 7.

Активности радионуклидов, инжестированных в атмосферу

Радионуклид	Активность, Бк
$^{239+240}\text{Pu}$	$(11 - 15) \cdot 10^{14}$
^{241}Pu	$(140 - 360) \cdot 10^{14}$
^{137}Cs	$9,6 \cdot 10^{17}$
^{90}Sr	$6,0 \cdot 10^{17}$

Для оценки плотности глобальных выпадений воспользуемся следующими исходными данными и предположениями:

- большая часть выпадений (~75%), обусловленных ядерными испытаниями, приходится на северное полушарие;
- площадь земной поверхности – 510 Тм²;
- принимается, что радионуклиды распределены по поверхности земного шара равномерно;
- глубина распределения радионуклидов в литосфере – 0,05 м;
- плотность почвы – 1500 кг/м³.

Результаты теоретической оценки плотности глобальных выпадений, с учетом распада на 2012 год, приведены в таблице 8.

Таблица 8.

Теоретически рассчитанный диапазон концентраций $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^{137}Cs и ^{90}Sr , обусловленный глобальными выпадениями в северном полушарии

Радионуклид	$^{239+240}\text{Pu}$	$^{241}\text{Am}^*$	^{137}Cs	^{90}Sr
Концентрация, Бк/кг	0,34 – 0,59	0,2 – 0,4	15,2	9,4
*Значения концентрации ^{241}Am получены, исходя из расчёта его накопления при распаде ^{241}Pu .				

Полученные данные по удельным активностям $^{239+240}\text{Pu}$, ^{137}Cs и ^{90}Sr хорошо соотносятся с приведенным в литературе диапазоном концентраций для глобальных выпадений с рассчитанными средними значениями удельных активностей данных радионуклидов на исследованных территориях. Исключением является ^{241}Am , т.к. его расчетная удельная активность ниже средней удельной активности ^{241}Am на исследованных территориях в 2–3 раза. Возможно, это связано с тем, что некоторое количество ^{241}Am уже накопилось в заряде на момент взрыва. В действительности теоретически полученный диапазон концентраций необходимо расширить, т.к. в естественных ландшафтах радионуклиды мигрируют и со временем перераспределяются.

Безусловно, полученные результаты являются ориентировочными и могут использоваться только для приблизительного сравнения.

Таким образом, близость концентраций искусственных радионуклидов на исследуемых территориях и концентраций искусственных радионуклидов, характерных для глобальных выпадений, подтверждает первоначальный вывод о том, что единственным источником радионуклидного загрязнения обследованных территорий являются глобальные выпадения. Данный факт позволяет отнести эти территории к категории фоновых в мировом масштабе.

3.1.2.4. Разработка метода оценки средних удельных активностей $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr по результатам анализа ^{241}Am , ^{137}Cs

После анализа объединенных данных полученные средние значения удельных активностей ^{137}Cs и ^{241}Am в почве фоновых территорий были определены как базовые параметры, характеризующие радионуклидное загрязнение фоновых территорий (таблица 9). Приемлемый диапазон вариаций удельных активностей был определен в 10% с учетом того, что 10% – это стандартная погрешность гамма-спектрометрического анализа.

Таблица 9.

Базовые параметры, характеризующие фоновые территории СИП

Базовые параметры для фоновых территорий	
^{137}Cs , Бк/кг	16 – 20 (18)
^{241}Am , Бк/кг	<0,8 – 1,0 (0,9)

При соблюдении данных параметров удельная активность $^{239+240}\text{Pu}$ на фоновых территориях будет находиться в однозначной зависимости от удельной активности ^{241}Am , а удельная активность ^{90}Sr – от удельной активности ^{137}Cs . Таким образом, был разработан метод оценки средних удельных активностей $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr по результатам анализа ^{241}Am , ^{137}Cs , или для простоты – Метод базовых параметров (МБП). Иначе его можно сформулировать так, как это представлено в таблице 10.

Таблица 10.

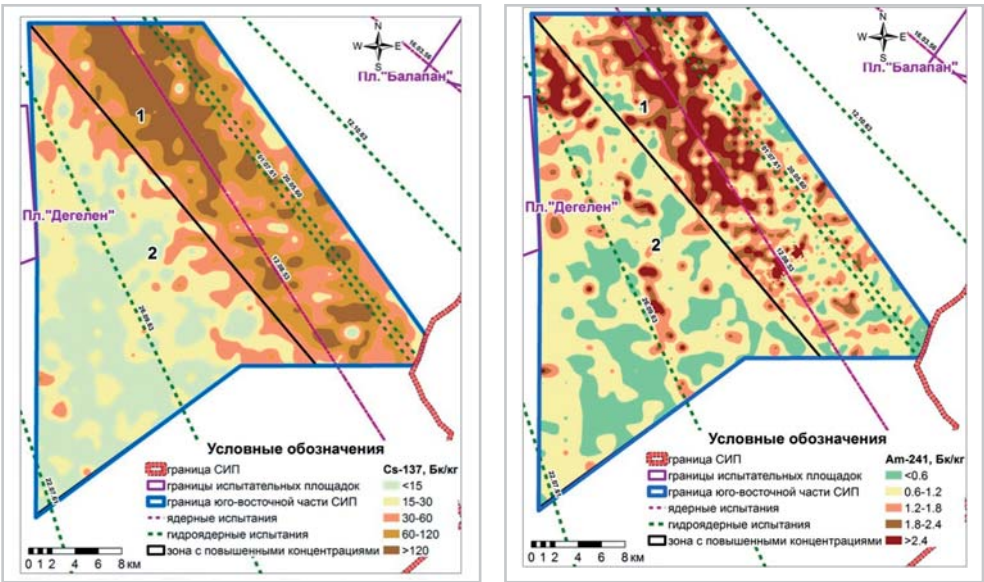
Метод базовых параметров

Если:		То:	
^{137}Cs , Бк/кг	^{241}Am , Бк/кг	$^{239+240}\text{Pu}$, Бк/кг	^{90}Sr , Бк/кг
16 – 20	<0,8 – 1,0	$5,2 \cdot ^{241}\text{Am}$	$0,6 \cdot ^{137}\text{Cs}$

На данном этапе необходимо отметить, что среднее значение удельной активности ^{241}Am является оценкой сверху. Данный факт говорит о том, что нижний предел диапазона концентраций ^{241}Am может быть сдвинут в сторону уменьшения удельной активности ^{241}Am . Иными словами, вероятнее всего, что метод базовых параметров можно использовать и при средней удельной активности ^{241}Am меньше 0,8 Бк/кг.

3.1.2.5. Применение метода базовых параметров

В 2012 году было закончено комплексное экологическое обследование территории «юго-восточной» части 2 (ЮВЧ-2). По результатам обследования были построены карты распределения удельных активностей ^{137}Cs и ^{241}Am (рисунок 91). По картам видно, что исследуемая территория состоит из 2-х зон загрязнения. Было проведено визуальное разделение зон. Зону 1 отнесли к условно «грязной», а зону 2 – к условно «чистой» территории.



Для каждой из зон были рассчитаны средние значения удельной активности ^{137}Cs и ^{241}Am . Средняя удельная активность ^{137}Cs и ^{241}Am в зоне загрязнения 1 составляет 111 и 1,6 Бк/кг, в зоне 2—21,6 и 1,1 Бк/кг соответственно. Для зоны 1 средние значения удельных активностей значительно превышают выбранные ранее базовые параметры, следовательно и расчет удельных активностей $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr предложенным методом невозможен.

Так как для зоны 2 данное превышение было незначительным, была сделана попытка применить метод базовых параметров (МБП) для оценки концентрации $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr . Результаты оценки представлены в таблице 11, в сравнении с фактическими данными, полученными в ходе проведения обследования.

Таблица 11.

Результаты оценки активности изотопов плутония с использованием метода базовых параметров и данные, полученные в ходе проведения обследования

^{137}Cs	^{241}Am	$^{239+240}\text{Pu}$, Бк/кг		^{90}Sr , Бк/кг	
		Расчетное	Фактическое	Расчетное	Фактическое
22	1,1	5,70	23,0	13,0	47,3
Расхождение, %		75		- 72	

При проведении оценки стало очевидно, что даже при небольшом превышении средних удельных активностей ^{137}Cs и ^{241}Am над условием МБП достоверность подобной оценки чрезвычайно низкая.

Далее, для того чтобы средние значения удельной активности ^{137}Cs и ^{241}Am в зоне 2 стали удовлетворять условию МБП, правую границу зоны 2 сдвигали, с шагом 0,5 км, параллельно оси загрязнения в сторону более чистых территорий. Данный процесс был итерационным. Смещение границы производилось до тех пор, пока средние удельные активности ^{137}Cs и ^{241}Am в зоне 2 не стали удовлетворять условию МБП (рисунок 92).

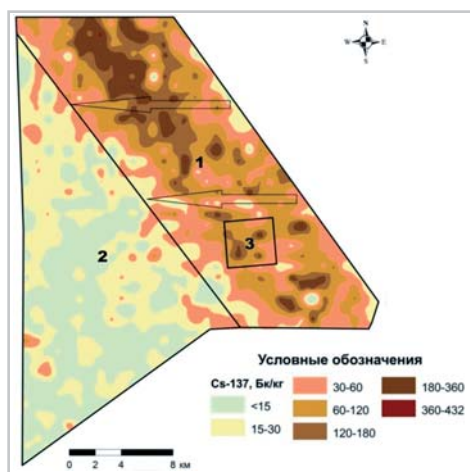


Рисунок 92. Зонирование фоновой территории с применением метода базовых параметров

В таблице 12 представлены средние удельные активности ^{137}Cs и ^{241}Am в почве территории ЮВЧ-2, зоны 2, после смещения границы.

Таблица 12.

Средние удельные активности ^{137}Cs и ^{241}Am в почве территории ЮВЧ-2, зона 2

Зона	^{137}Cs , Бк/кг	^{241}Am , Бк/кг
ЮВЧ-2, зона 2	18,3	1
МБП	16 – 20	0,8 – 1,0

После этого был вновь проведен расчет средних удельных активностей $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr для зоны 2 с оптимизированными границами. В таблице 13 представлены результаты применения метода базовых параметров для оценки активности изотопов плутония на «юго-восточной» части территории СИП – 2, зоне 2.

Таблица 13.

Результаты оценки активности изотопов плутония с использованием метода базовых параметров для ЮВЧ-2, зона 2

^{137}Cs	^{241}Am	$^{239+240}\text{Pu}$, Бк/кг		^{90}Sr , Бк/кг	
		Расчетное	Фактическое	Расчетное	Фактическое
18,3	1,0	5,20	5,35	11,0	14,4
Расхождение, %		2,8		- 24	

Таким образом, показана возможность использования метода базовых параметров не только для оценки активности $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr , но и его применение для определения границ фоновых территорий. Точность оценки активности $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr с использованием метода базовых параметров высока и позволяет оптимизировать проведение комплексных экологических исследований и отказаться от проведения чрезвычайно дорогостоящих радиохимических анализов $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr , выполняя их только для заверки полученных данных.

На основании вышеизложенного можно сделать вывод, что существуют объективные предпосылки для введения понятия – «фоновые» территории СИП. Эти территории характеризуются следующими параметрами: среднее содержание ^{137}Cs – 18 Бк/кг, среднее содержание ^{241}Am – <0,9 Бк/кг, среднее отношение $^{239+240}\text{Pu} / ^{241}\text{Am}$ – 5,2, среднее отношение $^{90}\text{Sr} / ^{137}\text{Cs}$ – 0,6.

При исследовании «фоновых» территорий, при оценке активности $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr , возможно использование средних значений отношений $^{239+240}\text{Pu} / ^{241}\text{Am}$, равного 5,2, и $^{90}\text{Sr} / ^{137}\text{Cs}$, равного 0,6. Следовательно, принимая во внимание полученные данные, возможно на их основе оптимизировать проведение комплексных экологических исследований и отказаться от проведения дорогостоящих радиохимических анализов $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr , выполняя их только для заверки полученных данных.

3.1.3. Исследование вертикального распределения искусственных радионуклидов на условно «фоновых» территориях СИП

Известно, что почва является основным компонентом природной среды, подвергающимся загрязнению при ядерных испытаниях. В почве накапливаются и сохраняются все вещества, загрязняющие экосистему, в том числе и техногенные радионуклиды. На сегодняшний день имеется достаточно большой массив данных, характеризующий поверхностное загрязнение почвенного покрова СИП. Проведенные ранее исследования на радиоактивно загрязненных участках технических площадок полигона показали, что поведение радионуклидов в ненарушенной почвенной толще может зависеть от специфики проведенных испытаний и ландшафтных условий залегания этих почв [37, 83]. Однако исследования, характеризующие вертикальное распределение радионуклидов в почвах, были приурочены к местам проведения ядерных испытаний. Тогда как большая часть СИП представляет собой условно «чистые» территории, которые перспективны для ведения хозяйственной деятельности. В ходе оценки возможности передачи их в хозяйственный оборот выполняются масштабные площадные исследования поверхностного распространения радионуклидов в почвах. Однако данные о поверхностном распределении радионуклидов в почве не дают полной радиоэкологической характеристики без информации об их вертикальном распространении в почвах, а ввиду невозможности исследования вертикального распределения радионуклидов в почве по такой же плотной сетке, как и поверхностного распределения, из-за трудоемкости работ, целесообразно получение обобщенных параметров, характеризующих вертикальное распределение. Слабая дифференциация характеристик почвенного покрова на большей части территории СИП и одинаковый характер загрязнения радионуклидами на этих участках (вследствие прохождения радиоактивных облаков и глобальных выпадений) говорит о возможности получения таких параметров.

3.1.3.1. Краткая характеристика почвенного покрова Семипалатинского полигона

Семипалатинский испытательный полигон располагается в восточной части Центрально-Казахстанского мелкосопочника. Здесь широко распространены денудационные равнины, низкогорья и мелкосопочники, межсопочные равнины, сорово-дефляционные впадины, долины небольших рек и ручьев.

В почвенно-географическом отношении территория полигона охватывает две подзоны степной зоны, а именно, подзону сухих степей с зональным подтипом каштановых почв и подзону опустыненных степей на светло-каштановых почвах. Каштановые почвы распространены на западе и северо-западе территории полигона, светло-каштановые почвы занимают центральную, восточную и южную части. Неоднородность почвенного покрова внутри подзон определяется условиями увлажнения и рельефом территории, а также составом почвообразующих пород. Наибольшее распространение среди зональных каштановых и светло-каштановых

подтипов на исследуемой территории получили роды малоразвитых, нормальных и солонцеватых почв.

Малоразвитые каштановые и светло-каштановые почвы формируются по пологим вершинам и склонам сопок, в местах, где коренные плотные породы залегают близко к поверхности на маломощных элювиально-делювиальных грубоскелетных отложениях, а мощность мелкоземистого слоя не превышает 40 см. Они являются наиболее распространенными в этих подзонах. Характеризуются эти почвы укороченным морфологическим профилем, сильной защебененностью почвенной массы и, часто, неполным набором генетических горизонтов. В гумусовом горизонте малоразвитых почв содержание органического вещества достаточно высокое (до 4–5%), но поскольку мощность гумусового горизонта очень мала (до 5–10 см), запасы гумуса на единицу площади невелики. То же самое можно сказать и по содержанию питательных элементов. Малоразвитые почвы хорошо промыты от легкорастворимых солей и имеют низкую щелочность. В подзоне собственно каштановых почв они имеют каштановый (ярко-бурый) цвет профиля и более значительные содержания гумуса, чем в аналогичных почвах подзоны распространения светло-каштановых почв, которые отличаются к тому же серовато-бурым оттенком профиля, что вызвано, прежде всего, недостатком увлажнения. Малоразвитые светло-каштановые почвы беднее своих аналогов не только содержанием органического вещества, но и другими питательными элементами: азотом, калием, фосфором.

Каштановые нормальные почвы исследуемой территории характеризуются средним содержанием гумуса, 3,5–5,0%. (Значения количества гумуса на территории Семипалатинского полигона превосходят общепринятые цифры для всех типов и подтипов почв на 20–30%, что связано с долгим заповедным режимом этой территории в период проведения ядерных испытаний). Мощность гумусовых горизонтов ($A+B_1$) колеблется от 15 до 40 см. Распространены в данном регионе, в основном, легкосуглинистые, реже – суглинистые разновидности. Каштановые нормальные почвы слабо засолены легкорастворимыми солями, реакция водных суспензий – от нейтральной или слабощелочной с поверхности до щелочной на дне разреза. Почвы нормальные, как и малоразвитые, отличаются сильной щебнистостью профиля. Они занимают нижние части пологих склонов сопок, возвышенные водораздельные пространства и пологие наклонные равнины.

Светло-каштановые нормальные почвы содержат органического вещества до 4%, что также можно считать завышенными значениями, обусловленными особыми условиями использования этих земель. Распространены они, как и каштановые, на пологих склонах сопок, водораздельных и пологих равнинах. Но в условиях сильно изрезанного рельефа очень мало таких участков, где могут формироваться такие почвы. Поэтому светло-каштановые нормальные почвы на этой территории встречаются реже, чем малоразвитые, карбонатные, солонцеватые. Светло-каштановые почвы значительно беднее как гумусом, так и другими питательными элементами (азот, калий и фосфор), чем каштановые нормальные почвы. По механическому составу они, в основном, суглинистые. Они промыты от легкорастворимых солей. Реакция водных растворов – от слабощелочной до сильнощелочной. Карбонаты появляются в профиле почв в нижней части гумусового горизонта, как

правило, это «В₁» или «ВС». Почвы светло-каштановые, как все на территории мелкосопочника, щебнистые.

Среди каштановых и светло-каштановых почв встречаются солонцеватые почвы. Они распространены повсеместно небольшими участками или в комплексе с другими почвами. Чаще всего они формируются по долинам малых рек, озерным и межсочным понижениям, склонам и шлейфам сопок на тяжелых, несколько засоленных материнских породах. Основным диагностическим признаком каштановых и светло-каштановых солонцеватых почв является наличие в их морфологическом профиле резко выделяющегося по цвету, плотности и структуре иллювиального солонцеватого горизонта. Он имеет более темные коричневые тона в окраске, значительное уплотнение и комковато-ореховатую или ореховато-призматическую структуру. Из физико-химических показателей, отличающих эти почвы, прежде всего, следует выделить состав поглощенных оснований в солонцеватом горизонте. Поглощающий комплекс его содержит обменный натрий в количестве до 15% от суммы, что усиливает щелочность. По содержанию гумуса и карбонатов характеризуемые почвы не отличаются от своих нормальных почв данной подзоны.

Лугово-каштановые почвы формируются в условиях повышенного увлажнения, как за счет расчлененности рельефа и, соответственно, перераспределения влаги на поверхности почв, так и под влиянием близко залегающих грунтовых вод. Встречаются они часто, но небольшими участками в понижениях мелкосопочного рельефа, в долинах малых рек и ручьев. Развиваясь в условиях повышенного увлажнения, лугово-каштановые почвы отличаются от зональных автоморфных почв более высоким содержанием гумуса (до 6–7%) при наличии более развитой растительности и относятся к полугидроморфному ряду. В морфологическом строении профиля заметно преобладание грунтов суглинистого, глинистого состава, что часто влечет за собой засоленность, солонцеватость почв. Такие почвы хорошо обеспечены подвижными формами азота и калия, слабо – подвижным фосфором. Среди них выделены лугово-каштановые незасоленные, или обыкновенные, и лугово-каштановые солончаковатые.

Лугово-каштановые незасоленные не имеют признаков засоления, солонцеватости, осолодения, карбонаты появляются в пределах гумусового горизонта. Содержание гумуса высокое, по механическому составу почвы, в основном, суглинистые, тяжело суглинистые.

Лугово-каштановые солончаковатые почвы формируются на слабоминерализованных и засоленных грунтовых водах, залегающих на глубине 4–6 м. В растительном покрове присутствуют как представители полынно-ковыльно-типчаковых ассоциаций, так и виды луговых трав. Почвы этого рода отличаются меньшей мощностью гумусовых горизонтов, близким залеганием воднорастворимых солей (в пределах 30–80 см), что позволяет их классифицировать как солончаковатые.

Горно-каштановые почвы на обследуемой территории занимают склоны низких гор, высокие водоразделы и встречаются в обеих подзонах небольшими участками. Формируются они в неоднородных физико-географических условиях – их свойства обусловлены характером материнских почвообразующих пород, крутизной склона, экспозицией и положением склона в системе гор. Эти почвы очень

похожи на малоразвитые. Растительный покров, как правило, представлен сухо-степными видами с кустарниками спиреи и караганы. Механический состав почв, в основном, тяжелосуглинистый с большим (до 50 %) включением хрящевато-щебнистого материала. В разрезе горно-каштановые заметно отличаются от других почв более яркой каштановой окраской суглинистого грунта. Содержание гумуса колеблется в больших пределах от 2–3 до 8–10 %, в зависимости от местоположения участка. Они достаточно хорошо обеспечены питательными элементами. Общая щелочность горных почв низкая, показатель pH невелик, они промыты от легкорастворимых солей и карбонатов.

Солончаки наибольшее распространение получили в подзоне опустыненных степей. Они занимают небольшие участки – это низкие террасы малых рек, ручьев, озерно-соровые террасы, межпочные понижения, лощины. Солончаки формируются на тяжелых по механическому составу отложениях при близком залегании минерализованных вод. Содержание солей в поверхностном слое достигает 1 % и более. Как правило, солончаки характеризуются слабой дифференциацией профиля на генетические горизонты, но по содержанию гумуса и других питательных веществ они сильно разнятся в зависимости от местоположения в рельефе и, отсюда, процесса соленакопления. Растительный покров на солончаках представлен галофитами, часто, крайне изреженный до полного его отсутствия.

3.1.3.2. Особенности вертикального распределения радионуклидов в почвах фоновых территорий СИП

На основании характеристики почвенного покрова СИП, для дальнейшего анализа характера распределения радионуклидов в почвенном профиле различных почв была проведена группировка по типовым, подтиповым и родовым признакам, что определяется условиями водного режима. Детализация по разновидностям не учитывалась, так как их диагностические признаки являются результатом определенного типа увлажнения. На выделенных участках условно «фоновой» территории СИП заложено 47 исследовательских площадок с почвенными разрезами (рисунок 93) и послойным отбором проб из них на радионуклидные анализы с интервалами 0–3, 3–6, 6–9, 9–12, 12–15, 15–18, 18–21, 21–24, 24–27, 27–30, 30–35, 35–40, 45–50 (см). В отдельных случаях, на малоразвитых почвах, интервалы составляли 0–2, 2–5, 5–10, 10–15 (см). Площадки закладывались с учетом распределения почвенных контуров и охватывали все основные типы, подтипы и роды почв территории СИП.

Заложенными площадками были охвачены основные типы, подтипы и роды каштановых почв, так как именно типом каштановых почв представлена практически вся территория полигона. В свою очередь, были выделены основные подтипы каштановых почв. Это подтип светло-каштановых почв с разновидностями – малоразвитые, нормальные и солонцеватые почвы. Подтип каштановых почв с разновидностями – малоразвитые, нормальные и солонцеватые почвы. Эти два подтипа каштановых почв наиболее распространены на полигоне. Также выделены менее встречаемые горно-каштановые почвы и лугово-каштановые почвы с разновидностями – незасоленные и солончаковые почвы. Отдельно выделен тип почвы – солончаки.

удельной активности в почвенном слое, а в процентах от общей удельной активности в вертикальном профиле почвы.

Особенности вертикального распределения радионуклидов в подтипе светло-каштановых почв

Подтип светло-каштановых почв наиболее распространен на территории СИП. В ходе проведения полевых работ среди этого подтипа было выделено три рода почв – малоразвитые, солонцеватые и нормальные.

Светло-каштановые малоразвитые почвы. Анализ данных радионуклидных анализов послойных образцов почвы показал, что основная доля изучаемых радионуклидов находится в верхнем слое почвы 0–3 см (рисунок 94).

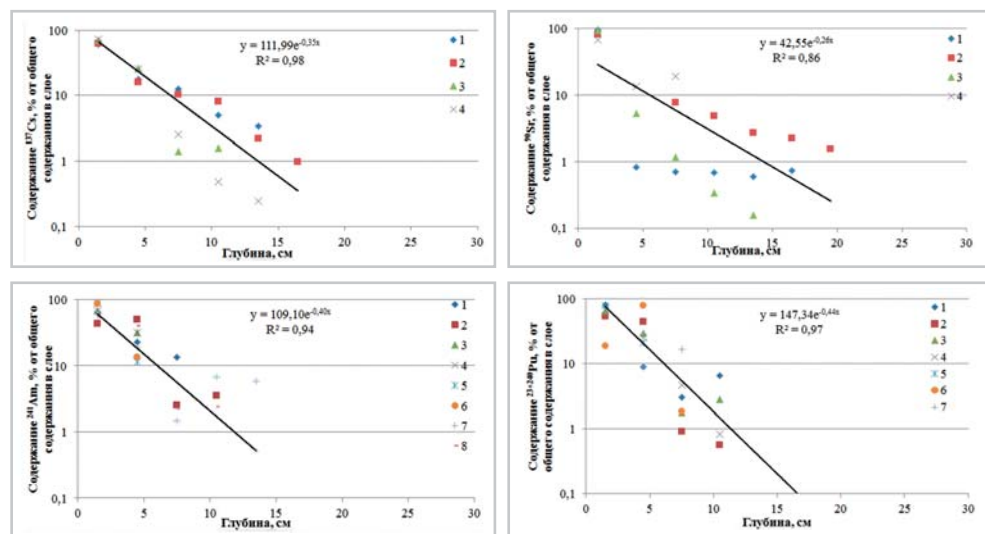


Рисунок 94. Вертикальное распределение радионуклидов в светло-каштановых малоразвитых почвах

Так, для ^{137}Cs и ^{241}Am доля радионуклидов в слое 0–3 см составляет около 66 %, для ^{90}Sr – 84 % и $^{239+240}\text{Pu}$ – около 63 %. В слое 0–10 см находится около 94 % ^{137}Cs , около 96 % ^{90}Sr и ^{241}Am и около 98 % $^{239+240}\text{Pu}$. Такая низкая подвижность ^{90}Sr весьма необычна, так как он, как правило, обладает повышенными миграционными свойствами в почве из-за хорошей растворимости [84].

Наиболее мобильным в вертикальном профиле данного рода почв является ^{90}Sr , наименее – $^{239+240}\text{Pu}$.

В целом же вся детектируемая активность наблюдается до глубины 15–17 см.

Светло-каштановые нормальные почвы. Для светло-каштановых нормальных почв характер вертикального распределения радионуклида ^{137}Cs схож с характером его распределения в светло-каштановых малоразвитых почвах (рисунок 95). Так, при его содержании в верхнем слое 0–3 см около 66 %, в слое 0–10 см содержится около 95 % ^{137}Cs . Аналогична ситуация и с распределением ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$.

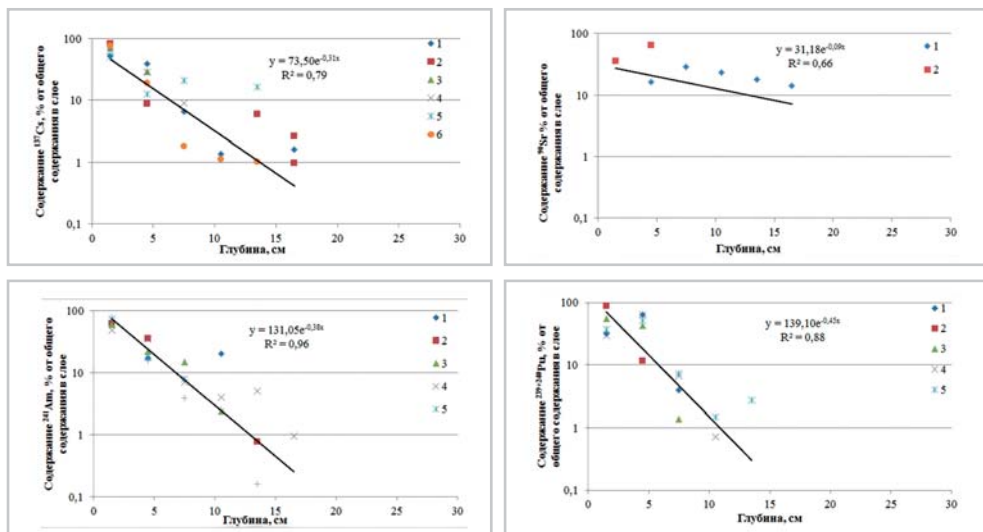


Рисунок 95. Вертикальное распределение радионуклидов в светло-каштановых нормальных почвах

В данном роде почв наблюдается классическое распределение для ^{90}Sr . Экспоненциальная линия, описывающая этот процесс, показывает плавный спад удельной активности. Это может быть связано с тем, что ^{90}Sr , обладая меньшей прочностью связи с почвой, легко переходит в гравитационную влагу и перемещается с ней вглубь, преимущественно в составе растворимых солей и органических соединений [84]. Также наблюдается несвойственная для $^{239+240}\text{Pu}$ картина, когда во втором слое 3–5 см его удельная активность выше, чем в первом слое 0–3 см (в 3-х случаях из 5-ти). Можно предположить, что такой характер распределения ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ связан с возможным техногенным нарушением почвенного покрова, однако характер распределения радионуклидов ^{241}Am и ^{137}Cs в этих же почвенных профилях, а также полевое описание почвенных разрезов исключают эту возможность.

В целом же, если сравнивать распределение ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$ между верхними слоями светло-каштановых нормальных почв и светло-каштановых малоразвитых, то доля этих радионуклидов в слое 0–10 см в обоих подтипах почв практически совпадает и составляет для нормальных почв около 94% для ^{241}Am и 99% – для $^{239+240}\text{Pu}$. Радионуклида ^{90}Sr в слое 0–10 см сосредоточено около 74%.

Экспоненциальные функции, характеризующие распределение радионуклидов в светло-каштановых нормальных почвах, довольно близки для ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$.

Светло-каштановые солонцеватые почвы. В светло-каштановых солонцеватых почвах характер вертикального распределения радионуклида ^{137}Cs отличается от характера его распределения в двух предыдущих подтипах светло-каштановых почв, хотя процент содержания в слоях 0–3 см и 0–10 см довольно близок и составляет 63 и 93% соответственно (рисунок 96). При более сильном переходе ^{241}Am из верхнего слоя почвы 0–3 см, где его зафиксировано около 59%, в слое 0–10 см

содержание ^{241}Am практически на таком же уровне, как и в двух предыдущих подтипах светло-каштановых почв, и составляет около 94 %.

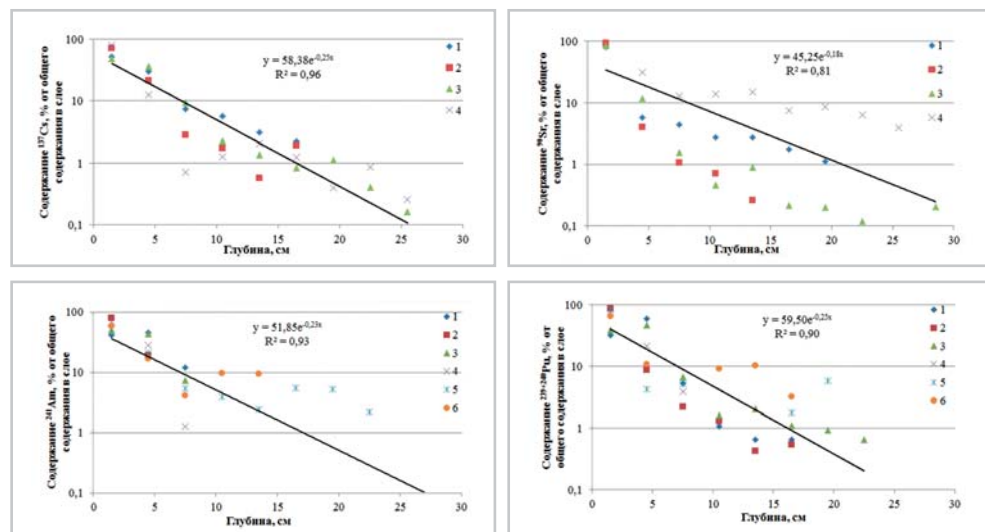


Рисунок 96. Вертикальное распределение радионуклидов в светло-каштановых солонцеватых почвах

Радионуклид $^{239+240}\text{Pu}$ в светло-каштановых солонцеватых почвах гораздо лучше переходит в нижние слои, чем в предыдущих почвах, так как в слое 0–10 см отмечается наименьшее содержание, по сравнению с предыдущими подтипами почв, которое составляет 93 %. И это несмотря на то, что для $^{239+240}\text{Pu}$ в светло-каштановых нормальных почвах наблюдается повышенный переход во второй слой. Общее содержание ^{90}Sr в светло-каштановых солонцеватых почвах в слое 0–10 см близко к таковому в светло-каштановых нормальных почвах и составляет 78 %.

Экспоненциальные функции, характеризующие распределение радионуклидов в светло-каштановых солонцеватых почвах, довольно близки для всех представленных радионуклидов в пределах данного рода почв. Функции показывают тенденцию к менее резкому спаду удельной активности с глубиной.

Стоит также отметить, что только в светло-каштановых солонцеватых почвах незначительная доля радионуклидов отмечается в слое 20–25 см, тогда как в нормальных и малоразвитых почвах удельная активность радионуклидов детектируется только до 15–17 см.

Светло-каштановые почвы. Если рассматривать светло-каштановые почвы в целом, не деля на роды почв, то среднее содержание радионуклидов в слое 0–3 см составит в случае с ^{137}Cs около 63 %, ^{90}Sr – около 75 %, ^{241}Am – около 63 % и $^{239+240}\text{Pu}$ – около 59 % (рисунок 97). Несмотря на самые низкие значения содержания $^{239+240}\text{Pu}$ в слое 0–3 см, в итоге в слое 0–10 см наблюдается самый большой процент этого радионуклида, в сравнении с остальными радионуклидами, который составляет около 96 %. Эта же особенность распределения наблюдается для $^{239+240}\text{Pu}$ и в слу-

чае с делением почвы на подтипы. Содержание радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{241}Am в слое 0–10 см составляет около 95, 90 и 93 % соответственно.

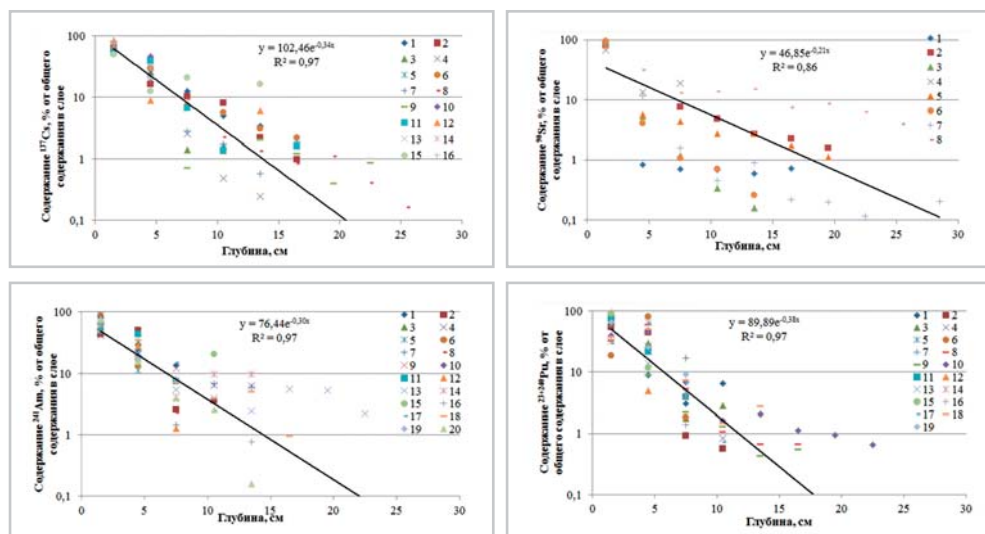


Рисунок 97. Вертикальное распределение радионуклидов в светло-каштановых почвах

Вариативность значений содержания радионуклидов в различных почвенных горизонтах показывает, что на характер распределения ^{90}Sr в данном подтипе почв может влиять гораздо больше факторов, хотя при этом экспоненциальные функции прямых, характеризующих распределение радионуклидов в подтипе светло-каштановых почв для этого радионуклида, наиболее близки между родами почв данного подтипа (рисунок 94 – рисунок 96).

Экспоненциальные функции, характеризующие распределение ^{137}Cs и $^{239+240}\text{Pu}$ в светло-каштановых почвах, тоже весьма близки друг к другу, хотя при рассмотрении характера распределения радионуклидов по родам светло-каштановых почв отмечалась схожесть в распределении ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$ (в нормальных и солонцеватых почвах).

Особенности вертикального распределения радионуклидов в подтипе каштановых почв

Еще одним достаточно распространённым подтипом среди каштановых почв (здесь как тип) на территории СИП является подтип собственно каштановых почв. В ходе проведения полевых работ среди этого подтипа, как и в случае со светло-каштановыми почвами, выделено три рода каштановых почв – малоразвитые, нормальные и солонцеватые.

Каштановые малоразвитые почвы. Для радионуклидов ^{137}Cs , ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$ явные максимумы содержания радионуклидов зафиксированы в верхнем слое 0–3 см и составляют около 76, 81 и 68 % соответственно. Экспоненциальная линия, описывающая характер распределения ^{90}Sr , показывает его большую мобильность

по сравнению с другими радионуклидами, что вполне ожидаемо. Соответственно, в слое 0–3 см его доля гораздо меньше и составляет около 38 % (рисунок 98).

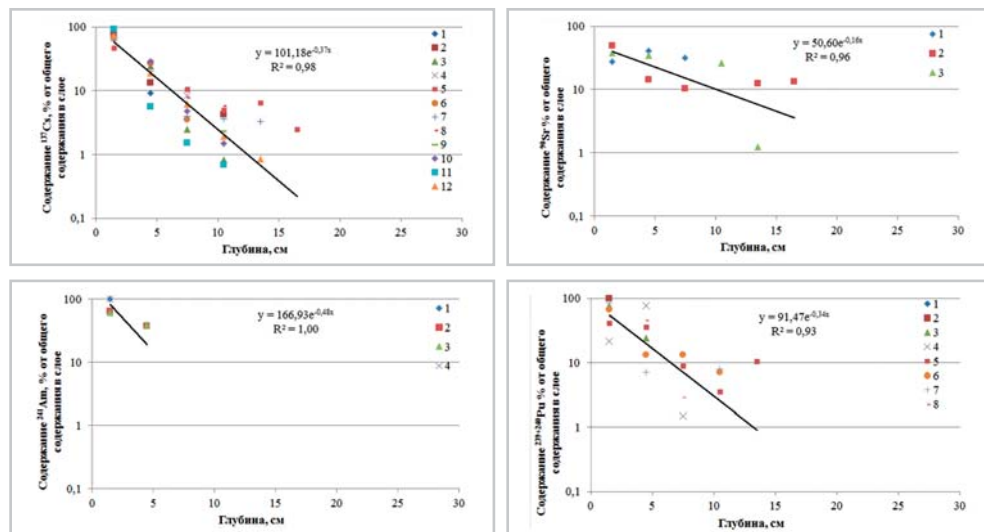


Рисунок 98. Вертикальное распределение радионуклидов в каштановых малоразвитых почвах

Экспоненциальные функции, характеризующие распределение ^{137}Cs и $^{239+240}\text{Pu}$, в подтипе каштановых малоразвитых почв мало отличаются. При этом для ^{137}Cs эти функции довольно близки к функциям, описывающим их распределение в светло-каштановых малоразвитых почвах (рисунок 94). Зона заглубления для исследуемых радионуклидов ограничена 17–20 см, а в случае с ^{241}Am 100 % детектируемой удельной активности сосредоточено до глубины 5 см. В данном случае это обусловлено тем, что изначально максимальные значения удельной активности ^{241}Am в верхнем слое 0–3 см во всех разрезах находятся в районе $\approx 1,5$ Бк/кг. Для ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr доля в слое 0–10 см составила около 97, 96 и 82 % соответственно.

Каштановые нормальные почвы. Характер распределения радионуклидов ^{137}Cs и $^{239+240}\text{Pu}$ в каштановых нормальных почвах схож с таковым в каштановых малоразвитых почвах (рисунок 99). К тому же, процент содержания ^{137}Cs в слое 0–3 см практически такой же, как и в предыдущем роде почв, и составляет 75,7%. Для ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$ эта величина составила около 69 и 77% соответственно. К сожалению, из-за низкой удельной активности радионуклидов в почве в выбранных точках для данного рода почв характер распределения ^{90}Sr установить не удалось.

При некоторых различиях с каштановыми малоразвитыми почвами в перераспределении радионуклидов между верхними слоями, в конечном итоге в слое 0–10 см отмечаются довольно близкие значения доли от общего содержания, составляющие для ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am около 97, 99 и 95 % соответственно.

Экспоненциальные функции, характеризующие распределение ^{137}Cs и ^{241}Am , в подтипе каштановых нормальных почв довольно близки.

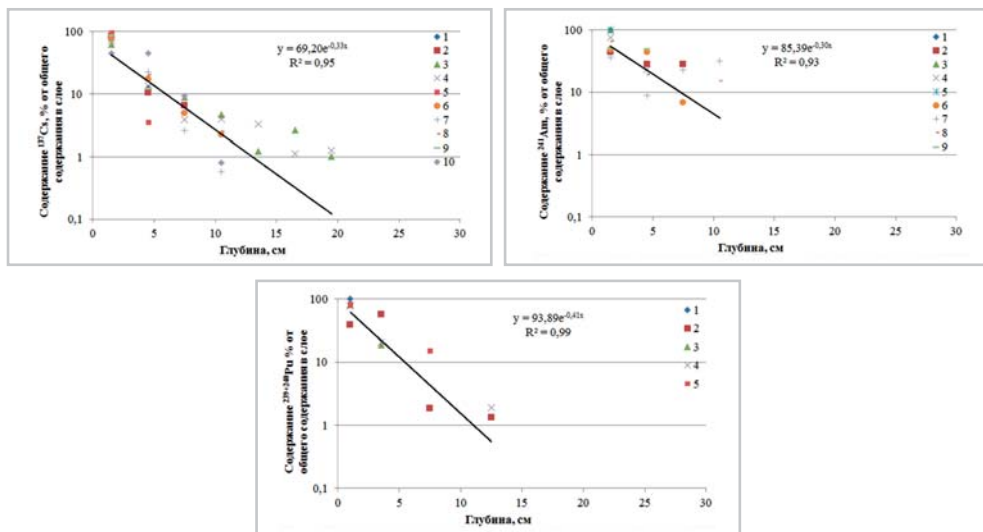


Рисунок 99. Вертикальное распределение радионуклидов в каштановых нормальных почвах

Каштановые солонцеватые почвы. Распределение радионуклидов в вертикальном профиле каштановых солонцеватых почв по характеру достаточно близко с распределением предыдущих родов почв подтипа каштановых почв (рисунок 100). В слое 0–10 см отмечается до 97 % радионуклида ^{137}Cs . Как и в каштановых мало-развитых почвах, 100 % ^{241}Am зафиксировано в слое 0–6 см. До глубины 10 см отмечается 100 % фиксируемого $^{239+240}\text{Pu}$. Как и в предыдущем случае, из-за низкой удельной активности характер распределения ^{90}Sr установить не удалось.

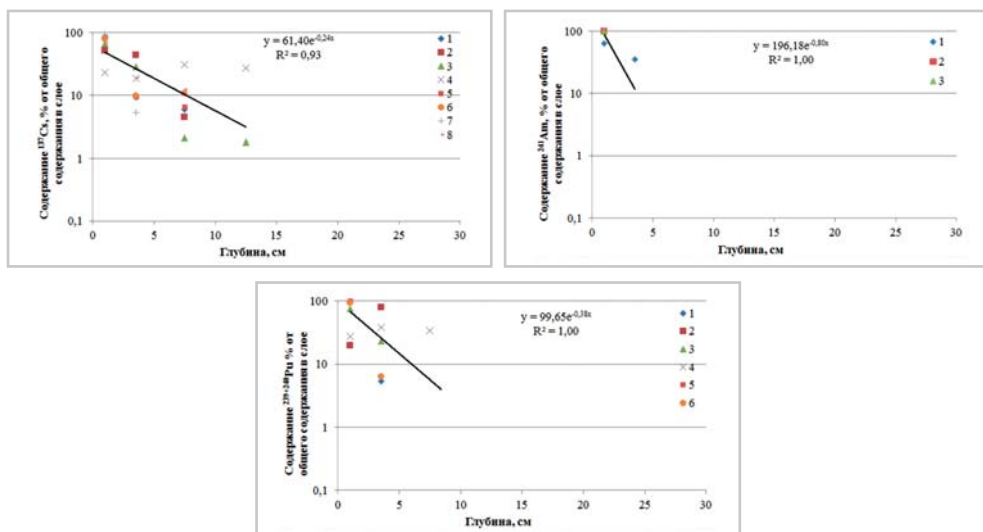


Рисунок 100. Вертикальное распределение радионуклидов в каштановых солонцеватых почвах

Каштановые почвы (подтип). Если рассматривать подтип каштановых почв без деления по родам, то вертикальное распределение радионуклидов вполне сопоставимо с распределением в светло-каштановых почвах (рисунок 101). При колебании значений долей фиксируемого количества радионуклидов в верхних слоях 0–3, 3–6, и 6–9 см, в конечном итоге, в слое 0–10 см значения долей в этих подтипах почв очень близки. В подтипе каштановых почв эти значения составили около 97 % для ^{137}Cs , 82 % для ^{90}Sr , 97 % для ^{241}Am и около 98 % для $^{239+240}\text{Pu}$.

В целом, полученные данные, характеризующие вертикальное распределение радионуклидов в почвенном профиле подтипа каштановых почв, показывают, что для таких радионуклидов, как ^{137}Cs , ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$, во всех трех родах одного подтипа характер распределения слабо дифференцирован (рисунок 101). Слабая дифференциация в распределении этих радионуклидов отмечалась и для светло-каштановых почв. В случае со ^{90}Sr отмечены различия в характере распределения в различных родах светло-каштановых и каштановых почв. Однако при рассмотрении распределения на уровне подтипов этих почв доли радионуклида ^{90}Sr в слое 0–10 см очень близки.

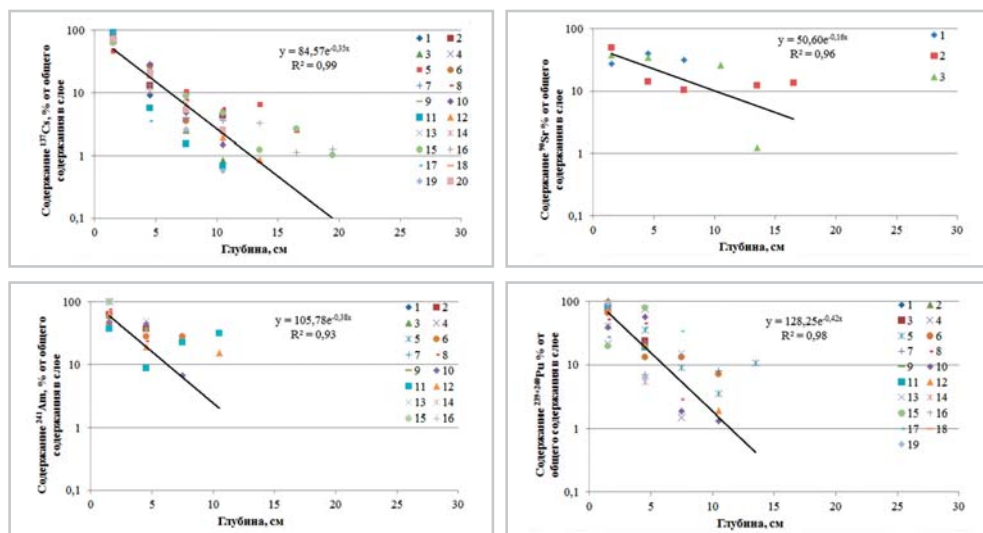


Рисунок 101. Вертикальное распределение радионуклидов в каштановых почвах

Из данных видно (рисунок 101), что по аналогии со светло-каштановыми почвами наиболее мобильным в вертикальном профиле каштановых почв является радионуклид ^{90}Sr . В данном подтипе наименее мобильным является также $^{239+240}\text{Pu}$.

Особенности вертикального распределения радионуклидов в лугово-каштановых почвах

В отличие от светло-каштановых и каштановых подтипов почвы, подтип лугово-каштановых почв не имеет широкого распространения на территории СИП и встречается на территории, прилегающей к горному массиву «Дегелен», в долине

реки Шаган. В ходе проведения полевых работ удалось выделить два рода лугово-каштановых почв – незасоленные и солончаковатые.

Лугово-каштановые незасоленные почвы. На данном роде почв удалось заложить только 3 почвенных разреза. Здесь отмечается более глубокое проникновение ^{137}Cs вглубь. Количественные значения фиксируются в слое 20–25 см, а $^{239+240}\text{Pu}$ – около 20 см (рисунок 102). Количественных значений ^{241}Am не зафиксировано. В целом в слое 0–3 см остается около 60 % ^{137}Cs , 55 % ^{90}Sr и около 82 % $^{239+240}\text{Pu}$, а в слое 0–10 см доля этих радионуклидов составляет около 83, 81 и 93 % соответственно.

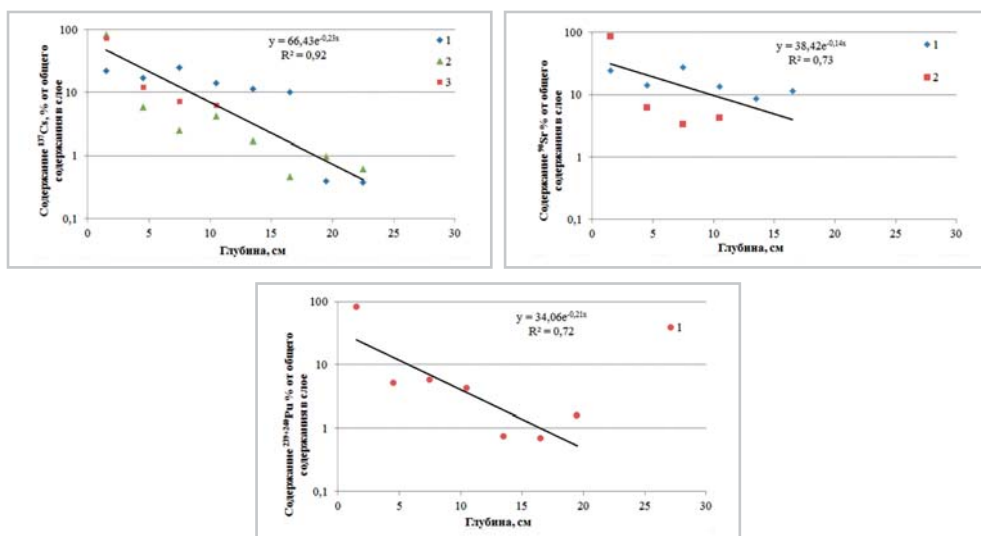


Рисунок 102. Вертикальное распределение радионуклидов в лугово-каштановых незасоленных почвах

Лугово-каштановые солончаковатые почвы. Для данного рода почв получены данные, характеризующие вертикальное распределение в почвенном профиле, лишь для ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{241}Am (рисунок 103). В целом, если сравнивать с предыдущим родом почв данного подтипа, то видно, что характер распределения практически идентичен, так же, как близки значения содержания ^{137}Cs в слоях 0–3 и 0–10 см, которые составляют около 51 % и 95 % соответственно. Для ^{90}Sr эти значения составляют около 43 % и 71 % соответственно. Для ^{241}Am – 70 % и 100 % соответственно.

Линия, описывающая характер распределения ^{90}Sr , имеет сглаженный характер по сравнению с линиями, описывающими характер вертикального распределения ^{137}Cs и ^{241}Am (рисунок 103). Характер распределения ^{241}Am не отличается от характера его распределения в предыдущих подтипах. Из-за низких значений удельной активности ^{241}Am проследить характер распределения ниже 10 см не удалось.

Лугово-каштановые почвы. Если рассматривать лугово-каштановые почвы в целом, то стоит отметить, что в данном типе почв большее количество радионуклидов переходит из верхних слоев 0–3, 3–6 см в слои, лежащие ниже, в том числе ниже 10 см, однако при этом предельным слоем обнаружения радионуклидов (в частности, ^{137}Cs) является слой 20–25 см (рисунок 104).

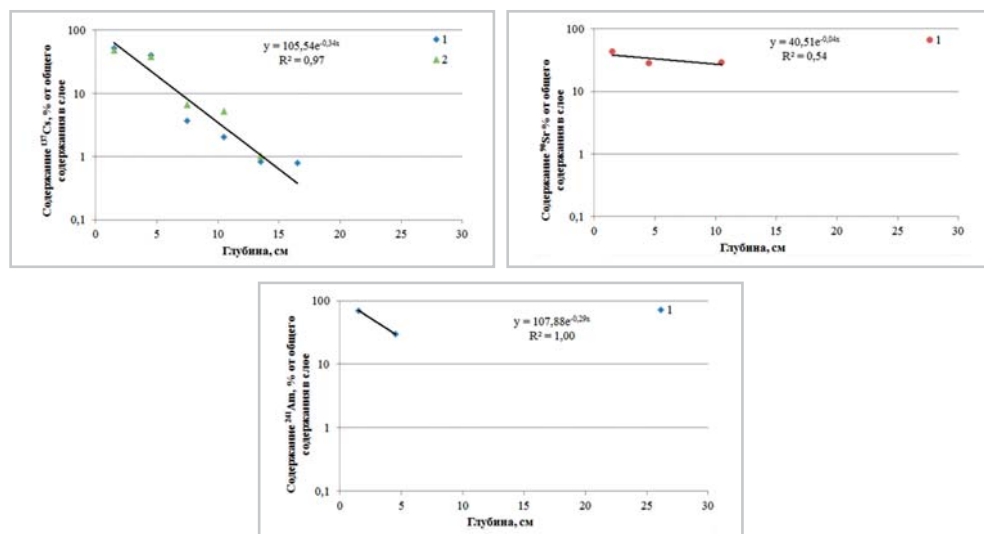


Рисунок 103. Вертикальное распределение радионуклидов в лугово-каштановых солончаковых почвах

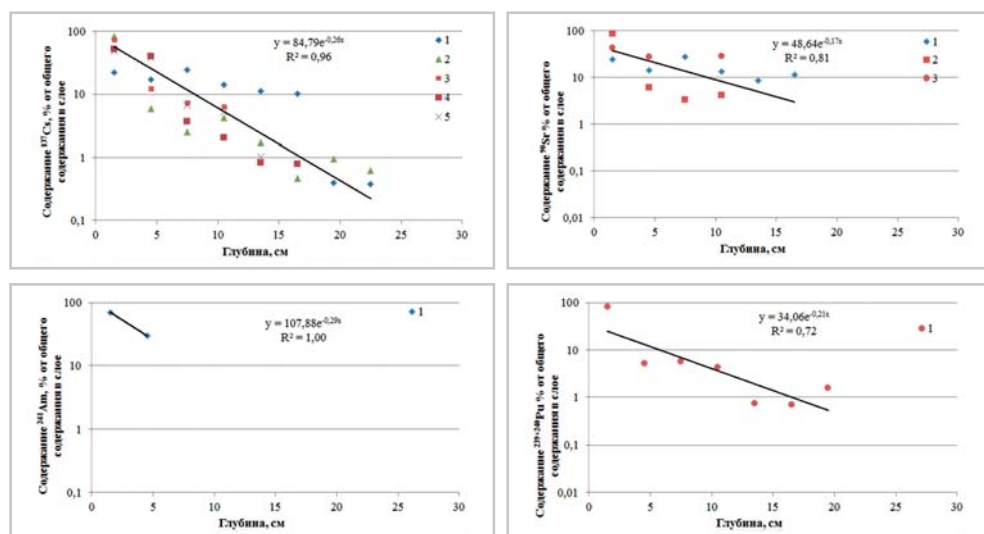


Рисунок 104. Вертикальное распределение радионуклидов в лугово-каштановых почвах

Экспоненциальные функции, характеризующие распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в лугово-каштановых почвах, показывают их большую мобильность, чем в предыдущих рассмотренных подтипах почв (рисунок 104). Это может быть связано с тем, что лугово-каштановые почвы принадлежат полугидроморфному ряду и формируются под лугово-степной растительностью в пониженных формах рельефа, вследствие чего получают дополнительное увлажнение за счет периодического влияния неглубоких грунтовых вод или поверхностного стока, а фактор дополнительного

увлажнения играет немаловажную роль в перемещении радионуклидов в почвенном профиле на территории СИП [37, 83].

Особенности вертикального распределения радионуклидов в горно-каштановых почвах

Для данного подтипа почвы удалось зафиксировать только удельную активность ^{137}Cs (рисунок 105). При этом здесь наблюдается характерное для данного радионуклида распределение в почвах СИП. В слое почвы 0–3 см отмечается 76 % радионуклида, а в слое 0–10 см – около 92 %.

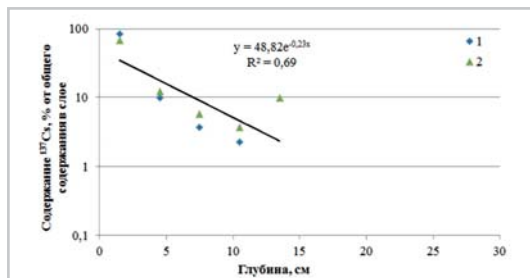


Рисунок 105. Вертикальное распределение радионуклидов в горно-каштановых почвах

Особенности вертикального распределения радионуклидов в солончаках

Солончаки также не являются распространенным типом почв на территории СИП и встречаются по замкнутым бессточным депрессиям на денудационной равнине и в мелкосопочнике. Характер распределения ^{137}Cs и $^{239+240}\text{Pu}$, в среднем, аналогичен их распространению в других подтипах почв, представленных ранее (рисунок 106).

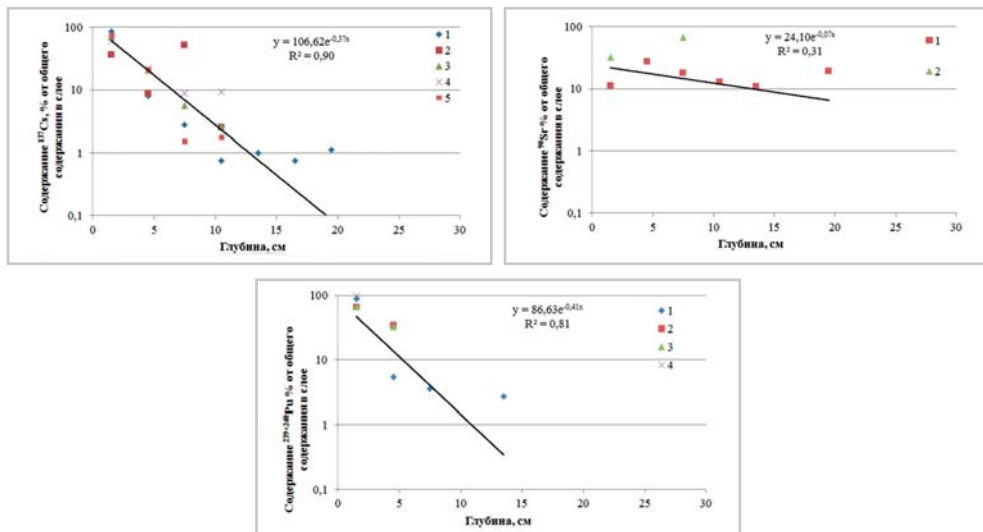


Рисунок 106. Вертикальное распределение радионуклидов в солончаках

В слое 0–3 см содержится около 66% ^{137}Cs и 80% $^{239+240}\text{Pu}$, при содержании в слое 0–10 см до 96 и 99% соответственно. Для ^{90}Sr наблюдается перемещение значительной доли радионуклида в слой 6–9 см. Как и в случае со светло-каштановыми нормальными почвами, наблюдается классическое распределение для ^{90}Sr , экспоненциальная кривая, описывающая этот процесс, показывает плавный спад удельной активности. Это может быть связано как с химическими свойствами ^{90}Sr , так и с особенностью формирования солончаков, связанной с наличием дополнительного увлажнения. В целом, в слое 0–10 см отмечается около 78% ^{90}Sr .

Особенности вертикального распределения радионуклидов в типе каштановых почв

Таким образом, полученные результаты, характеризующие распределение радионуклидов в представленных подтипах и разновидностях каштановых почв, наглядно показывают, что в условиях непромывного водного режима искусственные радионуклиды, оставшиеся после ядерных испытаний, и продукты радиоактивного распада аккумулируются, главным образом, в поверхностных горизонтах почв и слабо мигрируют вглубь почвенного профиля, что подтверждается данными проведенными исследованиями, а также исследованиями, проведенными авторами ранее [37]. Лишь дополнительное увлажнение почв за счет склонового стока или грунтовых вод, что имеет место в почвах интразональных и аazonальных типов, может изменить распределение радионуклидов в почвенном профиле [83]. Формируясь в условиях напряженного гидротермического режима и высокого дефицита влаги, получаемой только за счет атмосферных осадков, зональные каштановые и светло-каштановые почвы, в большинстве своем, отличаются неглубоким промачиванием с поверхности.

Таким образом, учитывая слабую дифференциацию характера распределения радионуклидов, которая может быть связана с погрешностью измерений, методологическими погрешностями при проведении полевых работ и неучтенными факторами, которые невозможно установить в момент отбора (давнее перемешивание слоев роющими или сельскохозяйственными животными и т.д.), можно утверждать, что для оценки распределения радионуклидов в вертикальном профиле почв достаточно классифицировать почвенный покров до типа почвы. В частности, территория СИП представлена каштановым типом почвы, и для прогноза возможного содержания радионуклидов в профиле почв на тех или иных фоновых участках СИП можно использовать обобщенные данные о характере распределения радионуклидов в подтипах светло-каштановых, каштановых, лугово-каштановых и горно-каштановых почв (рисунок 107, таблица 14). Наличие большой выборки данных, характеризующих вертикальное распределение радионуклидов в почве, позволяет учесть все вышеперечисленные данные, влияющие на него. И если для радионуклидов ^{137}Cs и $^{239+240}\text{Pu}$ возможно в это обобщение включить данные, полученные для солончаков, то для ^{90}Sr эти данные следует разделить. Кроме того, солончаки, как правило, не используются фермерами в сельском хозяйстве, а основными почвами, где ведется животноводство на СИП, в силу своей распространенности, являются каштановые и светло-каштановые подтипы почв.

Таким образом, характер распределения радионуклидов в типе каштановых почв представлен на рисунке 107 и в таблице 14.

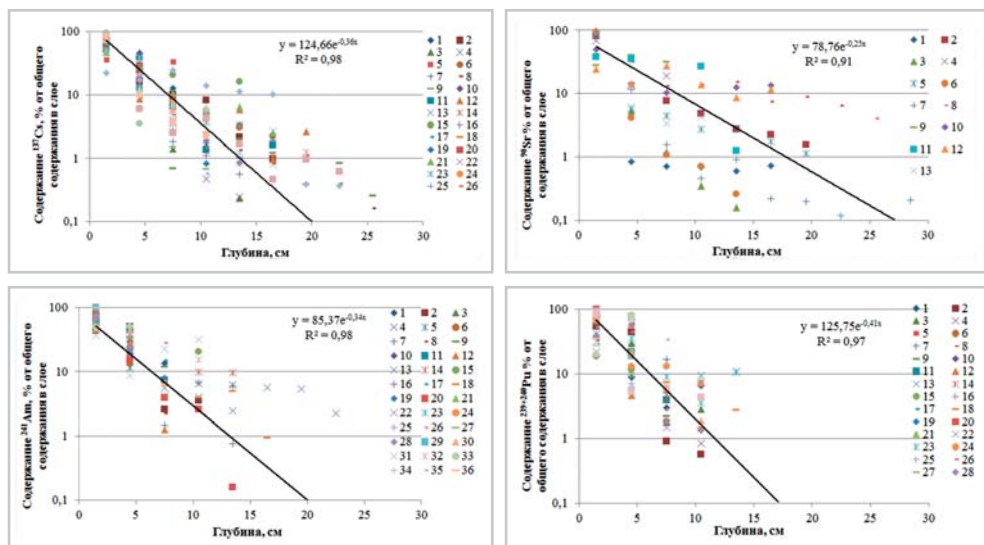


Рисунок 107. Вертикальное распределение радионуклидов в типе каштановых почв

Видно, что экспоненциальные линии достаточно четко описывают характер распределения радионуклидов ^{137}Cs , ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$ до глубины 10 см. Это может быть связано с тем, что основным фактором, влияющим на миграцию радионуклидов в почвенном покрове, является увлажнение. А ввиду того, что на территории СИП складываются достаточно аридные условия, глубина промачивания поверхностного слоя от осадков как раз находится, в среднем, на уровне около 7–10 см (при отсутствии дополнительного увлажнения в виде водотоков или стоков в межсочных понижениях). Глубже 10 см наличие влаги перестает быть основополагающим фактором, влияющим на распределение радионуклидов в почвенной толще.

Радионуклид ^{137}Cs в суглинистых почвах не обменно связывается с решеткой глинистых минералов [85]. Его миграция обусловлена перемещением этих минералов. Верхний слой преобладающих на СИП каштановых почв (0–7 см – 0–10 см) достаточно рыхлый, за счет большого наличия обломочного материала разной величины. Происходит пересыпание почвенных частиц под действием силы тяжести. Ниже этой глубины наблюдаются более плотные горизонты почвы, и перемещения ^{137}Cs , ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$ в эти горизонты не происходит, так как эти радионуклиды либо перемещаются с коллоидными частицами минералов (^{137}Cs), либо, как в случае с Pu , их поведение определяется в основном гидролизом. А как уже было сказано выше, наличие влаги для протекания гидролиза может быть достаточно только в верхних горизонтах почвы.

К этому можно добавить, что, как правило, на «фоновых» участках СИП из-за невысоких значений удельной активности радионуклидов в поверхностном

слое почвы достаточно надежные количественные значения отмечаются как раз до 10–15 см, далее количественные значения удельной активности радионуклидов находятся на уровне фона нижних пределов используемой аппаратурно-методологической базы. Этим также может быть обусловлена нестабильность данных, характеризующих вертикальное распределение радионуклидов в почве ниже 10–15 см и далее.

В случае с радионуклидом ⁹⁰Sr, как уже говорилось выше, его более выраженное перемещение в нижние горизонты почв объясняется тем, что этот радионуклид в почве находится преимущественно в растворимых формах.

В целом же, если рассматривать функции, описывающие характер распределения радионуклидов в разных подтипах почв, то видно, что для радионуклида ⁹⁰Sr они достаточно близки, и можно пользоваться функцией, полученной на основании обобщения данных типа каштановых почв независимо от подтипа. Для остальных радионуклидов также возможно использовать функции, полученные на основании обобщения данных для типа каштановых почв независимо от подтипа для большей части СИП. Исключения составляют лугово-каштановые почвы, встречающиеся вокруг горного массива Дегелен. Для них рекомендуем использование функций, полученных для данного подтипа почв.

Таблица 14.

**Функции кривых вертикального распределения радионуклидов
в типе каштановых почв**

Радионуклиды	Подтипы почв			Тип каштановые	Солончаки
	светло-каштановые	каштановые	лугово-каштановые		
¹³⁷ Cs	$y = 103e^{-0,34x}$	$y = 85e^{-0,35x}$	$y = 85e^{-0,26x}$	$y = 125e^{-0,36x}$	$y = 107e^{-0,37x}$
⁹⁰ Sr	$y = 47e^{-0,21x}$	$y = 51e^{-0,16x}$	$y = 49e^{-0,17x}$	$y = 79e^{-0,25x}$	$y = 24e^{-0,07x}$
²⁴¹ Am	$y = 76e^{-0,30x}$	$y = 106e^{-0,38x}$	$y = 108e^{-0,29x}$	$y = 85e^{-0,34x}$	-
²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	$y = 90e^{-0,38x}$	$y = 130e^{-0,42x}$	$y = 34e^{-0,21x}$	$y = 126e^{-0,41x}$	$y = 87e^{-0,41x}$

Если сравнивать функции, полученные на основании обобщения данных типа каштановых почв с таковыми, полученными для солончаков (таблица 14), то видно, что они схожи для ¹³⁷Cs и ²³⁹⁺²⁴⁰Pu, а для ⁹⁰Sr эти функции сильно отличаются. Таким образом, для определения характера распределения радионуклидов в солончаках рекомендуем использовать функции, полученные именно для данного типа почв.

Эти полученные данные можно использовать для оценки возможного распределения радионуклидов в вертикальном слое почв условно-«чистых» территорий СИП в целом. Если же целью ставится оценить небольшие участки территории СИП, то здесь возможно использовать данные о распределении радионуклидов в почвах, полученные для отдельных подтипов почв, однако, как уже было сказано ранее, на уровне подтипов и разновидностей наблюдаются различия в распределении, в основном, в слое 0–10 см. На настоящее время имеется очень большая выборка данных по удельной активности радионуклидов именно в слое 0–10 см,

которая постоянно пополняется в ходе проведения комплексных обследований территории СИП. Таким образом, в конечном итоге, при пересчете удельной активности радионуклидов в почве со слоя 0–10 см на корневой слой 0–20 см и далее, эти колебания никакой роли не играют.

3.1.4. Исследование распределения искусственных радионуклидов по гранулометрическим фракциям почв на условно «фоновых» территориях СИП

Атмосферные выпадения радиоактивных веществ на земную поверхность, в зависимости от их дисперсности и форм нахождения радионуклидов, формируют определенный характер распределения последних между структурными компонентами почвы. Особенности взаимодействия радионуклидов с компонентами почвенного комплекса определяют их миграционную способность и темпы включения в остальные экологические звенья.

Анализ литературных данных показал, что множество авторов отмечают наибольшее концентрирование радионуклидов в тонких почвенных фракциях. Исследователями США и Казахстана в разное время исследований было обнаружено, что в зонах локальных выпадений (следов) от ядерных взрывов по мере отдаленности от эпицентра взрыва количество Рu в тонких фракциях почвы возрастает. Так, на участках следа взрыва «Тринити» в шт. Нью-Мексико (США) на расстоянии от 1 до 45 км доля активности Рu во фракции размером <53 мкм возросла от 0,8 % до 73 % [86]. На расстоянии более 100 км от эпицентра термоядерного взрыва 1953 г. (село Саржал) на Семипалатинском испытательном полигоне (Казахстан) содержание $^{239+240}\text{Pu}$ во фракции почвы <100 мкм достигало 95 % от удельной активности [87].

Обогащение тонких почвенных фракций (<100 мкм) радионуклидами отмечено и в местах, подвергшихся загрязнению в результате аварий на АЭС (Чернобыль, Украина; Фукусима, Япония) [88–90]. Наряду с этим, обогащена радионуклидами чернобыльских выпадений и крупная фракция размером >500 мкм. Авторы [88] выражают мнение, что причиной отмечаемого факта является сорбция крупными почвенными частицами и агрегатами или мелкими растительными остатками и органическим веществом почвы высокоактивных аэрозольных частиц более мелкого класса дисперсности.

Факты аккумуляции радионуклидов в тонких фракциях почвы также установлены в зонах влияния объектов атомной промышленности и исследовательских лабораторий (Красноярский горно-химический комбинат (Россия), Лос-Аламосская национальная лаборатория (США)) [91, 92].

В результате различных ядерных испытаний на Семипалатинском испытательном полигоне (Казахстан) продукты взрыва поступали в окружающую среду в виде высокоактивных полидисперсных частиц. Ранее проведенные исследования распределения долгоживущих искусственных радионуклидов, как ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$, по гранулометрическим фракциям почвы на полигоне, в основном, были приурочены к местам с довольно высоким уровнем радиоактивного загрязнения и носили эпизодический характер.

Изучение распределения радионуклидов по гранулометрическим фракциям почвы имеет существенное значение для оценки реального риска загрязнения воздушного бассейна, ингаляционной опасности тех или иных радиационно-опасных объектов, вторичного ветрового переноса радиоактивных веществ, особенно трансурановых радионуклидов, поступающих в организм, в основном, ингаляционно. Целью данной работы являлось определение особенностей распределения основных дозообразующих радионуклидов Семипалатинского испытательного полигона по почвенным фракциям различной степени дисперсности на некоторых его условно «фоновых» территориях.

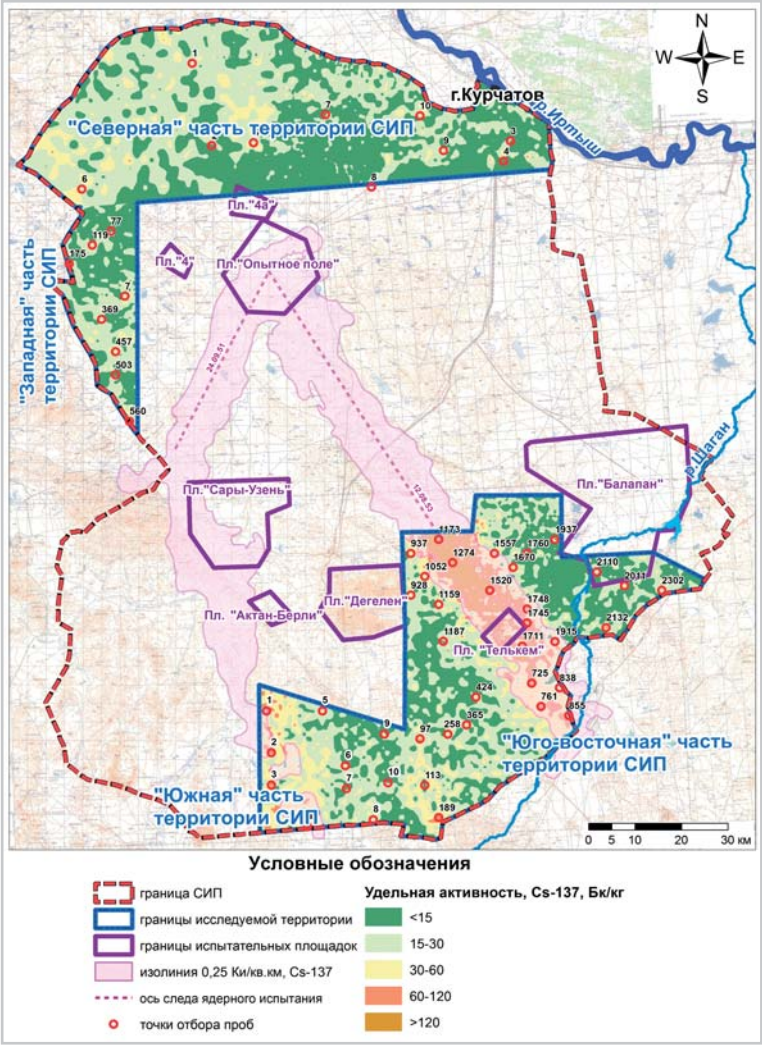


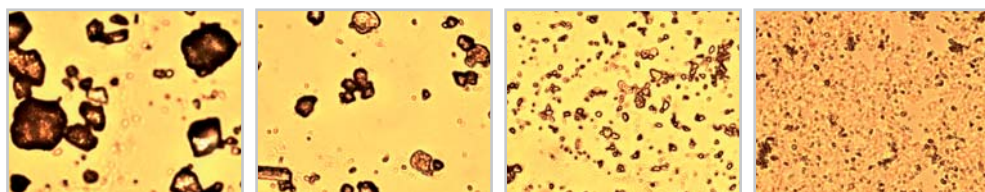
Рисунок 108. Схема расположения точек отбора проб на условно «фоновых» территориях СИП

Объекты исследования. Объектами исследования являлись «северная», «западная», «юго-восточная» и «южная» части территории СИП. Географическое расположение исследованных территорий, карта площадного распределения удельной активности ^{137}Cs в почвенном покрове и схема расположения точек отбора проб почвы представлены на рисунке 108.

Отбор и подготовка проб. Для исследований отбирались пробы верхнего 5-см слоя почвы методом «конверт» или точно. Площадь отбора составляла 600–800 см². Масса отобранных образцов составляла в среднем около 3 кг. В каждой точке отбора определялись географические координаты (широта и долгота) с помощью GPS-навигатора (Garmin), также измерялись мощность эквивалентной дозы (МЭД) и плотность потока β -частиц с использованием дозиметра-радиометра МКС-АТ 6130 фирмы «Атомтех». Общая схема расположения точек отбора проб на исследуемых территориях представлена на рисунке 108. Образцы почвы высушивались в сушильном шкафу при температуре не более 60 °С. Из высушенного образца почвы удалялись крупные камни и растительные включения, после чего сухая проба пропускалась через сито с размером ячеек 1 мм.

Фракционирование почвы. При исследовании гранулометрического (зернового) состава и разделении почв на гранулометрические фракции были последовательно использованы два метода: «мокрый» ситовой рассев и седиментация. Методом «мокрого» ситового отсева были выделены фракции 1000–500, 500–250, 250–100, 100–63, 63–40 мкм, седиментационным методом – фракции 40–8 мкм, 8–5 мкм, 5–1 мкм и <1 мкм.

Выделенные седиментационным методом гранулометрические фракции почвы исследовались под оптическим микроскопом с целью определения размеров частиц и чистоты выделения фракции. Размеры частиц определялись с помощью микронной сетки. На рисунке 109 представлены фрагменты микрофотографий исследованных образцов фракций.



а) фракция 40–8 мкм б) фракция 8–5 мкм в) фракция 5–1 мкм г) фракция <1 мкм

Рисунок 109. Внешний вид пылевых фракций почвы различного размера (увеличение в 400 раз)

Радионуклидный анализ. В каждой выделенной фракции определялось содержание исследуемых радионуклидов. Определение содержания радионуклидов ^{137}Cs и ^{241}Am проводилось гамма-спектрометрическим методом, ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ – радиохимическим согласно стандартным методикам [93–95].

Гранулометрический состав исследованных почв. При изучении распределения радионуклидов в гранулометрических фракциях почвы наибольший интерес представлял почвенный мелкозем (фракция меньше 1000 мкм), а каменистая фракция

(10000–1000 мкм) была отсеяна и исключена из дальнейших исследований. Массовая доля (ω, %) каждой гранулометрической фракции, входящей в состав почвенного мелкозема, была определена от общей массы сухого образца.

Результаты гранулометрического анализа почв исследованных территорий представлены в таблице 15.

Таблица 15.

Содержание гранулометрических фракций в почвах территории СИП, %

Фракция, мкм	«Северная» территория (n=10)			«Западная» территория (n=8)			«Юго-восточная» территория (n=30)			«Южная» территория (n=10)		
	мин.	макс.	среднее	мин.	макс.	среднее	мин.	макс.	среднее	мин.	макс.	среднее
1000–500	40,6	63,7	52,5	41,4	70,5	53,9	14	39,2	25,4	28,8	55,9	40,3
500–250	4,2	13,6	9,6	7,91	13,3	11	10,2	24,9	17,3			
250–100	6,5	15,4	9,7	5,3	12,5	8,5	9,3	22	16,1	23,1	44,9	32,5
100–63	13,8	31,3	22,3	11,5	24,4	17,7	4,2	21,2	11,3			
63–40							3,4	14,8	9,3			
40–8							5,4	16,1	10,6			
8–5							3,1	11,6	7			
5–1							4,3	9,4	6,4	3,5	9,2	6,4
<1							0,5	3,7	2,1	1,5	3,5	2,4

Гранулометрический анализ показал, что почвы исследованных территорий с поверхностности характеризуются преобладанием песчаной фракции, составляющей около 70% массы почвы. На долю пылеватой и илистой фракций приходится оставшаяся массовая часть почвы. Массовая доля илистой фракции (<1 мкм) низка и варьирует в пределах 0,5–3,5%.

Концентрация искусственных радионуклидов в почве. Оценка содержания радионуклидов ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ²⁴¹Am и ²³⁹⁺²⁴⁰Pu в исходных почвах проводилась как аналитическим, так и расчетным способом. Расчет удельной активности радионуклидов в почве проводился по содержанию радиоизотопов в каждой выделенной фракции почвы с учетом их массы, согласно следующей формуле:

$$\overline{A}_{уд}^п = \frac{\sum_{n=1}^i A_{удi}^{\phi} \times m_i^{\phi}}{m^п},$$

где $\overline{A}_{уд}^п$ – удельная активность радионуклида в почве, Бк/кг;
 $A_{удi}^{\phi}$ – удельная активность радионуклида в i-й гранулометрической фракции, Бк/кг;
 m_i^{ϕ} – масса i-й гранулометрической фракции, кг;
 $m^п$ – масса аналитического образца почвы, кг.

Воспроизводимость результатов аналитического и расчетного определения удельной активности радионуклидов в почве составляла в среднем 80%. При оценке

распределения радионуклидов по гранулометрическим фракциям почвы использовались расчетные удельные активности радионуклидов в исходной почве.

В таблице 16 представлены средние значения удельных активностей радионуклидов в почвах исследованных территорий.

Таблица 16.

Средние удельные активности ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$ в почвах исследованных территорий, Бк/кг

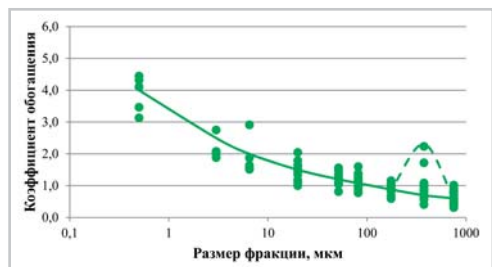
Радионуклид	Территория					
	условно «фоновые» территории				следы	
	«Северная» (n=10)	«Западная» (n=8)	«Юго-восточная» (n=17)	«Южная» (n=6)	След термоядерного взрыва 12.08.1953 г (n=12)	След наземного взрыва 24.09.1951 г (n=4)
^{137}Cs	25	31	43	42	190	115
^{90}Sr	31	5,9	45	5,6	720	20
^{241}Am	1,7	1,3	2,0	<3	2,4	<3
$^{239+240}\text{Pu}$	8,6	8,6	15	13	48	39

Распределение радионуклидов по гранулометрическим фракциям почвы. Для количественной оценки распределения искусственных радионуклидов ^{137}Cs , ^{241}Am , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr по гранулометрическим фракциям почвы был использован безразмерный параметр – коэффициент обогащения (K_o), определяемый как отношение удельной активности радионуклида в гранулометрической фракции ($A_{\text{уд. фр.}}$) к удельной активности того же радионуклида в соответствующей исходной почве ($A_{\text{уд. п.}}$): $K_o = A_{\text{уд. фр.}} / A_{\text{уд. п.}}$. Данный параметр является показателем степени обогащенности или обедненности гранулометрических фракций относительно среднего содержания радионуклидов в почве. Значение $K_o > 1$ свидетельствует о концентрировании радионуклидов в данной фракции, а при $K_o < 1$ фракция обеднена радиоизотопами.

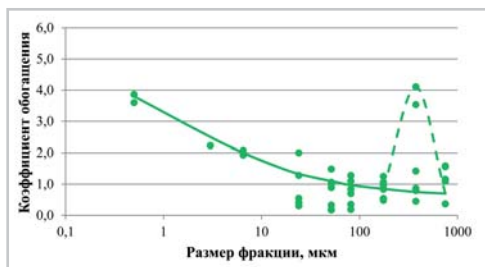
Распределение радионуклидов по гранулометрическим фракциям почвы на условно «фоновых» участках

Распределение искусственных радионуклидов между гранулометрическими фракциями почвы условно «фоновых» территорий более наглядно представлены в графическом виде на рисунках 110–113.

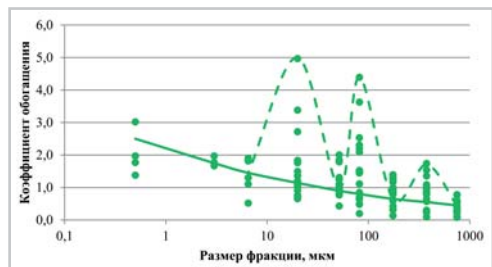
Распределение радионуклидов по гранулометрическим фракциям почвы на всех исследованных условно «фоновых» участках имеет общую тенденцию возрастания концентрации радионуклидов в тонких почвенных фракциях. Наряду с этим, на всех исследованных территориях также проявляется некоторое увеличение значения K_o в некоторых фракциях почвы, свидетельствующее об их обогащенности искусственными радионуклидами. Повышенные значения K_o отмечаются во фракциях 500–250, 100–63, 40–8 и 40–5 мкм. Фракция размером 500–250 мкм отмечена во всех исследованных условно «фоновых» территориях, фракция 100–63 мкм и 40–8 мкм – только на «юго-восточной» территории, а фракция 40–5 мкм – на «южной» территории.



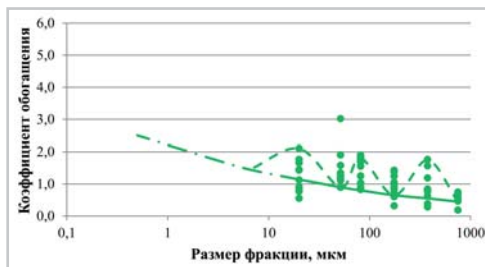
а) ^{137}Cs



б) ^{90}Sr

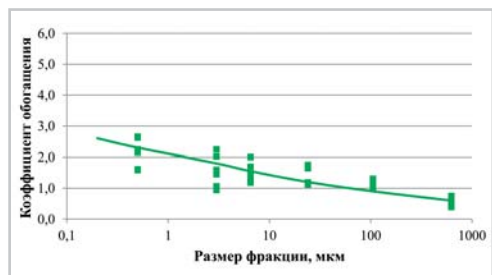


в) $^{239+240}\text{Pu}$

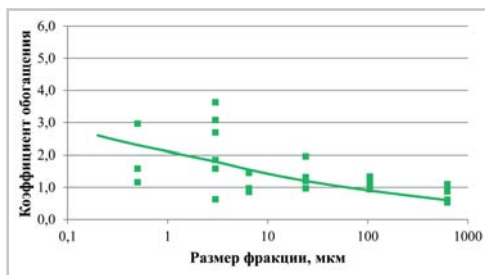


г) ^{241}Am

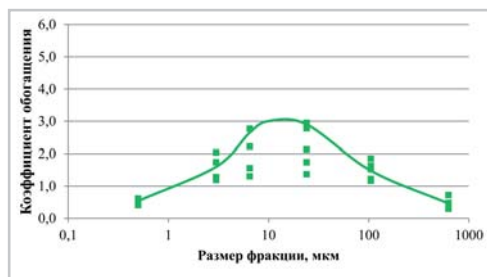
Рисунок 110. Распределение искусственных радионуклидов в гранулометрических фракциях почвы «юго-восточной» части СИП



а) ^{137}Cs

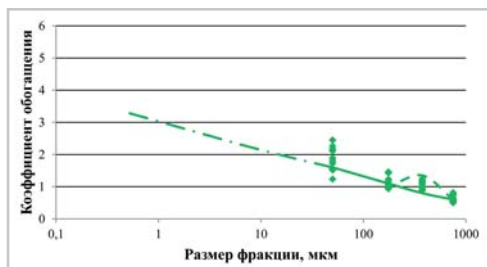


б) ^{90}Sr

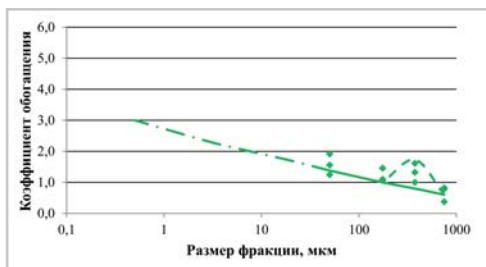


в) $^{239+240}\text{Pu}$

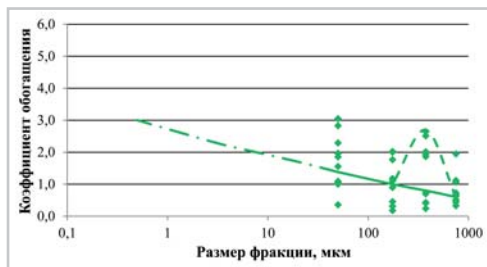
Рисунок 111. Распределение искусственных радионуклидов в гранулометрических фракциях почвы «южной» части СИП



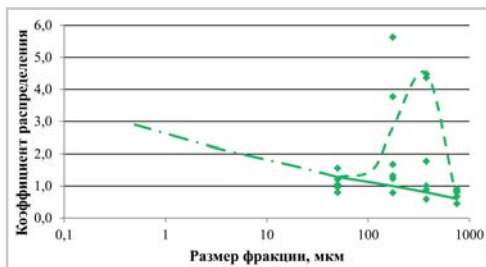
а) ^{137}Cs



б) ^{90}Sr

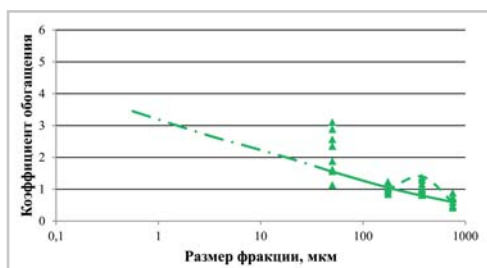


в) $^{239+240}\text{Pu}$

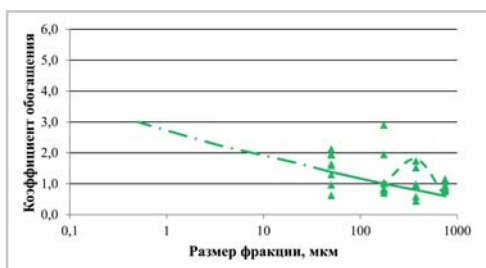


г) ^{241}Am

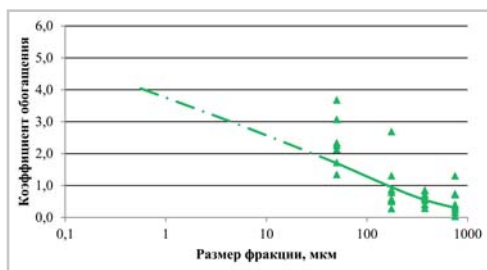
Рисунок 112. Распределение искусственных радионуклидов в гранулометрических фракциях почвы «северной» территории СИП



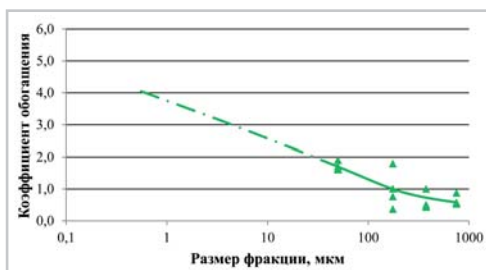
а) ^{137}Cs



б) ^{90}Sr



в) $^{239+240}\text{Pu}$



г) ^{241}Am

Рисунок 113. Распределение искусственных радионуклидов в гранулометрических фракциях почвы «западной» территории СИП

Распределение радионуклидов по гранулометрическим фракциям почвы на следах ядерных взрывов

Исследованные территории претерпели в различной степени воздействие и наземных испытаний, проведенных 29.08.1949 г. (первый атомный), 24.09.1951 г. и 12.08.1953 г. (термоядерный) на площадке «Опытное поле». Следы радиоактивных выпадений двух взрывов расположены на «южной» (24.09.1951 г.) и «юго-восточной» (12.08.1953 г.) территориях [11, 77, 96]. Графики распределения радионуклидов по гранулометрическим фракциям почвы на следах представлены на рисунках 114–115.

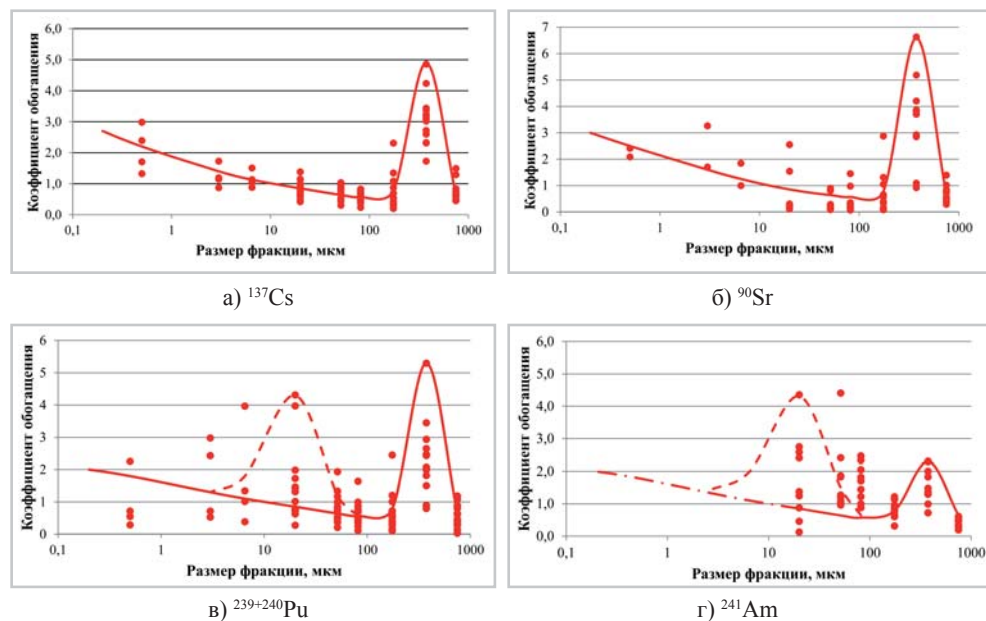


Рисунок 114. Распределение искусственных радионуклидов в гранулометрических фракциях почвы на следе термоядерного взрыва 1953 г.

Результаты исследования показали, что на следах наземных испытаний в почве обнаруживаются некоторые фракции, в наибольшей степени обогащенные радионуклидами. Так, на исследуемом участке следа термоядерного взрыва (70–100 км от эпицентра взрыва) существенное концентрирование всех исследуемых радионуклидов отмечается во фракциях 500–250 мкм, $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am – к тому же и во фракции 40–8 мкм (рисунок 109). В свою очередь, «обогащенная» фракция, обнаруженная на следе наземного испытания 24.09.1951 г, имеет размер частиц от 40 до 5 мкм.

Помимо наличия «обогащенной» фракции также наблюдается тенденция увеличения концентрации радионуклидов с уменьшением размера фракций. Данную тенденцию более отчетливо можно увидеть на примере следа термоядерного испытания (рисунок 110).

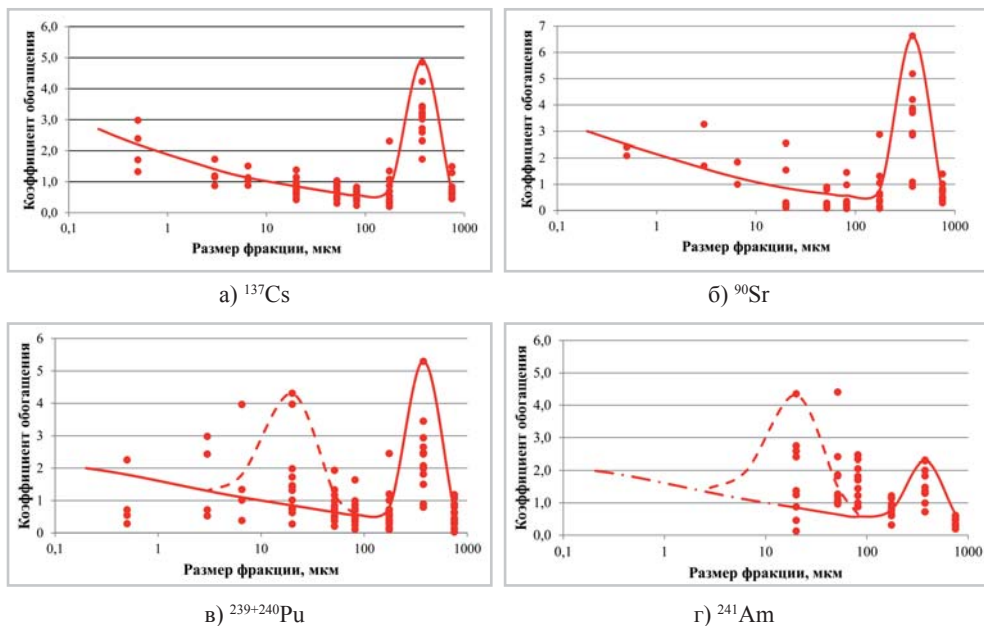


Рисунок 115. Распределение искусственных радионуклидов в гранулометрических фракциях почвы на следе наземного испытания 1951 г.

Формирование радиоактивных выпадений при ядерном взрыве обусловлено образованием радиоактивных частиц (носителей активности) в результате физико-химических, ядерно-физических процессов, протекающих в светящейся области взрыва. Исходя из этого, наличие в исследуемых почвах фракций, обогащенных искусственными радионуклидами, по-видимому, связано с присутствием в них радиоактивных частиц вышеупомянутых наземных ядерных взрывов. Альфа-автордиографические исследования, проведенные коллегами из НП «Лаборатория анализа микрочастиц» (Москва, Россия), нескольких образцов 500–250 мкм фракции почвы на следе термоядерного взрыва 12.08.1953 г. показали, что одиночные альфа-треки на экспонированных детекторах оставлены отдельными частицами. На рисунке 116 показана характерная область с треками на поверхности одного из детекторов.



Рисунок 116. Фрагмент детектора, экспонированного над препаратом фракции почвы 500–250 мкм, отобранной на следе термоядерного взрыва 1953 г.

Как уже было отмечено выше, кроме присутствия в почве определенных «обогащенных фракций» (радиоактивных частиц) распределение радионуклидов по гранулометрическим фракциям почвы характеризуется увеличением их концентрации с уменьшением размера почвенных частиц. Такая тенденция наиболее характерна для «фоновых» территорий, хотя, как показали результаты, может иметь место и на следах радиоактивных выпадений ядерного испытания. Непрерывно повторяющиеся процессы поглощения (сорбция) и обратного перехода в раствор (десорбции) в почве приводят к перемещению нуклидов, рассеиванию или концентрированию. Так как сорбционно-десорбционные процессы в почве протекают в гетерогенной системе, концентрация радионуклидов возрастает прямо пропорционально удельной поверхности частиц, т.е., чем меньше фракция, тем больше она концентрирована радионуклидами.

Накопление активности техногенных радионуклидов в тонких почвенных фракциях может быть обусловлено не только их «сорбционно-десорбционным перераспределением», но и выпадением тонкодисперсных частиц-носителей радиоактивности, образованных при воздушных ядерных взрывах. По некоторым экспериментальным данным размеры таких частиц распределены в диапазоне от 0,01 до 40 мкм.

Сравнительный анализ распределения радионуклидов по гранулометрическим фракциям показал, что размеры «обогащенных фракций», выявленных на следах наземных испытаний, совпадают с размерами фракций с повышенными значениями K_o на прилегающих к ним условно «фоновых» территориях (рисунок 117).

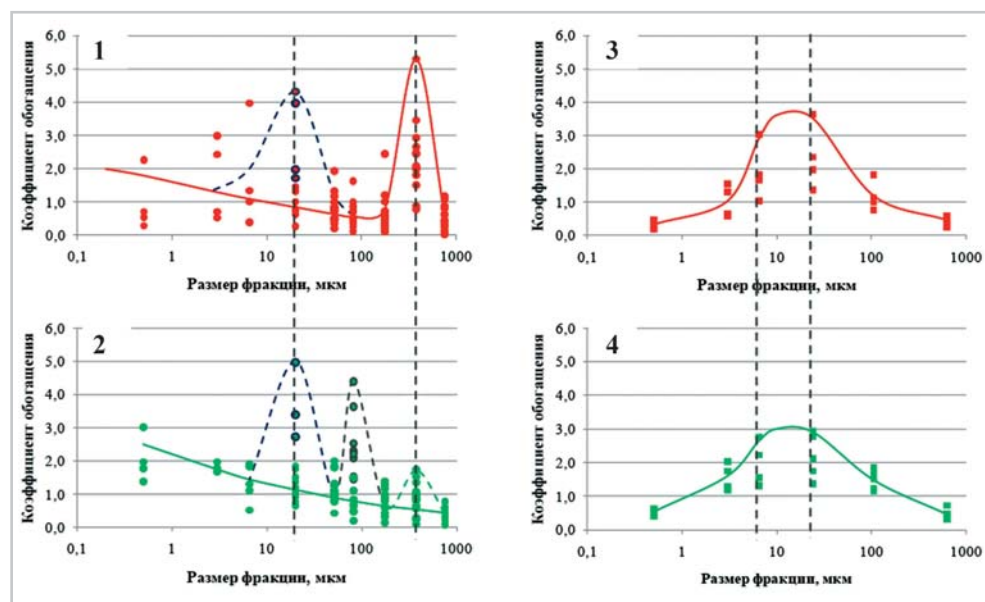


Рисунок 117. Распределение $^{239+240}\text{Pu}$ по гранулометрическим фракциям почвы на следе термоядерного взрыва 12.08.1953 г. (1) и прилегающей к нему юго-восточной территории (2), на следе наземного взрыва 24.09.1951 г. (3) и прилегающей к нему южной территории (4)

Из рисунка 117 видно, что на следе термоядерного испытания выявляются две специфические (обогащенные) фракции – 500–250 и 40–8 мкм. Фракция 500–250 мкм отмечается повсеместно как на следе, так и на прилегающей к ней условно «фоновой» юго-восточной территории. Фракция же размером 40–8 мкм выявлена лишь на северо-восточной периферии следа (т. 1557, 1748, 1670, 1915) и в нескольких точках на юго-восточной территории (т. 2110, 2011, 2302). В этих точках в почве имеются две обогащенных фракций одновременно – 500–250 мкм и 40–8 мкм.

Наряду с этим, в почвах условно «фоновой» юго-восточной территории присутствует значительно обогащенная плутонием фракция размером 100–63 мкм, которая не выявлена на термоядерном следе (т. 97, 113, 189, 1187, 424, 2132, 1760). Данный факт может свидетельствовать о том, что имеется еще один неидентифицированный источник радиоактивного загрязнения юго-восточной территории СИП, кроме термоядерного взрыва.

Несмотря на то что граница между «юго-восточной» и «южной» частями СИП условная, на территории последней выявлена лишь одна «обогащенная фракция» (40–5 мкм), присутствующая как на следе наземного взрыва 1951 г., так и в условно «фоновой» области (рисунок 117). Из сказанного следует, что, вероятнее всего, исследованная «южная» часть территории СИП претерпела воздействие лишь от наземного ядерного испытания, проведенного 24.09.1951 г.

Представленные выше факты дают основание полагать, что распределение радионуклидов по почвенным гранулометрическим фракциям может послужить дополнительным диагностирующим признаком происхождения радиоактивного загрязнения почвы.

Таким образом, в большинстве рассмотренных случаев установлен факт наличия почвенных фракций обогащенных/обедненных радионуклидами. Степень обогащения/обеднения лежит в диапазоне значений от 0,1 до 5,0. Средние значения Ко наиболее обогащенных фракций, характерных для некоторых территорий, представлены ниже (таблица 17).

Таблица 17.

Средние значения коэффициентов обогащения фракций

Территория	Фракция, мкм	Радионуклид			
		¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²⁴¹ Am
«Юго-восточная» (n=6)	<1	3,9	3,6	2,1	3,3
«Южная» (n=6)	<1	2,1	1,9	0,5	-
След ТЯ взрыва 12.08.1953 г (n=13)	500-250	3,0	3,3	2,6	1,5
След наземного взрыва 24.09.1951 г (n=4)	40-8	1,7	1,5	2,3	2,2

Следует отметить, что фактов наличия фракций с «аномально» высоким обогащением искусственными радионуклидами не выявлено. Максимальное значение Ко, полученное в ходе исследования, не превысило 5,0. Опираясь на массив статистических данных (n=58), использованных в данных исследованиях, можно сказать, что чрезмерно высокого обогащения радионуклидами гранулометрических

фракций почвы, в том числе и ингаляционно-опасных (<10 мкм), не ожидается. Однако, не исключается возможность колебания значений K_o в небольшом диапазоне в зависимости от изменения массовой доли гранулометрических фракций в почве, т.е. уменьшение массовой доли фракции может привести к ее большому обогащению или наоборот.

Наличие информации о величине K_o гранулометрических фракций позволяет предложить альтернативный расчетный способ определения содержания искусственных радионуклидов в воздухе. Кроме значений K_o фракций, для расчета необходимы среднее содержание искусственных радионуклидов в почве и средняя запыленность воздуха, что определяется достаточно просто. Формула для расчета объемной активности радионуклидов в воздухе имеет следующий вид:

$$C_{air} = C_{soil} \cdot K_o \cdot \rho_{sus} \cdot 10^{-9},$$

где C_{air} – объемная активность радионуклидов в воздухе, Бк/м³
 C_{soil} – средняя удельная активность радионуклидов в почве, Бк/кг
 K_o – коэффициент обогащения гранулометрической фракций почвы
 ρ_{sus} – среднегодовая запыленность воздуха, мкг/м³
 10^{-9} – коэффициент пересчета кг в мкг

Для оценки содержания радионуклидов в воздухе наиболее значимо значение K_o фракций <10 мкм, так как она считается потенциально ингаляционно-опасной.

В результате проведенных исследований можно дать следующие рекомендации для дальнейшего исследования распределения радионуклидов по гранулометрическим фракциям почвы СИП. Решение о необходимости подробного исследования распределения радионуклидов по гранулометрическим фракциям почвы необходимо принимать, исходя из характера радионуклидного загрязнения местности:

1) при условии отсутствия следов радиоактивных выпадений от ядерных испытаний и/или локальных загрязнений можно ожидать, что наибольшая концентрация радионуклидов будет сконцентрирована в тонких фракциях почвы. В данной ситуации можно провести лишь несколько заверочных исследований, сократив количество выделяемых фракций до необходимого минимума;

2) в случае, если на местности имеются признаки наличия следов радиоактивных выпадений и/или локальных загрязнений, целесообразно провести детальные исследования, так как имеется вероятность того, что в почве может присутствовать специфическая «обогащенная» фракция.

3.1.5. *Формы нахождения искусственных радионуклидов в почвах условно «фоновых» территорий Семипалатинского испытательного полигона*

Одним из этапов радиоэкологических исследований условно «фоновых» территорий СИП являлись исследования форм нахождения искусственных радионуклидов в почвах. В отличие от определения валового содержания радионуклидов в почве и оценки их опасности по превышению нормируемых показателей, преимуществом данного метода является возможность оценки реальной потенциальной степени опасности радионуклидов в почвах загрязненных территорий. Результаты

данных исследований позволяют оценить подвижность (относительное содержание водорастворимых и обменных форм) и степень биологической доступности радионуклидов в почве [97].

Исследованию поведения в почвах искусственных радионуклидов посвящено много работ как отечественных (советских), так и зарубежных ученых. Преобладающее количество работ посвящено изучению поведения в почве и выпадениях долгоживущих продуктов деления ^{137}Cs и ^{90}Sr . Непосредственно в глобальных выпадениях (осадки, снег, выпадения) радионуклид ^{90}Sr преимущественно представлен в водорастворимой и обменной формах, ^{137}Cs – в кислоторастворимой (1н HCl) форме [22]. После выпадения на земную поверхность радионуклиды включаются в биогеохимические процессы миграции. В ходе взаимодействия радионуклидов с почвой происходит их перераспределение в почвенном покрове. По прошествии времени после выпадения радионуклиды уже ведут себя в соответствии со своими изотопными и неизотопными носителями.

Наблюдается так называемый процесс «старения», когда радионуклиды с течением времени постепенно переходят из обменных состояний в необменные [85]. По данным исследований растворимость в почве ^{90}Sr глобальных выпадений зависит от многих факторов, в том числе от типа почв и времени нахождения в почве. Так, исследования 1961 года показали, что содержание водорастворимых и обменных форм ^{90}Sr в пахотных горизонтах типичного чернозема составляет 1,73 и 26 % соответственно, в дерново-подзолистой подзолистой суглинистой почве – 39 и 61 %, соответственно; в необменном состоянии (6н HCl) он не был обнаружен [22]. Исследования растворимости радионуклида ^{90}Sr глобальных выпадений в бурых лесных почвах, проведенные в 1979 г., выявили его следующее соотношение: 7,0 % в водорастворимом состоянии, 57,7 % – в обменном, 36,2 % – в кислоторастворимом (1н HCl); в прочносвязанном состоянии обнаружен не был [98]. Для радионуклида ^{137}Cs характерным является нахождение в почве в составе прочносвязанных форм [99]. По данным исследователей в бурых лесных почвах (1979 г.) содержание данного радионуклида глобальных выпадений доля прочносвязанной формы составляла 73,9 %, водорастворимой – 4,2 %, обменной – 23,7 %, кислоторастворимой (1н HCl) – 18,6 %. По данным разных исследователей 70–98 % ^{137}Cs от валового содержания нуклида в почве находится в необменном состоянии.

Модельные эксперименты по изучению взаимодействия радиоизотопа ^{137}Cs с почвой показали, что до 95 % от исходной активности раствора поглощается почвой. Поведение радионуклидов в почве во многом определяется физико-химическими свойствами почв. Многочисленные исследования показывают, что фиксация радионуклидов почвой возрастает с увеличением гумуса, обменных оснований и илистых частиц, снижением кислотности в почве. В целом, для радионуклида ^{90}Sr характерно преимущественно обменное состояние в почвах, для радионуклида ^{137}Cs – необменное за счет включения в межпакетное пространство кристаллической решетки минералов почвы.

Поведение в почве трансурановых радионуклидов остается малоизученным [86, 100–102]. Известно, что радионуклиды ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$ в почвах находятся в преимущественно сорбированном состоянии, в частности, в составе органических компонентов почвы и в прочносвязанной форме. До 60 % радионуклида $^{239+240}\text{Pu}$

глобальных выпадений в почве было определено в составе органической формы, чуть менее 40 % – в составе прочносвязанной формы, около 1 % – в обменной форме. Радионуклид ^{241}Am , в отличие от $^{239+240}\text{Pu}$, более подвижен [103, 104].

Целью данной работы явилось исследование форм нахождения искусственных радионуклидов ^{137}Cs , ^{241}Am , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr в почвах условно «фоновой» территории СИП. Природно-климатические условия и особенности формирования радионуклидного загрязнения почв в результате испытаний ядерного оружия на Семипалатинском полигоне, длительность взаимодействия радионуклидов с почвой обусловили его уникальность как объекта исследования. Выявление особенностей форм нахождения радионуклидов в почвах условно «фоновых» территорий СИП, в различной степени подвергшихся загрязнению выпадениями от ядерных испытаний, позволит по-иному взглянуть на методологию построения дальнейших исследований условно «фоновых» территорий СИП и подобных ей территорий.

Объект исследования. Объекты исследования – «северная», «западная», «юго-восточная» и «южная» части СИП, названные в соответствии с их географическим расположением на территории полигона (рисунок 108).

В таблице 18 представлены данные о среднем содержании техногенных радионуклидов в почвах условно «фоновых» территорий СИП с различными механизмами формирования радионуклидного загрязнения [69, 77, 79, 105]. Было предусмотрено разделение условно «фоновых» территорий на две категории по типу формирования радиационного загрязнения на них – «фоновые» территории и зоны «следов» выпадений от двух наземных ядерных испытаний, проведенных 24.09.1951 г (мощностью 38 кт) 12.08.1953 г. (мощностью 400 кт) на площадке «Опытное поле» СИП.

Таблица 18.

**Концентрация искусственных радионуклидов
в почвах рассматриваемых объектов, Бк/кг**

Объект	^{137}Cs	^{90}Sr	^{241}Am	$^{239+240}\text{Pu}$
«Фоновые» территории СИП				
«Северная» территория	17,2	10,0	0,8	4,1
«Западная» территория	18,0	5,8	1,1	6,5
«Юго-восточная» территория	18,0–30,2	3,4–15,0	0,7–1,0	3,7–7,4
«Южная» территория	20,3	14,4	0,7	3,5
Зоны прохождения «следов» выпадений от наземных ядерных испытаний на условно «фоновой» территории СИП				
«Юго-восточная» территория	140	460	2,5	30
«Южная» территория	44,5	31,6	1,4	14,5
Глобальные выпадения				
Северное полушарие	4–29	1–19	–	0,02–5,0

Из представленных данных видно, что содержание исследуемых радионуклидов в почвах «фоновых» территорий СИП находится в пределах глобальных уровней. На «следе» выпадений от наземного испытания (38 кт, 24.09.1951 г.), пролегающем через территорию «южной» части СИП, уровни значительно выше значений диапазона фоновых значений. Максимальный уровень содержания радионуклидов в почвах отмечен на «следе» выпадений от термоядерного испытания (400 кт, 12.08.1953 г.).

Исследуемая территория Семипалатинского полигона находится в природно-климатической зоне степей и представляет собой в географическом отношении часть Казахского мелкосопочника. Ландшафты территории представлены низкогорными массивами, отдельными горными грядами, сопками и межсопочными 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. На юго-востоке территории встречаются низкогорье и высокий мелкосопочник, основными зональными почвами которых являются горные светло-каштановые почвы (G_k) и светло-каштановые щебнистые малоразвитые ($K_1^{мн}$). По всей территории 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 [106–108]. По содержанию гумуса эти почвы можно отнести к среднегумусным. Почвы, в основном, промыты от легкорастворимых солей. Почвы исследуемой территории карбонатные, что свойственно этой зоне, но в различной степени. По механическому составу почвы, в большей степени, среднесуглинистые, щебнистые.

Отбор проб (см. рисунок 108). Отбор проб почвы проводили в местах с повышенным содержанием изучаемых радионуклидов. На каждом участке образцы почвы отбирали на глубину 0–5 см методом конверта. Путем смешивания не менее пяти точечных проб, отобранных с одной пробной площадки, получали объединенную пробу. Объединенные почвенные образцы высушивали до воздушно-сухого состояния, разминали в фарфоровой ступке и просеивали через сито с диаметром отверстий 1 мм, предварительно удалив из них включения – камни, корни и др. В анализе использовали навески массой 150 г.

Методика выделения различных форм радионуклидов из почв. Исследование форм нахождения радионуклидов в почвах проводили методом последовательной экстракции. Данный метод широко используется в исследованиях большого количества токсичных элементов в разных типах образцов [109].

Была использована схема последовательного экстрагирования, предложенная Павлоцкой Ф.И. (таблица 19), включающая определение водорастворимых, обменных и необменных форм радионуклидов в почве [22]. Схема была модифицирована добавлением промежуточной стадии выделения органически связанных радионуклидов раствором 0.1 NaOH на основе методики, разработанной Тюриным И.В. [110].

Схема последовательного экстрагирования

1М $\text{CH}_3\text{COONH}_4$	Обменная форма
0.1М NaOH	Форма, связанная с органической частью, свободной или непрочно-связанной с минеральной частью почвы
1М HCl	Необменная (подвижная), потенциальный резерв
Смесь кислот HNO_3 -HF	Прочносвязанная (остаточная) форма

Соотношение почвы и выщелачивающего раствора составляло 1:5 (г/мл). Время контакта почвы с выщелачивающим раствором на всех этапах эксперимента составляло не менее 12 часов. В полученных вытяжках и в почве после вытяжек определяли содержание радионуклидов.

Определение содержания радионуклидов ^{137}Cs , ^{241}Am , ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ в почве и почвенных вытяжках. Определение содержания радионуклидов ^{137}Cs и ^{241}Am в образцах почвы и почвенных вытяжек проводили на гамма-спектрометре Canberra GX-2020 [93]. Радионуклид ^{90}Sr в почвах с высоким удельным содержанием ^{90}Sr определяли по методике с использованием β -спектрометра «Прогресс» [111]. Образцы почвы с низким содержанием радионуклида ^{90}Sr и образцы вытяжек анализировали радиохимическим методом в соответствии с аттестованными методическими указаниями с полным разложением образца (озоление) смесью минеральных кислот [94]. Определение содержания в пробах почвы и вытяжек $^{239+240}\text{Pu}$ проводили в соответствии с радиохимической методикой выделения $^{239+240}\text{Pu}$ с альфа-спектрометрическим измерением [95].

Предел обнаружения радионуклидов в исследуемых пробах почвы и вытяжек рассчитывался исходя из массы навески и объема вытяжек, взятых для анализа и времени измерения. Предел обнаружения для радионуклида ^{137}Cs в среднем составлял 0,9 Бк/кг (в диапазоне от 0,1 до 2,0 Бк/кг), для ^{241}Am и ^{90}Sr – 0,3 Бк/кг (от 0,2 до 14,4 Бк/кг), $^{239+240}\text{Pu}$ – 0,02 Бк/кг (от 0,01 до 4,2 Бк/кг). Погрешность аналитических измерений не превышала 30 %.

Формы нахождения радионуклидов в почвах

Результаты определения форм нахождения радионуклидов ^{241}Am , ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr представлены в единицах удельной активности форм нахождения радионуклидов в расчете на 1 кг почвы и в процентах от суммарного содержания всех форм.

Для получения удельного содержания растворимых форм радионуклидов в почве первичные результаты удельной активности растворимых форм радионуклидов в вытяжках пересчитывались на почву с учетом использованных в методике пропорциональных отношений почвы и выщелачивающего раствора (1:5). Суммарное содержание форм нахождения радионуклидов (в вытяжках и в почве после вытяжек) принимали за общее (суммарное) содержание радионуклида в почве, т.е. за 100 %.

Во многих случаях определение относительного содержания форм нахождения радионуклидов осложнялось наличием большого количества значений удельного содержания радионуклидов в вытяжках менее предела обнаружения используемо-

го метода. Во избежание занижения результатов данные на уровне предела обнаружения при расчетах приравнивались к пределу обнаружения. Соответственно, данные относительного содержания растворимых форм радионуклидов представляют собой оценку сверху.

Формы нахождения радионуклида ^{137}Cs . В таблице 20 представлены результаты исследования радионуклида ^{137}Cs .

Таблица 20.

**Содержание форм нахождения радионуклида ^{137}Cs
(Бк/кг, % доля от суммарного содержания всех форм)**

№ точки	Содержание ¹³⁷ Cs в почве	Обменная форма (1М CH ₃ COONH ₄)		Органическая форма (0,1 н NaOH)		Подвижная форма (1М HCl)		Прочносвязанная форма (почва)	
		Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%
«Фоновые» территории									
«Северная» часть СИП									
6	41 ± 8	< 0,9	< 1,7	-	-	< 0,7	< 1,4	50 ± 10	> 96,9
2	24 ± 4	< 0,8	< 3,3	-	-	< 0,7	< 2,9	23 ± 4	> 93,8
5	17,2*	< 0,8	< 3,4	-	-	< 0,7	< 2,7	23 ± 4	> 93,9
1	19 ± 8	< 0,9	< 4,3	-	-	< 0,6	< 2,8	20 ± 4	> 92,9
7	56 ± 10	3,2 ± 0,6	6,6	-	-	< 0,7	< 1,5	45 ± 10	> 91,9
10	16 ± 3	< 0,8	< 5,0	-	-	< 0,6	< 4,2	14 ± 3	> 90,8
9	19 ± 4	< 0,8	< 3,8	-	-	< 0,8	< 3,8	18 ± 3	> 92,5
8	27 ± 5	< 0,8	< 3,0	-	-	< 0,6	< 2,3	26 ± 5	> 94,7
4	19 ± 4	< 0,8	< 4,4	-	-	< 0,6	< 3,0	17 ± 3	> 92,5
3	20 ± 4	< 0,9	< 4,2	-	-	< 0,7	< 3,2	20 ± 4	> 92,6
Среднее, %**			< 4,0		-		< 2,8		> 93,3
«Западная» часть СИП									
369	58 ± 12	< 1,0	< 2,1	-	-	< 0,9	< 2,0	44 ± 12	> 95,9
119	11 ± 2	< 0,9	< 6,5	-	-	< 0,8	< 5,6	12 ± 3	> 87,9
77	49 ± 10	< 1,1	< 2,9	-	-	< 0,9	< 2,3	35 ± 7	> 94,8
175	49 ± 10	< 1,8	< 5,0	-	-	< 1,3	< 3,7	32 ± 6	> 91,3
560	42 ± 8	< 2,0	< 4,9	-	-	< 0,9	< 2,3	37 ± 7	> 92,9
457	32 ± 6	< 0,9	< 3,1	-	-	< 0,9	< 3,1	26 ± 5	> 93,8
503	30 ± 6	< 0,9	< 2,3	-	-	< 0,9	< 2,4	37 ± 7	> 95,3
7	32 ± 6	< 1,0	< 4,0	-	-	< 0,8	< 3,0	24 ± 5	> 93,0
Среднее, %**			< 3,9		-		< 3,0		> 93,1
«Юго-восточная» часть СИП									
937	83 ± 17	1,2 ± 0,2	1,6	< 0,5	< 0,6	< 0,4	< 0,6	72 ± 14	97,2
1052	30 ± 6	0,6 ± 0,1	1,8	< 0,5	< 1,5	< 0,4	< 1,3	31 ± 1	> 95,4
928	61 ± 10	< 0,9	< 1,5	< 0,2	< 0,4	0,7 ± 0,1	1,1	57 ± 9	> 97,1

№ точки	Содержание ¹³⁷ Cs в почве	Обменная форма (1М CH ₃ COONH ₄)		Органическая форма (0,1 н NaOH)		Подвижная форма (1М HCl)		Прочносвязанная форма (почва)	
		Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%
1159	41 ± 11	1,1 ± 0,2	3,2	< 0,5	< 1,6	< 0,4	< 1,3	32 ± 6	>94,0
1557	22 ± 5	< 0,7	< 4,6	< 0,3	< 1,9	< 0,4	< 2,5	14 ± 3	>91,0
1670	62 ± 12	0,9 ± 0,2	1,5	< 0,2	< 0,4	0,6 ± 0,1	1,0	60 ± 10	97,1
1760	23 ± 5	< 0,5	< 2,1	< 0,5	< 2,2	< 0,4	< 1,7	20 ± 4	>93,9
424	95 ± 19	3,3 ± 0,3	3,5	0,7 ± 0,1	0,8	1,4 ± 0,3	1,5	90 ± 18	94,3
365	23 ± 5	< 0,4	< 1,8	< 0,2	< 0,7	< 0,4	< 1,6	24 ± 5	> 95,9
258	66 ± 13	2,9 ± 0,3	4,4	< 0,2	< 0,3	1,2 ± 0,2	1,9	63 ± 12	93,5
97	27 ± 5	< 0,4	< 1,8	< 0,4	< 1,6	< 0,3	< 1,4	24 ± 5	> 95,2
113	76 ± 15	2,2 ± 0,2	3,0	< 0,4	< 0,5	1,4 ± 0,2	2,0	70 ± 14	94,5
189	42 ± 8	0,8 ± 0,1	1,8	< 0,1	< 0,3	< 0,5	< 1,1	43 ± 8	> 96,8
1187	34 ± 6	< 0,5	< 1,5	< 0,5	< 1,7	< 0,4	< 1,4	28 ± 5	>95,3
Среднее, %**			2,3		< 1,0		1,4		95,4
«Южная» часть СИП									
5	49 ± 10	1,8 ± 0,4	3,5	< 0,3	< 0,6	0,5 ± 0,1	1,0	50 ± 10	94,8
7	31 ± 6	< 0,1	< 0,5	< 0,2	< 0,7	< 0,2	< 0,5	28 ± 5	> 98,3
8	34 ± 7	0,5 ± 0,1	1,8	< 0,2	< 0,7	< 0,1	< 0,4	29 ± 6	> 97,1
9	42 ± 8	1,6 ± 0,4	3,9	< 0,2	< 0,5	0,8 ± 0,2	1,9	38 ± 7	93,6
10	49 ± 10	0,6 ± 0,1	1,3	< 0,2	< 0,4	< 0,2	< 0,3	48 ± 10	> 98,0
Среднее, %**			2,2		< 0,6		0,8		96,4
Зоны прохождение «следов»									
Термоядерное испытание от 12.08.1953 г (400 кт) («юго-восточная» территория СИП)									
1173	335 ± 65	1,7 ± 0,2	0,5	< 0,4	< 0,1	0,6 ± 0,1	0,2	330 ± 65	99,2
1274	475 ± 100	2,7 ± 0,5	0,5	< 0,6	0,1	1,4 ± 0,3	0,3	490 ± 100	99,1
1520	580 ± 110	2,4 ± 0,5	0,4	< 0,2	0,03	2,2 ± 0,4	0,4	580 ± 110	99,2
1748	130 ± 30	1,2 ± 0,2	0,9	< 0,5	< 0,3	0,6 ± 0,1	0,4	140 ± 30	98,4
1745	210 ± 40	1,7 ± 0,3	0,9	< 0,4	< 0,2	< 0,4	0,2	200 ± 40	> 98,7
1711	240 ± 45	1,1 ± 0,1	0,5	< 0,3	< 0,2	1,6 ± 0,2	0,7	215 ± 40	98,6
1915	85 ± 17	< 0,5	< 0,6	< 0,5	< 0,6	< 0,4	< 0,4	90 ± 20	> 98,4
725	40 ± 7	< 0,2	< 0,7	< 0,1	< 0,4	< 0,4	< 0,9	37 ± 7	> 98,0
838	140 ± 30	< 0,6	< 0,4	< 0,4	< 0,2	0,8 ± 0,2	0,5	160 ± 30	> 98,9
761	90 ± 10	0,7 ± 0,1	0,8	< 0,4	0,5	< 0,4	< 0,5	84 ± 10	> 98,2
855	180 ± 35	3,5 ± 0,7	2,0	< 0,4	< 0,2	< 0,5	< 0,3	180 ± 35	> 97,5
Среднее, %**			0,7		< 0,3		0,4		98,6

№ точки	Содержание ¹³⁷ Cs в почве	Обменная форма (1М CH ₃ COONH ₄)		Органическая форма (0,1 н NaOH)		Подвижная форма (1М HCl)		Прочносвязанная форма (почва)	
		Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%
Наземное ядерное испытание от 24.09.1951 г (38 кг) («южная» территория СИП)									
1	100 ± 20	1,0 ± 0,2	1,1	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	90 ± 18	> 98,1
2	100 ± 20	0,6 ± 0,1	0,5	< 0,2	< 0,2	< 0,3	< 0,3	103 ± 20	> 98,9
3	93 ± 19	1,9 ± 0,2	2,1	< 0,3	< 0,3	0,5 ± 0,1	0,6	87 ± 17	97,0
4	150 ± 30	2,7 ± 0,3	2,1	< 0,3	< 0,3	0,4 ± 0,1	0,3	126 ± 25	97,4
6	56 ± 11	0,6 ± 0,1	1,1	< 0,3	< 0,5	< 0,2	< 0,3	52 ± 11	> 98,1
Среднее, %**			1,4		<0,3		<0,4		97,9
* – среднее содержание радионуклида в почвах исследуемой зоны СИП ** – при расчетах относительного содержания форм нахождения радионуклидов результаты определения удельной активности радионуклидов в вытяжках менее предела обнаружения методики принимались равными пределу обнаружения «-» – анализы не проводились									

Полученные количественные данные относительного содержания обменной и подвижной формы радионуклида ^{137}Cs в почвах выявили уменьшение растворимости радионуклида в почвах зон «следов» в сравнении с фоновыми участками «юго-восточной» и «южной» части СИП. Содержание обменной формы ^{137}Cs в почвах «юго-восточной» уменьшается в 3 раза (от 2,3 до 0,7%), подвижной формы – в 3,5 раза (от 1,4 до 0,4%). В «южной» части СИП снижение доли обменной формы отмечается в 1,5 раза (от 2,2 до 1,4%), подвижной формы – не менее чем в 2 раза (от 0,8 до 0,4%). В зоне «следа» от термоядерного испытания 1953 г. изменение более выражено, чем на «следе» от наземного ядерного испытания 1951 г. Ряд авторов считают подвижным и доступным для растений суммарное количество радиоцезия, вытесняемого растворами нейтральных солей и разбавленными кислотами (кислоторастворимого) [112–114]. Полученные нами данные согласуются с данными исследования накопления радионуклида ^{137}Cs зональными растениями на исследуемых территориях, выявивших различие в значениях коэффициентов накопления на «следах» выпадений и «фоновых» территориях [69, 77, 79, 105].

Основное содержание радионуклида находится в прочносвязанном состоянии (не менее 93,1%), являющемся характерным для данного радионуклида. Это определено, в том числе, механизмом взаимодействия данного радионуклида с почвой. Как известно, радионуклид ^{137}Cs прочно сорбируется глинистыми минералами и слюдами, изоморфно замещающий в кристаллических структурах элемент К. Различия относительного содержания прочносвязанной формы ^{137}Cs на «фоновой» территории и в зоне «следов» незначительны и находятся на уровне погрешности измерений.

Формы нахождения радионуклида $^{239+240}\text{Pu}$. Результаты исследования радионуклида $^{239+240}\text{Pu}$ представлены в таблице 21.

Таблица 21.

**Содержание форм нахождения радионуклида $^{239+240}\text{Pu}$
(Бк/кг, % доля от суммарного содержания всех форм)**

Точка отбора	Содержание ²³⁹⁺²⁴⁰ Pu в почве	Обменная форма (1М Н ₂ СООНН ₄)		Органическая форма (0,1 н NaOH)		Подвижная форма (1М НCl)		Прочносвязанная форма (почва)	
		Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%
«Фоновые» территории									
«Северная» часть СИП									
6	3,4 ± 0,6	< 0,02	< 0,8	-	-	< 0,02	< 0,7	2,5 ± 0,3	> 98,5
2	5,2 ± 1,0	< 0,02	< 0,3	-	-	0,06	0,9	6,9 ± 1,4	> 98,8
5	4,1*	< 0,02	< 0,9	-	-	< 0,04	< 1,7	2,3 ± 0,5	> 97,4
1	2,7 ± 0,5	< 0,02	< 1,7	-	-	< 0,05	< 3,9	1,1 ± 0,2	> 94,5
7	4,1*	< 0,02	< 0,1	-	-	< 0,02	< 0,1	20 ± 3	> 99,8
10	4,9 ± 0,9	< 0,02	< 0,9	-	-	< 0,02	< 1,0	2,0 ± 0,3	> 98,1
9	12 ± 2,5	< 0,02	< 0,3	-	-	0,05	0,8	7,0 ± 1,3	> 98,9
8	14 ± 3	< 0,02	< 0,1	-	-	0,05	0,2	20 ± 4	> 99,7
4	3,5 ± 0,6	< 0,02	< 0,5	-	-	< 0,02	< 0,7	3,2 ± 0,6	> 98,8
3	12 ± 2	< 0,03	< 0,3	-	-	0,09	1,0	8,9 ± 1,7	> 98,7
Среднее, %**			< 0,6				< 1,1		> 98,3
«Западная» часть СИП									
369	6,6 ± 1,3	< 0,02	< 0,5	-	-	< 0,02	< 0,4	4,6 ± 0,9	> 99,1
119	1,2 ± 0,2	< 0,02	< 0,3	-	-	< 0,02	< 0,2	0,8 ± 0,15	> 99,5
77	6,5*	< 0,02	< 0,4	-	-	< 0,02	< 0,4	5,9 ± 1,2	> 99,3
175	1,5 ± 0,2	< 0,03	< 2,0	-	-	< 0,02	< 1,8	1,3 ± 0,2	> 96,2
560	6,5*	< 0,03	< 0,4	-	-	< 0,04	< 0,5	7,5 ± 1,5	> 99,1
457	6,5*	< 0,03	< 0,2	-	-	< 0,02	< 0,2	14 ± 3	> 99,6
503	6,5*	< 0,04	< 0,8	-	-	< 0,02	< 0,4	4,8 ± 0,9	> 98,8
7	6,5*	< 0,02	< 1,5	-	-	< 0,02	< 1,4	1,4 ± 0,3	> 97,1
Среднее, %**			< 0,7				< 0,7		> 98,6
«Юго-восточная» часть СИП									
1052	20 ± 4	< 0,02	< 0,1	< 0,04	< 0,2	0,2 ± 0,01	0,6	23 ± 3	99,1
1159	7,7 ± 7	< 0,01	< 0,1	< 0,04	< 0,4	< 0,02	< 0,2	10 ± 2	> 99,3
1557	5,4*	< 0,02	< 0,04	0,3 ± 0,02	0,8	< 0,04	< 0,1	39 ± 5	> 99,0
1670	5,4*	< 0,02	< 0,1	0,3 ± 0,02	1,3	0,1 ± 0,02	0,5	20 ± 3	98,1
2132	7,4 ± 1,5	< 0,03	< 0,2	0,1 ± 0,01	0,6	< 0,03	< 0,2	16 ± 3	> 99,0
2110	18 ± 3	< 0,02	< 0,1	0,7 ± 0,03	3,0	0,07 ± 0,01	0,3	22 ± 3	96,6
2302	13 ± 3	< 0,02	< 0,1	0,1 ± 0,02	0,7	0,2 ± 0,02	1,1	19 ± 3	98,1
1187	< 4,2	< 0,01	< 0,2	0,1 ± 0,01	3,0	< 0,03	< 0,8	4,0 ± 0,8	> 96,1
Среднее, %**			< 0,1		1,6		0,5		> 98,2

Точка отбора	Содержание ²³⁹⁺²⁴⁰ Pu в почве	Обменная форма (1М Н ₂ СООНН ₄)		Органическая форма (0,1 н NaOH)		Подвижная форма (1М НCl)		Прочносвязанная форма (почва)	
		Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%
«Южная» часть СИП									
5	9,0 ± 1,9	< 0,01	< 0,17	< 0,02	< 0,19	< 0,01	< 0,16	8,1 ± 1,6	> 99,5
7	4,6*	< 0,01	< 0,15	< 0,01	< 0,18	< 0,05	< 0,6	7,4 ± 1,5	> 99,0
8	4,7 ± 1,2	< 0,01	< 0,36	< 0,01	< 0,41	< 0,01	< 0,23	3,6 ± 0,7	> 99,0
9	5,4 ± 1,7	< 0,01	< 0,20	< 0,04	< 0,64	< 0,05	< 0,8	5,8 ± 1,1	> 98,3
10	9,2 ± 2,2	< 0,013	< 0,13	0,06 ± 0,01	0,6	< 0,01	< 0,09	9,8 ± 1,9	> 99,1
Среднее, %**			< 0,2		< 0,4		< 0,4		> 99,0
Зоны прохождения «следов»									
Термоядерное испытание от 12.08.1953г (400 кг) («юго-восточная» территория СИП)									
1173	72 ± 8	< 0,01	< 0,02	< 0,08	< 0,1	0,07 ± 0,01	0,1	88 ± 8	99,8
1274	77 ± 10	< 0,01	< 0,01	0,4 ± 0,03	0,3	0,1 ± 0,02	0,1	130 ± 30	99,6
1520	137 ± 11	< 0,01	< 0,01	< 0,05	< 0,04	0,1 ± 0,01	0,1	117 ± 10	99,9
1745	31 ± 6	< 0,01	< 0,03	0,7 ± 0,05	1,5	0,8 ± 0,06	1,8	43 ± 5	96,7
1711	58 ± 8	< 0,01	< 0,01	0,3 ± 0,02	0,6	< 0,04	< 0,1	55 ± 11	99,3
1915	29 ± 4	< 0,01	< 0,1	< 0,05	< 0,2	< 0,04	< 0,2	22 ± 3	> 99,5
725	7,0 ± 1,5	0,3 ± 0,02	2,2	0,4 ± 0,03	3,1	0,4 ± 0,04	3,2	11 ± 3	91,4
838	31 ± 6	0,1 ± 0,02	0,2	0,1 ± 0,02	0,2	0,1 ± 0,02	0,3	43 ± 7	99,2
761	19 ± 3	0,2 ± 0,02	0,9	0,2 ± 0,02	1,0	0,2 ± 0,03	1,0	18 ± 3	97,1
855	45 ± 5	< 0,05	< 0,1	0,1 ± 0,02	0,3	0,1 ± 0,02	0,3	37 ± 7	99,2
Среднее, %**			0,4		0,7		0,7		98,2
Наземное ядерное испытание от 24.09.1951г (38 кг) («южная» территория СИП)									
1	19,3*	< 0,01	< 0,03	< 0,01	< 0,04	< 0,016	< 0,04	36 ± 7	> 99,9
2	19,3*	< 0,01	< 0,02	< 0,01	< 0,03	< 0,03	< 0,06	52 ± 11	> 99,9
3	33 ± 4	< 0,01	< 0,04	0,06 ± 0,01	0,2	< 0,05	< 0,14	32 ± 4	> 99,6
4	55 ± 6	< 0,02	< 0,04	< 0,02	< 0,04	< 0,01	< 0,02	42 ± 6	> 99,9
6	18 ± 3	< 0,01	< 0,07	< 0,01	< 0,09	< 0,01	< 0,06	17 ± 3	> 99,8
Среднее, %**			< 0,04		< 0,01		< 0,01		> 99,8
* – среднее содержание радионуклида в почвах исследуемой зоны СИП ** – при расчетах относительного содержания форм нахождения радионуклидов результаты определения удельной активности радионуклидов в вытяжках менее предела обнаружения методики принимались равными пределу обнаружения «-» – анализы не проводились									

Особенностью поведения радионуклида $^{239+240}\text{Pu}$ в почвах исследуемых территорий является различие, хоть и незначительное, в содержании органических форм

в зоне «следов» и фоновых территорий «юго-восточной» части. На «северной» и «западной» территории СИП данных о содержании органической формы нет, так как исследование форм нахождения определяли по сокращенной схеме, исключая выделение органически связанных форм. В зоне «следа» от термоядерного испытания содержание органически связанной формы $^{239+240}\text{Pu}$ в среднем равно 0,7%, на «фоновой» территории вдвое больше – 1,6% от суммарного содержания. Данный факт не противоречит данным, выявившим более низкие значения параметров перехода радионуклида $^{239+240}\text{Pu}$ в зональные растения, произрастающие на «следе» выпадения от термоядерного испытания относительно фоновых территорий «юго-восточной» части СИП [77, 105]. Нельзя исключать влияние относительного содержания органически связанной формы радионуклида $^{239+240}\text{Pu}$ в почве на корневое поступление радионуклида в зональные растения данных территорий. Преобладающей формой радионуклида в почве является прочносвязанная форма (98,2–99,8%). В легкодоступной (обменной) форме радионуклид не обнаружен.

Формы нахождения радионуклида ^{241}Am . В таблице 22 представлены результаты исследования форм нахождения радионуклида ^{241}Am . В связи с низким содержанием изучаемого радионуклида ^{241}Am и характерной для данного радионуклида низкой растворимостью, определение растворимых форм радионуклида в почвах является сложной задачей. Недостаточные пределы обнаружения используемой аппаратуры и методики исследования не позволили достоверно рассчитать относительное содержание форм нахождения радионуклида ^{241}Am в почвах. В связи с этим, в таблице представлены только значения удельного содержания форм радионуклида.

Таблица 22.

Содержание форм нахождения радионуклида ^{241}Am (Бк/кг)

Точка отбора	Содержание ^{241}Am в почве	Обменная форма (1М $\text{CH}_3\text{COONH}_4$)	Органическая форма (0,1 н NaOH)	Подвижная форма (1М HCl)	Прочносвязанная форма (почва)
«Фоновые» территории					
«Северная» часть СИП					
6	$0,6 \pm 0,2$	$< 0,3$	-	$< 0,6$	$< 0,5$
2	$0,6 \pm 0,2$	$< 0,3$	-	$< 0,3$	$< 0,6$
5	$< 0,7$	$< 0,3$	-	$< 0,6$	$< 0,6$
1	$1,1 \pm 0,3$	$< 0,3$	-	$< 0,3$	$< 0,5$
7	$1,7 \pm 0,4$	$< 0,2$	-	$< 0,6$	$1,9 \pm 0,3$
10	$1,3 \pm 0,3$	$< 0,4$	-	$< 0,3$	$< 0,7$
9	$0,7 \pm 0,2$	$< 0,2$	-	$< 0,3$	$< 0,5$
8	$2,2 \pm 0,4$	$< 0,3$	-	$< 0,4$	$2,5 \pm 0,4$
4	$0,9 \pm 0,3$	$< 0,3$	-	$< 0,2$	$< 0,4$
3	$1,2 \pm 0,2$	$< 0,4$	-	$0,8 \pm 0,2$	$< 0,5$

Точка отбора	Содержание ^{241}Am в почве	Обменная форма (1M $\text{CH}_3\text{COONH}_4$)	Органическая форма (0,1 н NaOH)	Подвижная форма (1M HCl)	Прочносвязанная форма (почва)
«Западная» часть СИП					
369	$1,3 \pm 0,3$	$< 0,3$	-	$< 0,3$	$< 0,6$
119	$1,0 \pm 0,3$	$< 0,6$	-	$< 0,3$	$< 0,5$
77	$< 0,8$	$< 0,5$	-	$0,9 \pm 0,2$	$< 0,5$
175	$1,0 \pm 0,4$	$< 0,8$	-	$< 0,3$	$< 0,5$
560	$1,4 \pm 0,3$	$< 0,3$	-	$< 0,3$	$1,0 \pm 0,3$
457	$0,7 \pm 0,2$	$< 0,3$	-	$< 0,3$	$< 0,5$
503	$3,0 \pm 0,4$	$< 0,4$	-	$0,9 \pm 0,2$	$1,1 \pm 0,4$
7	$1,3 \pm 0,4$	$< 0,6$	-	$< 0,3$	$< 0,4$
«Юго-восточная» часть СИП					
937	$4,4 \pm 0,6$	$< 0,2$	$< 0,2$	$1,8 \pm 0,1$	$3,6 \pm 0,3$
1052	$4,4 \pm 0,3$	$< 0,1$	$< 0,1$	$0,8 \pm 0,1$	$3,1 \pm 0,3$
928	$2,3 \pm 0,5$	$< 0,2$	$< 0,2$	$0,6 \pm 0,1$	$1,2 \pm 0,3$
1159	$< 0,5$	$< 0,1$	$< 0,2$	$< 0,4$	$< 0,4$
1557	$< 0,52$	$< 0,1$	$< 0,2$	$< 0,2$	$< 0,3$
1670	$0,8 \pm 0,2$	$< 0,1$	$< 0,2$	$0,5 \pm 0,1$	$< 1,9$
1760	$1,8 \pm 0,4$	$< 0,3$	$< 0,2$	$0,5 \pm 0,1$	$< 1,7$
2132	$0,8 \pm 0,2$	$< 0,1$	$< 0,3$	$< 0,3$	$< 0,3$
2110	$1,1 \pm 0,4$	$< 0,1$	$< 0,2$	$0,7 \pm 0,1$	$< 0,2$
2011	$2,2 \pm 0,5$	$< 0,1$	$< 0,3$	$0,4 \pm 0,1$	$1,7 \pm 0,3$
2302	$0,8^*$	$< 0,1$	$< 0,1$	$0,3 \pm 0,1$	$< 0,2$
424	$2,4 \pm 0,4$	$< 0,1$	$< 0,1$	$< 0,4$	$4,2 \pm 0,4$
365	$1,0 \pm 0,2$	$< 0,1$	$< 0,1$	$< 0,1$	$1,1 \pm 0,3$
258	$< 0,7$	$< 0,1$	$< 0,1$	$0,5 \pm 0,1$	$< 0,7$
97	$0,8 \pm 0,2$	$< 0,1$	$< 0,2$	$< 0,3$	$< 0,6$
113	$1,7 \pm 0,3$	$< 0,1$	$< 0,2$	$< 0,3$	$1,0 \pm 0,3$
189	$0,9 \pm 0,2$	$< 0,1$	$< 0,2$	$< 0,3$	$< 1,0$
1187	$0,8 \pm 0,2$	$< 0,3$	$< 0,1$	$< 0,5$	$< 0,4$
«Южная» часть СИП					
5	$< 1,8$	$< 0,1$	$< 0,1$	$< 0,2$	$1,1 \pm 0,2$
7	$< 2,4$	$< 0,1$	$< 0,1$	$< 0,2$	$< 0,5$
8	$< 1,3$	$< 0,1$	$< 0,1$	$< 0,1$	$0,6 \pm 0,1$
9	$< 1,3$	$< 0,1$	$< 0,1$	$< 0,4$	$< 0,2$
10	$< 1,8$	$< 0,1$	$< 0,18$	$< 0,2$	$0,8 \pm 0,2$
Зоны прохождение «следов»					
Термоядерное испытание от 12.08.1953 г (400 кг) («юго-восточная» территория СИП)					
1173	$4,0 \pm 0,8$	$< 0,2$	$< 0,2$	$0,3 \pm 0,1$	$4,3 \pm 0,4$
1274	$2,5^*$	$< 0,2$	$< 0,2$	$0,5 \pm 0,1$	$9,5 \pm 0,6$

Точка отбора	Содержание ^{241}Am в почве	Обменная форма (1М $\text{CH}_3\text{COONH}_4$)	Органическая форма (0,1 н NaOH)	Подвижная форма (1М HCl)	Прочносвязанная форма (почва)
1520	$4,2 \pm 0,6$	$< 0,1$	$< 0,2$	$0,9 \pm 0,1$	$5,4 \pm 0,6$
1748	$0,7 \pm 0,2$	$< 0,1$	$< 0,2$	$0,6 \pm 0,1$	$< 1,9$
1745	$3,2 \pm 0,8$	$< 0,1$	$< 0,2$	$1,2 \pm 0,1$	$1,2 \pm 0,3$
1711	$4,5 \pm 1,0$	$< 0,1$	$< 0,2$	$0,5 \pm 0,1$	$2,0 \pm 0,4$
1915	$1,8 \pm 0,4$	$< 0,2$	$< 0,3$	$0,5 \pm 0,1$	$< 1,8$
725	$< 0,8$	$< 0,2$	$< 0,1$	$< 0,2$	$< 0,4$
838	$< 3,0$	$< 0,2$	$< 0,2$	$0,7 \pm 0,1$	$1,2 \pm 0,3$
761	$< 0,6$	$< 0,1$	$< 0,2$	$0,3 \pm 0,1$	$< 0,4$
855	$< 3,0$	$< 0,1$	$< 0,2$	$0,5 \pm 0,1$	$1,2 \pm 0,3$
Наземное ядерное испытание от 24.09.1951 г (38 кт) («южная» территория СИП)					
1	$< 3,7$	$< 0,1$	$< 0,2$	$< 0,3$	$2,4 \pm 0,1$
2	$< 3,7$	$< 0,1$	$< 0,1$	$0,4 \pm 0,1$	$3,2 \pm 0,2$
3	$< 3,3$	$< 0,1$	$< 0,2$	$< 0,2$	$2,0 \pm 0,2$
4	$< 7,2$	$< 0,2$	$< 0,1$	$< 0,1$	$3,8 \pm 0,3$
6	$< 1,9$	$< 0,1$	$< 0,1$	$< 0,1$	$1,4 \pm 0,2$
* – среднее содержание радионуклида в почвах исследуемой зоны СИП «-» – анализы не проводились Жирным шрифтом выделены количественные данные					

Практически во всех образцах обменной и органической формы содержание радионуклида было на уровнях ниже предела обнаружения используемой методики и аппаратуры. Количественные содержания ^{241}Am отмечены в кислотных вытяжках и в прочносвязанной форме. В зоне «следов» практически во всех образцах максимум содержания радионуклида приурочен к прочносвязанной форме, доля подвижной формы составляет от 5,0 до 36,8% от содержания прочносвязанной формы, за исключением точки 1745, где содержание прочносвязанной формы сопоставимо с подвижной формой радионуклида. На «фоновых» территориях в большинстве образцов удельное содержание подвижной формы составляет долю не менее половины от содержания прочносвязанной формы, а в некоторых случаях превышает ее содержание. Сравнительный анализ форм нахождения исследуемых трансурановых радионуклидов позволяет сделать вывод о большей растворимости в почвах радионуклида ^{241}Am относительно изотопов $^{239+240}\text{Pu}$.

Формы нахождения радионуклида ^{90}Sr . Особый интерес представляют результаты исследования радионуклида ^{90}Sr . Как правило, в почвах радионуклид ^{90}Sr характеризуется высокой подвижностью и биологической доступностью, что обусловлено физико-химическими свойствами радионуклида и механизмами взаимодействия его с почвенными компонентами. Результаты исследования по ^{90}Sr представлены в таблице 23.

Таблица 23.

**Содержание форм нахождения радионуклида ^{90}Sr
(Бк/кг, % доля от суммарного содержания всех форм)**

Точка отбора	Содержание ⁹⁰ Sr в почве	Обменная форма (1М CH ₃ COONH ₄)		Органиче- ская форма (0,1 н NaOH)		Подвижная форма (1М HCl)		Прочносвязанная форма (почва)	
		Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%
«Фоновые» территории									
«Северная» часть									
6	12 ± 3	4,7 ± 0,4	51,4	-	-	< 2,0	< 21,5	2,5 ± 0,7	27,2
2	10*	5,1 ± 0,4	> 63,3	-	-	< 1,1	< 13,1	< 1,9	< 23,6
5	61 ± 12	44 ± 4	77,0	-	-	10 ± 1	17,7	3,0 ± 1,0	5,3
1	10*	4,7 ± 0,5	> 57,7	-	-	< 1,3	< 16,3	< 2,1	< 26,0
7	10*	6,0 ± 0,7	56,2	-	-	2,2 ± 0,6	20,3	< 2,5	< 23,4
10	10*	3,8 ± 0,4	> 57,5	-	-	< 1,1	< 16,9	< 1,7	< 25,6
9	10*	3,3 ± 0,5	46,2	-	-	< 1,4	< 20,1	< 2,4	< 33,6
8	19 ± 3	4,5 ± 0,5	> 60,9	-	-	< 1,2	< 16,1	< 1,7	< 23,0
4	10*	3,7 ± 0,4	> 63,8	-	-	< 0,7	< 11,9	< 1,4	< 24,3
3	10*	4,0 ± 0,5	> 62,4	-	-	< 1,0	< 15,7	< 1,4	< 22,0
Среднее, %**			>59,6%		-		< 17,0		< 23,4
«Западная» часть									
369	8,1 ± 3,0	6,6 ± 0,7	60,4	-	-	2,3 ± 0,6	21,3	< 2,0	< 18,3
119	16 ± 3	3,8 ± 0,6	28,1	-	-	< 1,5	< 11,2	8,0 ± 3,0	60,7
77	6 ± 1,2	5,1 ± 0,6	50,4	-	-	2,8 ± 0,5	27,7	< 2,2	< 21,9
175	5,8*	1,5 ± 0,6	5,1	-	-	3,6 ± 0,5	11,9	25 ± 2	83,0
560	7,9 ± 3,0	4,1 ± 0,6	40,8	-	-	2,9 ± 0,8	29,2	3,0 ± 1,0	30,0
457	5,8*	2,0 ± 0,6	18,5	-	-	6,0 ± 0,6	56,8	< 2,6	< 24,6
503	8,2 ± 0,8	3,5 ± 2,0	35,2	-	-	2,6 ± 0,6	25,6	4,0 ± 1,0	39,2
7	2,8 ± 0,5	2,8 ± 0,6	> 42,8	-	-	< 1,5	< 23,2	< 2,2	< 34,0
Среднее, %**			35,2		-		25,9		39,0
«Юго-восточная» часть СИП									
937	119 ± 20	2,6 ± 0,3	2,6	<0,6	< 0,6	1,1 ± 0,3	1,0	99 ± 19	95,8
1052	84,5 ± 20	< 0,3	< 0,5	6,5 ± 0,5	10,6	1,8 ± 0,3	2,9	53 ± 8	86,0
928	8,8 ± 1,3	4,6 ± 0,3	26,4	<0,4	< 2,3	2,5 ± 0,3	14,5	< 9,8	< 56,7
1159	21 ± 5	3,8 ± 0,3	16,4	<0,5	< 2,0	2,0 ± 0,4	8,6	17 ± 2,6	73,0
1557	5,5 ± 1,4	2,5 ± 0,4	34,4	<0,5	< 7,4	2,8 ± 0,3	37,9	2,0 ± 0,5	20,3
1670	< 8,3	1,5 ± 0,3	24,1	<0,5	< 7,6	1,5 ± 0,3	24,1	3,0 ± 1,0	44,1
1760	< 8,3	2,1 ± 0,3	42,5	<0,5	< 10,7	< 0,7	< 14,7	< 1,6	< 32,1
2132	11 ± 2	4,5 ± 0,4	50,1	<0,5	< 5,5	3,0 ± 0,3	34,2	< 0,9	< 10,1

Точка отбора	Содержание ^{90}Sr в почве	Обменная форма (1М $\text{CH}_3\text{COONH}_4$)		Органическая форма (0,1 н NaOH)		Подвижная форма (1М HCl)		Прочносвязанная форма (почва)	
		Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%
2110	3,4±0,8	1,9±0,4	37,9	<0,5	<9,3	1,3±0,3	26,5	<1,3	<26,3
2011	4,0±1,0	2,5±0,3	46,1	<0,5	<10,0	1,4±0,3	25,3	<1,0	<18,5
2302	4,4±0,9	2,9±0,4	48,3	<0,6	<9,2	1,3±0,3	21,3	<1,3	<21,3
424	6,2*	5,3±0,4	26,2	<0,5	<2,6	3,7±0,3	18,3	11±3	52,8
365	6,2*	2,6±0,3	13,8	<0,3	<1,7	1,5±0,3	8,2	<14,4	<76,3
258	8,5±0,9	5,4±0,4	31,4	<0,4	<2,2	3,2±0,3	18,8	<8,2	<47,7
97	8,3±1,1	1,9±0,3	17,1	<0,3	<2,9	0,8±0,2	7,4	<8,0	<72,6
113	6,2*	6,1±0,4	23,0	<0,3	<1,3	3,3±0,3	12,2	17±5	63,5
189	10,2±2,0	5,1±0,4	32,8	<0,4	<2,5	2,4±0,3	15,4	<7,6	<49,4
1187	4,1±1,0	2,7±0,3	21,3	<0,4	<3,5	1,0±0,3	7,7	<8,7	<67,5
Среднее, %**			27,5		<5,1		16,6		50,8
«Южная» часть СИП									
5	5,1±0,8	2,9±0,3	19,3	<0,5	<3,6	1,5±0,3	9,9	<10,1	<67,2
7	14,4*	1,3±0,3	10,3	<0,3	<4,1	<0,8	<6,4	10±4	79,2
8	14,4*	2,9±0,3	14,5	<0,6	<3,2	<0,6	<2,8	16±4	79,5
9	14,4*	3,6±0,3	18,9	<0,6	<3,0	2,8±0,4	14,6	12±4	63,5
10	14,4*	3,6±0,3	17,8	<0,7	<3,3	1,4±0,3	7,1	14±4	71,8
Среднее, %**			16,2		<3,4		8,2		72,3
Зоны прохождения «следов»									
Термоядерное испытание от 12.08.1953 г. (400 кт) («юго-восточная» территория СИП)									
1173	1750±350	9,2±0,4	0,6	<1,0	<0,1	4,2±0,3	0,3	1500±300	99,0
1274	2500±400	3,9±0,3	0,2	<0,5	<0,02	3,7±0,4	0,2	2170±390	99,6
1520	2400±400	6,3±0,4	0,3	<0,5	<0,02	4,3±0,4	0,2	2400±360	99,5
1745	650±130	6,0±0,4	0,9	<0,7	<0,1	2,2±0,3	0,3	660±130	98,7
1711	810±160	2,7±0,3	0,3	<0,5	<0,05	2,1±0,3	0,2	1020±150	99,5
725	118±24	3,8±0,3	2,7	<0,4	<0,3	2,6±0,4	1,9	130±25	95,1
838	430±90	4,9±0,3	0,8	<0,4	<0,1	3,9±0,4	0,7	580±130	98,4
761	240±50	5,0±0,4	2,3	<0,7	<0,3	4,2±0,4	2,0	204±40	95,4
855	520±855	6,9±0,4	1,1	48	7,9	5,1±0,3	0,8	550±110	90,2
Среднее, %**			1,0		<1,0		0,7		97,3
Наземное ядерное испытание от 24.09.1951 г. (38 кт) («южная» территория СИП)									
1	31,6*	5,3±0,4	8,6	<0,6	<1,0	1,9±0,4	3,1	54±6	87,3
2	31,6*	4,4±0,4	5,7	<0,9	<1,3	2,8±0,6	3,7	68±7	89,3
3	31,6*	3,5±0,4	7,2	<0,6	<1,3	<0,8	<1,5	44±9	89,9
4	66±16	3,6±0,3	4,6	<0,4	<0,5	2,3±0,3	2,9	72±8	92,0

Точка отбора	Содержание ^{90}Sr в почве	Обменная форма (1М $\text{CH}_3\text{COONH}_4$)		Органическая форма (0,1 н NaOH)		Подвижная форма (1М HCl)		Прочносвязанная форма (почва)	
		Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%
6	31,6*	$2,8 \pm 0,3$	8,8	<0,5	<1,6	<0,4	<1,2	29 ± 7	88,4
Среднее, %			7,0		<1,1		2,5		89,4
Площадка «Опытное поле»									
1	29000 ± 3800	105 ± 15	0,3	<2,6	<0,01	126 ± 17	0,4	35000 ± 4200	99,3
2	7600 ± 1200	55 ± 5	0,7	<1,3	<0,02	55 ± 5	0,7	7800 ± 1200	98,6
* – среднее содержание радионуклида в почвах исследуемой зоны СИП ** – при расчетах относительного содержания форм нахождения радионуклидов результаты определения удельной активности радионуклидов в вытяжках менее предела обнаружения методики принимались равными пределу обнаружения «-» – анализы не проводились									

Результаты исследования ^{90}Sr выявили, наряду с прочносвязанными формами, наличие в почве значительных концентраций легкодоступных форм (обменная форма) и форм, представляющих потенциально доступный резерв для растений (подвижная форма). Причем, соотношение обменных и необменных форм радионуклида различно как для фоновых участков, так и для зон повышенного радиационного фона.

Максимальное содержание обменных и подвижных форм ^{90}Sr отмечается на «северной» и «западной» территориях, в наименьшей степени подвергшихся влиянию выпадений от испытаний на СИП. Содержание обменной формы на «северной» территории составляет более 59,6 %, на «западной» – не менее 35,2 % от суммарного содержания всех форм. Доля подвижной формы составляет около 17 % на «северной» и 25,9 % – на «западной» территории. Соответственно, данные территории характеризуются минимальными значениями содержания прочносвязанной формы ^{90}Sr (менее 23,4 и 39,0 %, соответственно). Для «западной» территории характерен значительный разброс данных относительно средних значений. На фоновые участки «юго-восточной» и «южной» территории СИП определенное влияние оказало прохождение вблизи зон выпадений от наземных испытаний на площадке «Опытное поле». Так, на «юго-восточной» территории среднее содержание обменной формы радионуклида ^{90}Sr снижается до 27,5 %. Причем, минимальное содержание обменной формы ^{90}Sr отмечается в точках, наиболее близко расположенных к границе «следа» (т. 1052, т. 937). Прочносвязанная форма составляет долю менее 51,6 %. В «южной» части СИП влияние «следа» более выражено: доля обменной формы здесь минимальна – 16,2 %, а доля прочносвязанной формы максимальная для рассматриваемых зон и достигает в среднем 72,3 % от суммарного содержания всех форм. На «юго-восточной» территории отмечается значительная вариабельность данных содержания форм нахождения радионуклидов, что обусловлено неоднородностью характера радионуклидного загрязнения почв данной территории.

В зонах прохождения «следов» выпадений от наземных ядерных испытаний на площадке «Опытное поле» поведение радионуклида ^{90}Sr принципиально отличается. Доминирующей становится прочносвязанная форма, содержание которой достигает 97,3 % на «юго-восточной» территории и 89,4 % – на «южной» территории. Среднее значение доли обменной формы ^{90}Sr в зоне «следа» на «юго-восточной» территории уменьшается на два порядка относительно ее фоновых участков, а в «южной» части СИП – более чем в 2 раза. По характеру распределения форм нахождения радионуклидов в почвах «следы» выпадений от наземных испытаний схожи с площадкой «Опытное поле», что является закономерным. Отметим, что площадка «Опытное поле» характеризуется минимальными значениями параметров относительной подвижности и биологической доступности радионуклидов в почвах на СИП [115].

На рисунке 118 показана зависимость растворимости радионуклида ^{90}Sr в почве на оси «следа» термоядерного наземного испытания 1953 г. от расстояния от площадки П-1 – места проведения испытания. На оси «следа» от термоядерного испытания было выявлено незначительное увеличение доли обменной и подвижной форм радионуклида на участках, максимально удаленных от эпицентра испытания (точки 838, 855).

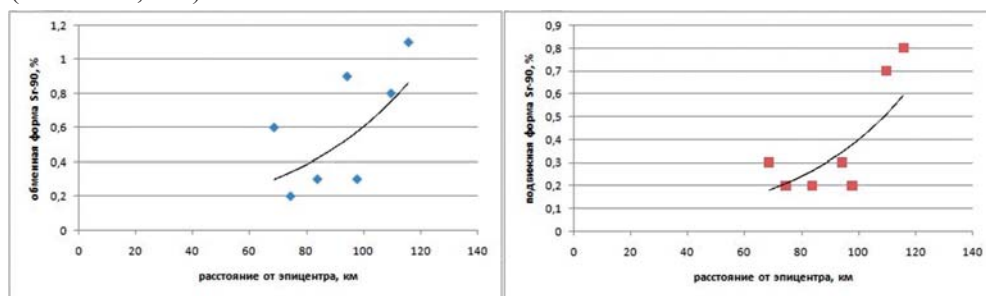


Рисунок 118. Увеличение относительного содержания обменной и подвижной формы радионуклида ^{90}Sr в почве на оси «следа» по мере удаления от эпицентра взрыва

Представленные результаты исследования согласуются с результатами исследований, выявивших увеличение параметров накопления радионуклидов зональными растениями вдоль оси данного «следа» по мере удаления от эпицентра испытания [116].

Таким образом, формы нахождения радионуклида ^{90}Sr выявляют принципиально иной характер радионуклидного загрязнения почв условно «фоновых» территорий СИП, подвергшихся глобальным выпадениям и радиоактивным выпадениям от местных наземных ядерных испытаний.

На основании результатов, полученных в ходе исследования условно «фоновых» территорий СИП, подвергшихся различным источникам загрязнения, – глобальным выпадениям и радиоактивным выпадениям от местных наземных ядерных испытаний на площадке «Опытное поле», были выявлены следующие особенности:

- отмечены различия в содержании обменной и подвижной формы радионуклида на «фоновых» территориях и зонах «следов», которые могут обуславливать

различную биологическую доступность ^{137}Cs для растений, произрастающих на данных территориях. Выявлено уменьшение доли обменной и подвижной формы радионуклида в зоне «следов» выпадений от наземных ядерных испытаний «юго-восточной» (в 3 и 3,5 раза, соответственно) и «южной» (в 1,5 и 2 раза, соответственно) части СИП относительно их «фоновых» территорий, не подвергшихся влиянию местных испытаний. При этом в зоне «следа» от термоядерного испытания 1953 г. данное изменение более выражено, чем на «следе» от наземного ядерного испытания 1951 г. Преобладающее содержание радионуклида ^{137}Cs в почвах исследуемых территорий находится в прочносвязанной форме (не менее 93 %), что является для данного радионуклида характерным;

- выявлено незначительное различие в количественном содержании органической фракции радионуклида $^{239+240}\text{Pu}$ на «юго-восточной» части СИП, которая в зоне «следа» от термоядерного наземного испытания 1953 г. составляет 0,7 %, на «фоновой» части данной территории – в два раза больше: 1,6 %. В легкодоступной (обменной) форме радионуклид не обнаружен. Радионуклид $^{239+240}\text{Pu}$ в почвах условно «фоновой» территории СИП представлен преимущественно в прочносвязанной форме (не менее 98 %);
- количественные содержания ^{241}Am отмечены в кислотных вытяжках и в прочносвязанной форме. В зоне «следов» максимум содержания радионуклида приурочен к прочносвязанной форме. На «фоновых» территориях отмечено незначительное увеличение доли подвижной формы радионуклида относительно зон «следов», а в некоторых случаях – преобладание ее по содержанию над прочносвязанной формой. В обменной и органической форме радионуклид ^{241}Am не обнаружен;
- количественное соотношение форм нахождения радионуклида ^{90}Sr в почвах на условно «фоновых» территориях СИП неоднородно. На фоновых зонах («северная» и «западная» части) СИП почвы характеризуются максимальным содержанием обменной (в среднем, не менее 59,6 и 35,2 %) и подвижной (17,0 и 25,9 %) форм радионуклида. На участках, расположенных вблизи зон прохождения «следов» радиоактивных выпадений от наземных ядерных испытаний («юго-восточная» и «южная» части СИП), содержание обменной (27,5 и 16,2 %) и подвижной (16,6 и 8,2 %) форм значительно снижается. Зоны прохождения «следов» выпадений на «юго-восточной» и «южной» части СИП характеризуются минимальными значениями содержания обменной (1,0 и 7,0 %) и подвижной (0,7 и 2,5 %) форм радионуклида и преобладанием прочносвязанной (97,3 и 89,4 %) формы, что соответствует по характеру площадке «Опытное поле» – месту проведения рассматриваемых наземных ядерных взрывов. Соответствующее изменение форм нахождения радионуклида ^{90}Sr отмечено вдоль оси «следа» от термоядерного наземного испытания 1953 года по мере удаления от эпицентра испытания (П-1). С увеличением расстояния выявлено незначительное увеличение доли обменной и подвижной форм радионуклида.

Выявленные различия форм нахождения данных радионуклидов ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в зонах «следов» наземных испытаний и на «фоновых» территориях, с содержанием радионуклидов на уровне глобальных выпадений, незначительны.

Имеющиеся данные применимы в качестве базовых критериев для характеристики форм нахождения данных радионуклидов в почвах условно «фоновых» территорий СИП. Это позволит оптимизировать работы по изучению форм нахождения радионуклидов ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в рамках дальнейших работ по исследованию условно «фоновых» территорий СИП.

В условиях СИП формы нахождения радионуклида ^{90}Sr в почвах являются показателем, определяющим различие характера радионуклидного загрязнения выпадениями от наземных ядерных испытаний и глобальными выпадениями. Данный показатель может быть применен в качестве дополнительного параметра для идентификации «следов» выпадений от наземных ядерных взрывов.

3.2. Растительный покров

Исследование растительного покрова территорий СИП с целью их передачи в хозяйственный оборот – один из важнейших этапов при проведении радиоэкологических работ, так как растения являются неотъемлемой частью пищевой цепи «почва-растение-животное-человек». Определяющим параметром в этом случае выступает удельная активность радионуклидов в надземной части растений, которая может быть установлена непосредственно прямым измерением или рассчитана на основании удельной активности радионуклидов в почве. Для количественной оценки поступления радионуклидов из почвы в растения используется один из наиболее широко применяемых показателей – коэффициент накопления (Кн) – отношение содержания радионуклида в единице массы растений и почвы соответственно [117].

На сегодняшний день в мире имеется достаточно большое количество данных для естественной растительности пастбищных ценозов по Кн радионуклидов ^{137}Cs ($n > 120$) и ^{90}Sr ($n > 55$). При этом имеющиеся значения Кн для различных радиоактивно загрязненных территорий варьируют в довольно широких диапазонах: Кн ^{137}Cs – от 0,01 до 2,6; Кн ^{90}Sr – от 0,4 до 2,6 [118]. Значительно реже в мировой литературе встречаются Кн трансурановых радионуклидов ^{241}Am ($n \approx 11$) и $^{239+240}\text{Pu}$ ($n \approx 10$) [118], которыми в существенной степени загрязнена территория СИП.

Учитывая большую площадь СИП, более экономически выгодно использовать для оценки радиоактивного загрязнения растительного покрова именно коэффициенты накопления (Кн). Исходя из природы процессов, происходящих при проведении ядерных испытаний, либо при испытаниях с использованием радиоактивных веществ, обусловивших характер радиоактивного загрязнения различных территорий СИП, можно предположить, что Кн для них могут существенно различаться. Чтобы получить достоверные средние значения Кн радионуклидов для всех территорий СИП, их исследование должно основываться на учете видов проведенных испытаний и механизмов формирования радиоактивного загрязнения. Для этого на протяжении многих лет на территории СИП велись целенаправленные работы по установлению средних значений Кн для доминантных растений естественных пастбищных ценозов на основных технических площадках и условно «фоновых» территориях [119].

3.2.1. Обзор данных по коэффициентам накопления (K_n) искусственных радионуклидов на технических площадках СИП

Для получения данных по коэффициентам накопления (K_n) искусственных радионуклидов на технических площадках СИП исследования проводились в зонах радиоактивных водотоков на площадке «Дегелен» [120], в эпицентрах наземных испытаний на площадке «Опытное поле» [121] и в местах испытаний боевых радиоактивных веществ на площадке «4А» [122]. Дополнительно выделены «следы» радиоактивных выпадений [123].

Распределение значений K_n ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$ для перечисленных территорий представлено в виде гистограммы частоты встречаемости $\lg K_n$ (рисунок 119).

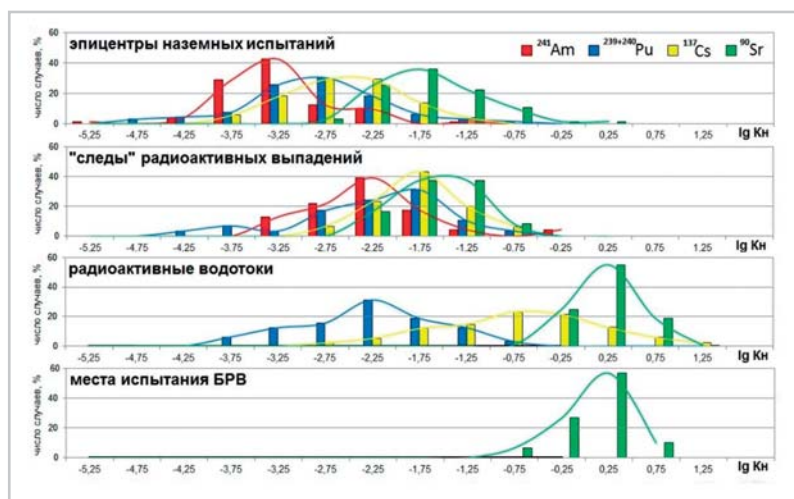


Рисунок 119. Распределение значений $\lg K_n$ ^{241}Am , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{137}Cs и ^{90}Sr для исследуемых территорий

Как видно из представленных гистограмм, диапазоны значений K_n различны как для разных радионуклидов, так и для различных территорий. Параметры накопления исследуемых радионуклидов изменяются в довольно широких пределах. В среднем, минимальное накопление всех рассмотренных радионуклидов отмечается на «Опытном поле», относительно выше – на «следах» радиоактивных выпадений. Наибольшие же значения коэффициентов накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr характерны для зон радиоактивных водотоков и мест испытания БРВ.

Представленная гистограмма наглядно демонстрирует, что характер распределения $\lg K_n$ ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am близок к нормальному, поэтому в качестве средних величин K_n данных радионуклидов для исследуемых территорий наиболее верно будет использовать среднее геометрическое (GM). Таким образом, в таблице 24 приведены установленные в результате проведенных исследований средние значения K_n радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am .

Таблица 24.

**Установленные средние значения коэффициентов накопления
радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am для исследуемых территорий**

Исследуемая территория	Установленные средние значения коэффициентов накопления радионуклидов			
	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am
	n = 275	n = 276	n = 159	n = 96
эпицентры наземных испытаний	0,0028	0,023	0,0014	0,00052
«следы» радиоактивных выпадений	0,020	0,026	0,0068	0,0056
зоны радиоактивных водотоков	0,20	1,7	0,0059	-
места испытаний БРВ	-	1,2	-	-
n – общее число случаев				

В среднем, различия в Кн для ^{137}Cs достигают 71 раза, ^{90}Sr – 74 раз, $^{239+240}\text{Pu}$ – 14 раз, ^{241}Am – 11 раз. Тем не менее, ряд убывания радионуклидов по их способности к накоплению растениями имеет следующий вид: Кн ^{90}Sr > Кн ^{137}Cs > Кн $^{239+240}\text{Pu}$ > Кн ^{241}Am . Кн ^{90}Sr в среднем в 8 раз превышают Кн ^{137}Cs и до 16 раз Кн $^{239+240}\text{Pu}$. Значения Кн $^{239+240}\text{Pu}$ до 3 раз выше Кн ^{241}Am .

В целом можно предположить, что Кн для «Опытного поля» – это своего рода минимум, который может быть на территории СИП, а Кн для зон радиоактивных водотоков и мест испытания БРВ – максимум. Наиболее же значимыми с точки зрения передачи территорий СИП в хозяйственный оборот являются Кн для «следов» радиоактивных выпадений, которые зачастую могут встречаться на условно «фоновых» территориях.

3.2.2. Исследование коэффициентов накопления (Кн) искусственных радионуклидов на условно «фоновых» территориях СИП

Исследование коэффициентов накопления (Кн) искусственных радионуклидов на условно «фоновых» территориях проводилось в течение 5-ти лет (2009–2013 гг.) в «северной», «западной» и «юго-восточной» частях СИП [69, 77, 79] (рисунок 120).

На всех перечисленных территориях, а также на «южной» территории СИП, были проведены геоботанические исследования, включающие описание растительного покрова с выделением растительных сообществ, определением видового состава и растений доминантов. В результате для «северной», «западной», «юго-восточной» и «южной» территорий СИП были построены карты-схемы распределения геоботанических контуров (рисунок 120), легенда дана в Приложении.

На основании данных геоботанических описаний для исследования Кн искусственных радионуклидов всего на исследуемой территории было заложено 55 исследовательских площадок, охватывающих максимальное количество основных геоботанических контуров: 14 – в «северной» его части, 22 – в «западной» и 19 – в «юго-восточной» (рисунок 120). На каждой площадке произведен отбор смешан-

ной пробы почвы (методом «конверта» на глубину 5 см) и надземной части растений (площадь отбора ~ 2 кв. м). Травостой представлен степным разнотравьем с доминированием ковылей (*Stipa capillata*, *S. sareptana*, *S. lessingiana*), типчака (*Festuca valesiaca*) и полыней (*Artemisia gracileccens*, *A. frigida*).

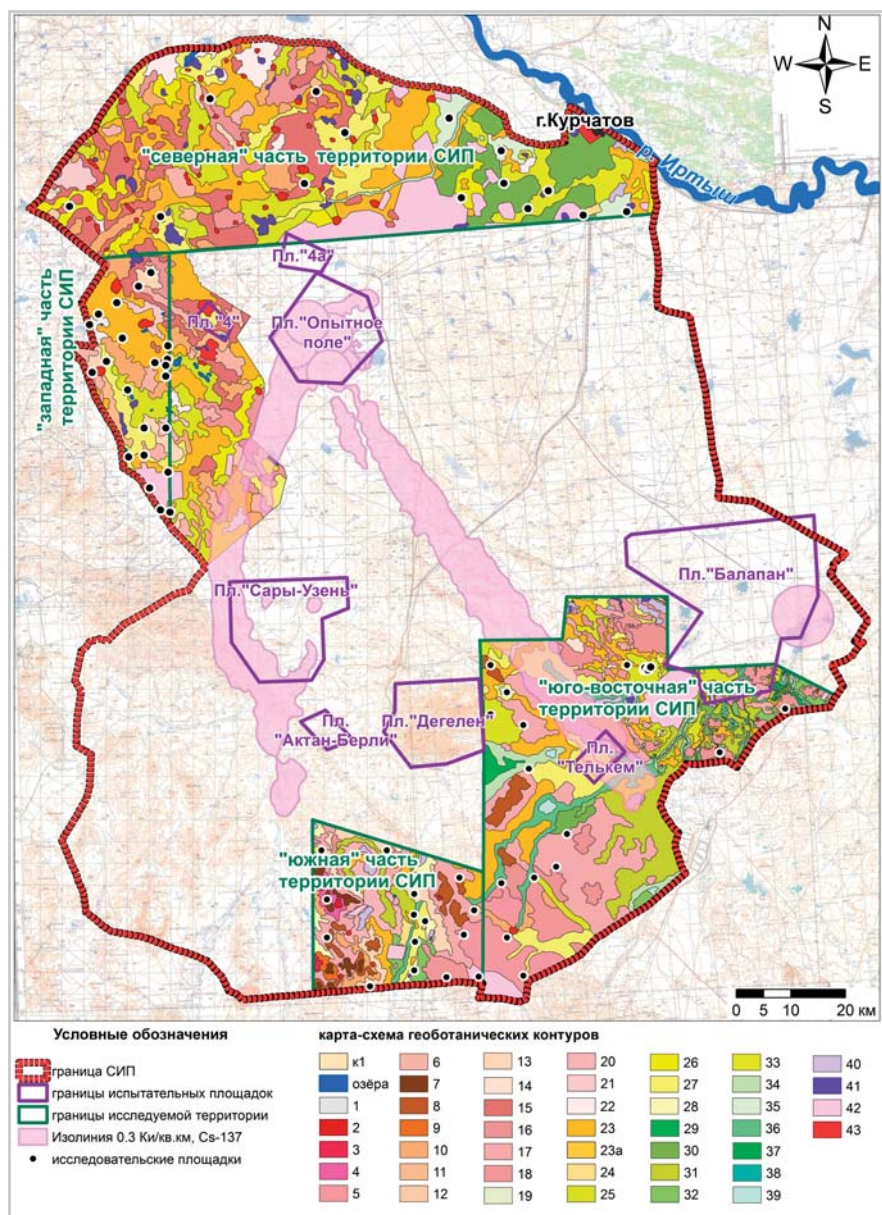


Рисунок 120. Схема расположения исследуемых условно «фоновых» территорий

Пробы растительности промывали, ополаскивали дистиллированной водой 2–3 раза, просушивали при температуре 80–100 °С и измельчали на лабораторной мельнице. Далее производилось термическое концентрирование (обугливание, озоление) проб. Сухой остаток обугливался, не допуская воспламенения образца, до получения чёрного остатка. Далее пробы охлаждались, растирались и переносились в фарфоровые чашки или тигли для последующего озоления. Первоначально температуру повышали до 200 °С в течение 50–60 минут, после чего устанавливали предельную температуру в муфельной печи: температура озоления для дальнейшего определения ^{137}Cs и ^{241}Am составляла 400 °С, ^{90}Sr – 550 °С, $^{239+240}\text{Pu}$ – 650 °С. Пробы почвы высушивались до воздушно-сухого состояния при температуре 60–70 °С, после удаления крупных камней и включений (корней растений) – взвешивались. Далее весь объем пробы тщательно перемешивался, постепенно (порционно) растирался в фарфоровой ступке с помощью пестика и просеивался через сито с диаметром отверстий 1 мм.

Измерение удельной активности радионуклидов в пробах почвы и растений проводили по стандартным методикам [93, 124]. Определение удельной активности радионуклидов ^{137}Cs и ^{241}Am проводилось на гамма-спектрометре Canberra GX-2020, ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ – радиохимическим выделением с последующим измерением на бета-спектрометре TRI-CARB 2900 TR и альфа-спектрометре Canberra (мод.7401) соответственно. Концентрация радионуклидов в растениях определялась в золе, с последующим пересчетом на сухое вещество. Предел обнаружения по ^{137}Cs составлял 1 Бк/кг (для проб растений) и 4 Бк/кг (для проб почвы), ^{241}Am – 0,02 и 0,5 Бк/кг, $^{239+240}\text{Pu}$ – 0,1 и 1 Бк/кг, ^{90}Sr – 1 и 5 Бк/кг соответственно. Погрешность измерений для ^{137}Cs и ^{241}Am не превышала 10–20 %, ^{90}Sr – 15–25 %, $^{239+240}\text{Pu}$ – 30 %.

Значения удельной активности ^{137}Cs в почвах исследуемой территории составили от 4,5 до 110 Бк/кг, ^{241}Am – не превысили 17 Бк/кг. Содержание в почвах радионуклидов ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ в отдельных случаях достигало 200 Бк/кг (таблица 25).

Таблица 25.

Удельная активность радионуклидов в почвах

Место отбора	Диапазон значений удельной активности, Бк/кг							
	^{137}Cs		^{90}Sr		^{241}Am		$^{239+240}\text{Pu}$	
	min	max	min	max	min	max	min	max
«Северная» часть СИП	24±1	110±2	-*	13±6,4	0,5±0,2	7,3±0,4	6,2±0,3	14,2±0,7
«Западная» часть СИП	4,5±0,5	79±2	-*	28±8	-*	17±4	-*	101±6
«Юго-восточная» часть СИП	24±2	87±2	-*	200±10	-*	5,3±0,5	1,7±0,2	190±6
* – ниже предела обнаружения								

Значения Кн получены для радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$, для ^{241}Am – установить не удалось из-за отсутствия количественных величин удельной активности данного радионуклида в растениях (таблица 26).

Таблица 26.

Коэффициенты накопления (Кн) ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ в растениях

Радионуклиды	n	min – max	GM	GSD	AM	SD
«Северная» часть СИП						
^{137}Cs	15	0,003 – 0,056	0,014	2,6	0,020	0,016
^{90}Sr	1	–	–	–	–	–
$^{239+240}\text{Pu}$	9	0,012 – 0,095	0,024	2,1	0,033	0,031
«Западная» часть СИП						
^{137}Cs	12	0,01 – 0,15	0,034	2,6	0,052	0,050
^{90}Sr	3	0,15 – 1,73	0,53	3,4	0,81	0,82
$^{239+240}\text{Pu}$	13	0,002 – 0,21	0,018	4,1	0,042	0,060
«Юго-восточная» часть СИП						
^{137}Cs	13	0,012 – 0,3	0,063	2,8	0,10	0,10
^{90}Sr	14	0,0079 – 0,84	0,22	4,2	0,39	0,29
$^{239+240}\text{Pu}$	11	0,00075 – 0,11	0,018	3,6	0,031	0,031
n – число случаев; GM – среднее геометрическое, GSD – стандартное отклонение от среднего геометрического, AM – среднее арифметическое, SD – стандартное отклонение среднего арифметического						

Результаты показывают, что параметры накопления радионуклидов растениями на условно «фоновых» территориях СИП изменяются в широких пределах. Диапазон значений Кн ^{137}Cs составляет до 2-х порядков, ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ достигает 3-х порядков. В наибольшей степени в растениях накапливается радионуклид ^{90}Sr , в наименьшей степени – $^{239+240}\text{Pu}$. Для большей наглядности проведено обобщение всех полученных данных по Кн для условно «фоновых» территорий. Сравнительное распределение полученных Кн ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ представлено в виде гистограммы частоты встречаемости их значений, выраженных в виде десятичных логарифмов (lg Кн) (рисунок 121).

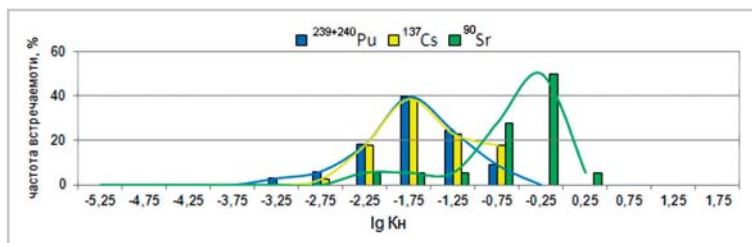


Рисунок 121. Распределение значений lg Кн ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ для степного разнотравья условно «фоновых» территорий

Представленные гистограммы наглядно демонстрируют, что накопление всех исследуемых радионуклидов изменяется в следующем ряду убывания:

$$\text{Кн } ^{90}\text{Sr} > \text{Кн } ^{137}\text{Cs} > \text{Кн } ^{239+240}\text{Pu}$$

Для количественной оценки разницы в накоплении радионуклидов растениями рассчитаны отношения:

$$K_n {}^{90}\text{Sr} / K_n {}^{137}\text{Cs} \approx 8,3;$$

$$K_n {}^{137}\text{Cs} / K_n {}^{239+240}\text{Pu} \approx 1,6;$$

Таким образом, если накопление радионуклида ${}^{90}\text{Sr}$ растениями принять за единицу, то установленный ряд убывания имеет следующий вид:

$$\begin{array}{ccccc} K_n {}^{90}\text{Sr} & > & K_n {}^{137}\text{Cs} & > & K_n {}^{239+240}\text{Pu} \\ 1 & & 0,12 & & 0,075 \end{array}$$

Характер распределения $\lg K_n$ для условно «фоновых» территорий близок к нормальному, поэтому в качестве средних величин K_n наиболее верно будет использовать средние геометрические (GM):

$$K_n {}^{137}\text{Cs} = 0,030; \quad K_n {}^{90}\text{Sr} = 0,25; \quad {}^{239+240}\text{Pu} = 0,019$$

3.2.3. Методика оценки радионуклидного загрязнения растительного покрова

3.2.3.1. Рекомендации по оценке радионуклидного загрязнения растительного покрова

Учитывая разницу в коэффициентах накопления (K_n) искусственных радионуклидов для технических площадок и условно «фоновых» территорий, для оценки радионуклидного загрязнения растительного покрова СИП рекомендуется выделить собственно условно «фоновых» территорий, а также участков, сформировавшихся в результате наземных испытаний, радиоактивных выпадений (ближних, дальних), выноса радионуклидов с водотоками и проведения испытаний БРВ.

В случае исследования радионуклидного загрязнения растительного покрова территории, сформировавшегося в результате наземных испытаний, рекомендуется использовать K_n , полученные для эпицентров наземных испытаний на площадке «Опытное поле»: $K_n {}^{137}\text{Cs} - 0,0028$; ${}^{90}\text{Sr} - 0,023$; ${}^{239+240}\text{Pu} - 0,0014$; ${}^{241}\text{Am} - 0,00052$.

Для оценки радионуклидного загрязнения растительного покрова, сформировавшегося в результате радиоактивных выпадений (ближних, дальних), рекомендуется использовать K_n , полученные для так называемых «следов» радиоактивных выпадений: $K_n {}^{137}\text{Cs} - 0,020$; ${}^{90}\text{Sr} - 0,026$; ${}^{239+240}\text{Pu} - 0,0068$; ${}^{241}\text{Am} - 0,0056$.

Оценку радионуклидного загрязнения растительного покрова в зонах выноса радионуклидов с водотоками рекомендуется проводить с использованием K_n , полученных на площадке «Дегелен» в зонах радиоактивных водотоков штолен: $K_n {}^{137}\text{Cs} - 0,20$; ${}^{90}\text{Sr} - 1,7$; ${}^{239+240}\text{Pu} - 0,0059$.

На условно «фоновых» территориях для оценки радионуклидного загрязнения растительного покрова рекомендуется использовать K_n , полученные в «северной», «западной» и «юго-восточной» частях СИП: $K_n {}^{137}\text{Cs} - 0,030$; ${}^{90}\text{Sr} - 0,25$; ${}^{239+240}\text{Pu} - 0,019$. Эти же значения $K_n {}^{137}\text{Cs}$ и ${}^{239+240}\text{Pu}$ рекомендуется использовать на участках проведения испытаний БРВ, поскольку предполагается, что данная территория за-

грязнена лишь радионуклидом ^{90}Sr . Поэтому в качестве Кн ^{90}Sr для мест испытания БРВ рекомендуется использовать значение 1,2, полученное на площадке «4А».

Из-за отсутствия количественных величин Кн ^{241}Am для условно «фоновых» территорий, зон радиоактивных водотоков и мест испытания БРВ, в качестве средних значений рекомендуется использовать значение 0,002, приведенное для пастбищных трав на характерных для территории СИП суглинистых почвах в материалах МАГАТЭ (2009 г.) [118].

3.2.3.2. Оценка применимости предложенных рекомендаций

Для оценки возможности применения предложенных рекомендаций рассмотрена территория «южной» части СИП (рисунок 120), для которой по данным площадного распределения радионуклидов в почве выделены две зоны: 1 – зона «следа» радиоактивных выпадений и 2 – непосредственно условно «фоновые» территории (рисунок 122).

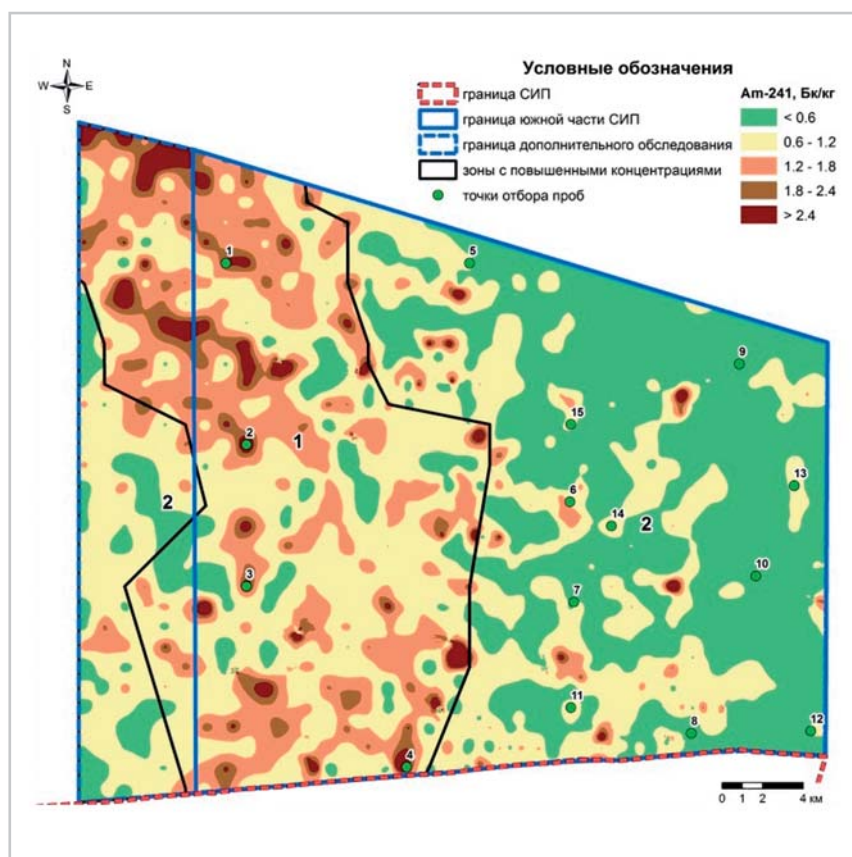


Рисунок 122. Схема расположения исследовательских площадок (точек отбора)

Для теоретической оценки радионуклидного загрязнения растительного покрова 1-й зоны «южной» части СИП использованы коэффициенты накопления (Кн), полученные ранее для «следов» радиоактивных выпадений, 2-й зоны – для условно «фоновых» территорий СИП (разделы 3.2.1 и 3.2.2). В качестве средних значений Кн ²⁴¹Am, из-за отсутствия количественных величин для условно «фоновых» территорий, использованы Кн данного радионуклида, приведенные в материалах МАГАТЭ (2009 г.) [118]. Учитывая принятые значения Кн и средние значения удельной активности (УА) радионуклидов в почве, рассчитано среднее содержание ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ²³⁹⁺²⁴⁰Pu и ²⁴¹Am в растениях (таблица 27).

Таблица 27.

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

Зона	Средние значения	Искусственные радионуклиды			
		¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²⁴¹ Am
1	Кн	0,020	0,026	0,0068	0,0056
	Средняя УА в почве, Бк/кг	44,5	31,6	19,3	1,4
	Расчетная УА в растениях, Бк/кг	0,89	0,082	0,1	0,0078
2	Кн	0,030	0,25	0,019	0,002
	Средняя УА в почве, Бк/кг	20,3	14,4	4,6	0,7
	Расчетная УА в растениях, Бк/кг	0,6	3,6	0,087	0,0014
Допустимые уровни в растениях, Бк/кг		74	111	~10*	~10*
Примечание: * – предполагаемые допустимые уровни, см. ниже.					

Предполагаемое содержание радионуклидов ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в растениях не превышает предельно-допустимых уровней радиоактивного загрязнения кормовых растений (¹³⁷Cs – 74 Бк/кг, ⁹⁰Sr – 111 Бк/кг), установленных Минсельхозом Республики Казахстан (1994) [68]. Концентрация ²³⁹⁺²⁴⁰Pu и ²⁴¹Am в растениях не нормируется, однако, исходя из степени общей радиотоксичности каждого, можно предположить, что допустимые уровни по ²³⁹⁺²⁴⁰Pu и ²⁴¹Am будут ориентировочно на порядок меньше, чем по ⁹⁰Sr [46]. При этом предполагаемые допустимые уровни в растениях данных радионуклидов значительно выше средних расчетных значений УА.

Для оценки правильности представленного расчета на исследуемой территории «южной» части СИП проведены экспедиционные работы, в ходе которых в 2-х выделенных зонах радиоактивного загрязнения выбрано 15 участков, на которых заложены исследовательские площадки (точки отбора) (рисунок 122). На 10-ти исследовательских площадках произведен отбор надземной части растений (площадь отбора ~ 2 кв. м), представленных двумя видами: ковыль (*Stipa sareptana*) и полынь (*Artemisia gracileccens*), на 5-ти – смешанных образцов степного разнотравья. В 1-й зоне («след» радиоактивных выпадений) растения отобраны в местах повышенных концентраций, во 2-й зоне (непосредственно условно «фоновые» территории) – на участках с низкими и средними концентрациями радионуклидов в почве.

Методика пробоподготовки и радионуклидного анализа описана в разделе 3.2.2. Для определения ^{90}Sr применяли бета-спектрометр «Прогресс», предел обнаружения по ^{90}Sr составил 100 Бк/кг. В таблице 28 представлены значения удельной активности радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{241}Am в отобранных пробах растений и расчетные значения.

Таблица 28.

Удельная активность радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{241}Am в растениях

Зона	Точка отбора	Растения	Удельная активность (УА) радионуклидов, Бк/кг		
			²⁴¹ Am	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
1	1	КОВЫЛЬ	< 0,2	0,5 ± 0,1	< 100
		ПОЛЫНЬ	< 0,1	0,8 ± 0,2	< 100
	2	КОВЫЛЬ	< 0,4	< 0,7	< 100
		ПОЛЫНЬ	< 0,6	< 2,3	< 100
	3	ПОЛЫНЬ	< 0,1	< 0,13	< 100
		КОВЫЛЬ	< 0,1	< 0,2	< 100
	4	КОВЫЛЬ	< 0,1	< 0,4	< 100
		ПОЛЫНЬ	< 0,4	< 1	< 100
Средняя УА радионуклидов в растениях, Бк/кг			-	-	< 100
Расчетная УА радионуклидов в растениях, Бк/кг			0,0078	0,89	0,082
2	5	КОВЫЛЬ	< 0,1	< 0,1	3 ± 0,7
		ПОЛЫНЬ	< 0,1	< 0,5	< 100
	6	КОВЫЛЬ	< 0,1	< 1	< 100
		ПОЛЫНЬ	< 0,1	< 0,7	< 100
	7	КОВЫЛЬ	< 0,2	< 1	< 100
		ПОЛЫНЬ	< 0,1	2,3 ± 0,5	< 100
	8	КОВЫЛЬ	< 0,1	< 0,4	< 100
		ПОЛЫНЬ	< 0,7	2,3 ± 0,5	< 100
	9	КОВЫЛЬ	0,33 ± 0,07	< 0,1	12 ± 2
		ПОЛЫНЬ	< 0,1	< 0,3	8,3 ± 1,2
	10	КОВЫЛЬ	< 0,1	1,2 ± 0,2	< 100
		ПОЛЫНЬ	< 0,2	1,4 ± 0,3	< 100
	11	разнотравье	< 0,084	< 0,5	-
	12	разнотравье	< 0,099	< 0,2	-
	13	разнотравье	< 0,08	< 0,3	-
14	разнотравье	< 0,2	< 0,2	-	
15	разнотравье	< 0,068	< 0,4	-	
Средняя УА радионуклидов в растениях, Бк/кг			-	-	-
Расчетная УА радионуклидов в растениях, Бк/кг			0,0014	0,6	3,6
Примечание: «-» – данные отсутствуют					

Полученные значения удельной активности радионуклидов в отобранных пробах растений для «следа» радиоактивных выпадений (1-я зона) не противоречат установленным значениям удельной активности, полученными в ходе теоретического расчета. Непосредственно же для условно «фоновых» территорий (2-я зона) отдельные значения удельной активности радионуклидов в отобранных пробах растений в некоторых случаях превышают расчетную удельную активность радионуклидов в растениях. Данное обстоятельство может быть связано с неравномерностью содержания радионуклидов в растительном покрове и характеризует возможные повышенные (или максимальные) значения их удельной активности в растениях на исследуемой территории. Однако в абсолютном большинстве случаев полученные значения удельной активности радионуклидов в отобранных пробах растений находятся ниже пределов обнаружения используемой аппаратуры и не противоречат расчетным величинам. Таким образом, в целом предложенные рекомендации по оценке радиоактивного загрязнения растительного покрова с использованием Кн оправдывают себя и являются оптимальными.

3.3. Водные объекты

3.3.1. Исследование уровня концентраций искусственных радионуклидов в объектах водопользования, расположенных на условно «фоновых» территориях СИП

3.3.1.1. Характеристика объектов водопользования

Территория полигона, условно отнесенная к «фоновым», является местом постоянного и периодического проживания местного населения, занимающегося сельским хозяйством и скотоводством. По этой причине все водные объекты, расположенные на данной территории, относятся к потенциальным объектам водопользования, которые при определенных обстоятельствах могут использоваться как в хозяйственно-технических, так и в питьевых целях.

Так как на территории полигона присутствуют радиационно-опасные объекты, влияние которых на окружающую среду, в том числе и прилегающие к ним территории, исключать нельзя, возникла необходимость провести оценку качества вод объектов водопользования по радиационным параметрам.

С точки зрения выбора методологического подхода, все исследуемые объекты водопользования были разделены на две группы, в зависимости от их месторасположения относительно мест проведения ядерных испытаний:

- объекты водопользования, расположенные на условно «фоновых» территориях;
- объекты водопользования, генетически связанные с радиационно-опасными объектами полигона.

Объекты водопользования, расположенные на условно «фоновых» территориях

По результатам ранее проведенных радиологических исследований к условно «фоновым» территориям СИП были отнесены «северная», «западная», «юго-восточная» и «южная» части полигона [69, 77, 79, 125].

Места расположения объектов водопользования на исследуемых территориях определялись путем дешифрирования космоснимков, выполненных с высоким разрешением, а также с использованием гидрогеологических карт местности с проведением детального маршрутного обследования. В ходе работ для каждого объекта водопользования были определены географические координаты, а в случае поверхностных водотоков (ручей, озеро) – достаточно четко установлены границы.

Классификация объектов водопользования проводилась по признакам и характеристикам, отражающим его основные особенности. Согласно проведенной классификации, были выделены следующие типы объектов:

- скважинный тип;
- колодезный тип;
- поверхностный водоток;
- родник.

Общий вид объектов водопользования представлен на рисунке 123.



Скважинный тип

Поверхностный водоток (озеро)

Колодец

Рисунок 123. Типы объектов водопользования

В общей сложности в ходе проведения исследований выявлено и обследовано 250 объектов водопользования, месторасположение которых представлено на рисунке 124.

Скважины, колодцы и родники относятся к объектам водопользования, питающимся подземными водами. Часть таких объектов является действующими, они расположены на территории жилых летников и зимовок, зачастую оборудованы поилками для скота. Другая часть расположена обособленно, разбросана по всей исследуемой территории, либо вблизи заброшенных участков – временных мест проживания людей. Такие объекты водопользования также обследовались, так как в сезон активного выпаса брошенные летники и зимовки зачастую восстанавливаются, а заброшенные скважины и колодцы, расположенные, как правило, по пути следования к местам выпаса скота, вновь начинают функционировать.

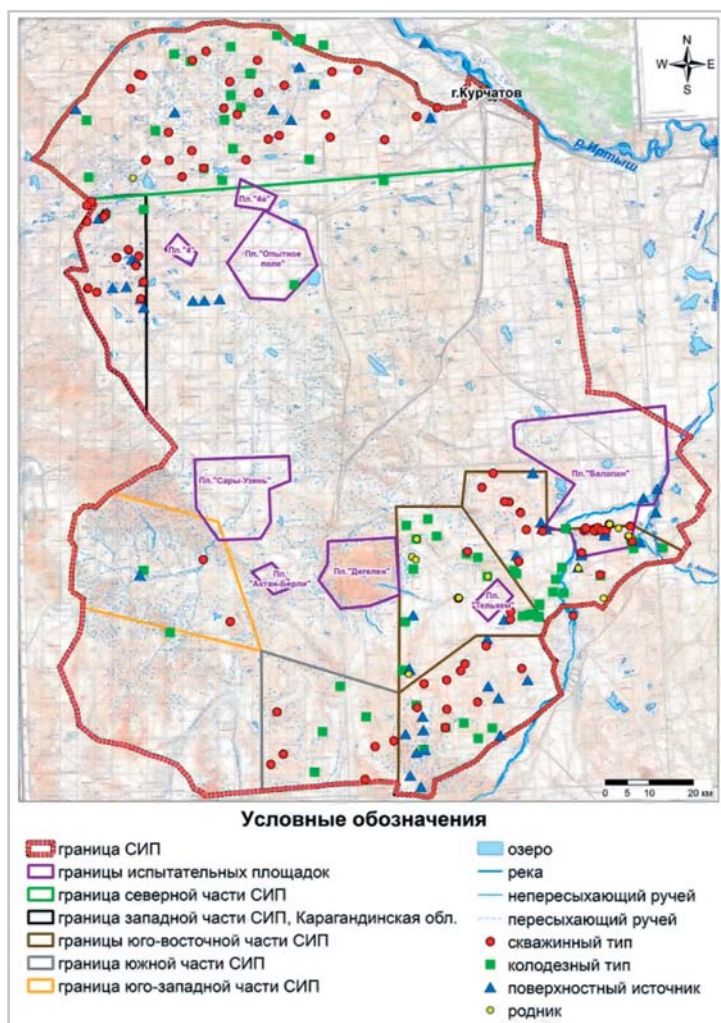


Рисунок 124. Схема расположения объектов водопользования на территории СИП

К поверхностным водотокам относятся соленые и сильносоленые озера, стоки поверхностных вод, небольшие ручьи сезонного проявления. Котловины и русла таких водотоков заполняются талыми и дождевыми водами в весенне-осенний период и практически полностью пересыхают в летнее время года. Несмотря на это, поверхностные водотоки также тщательно обследовались, так как вблизи них были отмечены многочисленные места выпаса животных, что говорило об их использовании в хозяйственных целях.

Абсолютное большинство озер являются бессточными, мелководными, глубиной от 0,5 до 1,4 м. Источником питания озер и небольших поверхностных водотоков на 70–80 % являются грунтовые воды, остальное приходится на долю атмосферных осадков.

Объекты водопользования, генетически связанные с радиационно-опасными объектами

На части территорий существуют участки с повышенными концентрациями радионуклидов в объектах окружающей среды, расположенные вблизи радиационно-опасных объектов. Одним из таких участков, требующих особого отношения при проведении радиологических исследований, является территория, прилегающая к площадке «Дегелен». Основным путем образования радиоактивного загрязнения на данной территории является вынос радиоактивности со штольневых водотоками, выходящими из полостей штолен ПЯВ на площадке «Дегелен». По берегам и поймам штольневых водотоков отмечены повышенные концентрации искусственных радионуклидов (ИРН) в объектах окружающей среды (воде, почве, растительности): ^{90}Sr – $n \cdot 10^3 \div n \cdot 10^5$ Бк/кг, ^{137}Cs – $n \cdot 10^4 \div n \cdot 10^5$ Бк/кг, $^{239+240}\text{Pu}$ – до $n \cdot 10^4$ Бк/кг, ^3H – до $n \cdot 10^5$ Бк/кг [126].

Всего таких водотоков на площадке «Дегелен» порядка 12, но все они генетически связаны с основными водотоками (ручьями), выходящими далеко за пределы испытательной площадки. Это ручьи Узынбулак, Токтакушык, Байтлес, Актыбай и ряд сезонных водотоков без названия.

Данные ручьи за пределами площадки «Дегелен» становятся потенциальными объектами водопользования со свободным доступом к воде, которые могут быть использованы местным населением для водопоя скота, в питьевых и хозяйственных целях (рисунки 125).

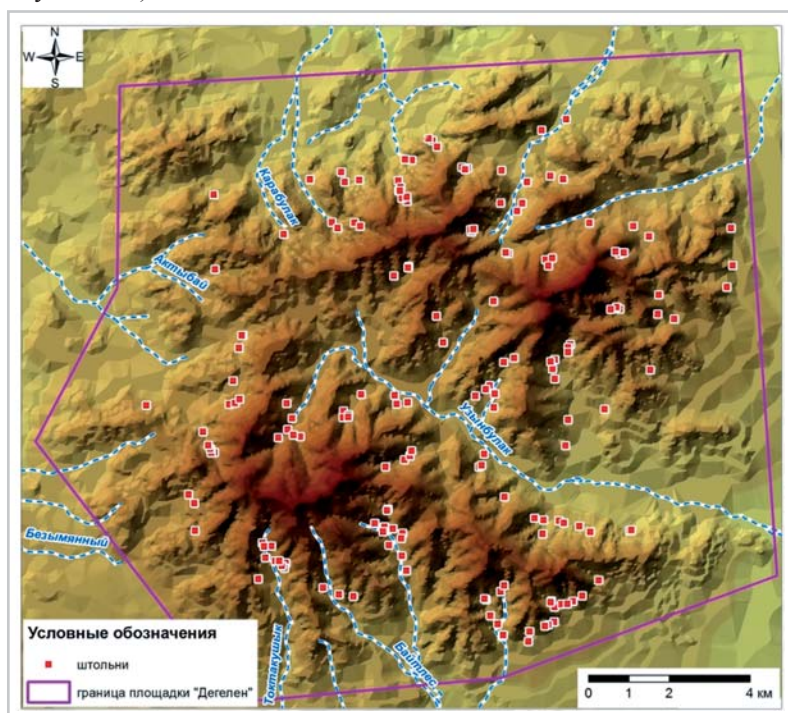


Рисунок 125. Расположение основных ручьев, выходящих за пределы площадки «Дегелен»

Учитывая радиационную ситуацию, сложившуюся в пойме ручьев, и особенность их образования, проведение радиационного обследования таких потенциальных объектов водопользования является важной задачей.

Детальные исследования проводились на р. Узынбулак, долина которого имеет наиболее крупную площадь водосбора. Ручей Узынбулак генетически связан с водотоком штольни № 177 и, выходя за границу испытательной площадки «Дегелен», протекает по территории юго-восточной части СИП на протяжении порядка 12 км.

Согласно ранее полученным данным, основным загрязняющим радионуклидом водотока штольни 177 и р. Узынбулак является ^3H , удельная активность которого в воде составляет порядка $n \cdot 10^5$ Бк/кг. Также в водотоке штольни 177 на участке, расположенном в непосредственной близости от портала штольни, было зафиксировано присутствие радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr с удельной активностью $n \cdot 10^2 \div n \cdot 10^3$ Бк/кг [38].

3.3.1.2. Концентрация искусственных радионуклидов в объектах водопользования

Общая методология проведения исследований включала в себя следующие этапы:

- визуальный осмотр объекта водопользования;
- отбор и временное хранение проб воды;
- транспортировка отобранных проб в лабораторию;
- проведение лабораторных исследований.

Визуальный осмотр

Визуальный осмотр на месте включал в себя фотографирование объекта, измерение радиационных параметров для оценки радиационной ситуации, оценку физического состояния объекта водопользования (действующий/не действующий, наличие/отсутствие воды, наличие вблизи жилых построек, проживание людей, следы выпаса/жизнедеятельности скота и т.д.).

На основе визуального осмотра принималось решение о необходимости/возможности проведения дальнейшего обследования данного объекта.

Отбор и временное хранение проб

Место отбора, количество проб и периодичность отбора устанавливались в зависимости от типа и состояния водного объекта. Отбор проб воды проводился в тщательно вымытую посуду из химически стойкого стекла или прозрачного полиэтилена с закручивающейся неокрашенной пробкой. Непосредственно перед отбором емкость ополаскивалась водой, подлежащей анализу, а затем наполнялась до верха и закручивалась крышкой. Объем каждой пробы составлял 10 л.

По возможности пробы воды отбирались непосредственно перед транспортировкой в лабораторию. В случае заблаговременного отбора проб (если временной промежуток с момента отбора до проведения анализа предположительно составлял более 3-х суток) применялись промежуточные операции консервации проб, в зависимости от предполагаемой продолжительности хранения. В этом случае отобранная проба подкислялась азотной кислотой до $\text{pH}=1$ (ориентировочно 3 мл

HNO_3 на 1 л пробы) для исключения процесса сорбции микроколичеств радионуклидов на внутренней поверхности емкости.

Объекты водопользования, расположенные на условно «фоновых» территориях. Из скважин и колодцев пробы воды отбирались после предварительной прокачки при помощи имеющегося при колодце приспособления для забора воды, либо батометром.

Из поверхностных водоемов пробы воды отбирали батометром с глубины 0,3–0,5 м на расстоянии порядка 0,5–1,0 м от берега (по возможности). При необходимости, в случае водоемов большой площадью, отбор проб воды проводился с разных сторон либо в нескольких разных местах при наличии свободного доступа к воде.

Ручей Узынбулак. Отбор проб воды р. Узынбулак проводился батометром с глубины 0,3–0,5 м на расстоянии порядка 0,5–1,0 м от берега (по возможности). Учитывая связь ручья со штольневой водотоком, отбор проб воды проводился вдоль всего русла, начиная от места выхода ручья на поверхность у портала штольни 177 и до зоны конечного стока ручья за пределами площадки «Дегелен». Для контроля возможного выноса радионуклидов на территорию «юго-восточной» части СИП, которая является условно «фоновой», в русле ручья дополнительно было заложено 2 исследовательских участка (МП4 и МП1), расположенных на границе площадки и на расстоянии порядка 2 км от границы площадки «Дегелен». На данных участках проводился одновременный отбор проб поверхностных и подземных вод (рисунок 126).



Рисунок 126. Участки исследований в русле р. Узынбулак

Учитывая особенность расположения ручья, особое внимание было уделено участку русла за пределами площадки «Дегелен» для оценки возможного выноса радионуклидов за ее границы. Русло ручья в пределах площадки исследовалось только на содержание радионуклида ^3H (участки 1, 3, 5 и 15) в воде (рисунок 126). Пробы воды, отобранные на границе площадки «Дегелен» и за ее пределами, исследовались на все основные искусственные дозообразующие радионуклиды – ^3H , ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$.

Транспортировка

Для транспортировки в лабораторию каждая проба снабжалась паспортом с указанием места и даты отбора, координат и радиационных параметров места отбора, а также иных условий, при которых была отобрана проба, установленных при обследовании на месте. В случае проведения предварительной подготовки проб, данная информация также заносилась в паспорт на пробу с указанием даты, вида подготовки и используемых материалов/реагентов. В соответствии с требованиями, пробы транспортировали в таре, гарантирующей сохранность и предохраняющей воду от замерзания или перегрева [127].

При транспортировке емкости с пробами помещали внутри тары (контейнера, ящика), препятствующей загрязнению, повреждению или самопроизвольному открытию пробок. Пробы упаковывались в тары в соответствии с датой их отправки в лабораторию.

Проведение лабораторных исследований

Отобранные пробы воды анализировались на содержание ^3H , ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$.

Исследование содержания ^3H . Подготовка проб воды и измерение удельной активности ^3H проводились в соответствии с аттестованной методикой [128]. Из отфильтрованной пробы отбирали образец объемом 5 мл и помещали в пластиковую вials объемом 20 мл с добавлением сцинтилляционного коктейля в пропорции 1:3 (отношение образец – сцинтиллятор). Для анализа представляемых проб использовался сцинтилляционный коктейль Ultima Gold LLT, разработанный специально для измерения ^3H в природных образцах (эффективность регистрации для трития в диапазоне 0–18 кэВ порядка 60 %). Для определения объёмной активности ^3H в отобранных пробах использовался жидкосцинтилляционный спектрометр TriCarb 2900 TR. Область энергии для определения ^3H задана в интервале от 0 до 15 кэВ. Время измерения каждого образца составляло порядка 120 минут. Чувствительность используемого метода измерений при определении удельной активности ^3H в свободной воде – 12 Бк/л.

Исследование содержания ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$. Подготовка проб и определение удельной активности ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ проводились в соответствии с методикой определения искусственных радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ в природных водах методом концентрирования. Для контроля химического выхода в предварительно отфильтрованную пробу вводились изотопные метки ^{134}Cs , ^{85}Sr и ^{242}Pu [129].

$^{239+240}\text{Pu}$. Химический выход $^{239+240}\text{Pu}$ рассчитывался по результатам альфа-спектрометрических измерений, исходя из известной активности введенной изотопной метки ^{242}Pu . Отделение концентрата плутония проводилось на гидроксиде железа. Для этого в раствор вводили 40–70 мл раствора хлорного железа (III) с концен-

трацией 10 мг Fe/см³. В полученный раствор добавлялся порциями 20 % раствор NaOH для осаждения гидроксила железа до pH=7. Раствор выстаивался в течение 12 часов и декантировался. Осадок гидроксида железа, являющийся концентратом плутония, далее отправлялся на радиохимический анализ для выделения изотопа ²³⁹⁺²⁴⁰Pu. Удельная активность ²³⁹⁺²⁴⁰Pu в подготовленном образце определялась на альфа-спектрометре [130].

⁹⁰Sr. Химический выход ⁹⁰Sr, после осаждения карбонатов, и ⁹⁰Y определялся по результатам гамма-спектрометрических измерений, исходя из известной активности введенной изотопной метки ⁸⁵Sr и ⁸⁸Y соответственно. Концентрирование изотопов стронция осуществлялось методом соосаждения с карбонатом кальция, для чего в пробу вносился 20 % раствор Na₂CO₃ до pH ≥ 9. По окончании осаждения проводилось измерение ⁸⁵Sr для определения химического выхода, и в полученный раствор добавлялась изотопная метка ⁸⁸Y. Удельная активность ⁹⁰Sr рассчитывалась по удельной активности ⁹⁰Y после 2-недельного накопления ⁹⁰Y из ⁹⁰Sr. Измерение бета-источника ⁹⁰Y выполнялось с использованием бета-спектрометра [111].

¹³⁷Cs. Химический выход ¹³⁷Cs рассчитывался по результатам гамма-спектрометрических измерений, исходя из известной активности введенной изотопной метки ¹³⁴Cs. Концентрирование ¹³⁷Cs проводилось методом соосаждения с ферроцианидами меди. Осадок ферроцианидов с осажденным цезием измерялся на гамма-спектрометре [93].

Концентрация искусственных радионуклидов в объектах водопользования, расположенных на условно «фоновых» территориях

С целью детального изучения характера возможного радионуклидного загрязнения исследование радионуклидного состава вод объектов водопользования на каждой территории проводилось с 2-кратной повторностью в течение 2-х последовательных лет. Результаты исследований представлены в таблице 29.

Таблица 29.

Диапазон удельной активности ИРН в воде

№ п/п	Удельная активность радионуклидов, Бк/кг			
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	^{239/240} Pu	³ H
скважинный тип				
1	<0,07 – <0,1	<0,001 – <0,08	<0,0004 – <0,06	<7 – <12
колодезный тип				
2	<0,05 – <0,1	<0,004 – <0,08	<0,0010 – <0,08	<7 – <12
поверхностный источник				
3	<0,01 – <0,2	<0,005 – <0,08	<0,0006 – <0,08	<7
родник				
4	<0,01 – <0,2	<0,001 – <0,01	<0,0012 – <0,01	<7

Согласно полученным данным, присутствие искусственных радионуклидов в воде выявлено не было. Удельная активность радионуклидов в анализируемых образцах составила для ¹³⁷Cs < 0,2 Бк/кг, ⁹⁰Sr < 0,08 Бк/кг, ²³⁹⁺²⁴⁰Pu < 0,08 Бк/кг и для ³H < 15 Бк/кг.

Значения удельной активности ИРН в воде объектов водопользования не превысили значений уровня вмешательства (УВ) по содержанию отдельных радионуклидов в питьевой воде: ^{137}Cs – 11 Бк/кг, ^{90}Sr – 4,9 Бк/кг, $^{239+240}\text{Pu}$ – 0,55 Бк/кг, ^3H – 7600 Бк/кг [46].

Результаты исследования показали, что вода объектов водопользования, расположенных на условно «фоновых» территориях, на удалении от участков с повышенным радиационным фоном, не содержит ИРН. С точки зрения радиационной составляющей, вода в исследованных объектах опасности не представляет.

Так как обследованные территории по результатам радиологических исследований признаны территориями с фоновыми уровнями радиоактивного загрязнения, полученные результаты были вполне ожидаемы [69, 77, 79, 125].

В поверхностных и подземных водах на данной территории не ожидается присутствия искусственных радионуклидов в количествах, превышающих значения УВ для питьевой воды – нет источников поступления ИРН, отсутствуют явные механизмы миграции. Даже если предположить, что миграция ИРН с радиационно-опасных объектов СИП все же будет иметь место, маловероятно появление на столь удаленном расстоянии от мест проведения испытаний таких радионуклидов, как $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{137}Cs . Результаты комплексных исследований, проводимых в разное время на территории СИП, показали, что, учитывая характер загрязнения испытательных площадок, радионуклиды $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{137}Cs не распространяются на расстояние более 2–3 км от мест их образования, что, как правило, ограничивается территорией испытательной площадки [131, 132]. Таким образом, нет необходимости проводить постоянный и повсеместный контроль содержания данных радионуклидов в воде объектов водопользования.

Что касается радионуклидов ^{90}Sr и ^3H , учитывая их миграционные свойства, принимать решение о необходимости проведения исследований нужно отдельно в каждом конкретном случае, учитывая специфику радиоактивного загрязнения и расстояние от обследуемого объекта до той или иной испытательной площадки.

В случае если объект находится в непосредственной близости к местам проведения испытаний или к радиационно-загрязненным участкам, а также в случае наличия протяженного водного объекта, контактирующего с радиоактивно загрязненными территориями, контроль за содержанием ^{90}Sr и ^3H в водных объектах обязателен.

Концентрация искусственных радионуклидов в ручье Узынбулак

Результаты исследования поверхностных и подземных вод р. Узынбулак представлены в таблице 30.

Таблица 30.

Удельная активность искусственных радионуклидов в воде ручья Узынбулак

№ п/п	Точка отбора	^{137}Cs , Бк/кг	^{90}Sr , Бк/кг	$^{239+240}\text{Pu}$, Бк/кг	^3H , Бк/кг
Поверхностные воды					
1	участок 15	-	-	-	45 000 ± 5 000
2	участок 5	-	-	-	35 000 ± 3 000
3	участок 3	-	-	-	85 000 ± 7 000

№ п/п	Точка отбора	^{137}Cs , Бк/кг	^{90}Sr , Бк/кг	$^{239+240}\text{Pu}$, Бк/кг	^3H , Бк/кг
4	участок 1	-	-	-	$10\,000 \pm 1\,000$
5	участок 25	$<0,02$	$<0,005$	$<0,003$	$45\,000 \pm 5\,000$
6	1/1в	$<0,02$	$<0,005$	$<0,003$	$60\,000 \pm 6\,000$
7	T-3U	$<0,02$	$<0,005$	$<0,003$	$60\,000 \pm 6\,000$
8	T-4U	$<0,02$	$<0,005$	$<0,003$	$57\,000 \pm 7\,000$
9	T-5U	$<0,02$	$<0,005$	$<0,003$	$55\,000 \pm 5\,000$
10	МП4	$<0,02$	$<0,005$	$<0,003$	$30\,000 \pm 4\,000$
11	МП1	$<0,02$	$<0,005$	$<0,003$	$35\,000 \pm 6\,000$
Подземные воды					
1	МП4	$<0,02$	$1,25 \pm 0,02$	$<0,003$	$40\,000 \pm 5\,000$
2	МП1	$<0,02$	$1,30 \pm 0,02$	$<0,003$	$40\,000 \pm 5\,000$

Основным загрязняющим радионуклидом вод р. Узынбулак является ^3H , значительное содержание которого было зафиксировано как в поверхностных, так и в подземных водах. Во всех исследованных пробах воды удельная активность ^3H составляет порядка $1 \cdot 10^4$ Бк/кг. Полученные значения на порядок превышают значение УВ для ^3H , равное $7,6 \cdot 10^3$ Бк/кг [46]. Удельная активность ^3H в поверхностных водах р. Узынбулак в ряде случаев превышает $\text{УВ}_{\text{нас}}$ до 11 раз и остается достаточно высокой даже в зоне конечного стока ручья, на расстоянии порядка 10–12 км от границы площадки «Дегелен». По уровню содержания радионуклида ^3H р. Узынбулак относится к радиационно-опасным объектам и не может использоваться в качестве объекта водопользования.

Наличие ^{90}Sr в воде, удельная активность которого составила порядка 1,3 Бк/кг, отмечено только в подземных водах в русле р. Узынбулак в воде обеих мониторинговых скважин (таблица 30). Полученные значения не превышают $\text{УВ}_{\text{нас}}$, который для данного радионуклида составляет 4,9 Бк/кг [46]. Однако, с точки зрения прогнозных оценок миграции ^{90}Sr , полученные значения являются существенными. Это показывает, что в подземных водах за пределами площадки «Дегелен» протекают миграционные процессы с выносом данного радионуклида из мест проведения ядерных испытаний, на что нужно обратить особое внимание.

Радионуклиды ^{137}Cs и $^{239+240}\text{Pu}$ в воде зафиксированы не были, значения удельной активности данных радионуклидов составили $< 0,02$ для ^{137}Cs и $< 0,005$ для $^{239+240}\text{Pu}$, что существенно ниже УВ.

На примере р. Узынбулак видно, что в зоне влияния протяженных водотоков, имеющих генетическую связь с местами проведения ядерных испытаний и вытекающих за пределы испытательных площадок, необходим постоянный радиационный контроль. В первую очередь, важно наблюдать за содержанием в воде ^3H , миграционные свойства которого позволяют ему мигрировать с водными потоками на большие расстояния, а затем ^{90}Sr , миграционные свойства которого хуже, но, тем не менее, данный радионуклид также фиксируется на значительном расстоянии от мест проведения испытаний.

Важно понимать, что в случаях исследований рек и ручьев (протяженных водных объектов) необходимо осуществление мониторинга путем создания сети мониторинговых участков, а также контроль возможной миграции искусственных радионуклидов не только с поверхностными, но и с подземными водами. С целью определения необходимых видов анализов при исследовании качества вод на различных территориях, важно, в первую очередь, изучить гидрографическую сеть данного района, чтобы понять природу происхождения исследуемых водотоков (ручьев, рек, сезонных водотоков, горных стоков и т.д.) и оценить территорию их водосбора.

Исследование качества вод «условно» фоновых территорий СИП проводилось с целью оценки возможного влияния последствий ядерных испытаний на окружающую среду и основывалось на характере предполагаемого загрязнения. При проведении радиационной оценки предполагалось, что в воде может быть зафиксировано присутствие ИРН, таких как ^3H , ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$, и основной задачей являлось проведение исследования радионуклидного состава вод.

Проведенные исследования показали, что в воде объектов водопользования, расположенных на фоновых территориях, содержание искусственных радионуклидов не превышает значений уровня вмешательства. Однако нельзя с уверенностью говорить о полном их отсутствии, и в каждом конкретном случае необходимо корректировать стандартные методы и подходы, предлагаемые для исследования.

Результаты проведенного исследования позволили сформировать следующие рекомендации при проведении радиационной оценки качества вод:

1. При исследовании объектов водопользования и различных водных объектов в первую очередь необходимо дать четкое описание гидрографической сети территории. Это позволит получить данные об их гидрологических характеристиках и определить наличие возможных гидрографических связей с радиационно-опасными объектами.
2. В случае если такая связь установлена, в первую очередь проанализировать воду на содержание ^3H , затем, выборочно, на содержание ^{90}Sr . Согласно полученным результатам принимать решение о необходимости проведения комплексных радиологических исследований.
3. При исследовании объектов водопользования по типу колодцев и скважин, расположенных на расстоянии 3-5 км и более от радиационно-опасного объекта, нет необходимости проводить исследования на содержание ^{137}Cs и $^{239+240}\text{Pu}$ в воде. Содержание ^3H и ^{90}Sr исследовать выборочно, в ряде объектов.

В целом, результаты проведенного исследования показали: вода во всех объектах водопользования, расположенных на фоновых территориях СИП, является радиационно-безопасной.

3.3.2. *Исследование характера распределения радионуклидов в системе «вода-донные отложения» в водных объектах, расположенных на территории СИП и прилегающих территориях*

Поверхностные воды являются жизненно важными для человека при осуществлении хозяйственной деятельности, поэтому при исследовании территории бывшего СИП оценка радионуклидного загрязнения поверхностных вод является первоочередной задачей.

Поверхностные воды территории СИП представлены 2 типами объектов – это водоемы и водотоки. Водоемы на территории испытательных площадок («Опытное поле», «Балапан», «Телькем») – это, как правило, воронки, образованные в результате проведения наземных или экскавационных взрывов, заполненные водой. Вне испытательных площадок водоемы – это небольшие по площади озера. Основные водотоки территории СИП – это ручьи площадки «Дегелен» и река Шаган, которая протекает вдоль границы площадки «Балапан» и выходит за границу СИП.

Согласно ранее проведенным исследованиям, на территориях вне испытательных площадок СИП содержание техногенных радионуклидов в поверхностных водах составляет для $^{239+240}\text{Pu}$ от $< 0,0004$ до $0,0045$ Бк/кг, для ^{90}Sr – от $< 0,068$ до $0,1$ Бк/кг. Удельная активность ^{137}Cs и ^3H находится ниже пределов обнаружения используемой аппаратуры, равных $< 0,07$ и 8 Бк/л соответственно [79].

Для определения такого содержания техногенных радионуклидов в воде проводится отбор проб большого объема (от 10 до 100 л), их предварительная пробоподготовка и определение техногенных радионуклидов. Пробоподготовка заключается в физическом или химическом концентрировании с последующим радиохимическим выделением ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ или прямым спектрометрическим измерением ^{137}Cs . Данные процессы являются очень трудоемкими и длительными по времени.

Согласно литературным источникам, донные отложения играют чрезвычайно важную роль в формировании гидрохимического режима воды и функционировании экосистем водоемов и водотоков. Они активно участвуют во внутриводоемном круговороте веществ и энергии [133]. Донные отложения, их состав и свойства отражают совокупность физических, химических и биологических процессов, происходящих в водоемах и водотоках, и являются более стабильным компонентом, в отличие от такой динамичной среды, как водные массы [134]. Основная масса загрязняющих веществ, поступающих в водные объекты, адсорбируется на минеральных и органических частицах, оседает на дно и накапливается в донных отложениях [135, 136]. Следовательно, важнейшим источником информации о состоянии водных экосистем может служить загрязненность донных отложений. В связи с этим рекомендуется оптимизировать проводимые исследования радионуклидного загрязнения водных объектов, проводя в первую очередь анализ донных отложений.

Аккумуляционная способность донных отложений по отношению к радионуклидам количественно характеризуется коэффициентом накопления (K_n , concentration factor), который рассчитывается как отношение содержания радионуклидов в воде к содержанию радионуклидов в донных отложениях. Как вариант может ис-

пользоваться коэффициентом перехода (K_p , transfer factor), который рассчитывается как отношение содержания радионуклидов в донных отложениях к содержанию радионуклидов в воде [137]. Физический смысл K_p заключается в том, что он показывает степень перехода радионуклидов из воды в донные отложения: чем выше K_p , тем интенсивнее данный переход. Согласно многочисленным литературным источникам, значения K_p в среднем уменьшаются от $n \cdot 10^5$ до $n \cdot 10^0$ для радионуклидов в ряду $^{239+240}\text{Pu} > ^{137}\text{Cs} > ^{90}\text{Sr}$ [138–141]. По данным МАГАТЭ рекомендуемые коэффициенты перехода в донные отложения побережья океана для следующих элементов составляют: для Am – $2 \cdot 10^6$, для Pu – $1 \cdot 10^5$, для Cs – $4 \cdot 10^3$ и для Sr – $8 \cdot 10^0$ [142, стр. 18–21].

На K_p влияет ряд факторов, основными из которых являются состав донных отложений и минерализация воды водоема или водотока. Так, например, для иловых донных отложений K_p $^{239+240}\text{Pu}$ составляет в среднем $n \cdot 10^5$ – $n \cdot 10^4$, тогда как для песчанистых донных отложений – на порядок меньше. Такие различия K_p для иловых и песчанистых донных отложений характерны и для ^{137}Cs ($n \cdot 10^4$ и $n \cdot 10^2$), и для ^{90}Sr ($n \cdot 10^2$ и $n \cdot 10^0$) [143–145]. Что касается минерализации воды, то в пресных водах K_p для данных радионуклидов в среднем на порядок выше, чем в соленых водах [146, 147].

Объекты исследования. Объектами исследования являлись водные объекты (поверхностные водоемы и водотоки) на территории СИП и прилегающих территориях. Расположение объектов исследований представлено на рисунке 127, перечень водных объектов – в таблице 31.

Таблица 31.

Водные объекты СИП и прилегающих территорий

Тип объекта	Место расположения	Наименование объекта	Минерализация вод, г/л
Водоемы	«Опытное поле»	ПЗ-П5, участок № 3	4,5
		ПЗ-П5, участок № 4	6,3
		П1, К-1	1,3
		«Тропиловое» озеро	12
	«Балапан»	«Атомное» озеро	12 – 18
		Внешнее водохранилище	13 – 14
	«Телькем»	Телькем-1	23
		Телькем-2	7
	Пос. Канонерка	Озеро Большое	0,2
		Озеро Малое	0,16
		Озеро Соленое	10
	Пос. Долонь	Озеро	0,4
Водотоки	«Балапан»	Река Шаган	10 – 12
	«Дегелен»	Ручей Узынбулак (МП-4)	0,44
		Ручей Байтлес (МП-2)	0,24
		Ручей Токтакушык (МП-3)	0,3
		Ручей Карабулак (МП-5)	0,77
		Река Иртыш	0,1

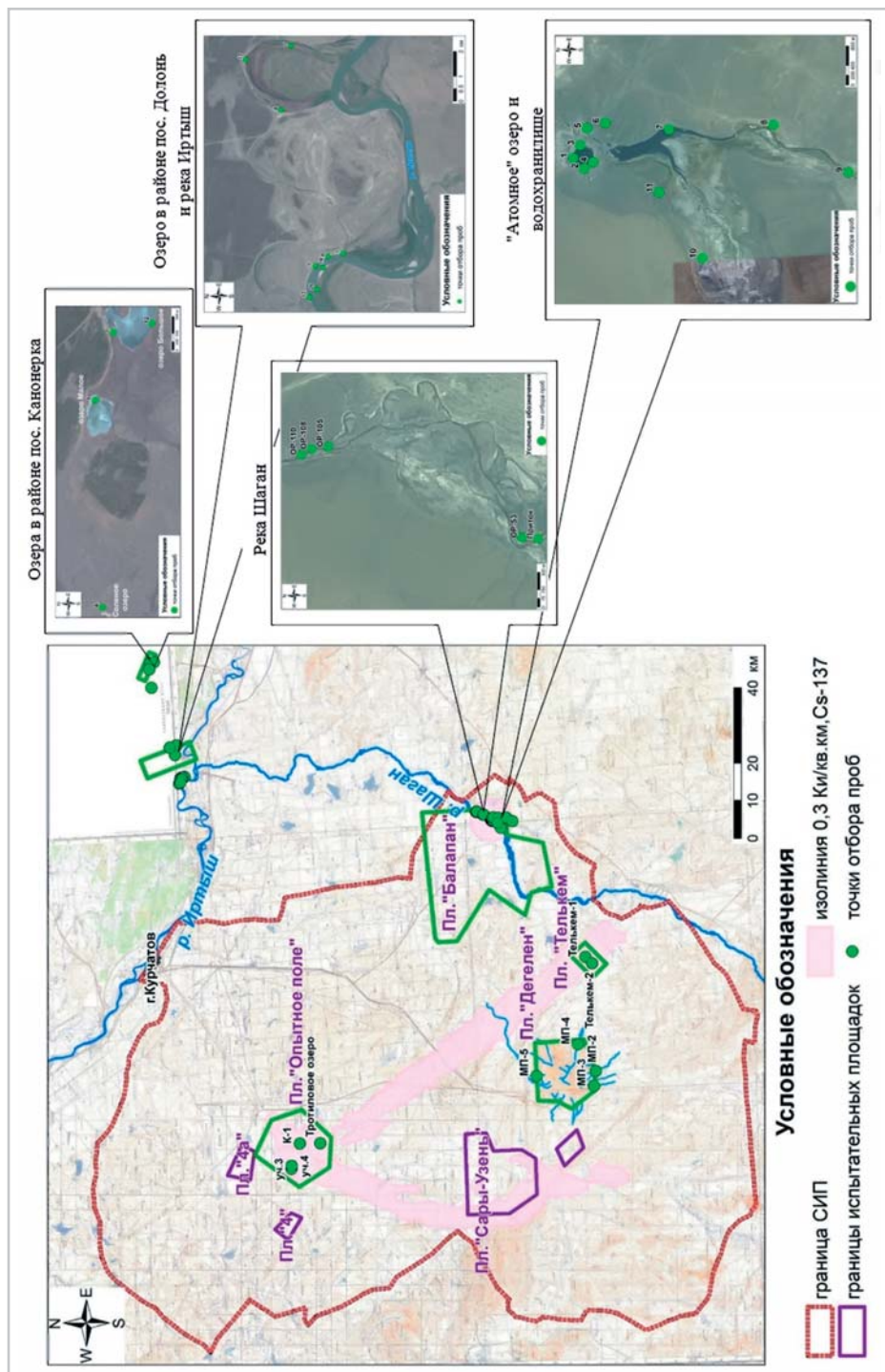


Рисунок 127. Водные объекты СИП и прилегающих территорий

Водные объекты площадки «Опытное поле» – это воронки после наземных ядерных испытаний, заполненные водой и заросшие по периметру камышом. В рамках данной работы рассмотрено 4 объекта: на площадке ПЗ-П5 – воронки с водой на участках №3 и №4, на площадке П1 – воронка с водой в точке К-1 и на площадке П2-П7 – «Тропиловое» озеро.

«Атомное» озеро и озера «Телькем-1» и «Телькем-2» – водоемы, образовавшиеся в результате экскавационных взрывов с выбросом грунта, цель которых – создание искусственных водоемов.

«Атомное» озеро было образовано в результате взрыва 15.01.65 г. мощностью 140 кт на месте слияния рек Шаган и Ащису, вследствие которого образовалась воронка глубиной более 100 м и диаметром 400 м, которая заполнилась водой. В южном и юго-восточном направлении от навала «Атомного» озера образовалось водохранилище. Площадь водохранилища изменяется и в 2014 г. составила порядка 9 км².

В юго-восточной части СИП было проведено два подземных ядерных испытания с выбросом грунта: одиночный взрыв «Телькем-1» (21.10.1968 г.) и групповой (из трех линейно расположенных зарядов) – «Телькем-2» (12.11.1968 г.). Образованные воронки заполнились водой и образовали озера «Телькем-1» с диаметром 90 м, глубиной 15 м и «Телькем-2» – вытянутое по форме озеро длиной 120 м, шириной 60 м и глубиной 10 м.

На прилегающих территориях был выбран участок, подвергшийся радиоактивному загрязнению вследствие испытания 1949 г. На данном участке расположены одно озеро в районе поселка Долонь и 3 небольших озера возле поселка Канонерка. Возле поселка Канонерка расположены: озеро «Большое» площадью порядка 1 км², глубиной порядка 1,5–2 м; озеро «Малое» – площадью порядка 0,5 км², глубиной порядка 1–1,5 м; озеро «Соленое» – площадью 0,02 км², с небольшим содержанием воды.

Река Шаган является основным поверхностным водотоком в пределах СИП. Она течет вдоль восточной границы площадки «Балапан», выходит за пределы СИП и является левобережным притоком реки Иртыш. В пределах СИП длина русла реки – около 50 км. Дебит реки в летний период составляет 3 м³ в минуту. Маловодная река Шаган характеризуется низкой скоростью течения, ветвлениями, тупиковыми заводями, заболачиванием берегов [148]. На основе ранее проведенных в Институте радиационной безопасности и экологии исследований было зафиксировано и неоднократно подтверждено наличие высокого содержания ³H на участке в районе 5 км от «Атомного» озера. Поэтому в данной работе рассматривался интервал реки Шаган от «Атомного» озера до 5 км.

Интерес также представляют находящиеся в зоне влияния водотоков из штолен ручьи площадки «Дегелен»: Узынбулак, Карабулак, Токтакушык и Байтлес. Самым крупным водным источником из всех ручьев горного массива Дегелен является ручей Узынбулак. Долина этого ручья протяженностью около 20 км имеет наиболее крупную площадь водосбора. К самому ручью и его притокам примыкают около 50 штолен [38]. В точке отбора проб на границе площадки «Дегелен» ширина ручья составляет порядка 1 м, глубина – 0,5 м. Ручьи Токтакушык и Байтлес расположены в южной части испытательной площадки «Дегелен». У ручья Токтакушык притоки

отсутствуют. Ручей Байтлес формируют два основных притока, третий левосторонний приток впадает в основное русло уже за пределами горного массива. Протяженность долины ручья Токтакушык порядка 10–12 км, ручья Байтлес – более 15 км. Ручей Карабулак расположен в северной части площадки и состоит из двух притоков, третий приток впадает в основное русло за пределами горного массива. Общая протяженность ручья порядка 30 км, в пределах площадки «Дегелен» – порядка 4 км. Точки отбора проб с данных ручьев находились на границе площадки «Дегелен», где ширина русел составляла порядка 0,5 м, глубина – 20–25 см.

Основным водотоком прилегающих территорий является река Иртыш – самая большая река в Казахстане, которая является притоком реки Обь. Длина Иртыша составляет 4 248 км, что превышает длину самой Оби. Протекает по территории трех государств – Китая, Казахстана и России. Общая площадь водосбора составляет 1 643 000 км². На границе Китая с Республикой Казахстан дебит Иртыша составляет 9 км³ воды в год [149]. Для исследования был выбран участок, через который проходил след от испытания 1949 г.

Несмотря на близость расположения водных объектов, а в некоторых случаях одинаковый характер образования водоемов, вода значительно отличается по химическому составу. Встречаются объекты как с пресной водой и со степенью минерализации до 1 г/л, так и с соленой водой и степенью минерализации более 10 г/л. Степени минерализации исследуемых вод представлены в таблице 31.

Отбор проб. Для проведения исследований с выбранных объектов выполнялся сопряженный отбор проб воды и донных отложений. Отбор проб проводился в конце лета и начале осени 2014 года, когда количество воды значительно меньше, чем в весенний период во время снеготаяния. Данные по точкам отбора проб, а именно расстояние от берега и глубина в точке отбора, приведены в таблице 32. Отбор проб донных отложений проводился на глубину 0–10 см. Отбор проб воды проводился с поверхности 0–15 см. Пробы воды с объектов территории СИП отбирались объемом 10 л, с объектов прилегающих территорий – объемом 100 л. Все пробы в кратчайший срок доставлялись в лабораторию. Пробы донных отложений передавались для проведения анализа. Пробы воды отфильтровывались и консервировались концентрированной азотной кислотой до pH=2. Законсервированная проба хранилась до начала проведения анализа, но не более 30 дней [150, 151].

Таблица 32.

Данные по точкам отбора проб

Место отбора	Точка отбора	Расстояние от берега, м	Глубина в точке отбора, м	Примечание
«Опытное поле»	уч. №3	0,2 – 0,25	0,5	
	уч. №4	0,3 – 0,35	0,45 – 0,5	
	К-1	0,6	0,3	
	«Тротиловое» озеро	0,3 – 0,35	0,5	
«Атомное» озеро	т.1 – т.4	0,1 – 0,15	0,5 – 0,6	

Место отбора	Точка отбора	Расстояние от берега, м	Глубина в точке отбора, м	Примечание
Водохранилище	т.5 – т.9	0,5	0,2 – 0,25	
	т. 10	100	0,3 – 0,35	
	т. 11	20	0,3 – 0,35	
«Телькем-1»		45 (центр)	15	
«Телькем-2»		30 (центр)	10	
Канонерка	о. Малое	2,5 – 3	0,2 – 0,25	
	о. Большое	1 – 1,5	0,2 – 0,25	
	о. Соленое	4	0,2 – 0,25	
Долонь	т.4, т.7, т.13	0,5	0,2 – 0,25	
Река Шаган	ОР-53	1	0,3	Левый берег
	ОР-105	1	0,6	Левый берег
	ОР-108	1	0,3	Левый берег
	ОР-110	1	0,3	Левый берег
	Приток	1	0,3	Левый берег
«Дегелен»	р.Байтлес	0,2 – 0,25	0,15 – 0,2	Середина русла
	р. Токтакушык	0,2 – 0,25	0,15 – 0,2	Середина русла
	р. Узынбулак	0,4	0,3 – 0,35	
	р.Карабулак	0,2 – 0,25	0,15 – 0,2	Середина русла
Река Иртыш	т.1, т.4, т.7, т.13	2,5 – 3	0,2 – 0,25	
	т.19, т.25	1 – 1,5	0,2 – 0,25	

Проведение измерений. В отобранных пробах проводилось определение содержания техногенных радионуклидов ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^{137}Cs .

В пробах донных отложений после предварительного высушивания выполнялись γ -спектрометрические измерения для определения содержания ^{241}Am и ^{137}Cs [93]. Определение содержания ^{90}Sr выполнялось β -спектрометрическими измерениями по дочернему ^{90}Y после предварительного радиохимического выделения. Определение содержания $^{239+240}\text{Pu}$ проводилось с помощью α -спектрометрического анализа после предварительного экстракционно-хроматографического выделения и электролитического осаждения [152].

В пробах воды объемом 10 л с помощью γ -спектрометрических «прямых» измерений определялось содержание ^{241}Am . Далее пробы концентрировались с помощью метода соосаждения. Определение содержания ^{137}Cs проводилось с помощью γ -спектрометрических измерений после соосаждения с гексацианоферратом меди. Определение содержания ^{90}Sr выполнялось β -спектрометрическими измерениями по дочернему ^{90}Y после предварительного соосаждения с карбонатом кальция и радиохимического выделения. Содержание $^{239+240}\text{Pu}$ определялось с помощью α -спектрометрического анализа после предварительного соосаждения с гидроксидом

дом железа (III), экстракционно-хроматографического выделения и электролитического осаждения [129]. Пробы воды объемом 100 л концентрировались методом выпаривания до сухого остатка. Далее определение содержания радионуклидов в сухом остатке проводилось так же, как и в пробах донных отложений.

Содержание техногенных радионуклидов в пробах воды и донных отложений водоемов и водотоков территории СИП и прилегающих территорий, а также коэффициенты перехода (Кп) представлены в таблице 33 и таблице 34, соответственно.

Согласно полученным данным, все водные объекты условно можно разделить на 4 типа.

К 1 типу относятся водоемы на территории испытательных площадок «Опытное поле», «Телькем» и «Атомное» озеро. Это воронки, образованные в результате проведения наземных или экскавационных взрывов, заполненные водой. Их глубина составляет от 10 м до 80 м. Данные водоемы (за исключением «Атомного» озера) не имеют притоков и являются бессточными, т.е. фактически вода не перемешивается. Что касается «Атомного» озера, то на основе ранее проведенных исследований [153] было доказано, что даже при наличии притока изменения происходят лишь в поверхностном слое 15–20 м, нижние придонные слои остаются неизменными. Для таких водоемов характерны очень высокие Кп, даже для такого подвижного радионуклида, как ^{90}Sr : для $^{239+240}\text{Pu}$ значения Кп составляют порядка от $>1,5 \cdot 10^7$ до $2,8 \cdot 10^5$, для ^{137}Cs – от $>3,3 \cdot 10^5$ до $2,3 \cdot 10^3$, для ^{90}Sr – $>1,6 \cdot 10^5$ до $1,1 \cdot 10^2$.

Ко 2 типу можно отнести водоемы на прилегающих территориях: озера природного происхождения, также не имеющие притоков и являющиеся бессточными. Глубина данных озер не превышает 1,5–2 м, поэтому под воздействием природно-климатических условий, а также учитывая человеческий фактор (так как данные водоемы находятся вблизи населенных пунктов), происходит перемешивание воды в водоемах и воздействие на прибрежные донные отложения. Тем не менее, Кп для данных водоемов также очень высоки, в некоторых случаях лишь на порядок или на два порядка меньше, чем в водоемах 1 типа: для $^{239+240}\text{Pu}$ значения Кп составляют от $>1,5 \cdot 10^6$ до $>4,3 \cdot 10^3$, для ^{137}Cs – от $>1,5 \cdot 10^5$ до $3,2 \cdot 10^3$, для ^{90}Sr – $>2,6 \cdot 10^3$ до $4 \cdot 10^1$.

К 3 типу относятся водотоки: ручьи площадки «Дегелен» и река Шаган. Для данных объектов получены низкие Кп: для $^{239+240}\text{Pu}$ значения Кп составляют порядка от $2 \cdot 10^4$ до $8,5 \cdot 10^2$, для ^{137}Cs – от $>3,5 \cdot 10^3$ до $>9 \cdot 10^2$, для ^{90}Sr – $>3 \cdot 10^3$ до $7 \cdot 10^0$. Это связано с тем, что в данной системе вода является подвижной динамической средой, что не позволяет радионуклидам полностью аккумулироваться в донных отложениях.

К 4 типу относится река Иртыш, дебит которой на 3 порядка превышает дебиты водотоков 3 типа. Интересным является тот факт, что в воде реки Иртыш зафиксированы численные значения ^{90}Sr на уровне мБк/л, не характерные для водного объекта прилегающих территорий. Вероятно, это связано с очень большой площадью водосбора реки – более 1,5 млн. км². В целом, для данной реки характерны такие же Кп, как и для водотоков 3 типа.

Что касается ^{241}Am , то для него сложно оценить Кп, так как ни в одном объекте не получено численное значение содержания данного радионуклида в воде.

Содержание техногенных радионуклидов в пробах донных отложений и воды водосемов

Место отбора	Точка отбора	Удельная активность ^{241}Am , Бк/кг		Кп*	Удельная активность ^{137}Cs , Бк/кг		Кп	Удельная активность ^{90}Sr , Бк/кг		Кп	Удельная активность $^{239+240}\text{Pu}$, Бк/кг		Кп
		Донные отложения	Вода		Донные отложения	Вода		Донные отложения	Вода		Донные отложения	Вода	
«Опытное поле»	уч. №3	(2,6±0,5)·10 ³	<3	> 8,7·10 ³	(2,6±0,5)·10 ⁴	<0,08	>3,3·10 ⁵	(2,3±0,3)·10 ³	120±10	20	(1,6±0,1)·10 ⁴	(5,8±0,7)·10 ⁻²	2,8·10 ⁵
	уч. №4	(5,9±1,2)·10 ⁴	<3	> 2·10 ⁴	(1,5±0,3)·10 ⁵	4 ± 1	3,8·10 ⁴	(1,4±0,2)·10 ⁴	13 ± 2	1,1·10 ³	(9,7±1,1)·10 ⁴	(3,1±0,3)·10 ⁻²	3,1·10 ⁶
	К-1	15±3	<3	>5	12±2	<0,01	>1,2·10 ³	10 ± 2	(8,8±1,3)·10 ⁻²	1,1·10 ²	120±10	(3,0±1,1)·10 ⁻³	4·10 ⁴
	«Протилотовое» озеро	95±20	<3	>32	3,1±0,6	<0,01	>3·10 ²	1,8 ± 0,6	(8,2±1,2)·10 ⁻²	22	940±130	(2,6±1,2)·10 ⁻³	3,6·10 ⁵
«Атомное» озеро	т. 1	210 ± 20	<3	>70	(2,4±0,2)·10 ³	<0,01	>2,4·10 ⁵	330 ± 50	<0,7·10 ⁻²	>4,7·10 ⁴	(4,5±0,4)·10 ³	<0,3·10 ⁻³	>1,5·10 ⁷
	т. 2	<3	<3	—	90 ± 9	<0,01	>9·10 ³	10 ± 2	(5,8±0,9)·10 ⁻²	1,7·10 ²	36 ± 4	(2,1±0,9)·10 ⁻³	1,7·10 ⁴
	т. 3	500 ± 50	<3	>1,7·10 ²	(4,3±0,4)·10 ³	<0,02	>2,2·10 ⁵	940 ± 140	<0,6·10 ⁻²	>1,6·10 ⁵	(1,1±0,1)·10 ⁴	(2,8±1,0)·10 ⁻³	3,9·10 ⁶
	т. 4	<3	<3	—	<3	<0,02	>1,8·10 ³	4,8 ± 0,7	0,9 ± 0,1	5	<0,5	(3,0±1,4)·10 ⁻³	<1,7·10 ²
Водохранилище	т. 5	<3	<3	—	55 ± 5	<0,03	>1,8·10 ³	7,9 ± 1,2	0,7 ± 0,1	11	35 ± 4	(1,3±0,8)·10 ⁻³	2,7·10 ⁴
	т. 6	<3	<3	—	<3	<0,01	—	2,8 ± 0,6	0,7 ± 0,1	4	3,1 ± 1,3	(2,0±0,9)·10 ⁻³	1,5·10 ³
	т. 7	10 ± 3	<3	>3,3	<3	<0,02	—	5,5 ± 1,6	0,6 ± 0,1	9	6,6 ± 3,0	(1,8±1,0)·10 ⁻³	3,7·10 ³
	т. 8	25 ± 3	<3	> 8,3	20 ± 3	<0,02	>1·10 ³	11 ± 2	0,6 ± 0,1	18	44 ± 10	<0,2·10 ⁻³	>2,2·10 ⁵
	т. 9	<3	<3	—	25 ± 3	<0,01	>2,5·10 ³	11 ± 2	0,6 ± 0,1	18	12 ± 2	(2,7±1,3)·10 ⁻³	4,4·10 ³
	т. 10	<3	<3	—	5 ± 3	<0,01	>5·10 ²	7,6 ± 1,1	0,8 ± 0,1	9,5	4,6 ± 1,2	(1,8±0,7)·10 ⁻³	2,6·10 ³
«Телькем-1»	т. 11	<3	<3	—	3 ± 1	<0,01	>3·10 ²	3,3 ± 0,7	0,7 ± 0,1	5	6,9 ± 1,6	(1,8±1,1)·10 ⁻³	3,8·10 ³
	850 ± 80	<3	<3	—	(1,4±0,1)·10 ³	<0,02	>7·10 ⁴	—	70 ± 10	—	—	0,12±0,01	—
«Телькем-2»	1550 ± 100	<3	<3	—	(1,4±0,1)·10 ³	<0,02	>6,8·10 ⁴	—	130±20	—	—	(4,4±0,8)·10 ⁻²	—
	о. Малое	<3	<1·10 ⁻³	—	23 ± 3	(7,0±0,7)·10 ⁻³	3,2·10 ³	<1,1	(2,3±0,1)·10 ⁻²	<48	2,7 ± 0,2	<3,0·10 ⁻⁵	>8,8·10 ⁴
Канонерка	о. Большое (т. 1)	<3	<1·10 ⁻³	—	6 ± 1	(1,5±0,1)·10 ⁻³	4·10 ³	5,7 ± 0,9	(3,4±0,3)·10 ⁻³	1,7·10 ³	<0,24	(7,3±0,7)·10 ⁻⁴	<3,3·10 ²
	о. Большое (т. 12)	<3	<1·10 ⁻³	—	7 ± 3	(2,0±0,2)·10 ⁻³	3,5·10 ³	1,3 ± 0,5	<5,2·10 ⁻⁴	>2,6·10 ³	15 ± 3	<4,1·10 ⁻⁵	>3,6·10 ⁵
	о. Соленое	<3	<1·10 ⁻²	—	12 ± 3	(7,0±0,7)·10 ⁻³	1,7·10 ³	5,5 ± 0,8	<1,4·10 ⁻²	>4·10 ²	7,9 ± 1,9	<1,8·10 ⁻³	>4,3·10 ³
	т. 4	<3	<9·10 ⁻⁴	—	30 ± 3	<2·10 ⁻⁴	>1,5·10 ⁵	2,5±0,6	(1,3±0,1)·10 ⁻³	2·10 ³	53 ± 5	(4,0±0,4)·10 ⁻⁴	1,3·10 ⁵
Дюльня	т. 7	<3	<2·10 ⁻³	—	8 ± 3	<3·10 ⁻⁴	>2,7·10 ⁴	1,2±0,6	(1,3±0,1)·10 ⁻³	9·10 ²	52 ± 7	<3,5·10 ⁻⁵	>1,5·10 ⁶
	т. 13	<3	<1·10 ⁻³	—	15 ± 3	<2·10 ⁻⁴	>7,5·10 ⁴	—	(1,7±0,3)·10 ⁻³	—	12 ± 3	<3,3·10 ⁻⁵	>3,6·10 ⁵

Таблица 34.

Содержание техногенных радионуклидов в пробах донных отложений и воды водотоков

Место отбора	Точка отбора	Удельная активность ²⁴¹ Am, Бк/кг		Кп	Удельная активность ¹³⁷ Cs, Бк/кг		Кп	Удельная активность ⁹⁰ Sr, Бк/кг		Кп	Удельная активность ²³⁹⁺²⁴⁰ Pu, Бк/кг		Кп
		Донные отложения	Вода		Донные отложения	Вода		Донные отложения	Вода		Донные отложения	Вода	
Река Шатан	Приток	<3	<3	–	20 ± 3	<0,01	>2·10 ³	14 ± 2	0,17 ± 0,03	82	9,7 ± 2,9	(3,2±1,9)·10 ⁻³	3·10 ³
	ОР-53	<3	<3	–	35 ± 3	<0,01	>3,5·10 ³	16 ± 2	0,17 ± 0,03	94	6,2 ± 2,3	<0,6·10 ⁻³	>3·10 ³
	ОР-105	<3	<3	–	35 ± 3	<0,01	>3,5·10 ³	24 ± 4	(7,6±1,1)·10 ⁻²	3,2·10 ²	6,5 ± 2,3	(1,7±0,8)·10 ⁻³	3,8·10 ³
	ОР-108	<3	<3	–	35 ± 3	<0,01	>3,5·10 ³	22 ± 3	(2,2±0,4)·10 ⁻²	1·10 ³	12 ± 3	(1,4±0,7)·10 ⁻³	8,5·10 ³
	ОР-110	<3	<3	–	30 ± 3	<0,01	>3·10 ³	24 ± 4	<0,8·10 ⁻²	>3·10 ³	6,4 ± 2,7	(2,1±0,9)·10 ⁻³	1·10 ⁴
«Детелем»	р.Байтлес	<3	<3	–	10 ± 3	<0,01	>1·10 ³	18 ± 3	2,5 ± 0,4	7	<0,3	<4,1·10 ⁻³	–
	р. Токтакушык	<3	<3	–	14 ± 3	<0,01	>1,4·10 ³	28 ± 4	0,15±0,02	1,9·10 ²	2,2 ± 1,1	<0,4·10 ⁻³	>5,5·10 ³
	р. Узынбулак	<3	<3	–	9 ± 3	<0,01	>9·10 ²	62 ± 9	0,7±0,1	88	<0,7	(2,4±1,1)·10 ⁻³	<2,9·10 ²
	р.Карабулак	<3	<3	–	25 ± 3	<0,02	>1,3·10 ³	360 ± 50	5,3 ± 0,8	68	50 ± 11	(2,4±1,2)·10 ⁻³	2·10 ⁴
Река Иртыш	т.1	<3	<2·10 ⁻³	–	<3	<4·10 ⁻⁴	–	2,6±0,5	(2,7±0,4)·10 ⁻³	9,6·10 ²	<0,3	(4,7±2,2)·10 ⁻⁴	<8,5·10 ²
	т.4	<3	<9·10 ⁻⁴	–	<3	<2·10 ⁻⁴	–	<0,7	(2,8±0,3)·10 ⁻³	<2,9·10 ²	<0,2	(3,7±0,2)·10 ⁻⁵	<5,5·10 ³
	т.7	<3	<3	–	<3	<0,01	–	<0,8	(1,8±0,4)·10 ⁻²	<44	<0,3	<3,1·10 ⁻³	–
	т.13	<3	<3	–	<3	<0,02	–	1,4 ±0,6	(4,5±0,7)·10 ⁻²	30	<0,3	<5,0·10 ⁻⁴	–
	т.19	<3	<3	–	<3	<0,01	–	<0,8	(1,4±0,3)·10 ⁻²	<57	<0,4	<0,3·10 ⁻³	–
	т.25	<3	<3	–	<3	<0,01	–	0,9 ±0,6	<0,7·10 ⁻²	>1,3·10 ²	<0,3	<0,3·10 ⁻³	–

Несмотря на то что K_n для различных техногенных радионуклидов различаются на несколько порядков для разных типов водных объектов, в среднем от $n \cdot 10^4$ до $n \cdot 10^2$, что значительно больше 1, это свидетельствует о том, что большая часть исследуемых радионуклидов в системе «вода – донные отложения» сосредоточена в донных отложениях. Исключение составляет лишь ^{90}Sr , для которого в некоторых случаях получен K_n , равный $n \cdot 10^0$, что свидетельствует о равномерном распределении ^{90}Sr в системе «вода – донные отложения». В данном случае, при получении численных значений содержания данного радионуклида в донных отложениях возникает необходимость в определении его содержания в воде.

Таким образом, состояние донных отложений является наиболее информативным показателем при радиоэкологической оценке водного объекта. Такой подход позволяет существенно снизить затраты, связанные с более трудоемким процессом исследования воды.

При этом, результаты исследований донных отложений позволяют установить наиболее неблагоприятные в радиационном отношении водоемы и водотоки и, в конечном счете, скорректировать состав и объем исследований радиоэкологического состояния водных объектов.

3.3.3. Рекомендации по оценке радионуклидного загрязнения объектов водопользования СИП

Для первичной оценки состояния объектов водопользования на территории СИП рекомендуется провести радионуклидный анализ донных отложений. Этот анализ является не таким трудоемким и менее затратным по времени, чем лабораторные исследования проб воды, особенно больших объемов.

Проведенные исследования (гл. 3.3.2) показали, что большая часть техногенных радионуклидов в системе «вода – донные отложения» аккумулируется в донных отложениях. Исключение составляет лишь ^{90}Sr . Проведя анализ полученных данных по K_n (гл. 3.3.2), можно сделать расчет предполагаемого содержания техногенных радионуклидов в воде по их концентрации в донных отложениях. Т.е. вычислить максимальную концентрацию радионуклидов в донных отложениях, при которой их содержание в воде будет на уровне, установленном санитарными правилами и нормами (уровень вмешательства) [46] (таблица 35).

Таблица 35.

Предполагаемое содержание техногенных радионуклидов в донных отложениях

№	Радионуклид	УВ, Бк/кг	Для водоемов		Для водотоков	
			K_n (среднее значение)	Предполагаемое содержание в донных отложениях, Бк/кг	K_n (среднее значение)	Предполагаемое содержание в донных отложениях, Бк/кг
1	$^{239+240}\text{Pu}$	0,55	$2,5 \cdot 10^5$	$1,4 \cdot 10^5$	$5,3 \cdot 10^3$	$2,9 \cdot 10^3$
2	^{137}Cs	11	$2,6 \cdot 10^4$	$2,8 \cdot 10^5$	$6,3 \cdot 10^2$	$6,9 \cdot 10^3$
3	^{90}Sr	4,9	$2,3 \cdot 10^2$	$1,1 \cdot 10^3$	50	250

Результаты, представленные в таблице, показывают: для того чтобы содержание техногенных радионуклидов $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{137}Cs в воде находилось на уровне вмешательства, их концентрация в донных отложениях должна составлять $n \cdot 10^5 - n \cdot 10^3$ Бк/кг. Такие значения характерны лишь для площадки «Опытное поле» и для «Атомного» озера. Несколько иная картина будет для техногенного радионуклида ^{90}Sr , для которого, в некоторых случаях, получен K_n , равный $n \cdot 10^0$ (гл. 3.3.2). Это свидетельствует о равномерном распределении ^{90}Sr в системе «вода – донные отложения». Таким образом, при получении численных значений содержания данного радионуклида в донных отложениях необходимо провести исследования по определению его удельной активности в воде.

3.4. Воздушный бассейн

Повышенные концентрации искусственных радионуклидов (ИРН) в воздухе могут вносить существенный вклад в дозовую нагрузку за счет ингаляционного поступления радионуклидов в организм человека. Для оценки дозовых нагрузок, получаемых при поступлении в организм человека с вдыхаемым воздухом, нужно иметь представление о текущем радиоактивном загрязнении воздушного бассейна, а также о механизмах его формирования. Дополнительно, должна быть проведена теоретическая оценка содержания ИРН в воздухе, которая позволит определить максимально возможные уровни содержания ИРН в воздушной среде расчетным методом и сравнить расчетные данные с экспериментальными. Для оценки уровней и характера радиоактивного загрязнения воздушной среды были проведены экспериментальные исследования, которые позволили определить объемную активность искусственных радионуклидов в воздухе. Исследовательские работы проводились на следующих объектах:

- радиационно-опасные объекты СИП (площадки «Опытное поле», «Дегелен», «Телькем», «Сары-Узень», «Атомное» озеро и др.) с высоким содержанием искусственных радионуклидов в почве;
- вблизи радиационно-опасных объектов;
- месторождения полезных ископаемых «Каражыра» и «Караджал»;
- территории субъектов незаконной хозяйственной деятельности (зимовки СИП);
- в населенных пунктах Кайнар, Саржал, Бодене и Курчатов, расположенных на территориях, прилегающих к СИП.

На рисунке 128 представлена карта расположения объектов исследования на СИП и прилегающей территории.

На каждом исследовательском объекте пробы воздушных аэрозолей отбирались с помощью пробоотборника воздуха электромеханического типа с фильтрующим элементом (фильтр). В зависимости от типа исследовательского объекта использовались переносные или стационарные пробоотборники воздуха, с расходом воздуха от 50 до 500 м³/час. В качестве фильтра использовалась синтетическая фильтрующая перхлорвиниловая ткань Петрянова (ФПП-15–1,5) толщиной 0,2 мм. Объем прокачанного воздуха через фильтр составлял от 600 до 30 000 м³.

Фильтры с воздушными аэрозолями анализировались гамма-спектрометрическим методом на содержание искусственных радионуклидов ^{241}Am и ^{137}Cs и радиохимическим методом – на содержание радионуклидов $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr . Полученные результаты активности радионуклидов, с учетом объема прокачанного воздуха, пересчитывались в объемную активность (Бк/м³).

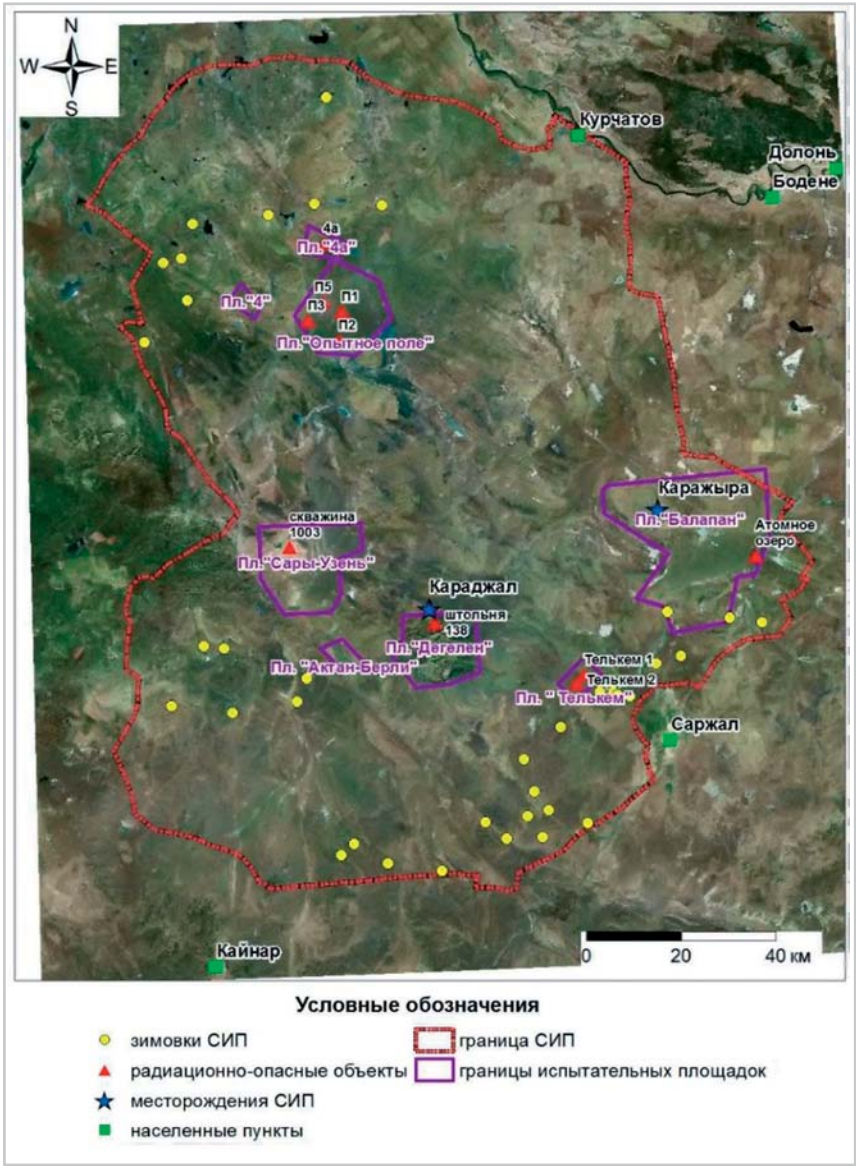


Рисунок 128. Расположение исследовательских объектов

3.4.1. Состояние воздушной среды на радиационно-опасных объектах СИП

Поскольку распространению искусственных радионуклидов воздушным путем за границы загрязненных участков способствует проведение производственных и сельскохозяйственных работ, связанных с техногенным воздействием на радиоактивно загрязненный почвенный покров, то исследование воздушной среды проводилось в состоянии отсутствия воздействия на почвенный покров и при его наличии.

3.4.1.1. Определение уровней радионуклидного загрязнения воздушной среды на радиационно-опасных объектах СИП

Исследования проводились на радиационно-опасных объектах СИП, имеющих повышенный уровень радиоактивного загрязнения почвенного покрова искусственными радионуклидами, отличающийся как по радионуклидному составу, так и по площади. В качестве объектов исследований были выбраны:

- штольня с нештатной радиационной ситуацией на площадке «Дегелен»;
- место проведения экскавационных ядерных испытаний на площадках «Телькем», «Балапан» и «Сары-Узень»;
- площадка испытания боевых радиоактивных веществ;
- наземные и воздушные испытания на площадке «Опытное поле».

Для оценки максимальных уровней радиоактивного загрязнения воздушной среды ИРН на каждом радиационно-опасном объекте СИП, в точках с максимальными концентрациями радионуклидов в почве, проведено определение объемной активности искусственных радионуклидов в воздушной среде.

Результаты содержания искусственных радионуклидов в воздушной среде на территории радиационно-опасных объектов СИП представлены в таблице 36. Для сравнения в этой же таблице также представлены уровни содержания искусственных радионуклидов в подстилающей поверхности почвы.

Таблица 36.

**Содержание техногенных радионуклидов
в воздушной среде на радиационно-опасных объектах СИП**

Объект	Объемная активность радионуклидов, мкБк/м ³ (удельная активность в почве, Бк/кг)			
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²⁴¹ Am	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu
«Атомное» озеро	<180 (2,2·10 ⁴)	<200 (5,6·10 ³)	1300±300 (3,0·10 ³)	6000±400 (1,7·10 ⁴)
«Телькем-1»	<600 (2,5·10 ³)	<400 (5,0·10 ¹)	<400 (6,3·10 ³)	1200±200 (5,2·10 ⁴)
«Телькем-2»	<80 (2,7·10 ³)	<300 (2,3·10 ²)	<100 (3,5·10 ³)	700±100 (2,8·10 ⁴)
«Сары-Узень», скважина 1003	<200 (1,0·10 ³)	<200 (2,0·10 ¹)	<400 (8,0·10 ²)	11000±1000 (7,0·10 ³)

Объект	Объемная активность радионуклидов, мкБк/м ³ (удельная активность в почве, Бк/кг)			
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²⁴¹ Am	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu
«Дегелен», штольня 138	<800 (3,0·10 ³)	<300 (2,6·10 ²)	<300 (1,0·10 ³)	320±100 (1,0·10 ⁴)
«Опытное поле», П-1	<80 (6,0·10 ²)	<200 (1,0·10 ²)	<100 (1,0·10 ⁴)	110±40 (8,0·10 ⁴)
«Опытное поле», П-3	<200 (1,3·10 ³)	<400 (3,0·10 ²)	3000±300 (7,4·10 ⁴)	16000±1000 (5,8·10 ³)
«Опытное поле», П-5	<100 (1,4·10 ⁴)	<300 (3,5·10 ³)	<100 (2,0·10 ⁴)	120±30 (7,0·10 ⁵)
«Опытное поле», «4А»	<350 (3,0·10 ²)	1000±300 (1,3·10 ⁶)	<100 (1,0·10 ³)	140±50 (5,0·10 ²)
ДОА для населения, мкБк/м ³	2,7·10⁷	2,7·10⁶	2,9·10³	2,5·10³

Содержание ¹³⁷Cs в почве на радиационно-опасных объектах СИП достигает уровней $n \cdot 10^4$ Бк/кг, однако экспериментальные исследования на этих объектах не выявили наличия радионуклида ¹³⁷Cs в воздушной среде.

При уровнях содержания ⁹⁰Sr в почвенном покрове от $n \cdot 10^1$ до $n \cdot 10^3$ Бк/кг радионуклид ⁹⁰Sr не обнаружен в воздушной среде. При концентрации ⁹⁰Sr в почве $n \cdot 10^6$ Бк/кг ⁹⁰Sr обнаружен, однако даже при этих концентрациях содержание ⁹⁰Sr в воздухе не превышает 1 000 мкБк/м³, что на 3 порядка ниже допустимой объемной активности для населения – ДОА_{НАС}, согласно ГН СЭТОРБ [46].

²⁴¹Am обнаружен в воздухе только на «Атомном» озере и технической площадке П-3 «Опытного поля», при этом концентрация ²⁴¹Am достигала уровня допустимой объемной активности для населения ДОА_{НАС} ($2,9 \cdot 10^3$ мкБк/м³).

Поскольку даже в условиях высоких уровней радиоактивного загрязнения почвы ($n \cdot 10^4$ Бк/кг) искусственными радионуклидами содержание радионуклидов ¹³⁷Cs, ²⁴¹Am, ⁹⁰Sr в воздухе находится на 1–3 порядка ниже ДОА_{НАС}, то и на других объектах и условно фоновых территориях СИП концентрация этих радионуклидов в воздухе никак не может превысить ДОА_{НАС}.

На всех объектах, имеющих радиоактивное загрязнение почвы радионуклидом ²³⁹⁺²⁴⁰Pu, обнаружено присутствие ²³⁹⁺²⁴⁰Pu в воздушной среде. При этом, объемная активность искусственного радионуклида ²³⁹⁺²⁴⁰Pu в воздушной среде радиационно-опасного объекта (РОО) составляла от 10² до 10⁴ мкБк/м³, то есть максимальное значение на 1 порядок превышало уровень ДОА_{НАС} ($2,5 \cdot 10^3$ мкБк/м³). Максимальные уровни радиоактивного загрязнения воздушной среды, превышающие ДОА_{НАС}, выявлены вблизи воронки экскавационных ядерных испытаний на «Атомном» озере и на скважине 1003, а также в местах проведения наземных и воздушных ядерных испытаний на технической площадке П-3 «Опытного поля».

На основании всего вышеизложенного можно сделать вывод о том, что при оценке загрязненности воздушной среды искусственными радионуклидами основное внимание необходимо уделить определению объемной активности радионуклида ²³⁹⁺²⁴⁰Pu в воздухе. Определение концентрации радионуклидов ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr и

^{241}Am в воздушной среде можно рассчитать теоретически, по известным изотопным отношениям $^{239+240}\text{Pu}/^{241}\text{Am}/^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$.

3.4.1.2. Состояние воздушной среды вблизи радиационно-опасных объектов СИП при проведении сельскохозяйственных работ

Для выявления максимально возможных уровней радиоактивного загрязнения воздушной среды при воздействии на почвенный покров на опытно-экспериментальном участке «Опытное поле» (рисунок 129) выполнены специальные экспериментальные исследования [154]. В местах проведения сельскохозяйственных работ (производственная зона, огород) отбор проб воздуха выполнялся в течение рабочей смены (6–8 часов). На расстоянии 300 м от места ведения сельскохозяйственных работ (жилая зона) проводился круглосуточный отбор проб воздуха.

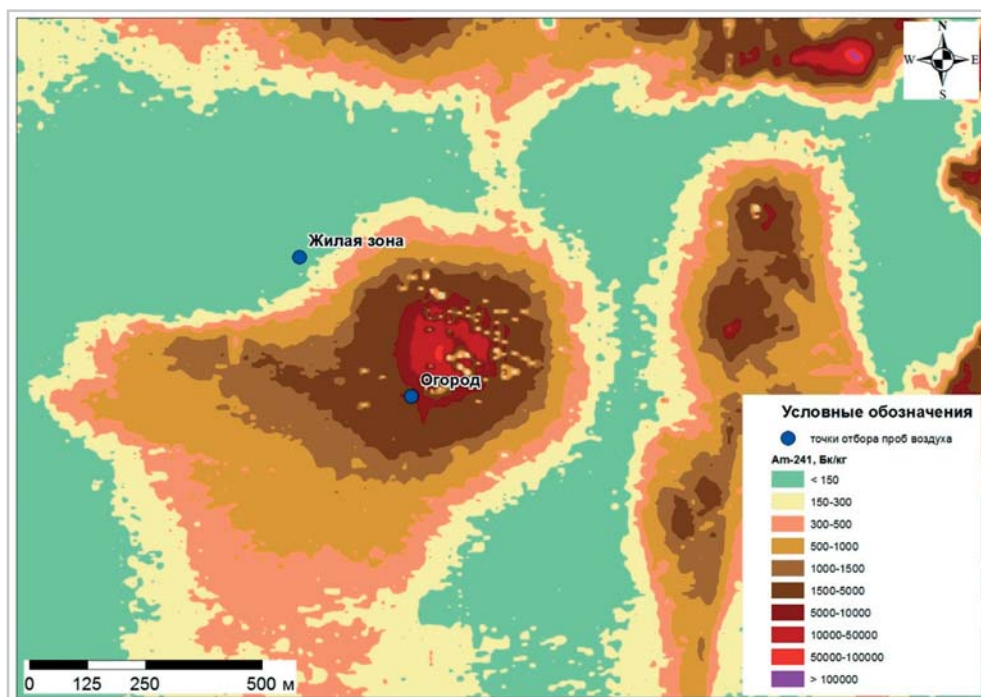


Рисунок 129. Расположение исследовательских объектов на площадке «Опытное поле»

Производственная зона располагалась непосредственно на участке с радиоактивным загрязнением почвы (содержание трансурановых радионуклидов в почве составляет $n \cdot 10^4$ Бк/кг). На данном участке проводились сельскохозяйственные работы: вспашка и боронование почвы, выравнивание пашни, посадка и прополка сельскохозяйственных культур, полив, сбор урожая и др.

В таблице 37 представлено содержание искусственных радионуклидов в воздушной среде при проведении сельскохозяйственных работ в производственной зоне.

Таблица 37.

Содержание искусственных радионуклидов в воздушной среде при проведении сельскохозяйственных работ в производственной зоне

Виды работ	Период отбора	Объемная активность радионуклидов, мкБк/м ³			
		¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²⁴¹ Am	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu
Вспашка почвы	24.05.11	<1000	<1000	<700	1300±100
Перекопка, посадка с\х культур	28-29.05.11	<600	<400	<300	7400±900
	03-08.06.11	<500	<300	<300	1000±200
Боронование пашни	07.06.11	<7000	<500	<3000	16000±6000
	09.06.11	<6000	<400	<5000	30000±1000
Посадка с\х культур	06-12.07.11	<200	<100	<100	2600±300
ДОО для персонала		1,7·10 ⁹	3,3·10 ⁸	2,1·10 ⁵	3,2·10 ⁴
ДОО для населения		2,7·10 ⁷	2,7·10 ⁶	2,9·10 ³	2,5·10 ³

Максимальные концентрации ²³⁹⁺²⁴⁰Pu зафиксированы в период проведения сельскохозяйственных работ, связанных с техногенным воздействием на почвенный покров (таблица 37), таких как вспашка почвы, боронование, выравнивание и посадка грядок. В период боронования почвы объемная активность радионуклида ²³⁹⁺²⁴⁰Pu составляла 30 000 мкБк/м³, что достигает уровня допустимой объемной активности (ДОО_{перс} – 32 000 мкБк/м³) и значительно превышает уровень ДОО_{нас}.

На расстоянии 300 м от участка с радиоактивным загрязнением почвы (п*10⁴ Бк/кг), на условно «чистой» территории, проводился отбор проб воздуха в следующей последовательности:

- в течение 3-х дней замена фильтра осуществлялась 2 раза в сутки, дневная и ночная прокачка воздуха;
- в течение 3-х дней замена фильтра осуществлялась 1 раз в сутки;
- в течение 3-х или 5-ти дней замена фильтра осуществлялась 1 раз за 3 или 5 суток непрерывно.

Полученные данные использовались для оценки и сравнения загрязнения воздушной среды в дневные (1 300 м³), ночные, суточные (2 800 м³) и 3–5 суточные периоды (7 500–9 000 м³).

В таблице 38 представлены средние значения концентрации искусственных радионуклидов в воздушной среде жилой зоны. Результаты проведенных работ показали, что на всех исследовательских участках не обнаружено повышенных концентраций искусственных радионуклидов ²⁴¹Am, ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr в воздушной среде, их содержание не превышало предел обнаружения.

На протяжении всего исследовательского периода (4 месяца) максимальная концентрация радионуклида ²³⁹⁺²⁴⁰Pu в жилой зоне не превышала 54 мкБк/м³, при этом среднесуточная концентрация составила 24 мкБк/м³. Таким образом, на расстоянии 300 м от участка с радиоактивным загрязнением почвы (в жилой зоне) концентрация радионуклида ²³⁹⁺²⁴⁰Pu находится на уровне 24 мкБк/м³.

Таблица 38.

**Средние концентрации искусственных радионуклидов воздушной среды
в различные периоды отбора проб воздуха**

Период отбора (число измерений, n)	Объемная активность радионуклидов, мкБк/м ³			
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²⁴¹ Am	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu
Среднедневной (17)	<92	<14	<51	22±7
Средноночной (16)	<83	<19	<50	10±4
Среднесуточный (30)	<36	<14	<29	24±8

Полученные данные позволяют предположить, что даже в условиях радиоактивного загрязнения почвенного покрова искусственными радионуклидами, при техногенном воздействии на почвенный покров, значимое распространение радионуклидов воздушным путем не превышает нескольких сотен метров.

3.4.2. Исследование уровней концентраций искусственных радионуклидов в воздушном бассейне условно «фоновых» территорий СИП

Экспериментальные исследования воздушной среды по определению объемной активности искусственных радионуклидов выполнялись на производственных объектах, в населенных пунктах и на исследуемых территориях СИП («северной», «западной» и «юго-восточной» части).

3.4.2.1. Производственные объекты СИП

На протяжении 2007–2013 гг. мониторинг воздушной среды проводился на территории следующих месторождений полезных ископаемых: месторождение каменного угля «Каражыра», которое находится на территории площадки «Балапан» (рисунок 128), ближайший радиационно-опасный объект расположен на расстоянии 3–5 км от производственной зоны месторождения; флюоритовое месторождение «Караджал», которое расположено на расстоянии 3–5 км от площадки «Дегелен», вблизи участка ядерного испытания с нештатной радиационной ситуацией.

Таблица 39.

**Средние концентрации искусственных радионуклидов в воздушной среде на
месторождениях полезных ископаемых СИП**

Месторождения	Средний объем прокачанного воздуха, м ³	Объемная активность радионуклидов, мкБк/м ³ (число измерений, n)			
		¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²⁴¹ Am	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu
«Караджал»	38 000	< 4 (41)	< 1 (7)	< 1 (41)	0,4 ± 0,1 (8)
«Каражыра»	20 000	< 6 (58)	< 2 (5)	< 5 (58)	1,2 ± 0,6 (18)
ДООА для населения		2,7·10⁷	2,7·10⁶	2,9·10³	2,5·10³
Концентрация ²³⁹⁺²⁴⁰ Pu, ¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr в почве, n·10 ¹ Бк/кг, ²⁴¹ Am – 10 ⁰ Бк/кг					

Исследование воздушной среды на содержание искусственных радионуклидов позволило оценить текущее состояние воздушной среды в условиях производственной деятельности. В таблице 39 представлены обобщенные данные о содержании искусственных радионуклидов в воздушной среде при ведении производственной деятельности.

Непрерывный отбор проб воздуха с большим объемом позволил определить уровень радионуклидного загрязнения воздушной среды искусственными радионуклидами. За весь исследовательский период численные значения концентрации искусственных радионуклидов в воздушной среде получены только по радионуклиду ²³⁹⁺²⁴⁰Pu. Объемная активность искусственного радионуклида ²³⁹⁺²⁴⁰Pu в воздушной среде производственных объектов СИП составляет 0,4–1,2 мкБк/м³, что на 3–4 порядка ниже ДОА_{НАС}, установленной Гигиеническими нормативами [46].

Полученные результаты позволяют предположить, что распространение радионуклидов воздушным путем с территории данных испытательных площадок СИП отсутствует или незначительное.

3.4.2.2. Населенные пункты, прилегающие к территории СИП

Населенные пункты Курчатов, Бодене, Саржал и Кайнар находятся за пределами границы СИП. Тем не менее, следы радиоактивных выпадений от воздушных и наземных ядерных испытаний СИП пролегают на десятки или сотни километров в направлении поселков Бодене и Саржал.

В таблице 40 представлены обобщенные данные содержания искусственных радионуклидов в воздушной среде населенных пунктов Курчатов, Бодене, Саржал и Кайнар.

Таблица 40.

Средние концентрации искусственных радионуклидов в воздушной среде в населенных пунктах, прилегающих к СИП

Населенные пункты (период исследования)	Средний объем прокаченного воздуха, м³	Объемная активность радионуклидов, мкБк/м³ (число измерений, n)			
		¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²⁴¹ Am	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu
Курчатов (2009-2014)	13 000	< 70 (150)	< 15 (6)	< 2 (150)	< 2 (19)
Бодене (2013)	19 000	< 50 (1)	< 10 (1)	< 4 (1)	< 0,5 (1)
Саржал (2012-2013)	30 000	< 80 (7)	< 4 (1)	< 4 (7)	1,0 ± 0,4 (7)
Кайнар (2012)	18 000	< 10 (2)	< 5 (1)	< 5 (2)	0,3 ± 0,1 (2)
ДООА для населения		2,7·10 ⁷	2,7·10 ⁶	2,9·10 ³	2,5·10 ³
Концентрация ²³⁹⁺²⁴⁰ Pu, ¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr в почве – n·10 ¹ Бк/кг, ²⁴¹ Am – 10 ⁰ Бк/кг					

Объемная активность радионуклида ²³⁹⁺²⁴⁰Pu в воздушной среде населенных пунктов составляет 0,3–1 мкБк/м³. Вероятно, источником радионуклида ²³⁹⁺²⁴⁰Pu, обнаруженного в воздушной среде п. Саржал, является почвенный покров. Ветровой подъем создает фоновую концентрацию ²³⁹⁺²⁴⁰Pu в воздушной среде на территории поселка ~ 1 мкБк/м³.

3.4.2.3. Экспериментальное определение концентрации ИРН на «фоновых» территориях

Для изучения состояния воздушной среды на территории «северной», «западной» и «юго-восточной» части СИП проведены экспериментальные исследования, направленные на определение объемной активности искусственных радионуклидов. На жилых зимовках и летниках СИП в летний период проводились разовые исследования воздушной среды. Расположение исследовательских объектов (зимовок) представлено на рисунке 128.

В таблице 41 представлены средние концентрации искусственных радионуклидов в воздушной среде на условно «фоновых» территориях («северной», «западной» и «юго-восточной» части СИП).

Таблица 41.

**Средние концентрации искусственных радионуклидов
на условно фоновых территориях СИП**

Части территории СИП	Название зимовок	Объемная активность радионуклидов, мкБк/м ³			
		¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²⁴¹ Am	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu
«Северная»	Бапай, Актас, Булак, Достык, Торткудук	<300	-	<200	<10
«Западная»	Алтынкудук, Токыл, Тескудук, Маусымбек	<400	-	<200	-
«Юго-восточная» – 1	Акшаке, Тилеубек, Шоландыр, Толеген, Акбиик, Сункар, Самай, Кызыл	<200	<800	<90	<100
«Юго-восточная» – 2	Тайлан-1, Тайлан-2, Тайлан-3, Шурек, Мастен-1	<100	<100	<70	<30
«Юго-восточная» – 3	Атымтай, Бакижан-1, Енбектес, Жезбике, Кан	<200	<200	<100	<20
ДООА для населения		2,7·10 ⁷	2,7·10 ⁶	2,9·10 ³	2,5·10 ³

В воздушной среде всех исследовательских зимовок СИП объемная активность искусственных радионуклидов находилась ниже уровня предела обнаружения. На условно «фоновых» территориях СИП количественных данных о содержании искусственных радионуклидов в воздушной среде также обнаружить не удалось. Это связано, прежде всего, с низким объемом прокачанного воздуха (150–300 м³) в период отбора проб, тем не менее, полученные экспериментальным методом данные объемной активности радионуклидов в воздухе на 2–3 порядка ниже ДООА_{НАС}.

3.4.3. Теоретическая оценка содержания искусственных радионуклидов в воздухе

При использовании традиционных методов α -, β -, γ -спектрометрического анализа, для получения количественных результатов, необходимо проводить отбор воздушных аэрозолей весьма значительных объемов воздуха, что часто сопряжено со значительными техническими сложностями. Альтернативой прямому определению ИРН в воздухе может стать теоретическая оценка. На территории СИП не существует крупных промышленных объектов, поэтому с достаточной долей уверенности можно предположить, что основным источником загрязнения является подстилающая поверхность почвы.

В зависимости от типа объекта или территории основным источником взвешенных аэрозольных частиц в воздухе являются тонкие фракции почвы (< 40 мкм). Соответственно, уровень концентрации ИРН в воздухе можно определить как произведение концентрации искусственных радионуклидов в почве и среднегодовой запыленности воздуха:

$$C_{air} = C_i \cdot \rho_{sus}, \quad (1)$$

где C_i – концентрация искусственных радионуклидов в воздушных аэрозолях, Бк/кг;
 ρ_{sus} – среднегодовая запыленность воздуха, кг/м³.

При определении C_i , ρ_{sus} необходимо учитывать степень опасности для человека тех или иных фракций взвешенных аэрозольных частиц в почве и воздухе. В международных литературных источниках [155] для оценки качества воздушной среды принято определять концентрацию взвешенных аэрозольных частиц $< 2,5$ мкм (PM2.5) и < 10 мкм (PM10) в атмосферном воздухе. Прежде всего, это связано с тем, что взвешенные частицы с размерами 1–10 мкм беспрепятственно поступают в органы дыхания и в больших концентрациях могут представлять опасность для человека. Для определения ρ_{sus} проведены специальные исследования запыленности воздушной среды [п. 3.4.3.1].

Для расчета концентрации искусственных радионуклидов в воздухе (C_i) использовалась следующая формула:

$$C_i = C_{soil} \cdot K_o, \quad (2)$$

где C_{soil} – удельная активность радионуклидов в почве, Бк/кг

K_o – коэффициент обогащения во фракции < 8 мкм.

Удельная активность радионуклидов в почве определялась гамма-спектрометрическим и радиохимическим методом. Расчет коэффициентов обогащения приведен в п. 3.1.4.

Таким образом, общая формула для расчета объемной активности радионуклидов в воздухе теоретическим методом выглядит следующим образом:

$$C_{air} = C_{soil} \cdot K_o \cdot \rho_{sus} \cdot 10^{-9}, \quad (3)$$

где 10^{-9} – коэффициент пересчета из кг в мкг.

3.4.3.1. Экспериментальные исследования запыленности воздушной среды

Измерения запыленности воздушной среды проведены на анализаторе аэрозольных частиц Квант-1М. Диапазон размеров аэрозольных частиц составлял 1–10 мкм (<10 мкм). На анализаторе определялась массовая концентрация аэрозольных частиц в воздухе. Измерения запыленности воздушной среды проводились на следующих объектах СИП:

- в жилых помещениях и производственной зоне месторождения «Караджал»;
- в помещении лаборатории и на открытой местности г. Курчатов;
- на открытой местности в п. Долонь;
- в жилой и сельскохозяйственной зоне площадки «Опытное поле»;
- на территории радиационно-опасных объектов СИП.

На каждом исследовательском объекте проведено по 10–15 измерений массовой концентрации аэрозольных частиц в воздухе, с периодичностью 30–60 мин. Для выявления зависимости содержания взвешенных частиц в воздухе от климатических условий, при проведении измерений запыленности фиксировались некоторые метеорологические параметры (скорость ветра, влажность и др.). Измерения запыленности воздушной среды были разбиты по группам (условиям):

- естественные (нормальные) условия, отсутствуют источники пыли;
- проведение сельскохозяйственных работ, связанных с техногенным воздействием на почвенный покров;
- искусственное пыление.

Естественные условия. В период проведения исследований в воздушной среде не наблюдалось резких климатических изменений (пыльные бури, осадки), скорость ветра составляла 1–3 м/с, относительная влажность атмосферного воздуха – от 25 до 40%. Температура атмосферного воздуха варьировала от 22 до 28 °С. В таблице 42 представлены средние концентрации взвешенных аэрозольных частиц на исследовательских объектах СИП в естественных условиях. Для удобства представления полученных данных массовая концентрация аэрозольных частиц представлена в $\text{мкг}/\text{м}^3$.

Таблица 42.

Средняя массовая концентрация аэрозольных частиц в естественных условиях воздушной среды

Объект	Дата измерения	Диапазон значений концентрации частиц, $\text{мкг}/\text{м}^3$	Средняя концентрация частиц, $\text{мкг}/\text{м}^3$	Диапазон относительной влажности воздуха, %
Населенные пункты и производственные объекты СИП				
м. «Караджал», помещения	07.08.2012	6,1–8,6	7,1	-
м. «Караджал», водоем	07.08.2012	4,6–7,0	5,8	25–31
г. Курчатов, помещения	15.05.2012	9,6–10,6	10,2	-

Объект	Дата измерения	Диапазон значений концентрации частиц, мкг/м ³	Средняя концентрация частиц, мкг/м ³	Диапазон относительной влажности воздуха, %
Населенные пункты и производственные объекты СИП				
г. Курчатов, на открытой местности	16.05.2012	7,8–9,6	8,8	21–28
п. Долонь, на открытой местности	20.05.2014	10,5–13,2	12,3	28–32
Радиационно-опасные объекты СИП				
«Опытное поле», жилая зона	30.05.2012	3,0–4,2	3,7	32–40
«Опытное поле», П-5	06.06.2013	6,3–7,6	6,7	-
«Дегелен», штольня 138	07.06.2013	6,1–7,2	6,4	-
«Телькем»	07.06.2013	4,9–7,0	6,1	-
Среднее значение для СИП, мкг/м³		-	7,4	-

Средняя концентрация аэрозольных частиц в воздушной среде исследуемых объектов составляла от 3,7 до 12,3 мкг/м³. В населенных пунктах г. Курчатов и п. Долонь отмечено повышенное содержание пыли в воздухе. Также можно заметить, что концентрация взвешенных частиц в воздухе помещений больше, чем на открытой местности.

Запыленность воздушной среды при ведении сельскохозяйственных работ. Для определения уровня запыленности воздушной среды в процессе сельскохозяйственных работ (прополка грядок) проведены экспериментальные исследования на площадке «Опытное поле». Анализатор устанавливался на высоте 0,3, 1, 1,3 и 1,5 м от поверхности почвы и на расстоянии 3–5 м от участка проведения сельскохозяйственных работ. В таблице 43 представлены средние значения массовой концентрации аэрозольных частиц в процессе прополки грядок на различной высоте от поверхности почвы.

Таблица 43.

**Средняя концентрация аэрозольных частиц в воздушной среде
в процессе проведения сельскохозяйственных работ**

Высота от поверхности почвы, м	Дата измерения	Диапазон значений концентрации частиц, мкг/м ³	Средняя концентрация частиц, мкг/м ³
0,3	30.05.2012	3,9–50	20,5
1	30.05.2012	3,2–9,1	5,9
1,3	30.05.2012	3,7–12,9	7,8
1,5	30.05.2012	4,3–6,7	6,0

При посадке сельскохозяйственных культур разовая концентрация аэрозольных частиц в воздухе на высоте 0,3 м от поверхности почвы достигала 50 мкг/м³, при

этом средняя концентрация частиц составила 20 мкг/м³. Таким образом, при проведении сельскохозяйственных работ концентрация аэрозольных частиц в воздухе может быть в 3–5 раз выше фоновых концентраций аэрозольных частиц для данной местности.

Искусственное пыление. Экспериментальное определение искусственного пыления проводилось на площадке «Опытное поле». Повышенное пыление осуществлялось механическим способом при помощи совковой лопаты (загрребалась часть почвы в лопату и высыпалась с высоты 1,5 м). Измерения запыленности проводились на высоте 0,3, 1, 1,3 и 1,5 м от поверхности почвы, на расстоянии 0,5 м от источника пыления. Перед началом искусственного пыления измерялась фоновая концентрация пыли в воздухе.

В таблице 44 представлены фоновые концентрации аэрозольных частиц в воздухе и в процессе искусственного пыления.

Таблица 44.

Концентрация аэрозольных частиц в воздушной среде перед пылением и в процессе искусственного пыления

Высота от поверхности почвы, м	Дата измерения	Концентрация частиц, мкг/м ³		
		Фоновые измерения		Искусственное пыление, среднее
		Диапазон	Среднее	
0,3	30.05.2012	3,4–4,2	3,8	181,0
1	30.05.2012	2,9–3,4	3,2	27,4
1,3	30.05.2012	2,8–3,2	3,0	48,8
1,5	30.05.2012	3,2–3,6	3,3	30,9

Максимальная концентрация взвешенных частиц пыли в воздухе обнаружена на высоте 0,3 м от поверхности почвы и составляет 180 мкг/м³. При этом на высоте 1,5 м концентрация аэрозольных частиц в воздухе составляет 30 мкг/м³, что в 3 раза больше средних фоновых концентраций пыли в воздухе при естественных условиях (таблица 42). Какой-либо зависимости содержания взвешенных частиц в воздухе от климатических условий обнаружить не удалось.

Таким образом, в естественных условиях уровень содержания взвешенных частиц в воздухе составляет от 4 до 13 мкг/м³. Полученный уровень запыленности хорошо согласуется с уровнем запыленности воздуха в Америке и странах – членах Европейского союза. Таким образом, при проведении теоретической оценки загрязненности воздушной среды искусственными радионуклидами в естественных условиях (на высоте 1,5 м) необходимо использовать наиболее консервативное значение среднегодовой запыленности воздуха, равное 10 мкг/м³ ($1,0 \cdot 10^{-8}$ кг/м³).

3.4.3.2. Исходные данные для расчета концентрации искусственных радионуклидов в воздушной среде

В качестве оцениваемых радионуклидов (формула 1) были выбраны искусственные радионуклиды ¹³⁷Cs, ²⁴¹Am, ⁹⁰Sr и ²³⁹⁺²⁴⁰Pu. Удельная активность искусственных радионуклидов в почве определялась по результатам площадного рас-

пределения искусственных радионуклидов на условно «фоновых» территориях СИП [п. 3.1.2]. В таблице 45 представлены средние концентрации искусственных радионуклидов в почве на условно «фоновых» территориях СИП.

Таблица 45.

Средняя удельная активность радионуклидов в почве на условно «фоновых» территориях СИП

Территория исследования	Средние значения удельной активности в почве, Бк/кг			
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²⁴¹ Am
«Северная»	17,2	10,0	4,1	0,8
«Западная»	29,0	-	8,4	3,7
«Юго-восточная» – 1	31,0	8,8	8,2	0,8
«Юго-восточная» – 2	43,3	0,9	1,0	1,3
«Юго-восточная» – 3	17,8	8,9	15,4	2,2

Для определения коэффициентов обогащения проведен гранулометрический анализ верхнего 5-см слоя почвы на фракции. Подробное описание методики гранулометрического анализа представлено в разделе [п. 3.1.4]. В таблице 46 представлены средние значения коэффициентов обогащения для гранулометрических фракций <100, <40 и <8 мкм на условно «фоновых» территориях СИП.

Таблица 46.

Средние коэффициенты обогащения гранулометрических фракций почвы на условно «фоновых» территориях СИП

Территория исследования	Коэффициент обогащения [п. 3.1.4]			
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²⁴¹ Am
«Северная» (фракция <100 мкм)	1,9	1,6	1,2	1,4
«Западная» (фракция <100 мкм)	2,1	1,5	2,9	2,1
«Юго-восточная» – 1 (фракция <40 мкм)	0,7	0,2	0,8	1,8
«Юго-восточная» – 2 (фракция <40 мкм)	1,6	0,9	1,0	1,3
«Юго-восточная» – 3 (фракция <8 мкм)	2,7	3,4	2,0	2,4

3.4.3.3. *Расчетная оценка содержания искусственных радионуклидов в воздухе*

При проведении теоретической оценки (формула 3) использовались следующие значения параметров: удельная активность i-го радионуклида в почве (таблица 45), коэффициент обогащения данного радионуклида для фракции <8 мкм (таблица 46), среднегодовая запыленность воздуха – 10 мкг/м³. В таблице 47 представлены расчетные значения объемной активности искусственных радионуклидов в воздухе на условно «фоновых» территориях СИП, с учетом удельной активности радионуклидов в почве, коэффициента обогащения и запыленности воздуха.

Таблица 47.

**Расчетная объемная активность радионуклидов в воздушной среде
на условно «фоновых» территориях СИП**

Территория исследования	Объемная активность радионуклидов в воздухе, мкБк/м ³			
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²⁴¹ Am
«Северная»	0,32	0,16	0,05	0,01
«Западная»	0,61	-	0,24	0,07
«Юго-восточная» – 1	0,22	0,02	0,01	0,07
«Юго-восточная» – 2	0,68	0,26	0,14	0,02
«Юго-восточная» – 3	0,49	0,30	0,05	0,31
ДОА _{нас} , Бк/м ³	2,7·10 ⁷	2,7·10 ⁶	2,5·10 ³	2,9·10 ³

Расчетные значения объемной активности искусственных радионуклидов в воздухе условно «фоновых» территории СИП на 1–4 порядка ниже предела обнаружения используемого экспериментального метода [п. 3.4.2.3]. Это значит, что на исследуемых территориях СИП экспериментальным методом невозможно получить количественных данных о загрязнении воздушной среды искусственными радионуклидами. Тем не менее, полученные экспериментальные и теоретические данные согласуются между собой, при этом ожидаемые значения объемной активности искусственных радионуклидов на 3–5 порядков ниже ДОА_{нас}.

3.4.4. Рекомендации по оценке уровней концентраций искусственных радионуклидов в воздушном бассейне условно «фоновых» территорий СИП

В мировой практике отсутствуют какие-либо конкретные методики и рекомендации по оценке радиологического состояния воздушной среды территорий, пострадавших от ядерных испытаний. Как правило, исследования ограничиваются определением объемной активности искусственных радионуклидов в воздухе крупных населенных пунктах и промышленных объектах. Полученные данные сравниваются с допустимой объемной активностью, установленной Гигиеническими нормативами [46]. Основным недостатком данного метода является недостаточная длительность проведения исследований, а также значительные материальные затраты на проведение полевых и лабораторных исследований. К недостаткам также можно отнести и тот факт, что данные исследования могут характеризовать только точечный (локальный) участок обследования или объект, площадь территории которого составляет порядка $n \cdot 10^{-2}$ км².

Анализ результатов проведенных исследований показал, что уровень содержания искусственных радионуклидов в почве пропорционален уровню содержания радионуклидов в воздушной среде. Таким образом, на территориях, имеющих концентрацию искусственных радионуклидов в почве на уровне фона глобальных выпадений, проводить экспериментальные исследования воздушной среды не нужно.

В случаях, когда исследовательская территория расположена вблизи радиационно-опасных объектов СИП или на следах радиоактивных выпадений, необходимо провести теоретическую оценку возможного радиоактивного загрязнения воздушной среды, определить объекты или участки с повышенными концентрациями искусственных радионуклидов в почве и, в заключение, провести уточняющие экспериментальные исследования по определению объемной активности искусственных радионуклидов в воздухе.

Непосредственно на территории радиационно-опасных объектов СИП, в местах с максимальными концентрациями искусственных радионуклидов в почве (эпицентры ядерных испытаний), необходимо проводить регулярные и специальные уточняющие исследования воздушной среды. Регулярные исследования позволяют изучить динамику изменения концентрации искусственных радионуклидов в воздухе с течением времени, а специальные уточняющие исследования будут использоваться для оценки масштабов распространения искусственных радионуклидов воздушным путем за пределы испытательных площадок СИП.

При проведении регулярных и уточняющих исследований воздушной среды, в местах с максимальным содержанием радионуклидов в почве, достаточно провести разовые отборы проб воздуха с объемом прокачанного воздуха не менее 200 м³. При определении содержания искусственных радионуклидов в образцах воздушных аэрозолей необходимо уделить особое внимание только определению концентрации ²³⁹⁺²⁴⁰Pu. Прежде всего, это связано с тем, что ²³⁹⁺²⁴⁰Pu – наиболее токсичный искусственный радионуклид, на радиоактивно загрязненных участках СИП его концентрация на 1 порядок больше концентрации радионуклида ²⁴¹Am в объектах окружающей среды. Также стоит отметить, что радиохимический метод определения содержания ²³⁹⁺²⁴⁰Pu в воздухе обладает наибольшей чувствительностью по сравнению с гамма-спектрометрическим методом. Определение концентрации искусственных радионуклидов ¹³⁷Cs, ²⁴¹Am, ⁹⁰Sr в воздушной среде рекомендуется выполнять теоретическим методом с использованием известных изотопных соотношений радионуклидов ²³⁹⁺²⁴⁰Pu/²⁴¹Am/¹³⁷Cs/⁹⁰Sr.

3.5. Выявление и радиационная оценка потенциально-опасных техногенных объектов

Во время функционирования Семипалатинского полигона, кроме ядерных испытаний, на его территории проводились различные исследования и эксперименты с использованием радиоактивных веществ. В результате их проведения образовались, в том числе, и радиоактивные отходы, которые, вероятней всего, захоранивались на территории полигона. Если информация о проведении ядерных испытаний существует, то информация об исследованиях и экспериментах, тем более о местах захоронения их отходов, полностью отсутствует. Поэтому при проведении комплексной оценки радиоэкологической обстановки необходимо провести работы по выявлению потенциально-опасных объектов.

Выявление, например, «Могильников», имеющих небольшие размеры (доли квадратных километров), невозможно прямым поиском на местности, учитывая

значительные размеры исследуемых территорий. Поэтому для выявления и оценки потенциально-опасных («подозрительных») объектов была применена специально разработанная методология.

3.5.1. Методология выявления и оценки потенциально-опасных техногенных объектов

Для выявления и оценки потенциально-опасных объектов была применена методология, включающая следующие этапы:

1. Выявление техногенных объектов с использованием дешифрирования космических снимков;
2. Визуальную оценку выявленных объектов на местности;
3. Выбор потенциально-опасных объектов;
4. Радиационную оценку выбранных объектов.

Выявление техногенных объектов с использованием дешифрирования космических снимков

Для детального изучения местности и распознавания техногенных объектов, расположенных на СИП, проводится дешифрирование (получение информации об объектах местности) космических снимков.

Космические (спутниковые) снимки – данные дистанционного зондирования Земли (ДЗЗ), представленные в виде визуальных изображений – позволяют работать с большими территориями, независимо от ее удаленности и труднодоступности. Для космических снимков важен не столько масштаб, сколько пространственное разрешение, т.е. размер на местности самой малой детали, воспроизведенной на снимке. Снимки для удобства в использовании скачиваются (например, ПО SAS.планета), согласно номенклатуре карт 1:25000 и 1:50000, с максимально доступным разрешением.

Наиболее сложным и ответственным этапом в обработке ДДЗ является выделение объектов. В случае с техногенными объектами главным дешифровочным признаком является геометрическая форма объекта. Процесс дешифрирования космических снимков включает:

- выбор и обработку космического снимка высокого разрешения;
- поиск объектов по дешифровочным признакам (форма объекта, размер, цвет, тень, тон, структура изображения) и выделение контуров объектов;
- определение координат объекта;
- описание объекта (примерные размеры, форма).

По результатам дешифрирования составляется каталог: схема расположения объекта на космическом снимке, номер объекта по схеме, географические координаты и ориентировочные характеристики объекта.

Визуальная оценка выявленных объектов на местности

Визуальная оценка объектов на местности (полевое дешифрирование) заключается в сличении космоснимков с местностью. Этот способ обеспечивает полноту, качество и достоверность результатов дешифрирования.

Полевое дешифрирование космических снимков состоит из:

- выезда на место расположения объекта (по географическим координатам, полученным в результате камерального дешифрирования);
- визуального обнаружения объекта, попадающего под описание и изображение на космоснимке;
- подробного описания объекта (размер, происхождение (техногенное или природное), особые приметы или характеристики);
- уточнения географических координат объекта;
- фотографирования объекта.

По результатам визуальной оценки также составляется каталог: номер объекта на схеме дешифрирования, фотография объекта, географические координаты и полная характеристика объекта.

Выявление потенциально-опасных объектов

Для анализа данных по результатам дешифрирования объекты группируются по основным характеристикам, наиболее часто встречающимся на обследуемой территории. Объекты, которые встречаются один раз и не входят ни в одну из групп, наносятся на карте отдельно, чтобы исключить «потерю» потенциально-опасных объектов.

Таким образом, из общего каталога выбираются объекты, которые по характеристикам можно отнести к потенциально-опасным, например, ямы, визуально напоминающие воронки от взрывов, траншеи, объекты, на которых найдены предметы, имеющие сходство с химическим, физическим или биологическим оборудованием, емкостями, лабораторными материалами, посудой или их фрагментами и т.п.

Радиационная оценка выбранных объектов

На выбранных объектах выполняются измерения радиационных параметров – мощности эквивалентной дозы (МЭД) и плотности потока бета-частиц. МЭД измеряется на поверхности земли и на высоте 1 м, плотность потока бета-частиц измеряется на поверхности объекта.

В случае фиксирования на объекте повышенных значений радиационных параметров, а также в случае обнаружения «подозрительных» предметов проводится детальное обследование объекта по сетке с отбором проб окружающей среды и образцов техногенной деятельности с последующим их лабораторным анализом. Кроме того, отбор проб грунта проводится во всех ямах, несмотря на удаленность таких объектов от испытательных площадок.

Такой подход позволяет исключить «потерю» радиационно-опасных объектов и получить радиационные характеристики объекта.

3.5.2. Результаты работ

На сегодняшний день снимками высокого разрешения покрыта большая часть территории СИП и прилегающих территорий. С помощью ПО SAS.планета получены космические снимки разного разрешения (Here.com разрешение 0,38–1 м/п,

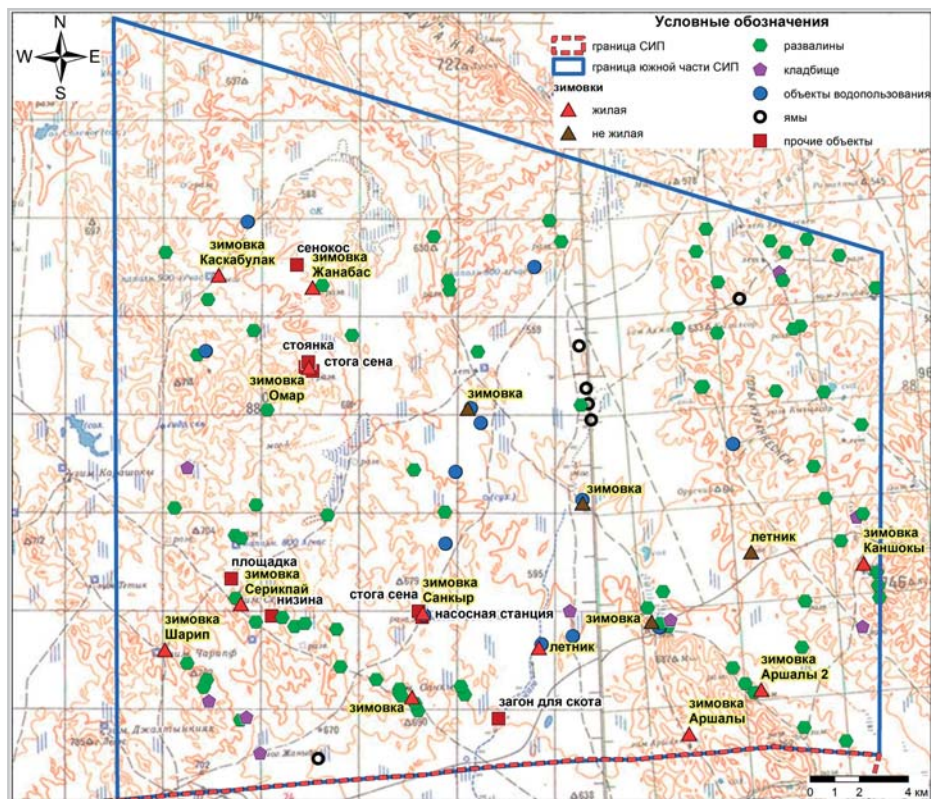


Рисунок 131. Результаты дешифрования на «южной» части СИП



Рисунок 132. Объект по результатам
а) дешифрирования космоснимков; б) визуального осмотра

Второй характерный тип объектов – это траншеи и ямы. Типичный пример приведен на рисунке 133. По результатам дешифрирования объект определен как «объект с двумя линейными контурами», при визуальной оценке установлено, что линейными контурами являются траншеи техногенного характера.



Рисунок 133. Объект по результатам
а) дешифрирования космоснимка; б) визуального осмотра

Имея полный каталог с данными дешифрирования, визуальной оценки объектов и характеристик объектов, проводился анализ информации и выбирались объекты, на которых необходимо оценить радиационную ситуацию и дать заключение о его состоянии. Наиболее характерным примером, подтверждающим эффективность использования данной методологии, является обнаруженный объект «Могильник».

По результатам дешифрирования объект был определен просто как «объект техногенного характера». При визуальном осмотре территорию определили как «Могильник», расположенный в 5 км восточнее площадки «Дегелен». Площадь объекта составляет 200×200 м (рисунок 134).



Рисунок 134. Объект «Могильник» возле пл. «Дегелен» по результатам:
а) дешифрирования космоснимка; б) визуального осмотра

Для определения радиационной обстановки на территории объекта «Могильник» была проведена пешеходная гамма-спектрометрическая съемка по сети 20×20 м в 209 точках. Территория обследованного участка составила 200×360 м. Анализ результатов пешеходной гамма-спектрометрической съемки показал, что содержание техногенных радионуклидов на поверхности обследованного «Могильника» не превысило минимально-детектируемой активности (МДА), значения которой при использованных условиях измерения составляют 500 Бк/кг для ^{241}Am и 200 Бк/кг для ^{137}Cs . Также при проведении гамма-спектрометрической съемки проводилась фиксация МЭД в точках записи спектров. Диапазон измеренных значений МЭД составил от 0,14 до 0,19 мкЗв/ч. То есть загрязнения обследуемой территории не обнаружено. Однако, точно определено функциональное назначение данного объекта как «Могильника» для захоронения химического, физического оборудования, лабораторных материалов.

Таким образом, методика выявления и радиационной оценки объектов, которые могут содержать радиоактивные материалы, показала свою эффективность. Обнаружено и обследовано около 20 потенциально-опасных техногенных объектов, в том числе 2 «Могильника» [п. 2.10].

ГЛАВА 4.

РАЗРАБОТКА ПРОГНОЗА ИЗМЕНЕНИЯ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЙ СИТУАЦИИ

4.1. Исследование миграции искусственных радионуклидов за пределы испытательных площадок

4.1.1. Площадка «Дегелен»

4.1.1.1. Общие данные по гидрогеологическим условиям

Горный массив Дегелен прорезан относительно неширокими долинами, имеющими сток в различных направлениях. Транзитные долины в пределах участка отсутствуют.

Значительные площади горного массива представлены расчлененным скалистым рельефом и являются областью дренажа атмосферных осадков. В периоды выпадения значительных количеств атмосферных осадков и весеннего снеготаяния часть воды транспортируется поверхностным водотоком за пределы горного массива, а часть просачивается по системам открытых трещин. Уровень подземных вод в межгорных долинах находится на глубинах от 0 до 2–6 м. За пределами горной местности уровень понижается до 12 м.

В горах Дегелен выделяются следующие типы вод:

- поровые воды современных делювиально-пролювиальных отложений, пользующиеся ограниченным распространением;
- поровые воды аллювиально-пролювиальных отложений, в том числе подрусловые воды;
- трещинные воды палеозойских пород.

В качестве разновидности трещинных вод выделяются водоносные зоны разломов. В некоторых долинах отмечаются отложения водоупорных неогеновых глин. Они разделяют области развития поровых и трещинных вод. В остальных случаях поровые и трещинные воды имеют непосредственную связь друг с другом.

Гидродинамические параметры массива напрямую зависят от гидрометеорологических условий региона. По результатам обследования выявлено около 20 постоянно действующих родников, дебиты которых варьируют в пределах от 0,5–0,6 дм³/мин до 1000 дм³/мин. Наиболее водообильные родники располагаются на высоте 545–650 м. Они связаны с основными водоносными разломами и являются пунктами разгрузки трещинно-жильных вод.

По химическому составу подземные воды горного массива Дегелен отнесены к типу сульфатных и гидрокарбонатно-сульфатных. Среди катионов преобладает Ca^{2+} , присутствующий в составе практически всех опробованных водопунктов.

Катионы $\text{Na}^+ + \text{K}$ и Mg^{2+} занимают подчиненное место. Это очень мягкие пресные воды с минерализацией менее 1 г/дм^3 . Состав подземных вод стабильный и практически не зависит от сезона. На рисунке 135 приведена гидрогеохимическая карта площадки «Дегелен».

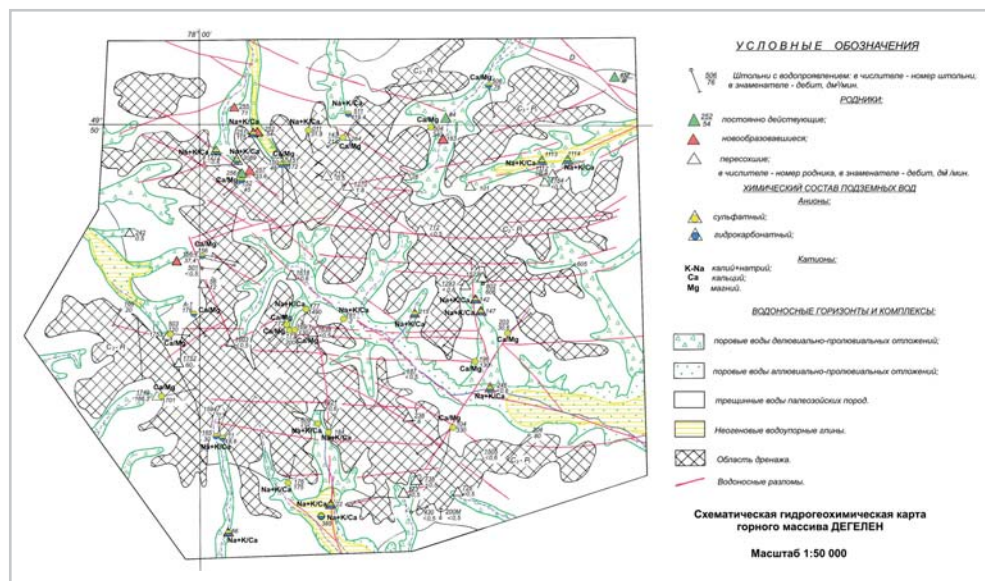


Рисунок 135. Гидрогеохимическая карта площадки «Дегелен»

4.1.1.2. Механизм загрязнения техногенными радионуклидами подземных вод

В результате проведения ПЯВ в штольне в геологической среде формируется ряд зон необратимых деформаций, различающихся по степени разрушенности горных пород: это полость, зоны смятия, дробления, наведенной трещиноватости, откола и столб обрушения (рисунок 136).

В зонах необратимых деформаций распределяется два основных источника радионуклидов. Первый – это радиоактивная стеклошлакообразная порода, содержащая до 80 % всех продуктов деления и весь плутоний. Основная масса расплавленной породы остается в пределах полости взрыва. Второй источник – это радиоактивная аэрозольно-пылевая компонента, локализованная на поверхностях дробленной породы и на плоскостях петрогенетических и техногенных трещин. Такое распределение вызвано тем, что у ^{90}Sr и ^{137}Cs первоначально образуются газообразные предшественники ^{90}Kr и ^{137}Xe , которые при ПЯВ по трещинам способны удалиться на значительное расстояние [132].

В результате поступления атмосферных осадков в зоны необратимых деформаций 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.

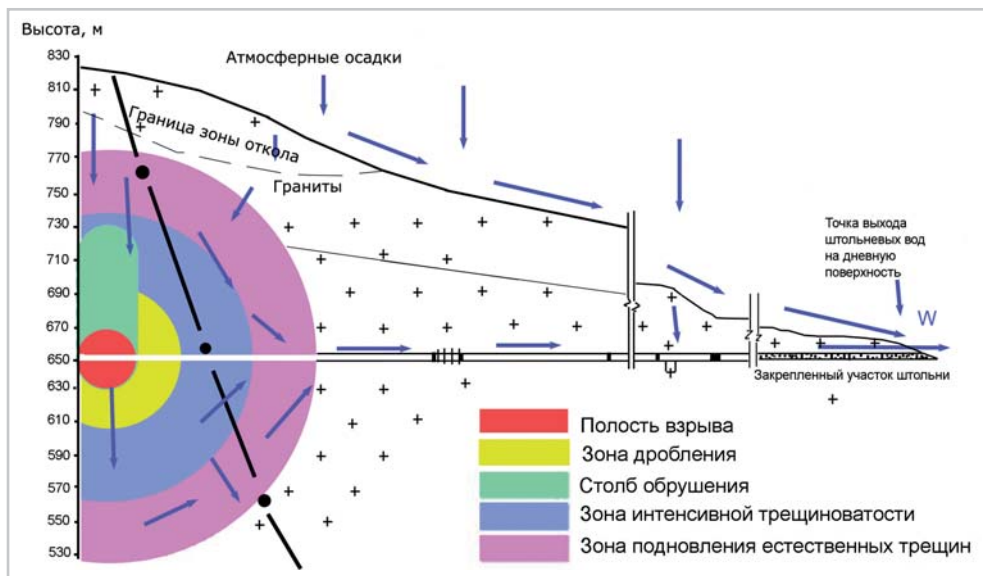


Рисунок 136. Схема зон необратимых деформаций

4.1.1.3. Радионуклидный состав штольневых вод

Дебиты водоносных штолен. Практически все штольни на площадке «Дегелен» располагаются выше уровня регионального бассейна трещинных вод, в зоне вертикальной фильтрации атмосферной влаги. ПЯВ вызвали необратимые изменения в структуре вмещающей среды, что нарушило водный режим. Все вновь появившиеся структуры во вмещающей среде могут явиться в различных условиях дренирующими системами, временными накопителями влаги, новыми путями миграции. В результате наблюдались такие явления, как неожиданное прекращение притока воды в штольню, прорыв значительных масс воды, поступление воды, скопившейся в штольне, из-за бетонных стенок.

После закрытия всех водоносных штолен вода продолжала поступать сквозь запечатывающие конструкции на порталах 8 штолен: №№ 104, 165, 176, 177, 503, 504, 511 и 802 (рисунок 137).

На рисунке 138 показаны результаты многолетних наблюдений за дебитом штольневых водотоков после закрытия штолен.

На графиках представлены усредненные значения, полученные по результатам квартальных измерений. По представленным данным можно отметить, что для большинства штольневых водотоков характерен разбалансированный (пульсирующий) характер.

Радионуклидный мониторинг. Результаты многолетнего радионуклидного мониторинга штольневых вод показали, что удельная активность радионуклидов в каждом потоке длительное время остается относительно стабильной [156]. Она варьирует в небольших пределах при различном уровне дебита.

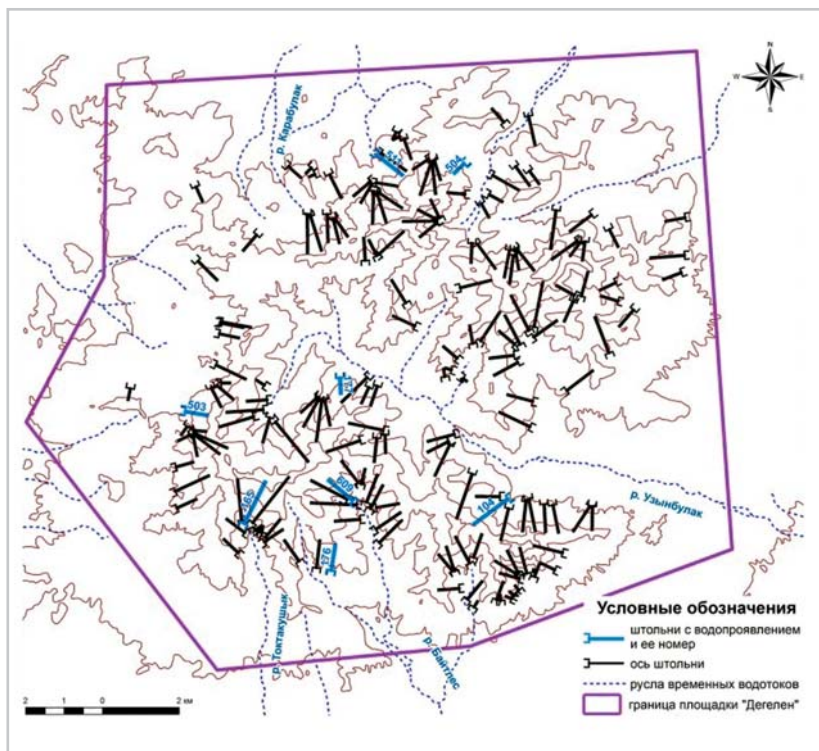


Рисунок 137. Горный массив Дегелен. Схема расположения штолен

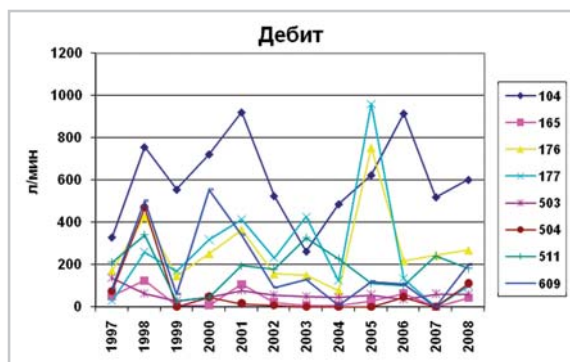


Рисунок 138. Дебит водотоков из штолен

³Н. Начиная с 2000 года (рисунок 139), содержания трития в потоках из штолен № 177 и № 176 являются близкими по значению (630–810 кБк/кг), но выше, чем в остальных потоках, и характеризуются высокой изменчивостью. Наибольшая удельная активность ³Н сохраняется в течение всего периода наблюдений в штольне № 177, а максимальная концентрация отмечена в 1997 г. – 1900 кБк/кг.

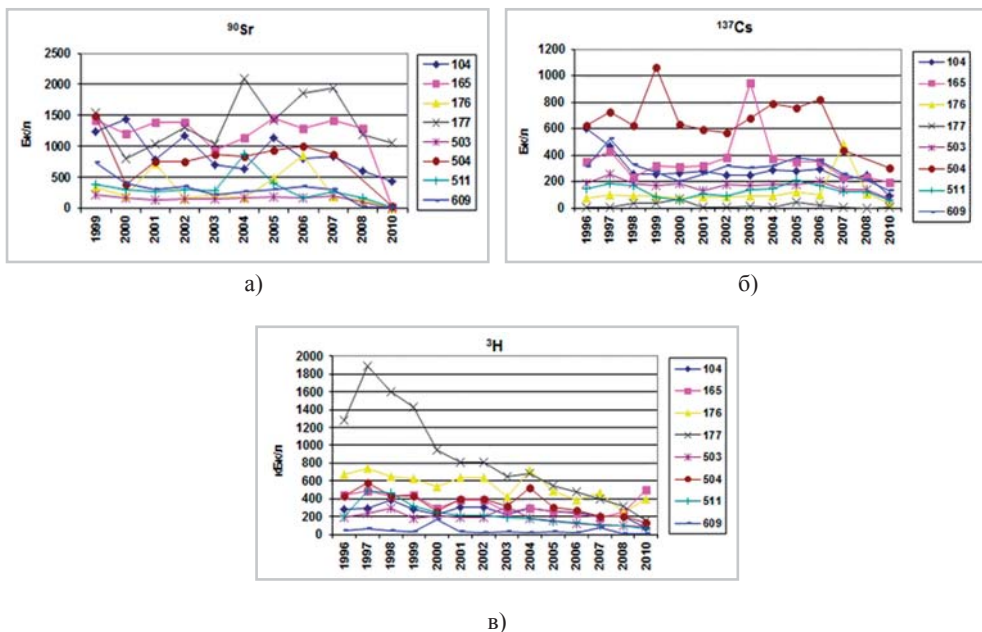


Рисунок 139. Результаты радионуклидного мониторинга подземных вод: а) ^{90}Sr ; б) ^{137}Cs ; в) ^3H

^{90}Sr . Во всех потоках штольневых вод содержание ^{90}Sr превышает предельно допустимые концентрации. Концентрации варьируют в пределах значений от 8 до 2000 Бк/кг. Максимальная концентрация ^{90}Sr (2100 Бк/кг) была зафиксирована в воде из штольни № 177 в 2004 г.

^{137}Cs . Наиболее высокие содержания ^{137}Cs наблюдались в потоках из штолен № 504 и № 165 в 1999 и 2003 годах, соответственно (рисунок 139). Удельная активность цезия в этих потоках тогда составляла 1100 и 950 Бк/кг. С 2004 г. в штольне № 165 происходит постепенное уменьшение удельной активности до значений 190 Бк/кг. При этом изменение содержания нуклида от квартала к кварталу происходило относительно плавно, т.е. загрязнение потоков характеризовалось некоторой предсказуемостью. В штольне № 504 с 2000 по 2002 гг. также происходило постепенное уменьшение, затем в последующие годы отмечалась крайняя изменчивость концентраций ^{137}Cs . Колебания концентраций достигают 260 Бк/кг. Следует отметить, что содержание ^{137}Cs в потоках из штольни № 504 являются наиболее высокими и в настоящее время, но обычно не превышают 700 Бк/кг.

Таким образом, практически во всех водотоках в течение периода наблюдений содержание техногенных радионуклидов ^{137}Cs , ^3H , ^{90}Sr мало изменяется со временем.

$^{239+240}\text{Pu}$. В большинстве изученных проб $^{239+240}\text{Pu}$ находился ниже предела обнаружения. При этом, нередко отмечались «всплески» концентрации $^{239+240}\text{Pu}$. Резкие изменения концентрации $^{239+240}\text{Pu}$ от $<0,02$ до 6,4 Бк/кг характерны для вод штольни № 503. В отдельных случаях отмечалось изменение концентраций $^{239+240}\text{Pu}$ в штольнях от $<0,02$ до: 5,3 Бк/кг (штольня № 104), 2 Бк/кг (№ 176), 3 Бк/кг (№ 177),

1,2 Бк/кг (№504), 0,2 Бк/кг (№802). Такое различие в динамике концентраций радионуклидов объясняется, по всей видимости, разными источниками их поступления в воду. ^{137}Cs , ^3H , ^{90}Sr вымываются из значительных по размеру зон необратимых деформаций, которые постоянно обводнены, а $^{239+240}\text{Pu}$ – непосредственно из котловой полости, обводнение которой зависит от уровня воды в водоносных тектонических структурах.

^{241}Am . Во всех штольневых водах было зафиксировано минимальное содержание ^{241}Am , находящееся на уровне $<0,04$ Бк/кг. Исключение составляет значение концентрации ^{241}Am в воде из штольни №176 равное 9,9 Бк/кг.

Оценка суммарного выноса радионуклидов. По результатам определения месячного дебита водотоков из штолен [156] и измерения удельной активности радионуклидов, выносимых со штольневыми водами, определялся квартальный вынос радионуклидов ^{137}Cs , ^3H , ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$, показанный на рисунке 140. На данном рисунке прослеживаются сезонные колебания выноса, максимумы которого приходятся на вторые кварталы каждого года, а минимумы – на первые и четвертые. Суммарный вынос радионуклидов за отчетный период составил по ^3H – $5,4 \cdot 10^{14}$ Бк, по ^{137}Cs – $5,7 \cdot 10^{11}$ Бк, по ^{90}Sr – $2,3 \cdot 10^{12}$ Бк и по $^{239+240}\text{Pu}$ – $2,5 \cdot 10^9$ Бк. Поскольку удельная активность радионуклидов в каждом водотоке – величина относительно стабильная, основным фактором, определяющим величину выноса радионуклидов, является уровень осадков, и как следствие – дебит водотоков.

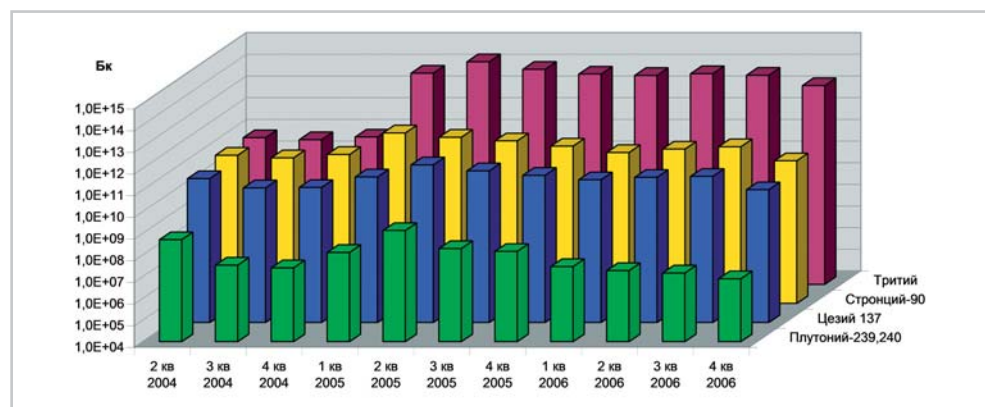


Рисунок 140. Динамика выноса радионуклидов по кварталам

Представляет интерес рассмотреть динамику выноса радионуклидов по годам за период мониторинга. На гистограмме (рисунок 141) показана динамика выноса радионуклидов на основе результатов мониторинга, начиная с 1999 г.

Видно, что годовые колебания выноса гораздо меньше квартальных – из года в год вынос радионуклидов очень стабилен. Каждый год выносится в среднем порядка $6 \cdot 10^{11}$ Бк – ^{137}Cs ; $5 \cdot 10^{11}$ Бк – ^{90}Sr и $2 \cdot 10^{11}$ кБк – ^3H . По $^{239+240}\text{Pu}$ оценить среднегодовую величину выноса сложно, так как мониторинг по этому радионуклиду проводился только три года. Небольшие колебания выноса по годам определяются, по всей видимости, климатическим фактором – в годы с большим количеством осадков вынос радионуклидов также возрастает. Стабильность выноса радиону-

клидов по годам дает возможность экстраполировать эту величину как в прошлое, так и в будущее, и прогнозировать вынос радиоактивности из штолен, по крайней мере, на несколько лет вперед даже без продолжения мониторинга.

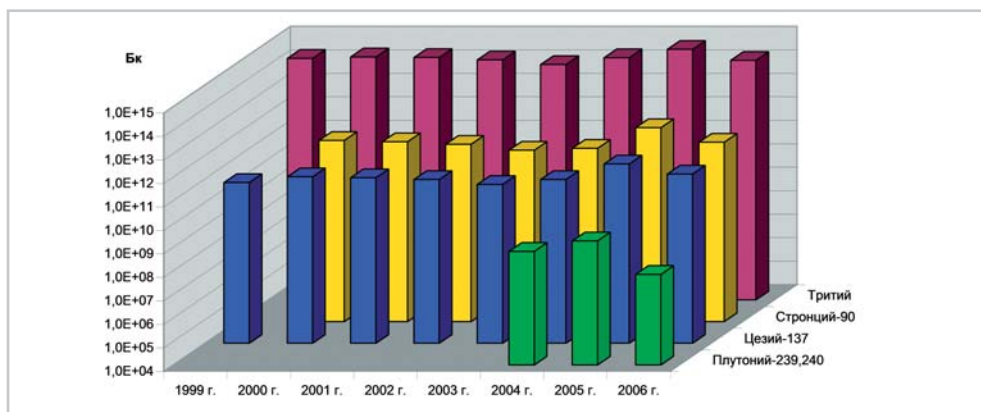
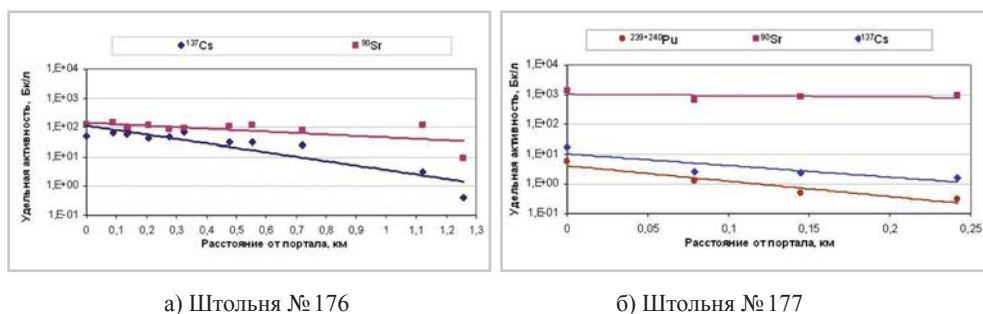


Рисунок 141. Динамика выноса радионуклидов по годам за период 1999–2006 гг.

Особенности поведения радионуклидов в поверхностных водах исследуемых водотоков на примере штолен № 177 и № 176. Исследования поведения радионуклидов в водотоках из штолен площадки «Дегелен» выявили закономерности перераспределения радионуклидов с водным потоком [38].

Концентрация техногенных радионуклидов с удалением от портала штолен закономерно снижается. Линии, описывающие снижение концентрации радионуклидов $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{137}Cs в воде водотоков с удалением от портала, показывают резкое снижение, по сравнению с линиями, представляющими поведение ^{90}Sr (рисунок 142). Так, в воде водотока штольни № 177 концентрация $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{137}Cs близка к нижним пределам измерения аппаратуры ($<0,001$ Бк/кг) уже в 250 метрах от портала, тогда как концентрация ^{90}Sr снижается незначительно. В воде водотока штольни № 176 содержание ^{137}Cs ($<0,01$ Бк/кг) отмечается на большем расстоянии от портала – 1250 м.



а) Штольня № 176

б) Штольня № 177

Рисунок 142. Характер горизонтального распределения радионуклидов в поверхностных водах исследуемых экосистем с удалением от порталов штолен.

Также отмечена зависимость концентрации радионуклидов от дебита в воде водотока при выходе на дневную поверхность. Концентрация ^{90}Sr в воде обоих водотоков при увеличении дебита снижается, но на штольне № 176 эта зависимость сильнее. Так, на этой штольне коэффициент корреляции между дебитом водотока и концентрацией Sr составил $r = -0,76$, а на штольне № 177 $r = -0,42$. Зависимость концентрации ^{137}Cs от дебита на каждом исследованном водотоке проявляется по-разному. На штольне № 176 явной выраженной зависимости концентрации от дебита не наблюдается ($r = 0,04$), тогда как на штольне № 177 проявляется прямая зависимость, то есть с увеличением расхода воды увеличивается содержание ^{137}Cs ($r = 0,88$), как и $^{239+240}\text{Pu}$ ($r = 0,87$) (рисунок 143).

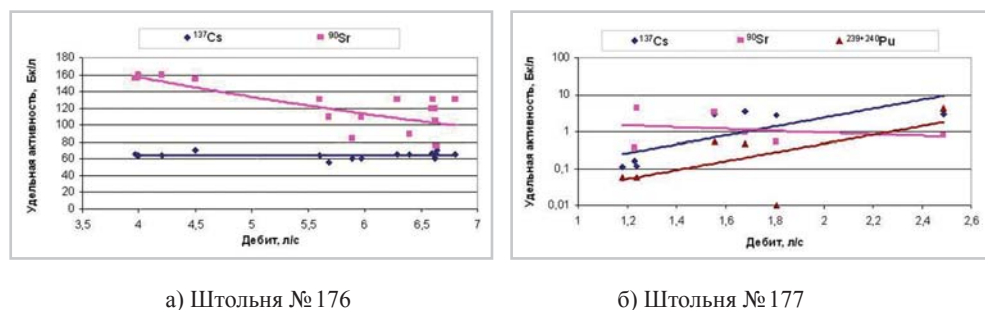


Рисунок 143. Зависимость концентрации радионуклидов в воде исследуемых водотоков от дебита

Такие противоречивые зависимости концентрации от дебита на исследуемых объектах могут быть результатом различных гидрогеологических особенностей исследуемых объектов. Вода из штольни № 176 в районе портала имеет одну точку выхода, представляющую собой отвод из полости штольни. Выход воды из штольни № 177 происходит не из одного места, так как здесь дренируется вся подошва сопки, в которой заложена штольня. Поэтому при увеличении дебита, в данном случае, может быть дополнительное поступление ^{137}Cs и $^{239+240}\text{Pu}$ с неконтролируемыми выходами воды.

4.1.1.4. Характер радионуклидного загрязнения родников

Дебиты родников. С началом проведения ядерных испытаний горный массив претерпевает деструктивные нарушения. За счёт расширения трещин снижается гидростатическое давление, что приводит к понижению кровли купола подземных вод. Подновляются водоносные тектонические структуры, в которых линейная циркуляция подземных вод возрастает. Происходит перераспределение в линейных потоках и переориентация направлений движения подземных вод. Родники, расположенные на высоких гипсометрических уровнях, исчезают. Появляются совершенно новые родники. Некоторые родники становятся пульсирующими. В нескольких местах, судя по обильной растительности, существуют родники с сезонным характером деятельности.

Общие черты характера дебита родников можно представить по результатам наблюдений, проведенных в 2002 г. В течение 2002 г. мониторинг осуществлялся на двух родниках и артезианской скважине 385 (рисунок 144). В первой половине года потоки воды обладали относительной стабильностью. В этот период интенсивный поток происходил из родника 251/252. Наиболее стабильным был дебит в потоках воды из родника 3089 и скважины 385. В мае месяце водный режим стабилизировался, и суммарный поток понизился до значений, наблюдаемых в зимний период. Однако уже в июне наметилось усиление потоков, связанных с увеличением атмосферных осадков. Пик выпадения атмосферных осадков в 2002 г. приходился на конец весеннего периода и двух первых летних месяцев. В мае-июне количество выпавших осадков значительно превышает показатели многолетних наблюдений, что напрямую сказалось на увеличении дебита потоков. В июле дебит продолжал увеличиваться. В роднике 251/252 дебит составил 1500 л/мин. Это значение почти в 4 раза превысило июньский дебит. Дебит родника 3089 и скважины 385 увеличился в 2 раза.

На рисунке 144 можно четко проследить расхождение во времени пиков максимального количества выпавших осадков и максимального суммарного дебита воды, поступающей из родников и скважины 385.

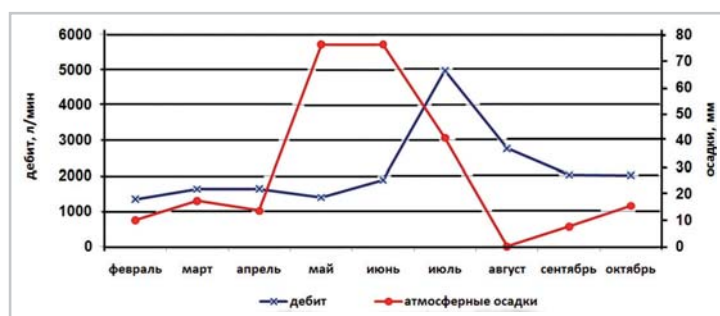


Рисунок 144. Зависимость концентрации радионуклидов в воде исследуемых водотоков от дебита

На графике видно, что максимальный суммарный дебит потоков отстает от начала интенсивных выпадений атмосферных осадков почти на 2 месяца. Этот период можно принять за время инфильтрации осадков через трещинные системы в горах Дегелен. В августе дебит во всех водопрооявлениях начинает снижаться, а в сентябре и октябре нормализуется, остановившись на обычном уровне.

До начала проведения ядерных испытаний в горах Дегелен было более 30 родников на разных высотных отметках. По результатам обследования 2005 г. обнаружено 17 действующих родников (рисунок 145).

Только в родниках 652 и 1114 концентрации техногенных радионуклидов не превышают следующих значений: ^{90}Sr <0,1 Бк/кг, ^{137}Cs – 0,5 Бк/кг и ^3H – 1,3 кБк/кг [132]. При этом в воде большинства родников концентрация ^{137}Cs составляет <0,4 Бк/кг. Концентрация ^{90}Sr в воде родников изменяется от значений <0,1 до 125 Бк/кг. Наличие высоких концентраций ^{90}Sr в воде родников пока объяснений

не находит и требует более детального изучения. Данное явление имеет как чисто научное значение в плане изучения характера миграции данного радионуклида с водными потоками и, в то же время, является проблемным вопросом развития радиозоологической обстановки. Это связано с сорбцией ^{90}Sr из воды донными отложениями и постепенным накоплением его на участках расположения родников в существенном объеме, представляющем радиационную опасность для людей и животных.

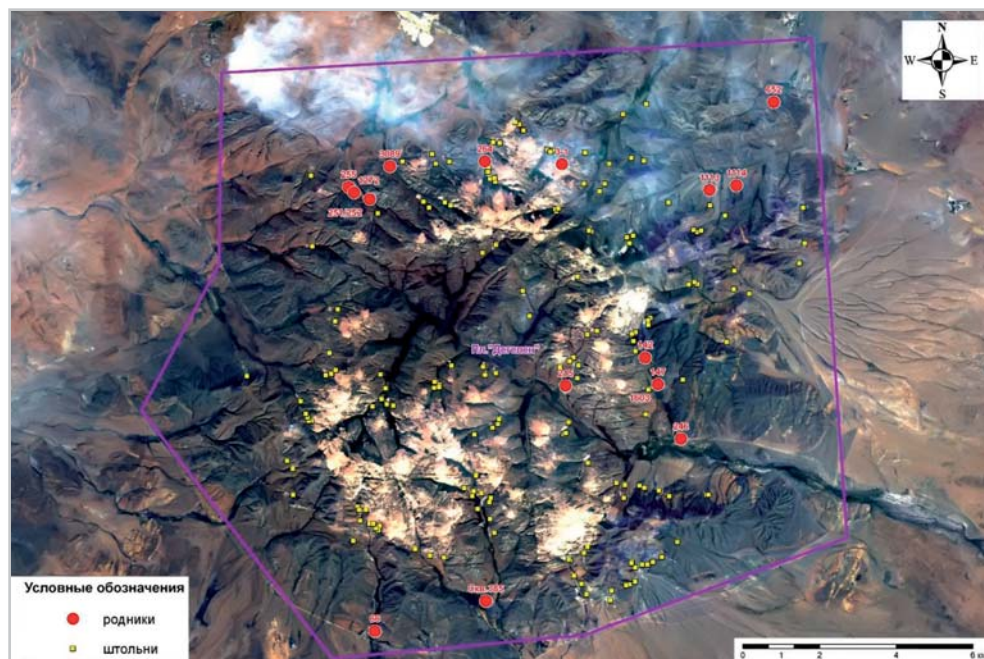


Рисунок 145. Расположение родников на площадке «Дегелен»

Основным радиоактивным загрязнителем вод родников является ^3H . Только в родниках 652 и 1114 концентрация ^3H не превышает допустимых значений для питьевой воды. В остальных родниках содержание данного радионуклида изменяется от 15 до 200 кБк/кг. Стоит отметить, что описываемые источники характеризуются низкими значениями минерализации и жесткости, в любое время года имеют низкую температуру и высокие вкусовые качества. Поэтому необходимо предпринять охранные мероприятия, чтобы исключить использование этой воды в питьевых целях.

4.1.1.5. Вынос радионуклидов с потоками подземных вод за пределы границ горного массива Дегелен

Весь фронт подземных вод, выходящий за пределы гор Дегелен, распределяется на отдельные потоки в соответствии с их принадлежностью к локальным водосборным бассейнам, где питание, транзит и разгрузка происходят в пределах

локальных водосборных бассейнов (ЛВБ), имеющих протяженность до 20 км. Поэтому миграция радиоактивных продуктов с подземными водами за пределы площадки «Дегелен» ограничена максимальным расстоянием 20 км. На рисунке 146 показаны границы ЛВБ.

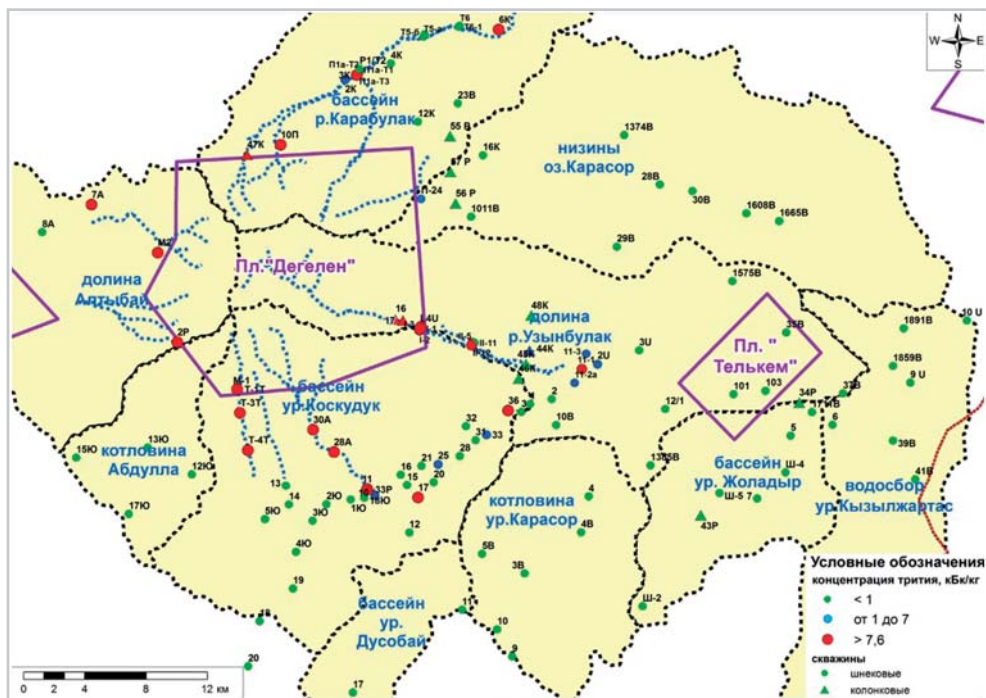


Рисунок 146. Миграция радионуклидов за границы гор Дегелен

Исследования по изучению миграции техногенных радионуклидов с подземными водами за пределы гор Дегелен проводились в соответствии с их принадлежностью к конкретным водосборным бассейнам. По результатам дешифрирования космоснимков проводилось картирование русел временных и постоянных водотоков, в пределах которых закладывались точки бурения гидрогеологических скважин. Для изучения поровых вод бурились шнековые скважины глубиной до 10 м, для изучения трещинных вод – колонковые скважины глубиной до 50 м. На ряде участков для выявления обводненных структур проводились геофизические исследования [157].

ЛВБ урочища Коскудук

Поровые воды. В пределах данного ЛВБ пробурено 26 скважин глубиной до 5,4 м. Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в поровых водах бассейна находится в пределах $<0,02$ Бк/кг. Основным радиоактивным загрязнителем подземных вод является ^3H . Значения содержания ^3H в подземных водах изменяются от 0,1 до 260 кБк/кг. Наибольшие значения характерны для подрусового потока ручья на всем отрезке его

течения от гор Дегелен до урочища Коскудук. Максимальная концентрация ^3H отмечена в скважине, расположенной на границе горного массива Дегелен. По мере удаления от гор концентрация ^3H в воде заметно снижается, но, тем не менее, на участке полного исчезновения русла ручья в долине урочище Коскудук концентрация ^3H в грунтовой воде достигает 10 кБк/кг.

Трещинные воды. На расстоянии 10 км от гор Дегелен концентрация ^3H в трещинных водах достигает 9500 Бк/кг. Примерно такие же значения характерны для поровых вод, что говорит о возможной взаимосвязи поровых и трещинных вод на данном участке.

ЛВБ долины ручья Карабулак

Поровые воды. На участке пробурено 18 шнековых скважин глубиной 6,5 м. Максимальное значение трития (95 кБк/кг) обнаружено в скважине, находящейся всего в 700 м от границы площадки «Дегелен».

Обследован участок, приуроченный к основному руслу ручья Карабулак на протяжении 36 км от северной границы горного массива Дегелен. Основным радиоактивным загрязнителем является ^3H . На фоне общего снижения концентрации ^3H в грунтовых водах на исследуемом отрезке (с 95 до 21 кБк/кг), в ряде точек были отмечены существенные перепады в значениях его концентрации. Скорее всего, данная особенность объясняется градиентным характером и конфигурацией в плане фронта загрязнения, а также жильным типом миграционных путей радионуклидов на данном участке.

Трещинные воды. Для изучения трещинных вод пробурено 3 скважины глубиной до 42 м. Концентрация ^{137}Cs , ^{90}Sr в воде из скважины 31Р равна <0,01 Бк/кг, ^3H <12 Бк/кг, что говорит об отсутствии связи на данном участке грунтовых вод с горизонтом подземных вод, приуроченных к зоне экзогенной трещиноватости. В воде скважины 32Р обнаружен ^3H с концентрацией 60 Бк/кг, содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr – <0,02 Бк/кг. Содержание трития около восточной границы площадки «Дегелен» в скважине составляет <9 Бк/кг.

ЛВБ озера Карасор

Поровые воды. На данной территории пробурено 10 скважин глубиной до 9 м. Высокое содержание трития (6000 Бк/кг) обнаружено только в скважине, расположенной в пределах границ горного массива Дегелен, где характерны подобные уровни содержания трития в подземных водах. В остальных частях ЛВБ трития не обнаружено.

Трещинные воды. В пределах бассейна пробурены 2 гидрогеологические скважины глубиной до 45 м, расположенные в 3 км от восточной границы горного массива Дегелен. По результатам лабораторных анализов концентрация трития в потоке трещинных вод составила <9 Бк/кг, ^{137}Cs , ^{90}Sr – <0,02 Бк/кг, $^{239+240}\text{Pu}$ – на уровне <0,006 Бк/кг.

ЛВБ долины Алтыбай

Поровые воды. Пробурено 4 скважины глубиной до 4 м. Концентрация ^3H в грунтовых водах в пределах основного русла достигает 17 кБк/кг.

Трещинные воды. Для изучения трещинных вод на участке Алтыбай оборудована одна гидрогеологическая скважина 35Р глубиной 38 м. Концентрация ^3H в воде из скважины достигает 14 кБк/кг. Данная концентрация находится в пределах значений содержания ^3H в поровых водах, что свидетельствует о тесной взаимосвязи поровых и трещинных вод на данном участке.

ЛВБ долины ручья Узынбулак

Поровые воды. Для изучения поровых вод было пробурено 25 шнековых скважин глубиной до 9 м. Основным радиоактивным загрязнителем подземных вод является ^3H . Концентрация ^3H на уровне границ гор изменяется от 50 000 до 130 000 Бк/кг, при удалении от гор на 10 км снижается до 30 000 Бк/кг, а на расстоянии 16 км концентрация трития резко падает до 120 Бк/кг.

В отличие от остальных бассейнов, на территории ЛВБ р.Узынбулак распространение поровых вод имеет выраженный площадной характер. В данном случае объединены в один горизонт два основных типа подземных поровых вод: аллювиально-пролювиальных отложений, в том числе, подрусловые воды, а также поровые воды современных делювиально-пролювиальных отложений, пользующиеся ограниченным распространением. В пределах долины подземные воды аллювиально-пролювиальных отложений распространены вдоль русла ручья в пойменной части. Русло ручья прослеживается на расстоянии 12–15 км от гор Дегелен и прерывается в урочище Телькем, расположенном к юго-востоку от массива.

Трещинные воды. Для изучения трещинных вод пробурено 6 скважин глубиной до 40 м. По результатам лабораторных анализов концентрация ^{137}Cs в трещинных водах составляет $<0,02$ Бк/кг; ^{90}Sr – $<0,01$ Бк/кг; трития – от <9 до 1500 Бк/кг. Максимальная концентрация 1500 Бк/кг установлена в скважине 44К, находящейся на расстоянии 830 м от основного русла. В скважине, расположенной непосредственно в русле ручья, концентрация трития составила всего 65 Бк/кг.

ЛВБ котловины Абдулла

Для изучения поровых вод было пробурено 4 шнековых скважины глубиной до 5 м. Только в скважине, расположенной на границе Главного Чингизского разлома, получены количественные значения 80 Бк/кг. В остальных скважинах значения не превышали уровня, равного <11 Бк/кг.

ЛВБ урочищ Дусобай, Карасор, Жоладыр и Кызылжартас

В пределах бассейнов урочищ Карасор и Жоладыр пробурено по 6 шнековых скважин глубиной до 7,2 м. В бассейне Кызылжартас – 8 скважин глубиной до 9 м, Дусобай – 2 скважины глубиной до 5 м. По результатам бурения и опробования буровых скважин содержание ^3H в поровых водах на территории данных бассейнов находится на уровне <9 Бк/кг.

Таким образом, проведение ПЯВ привело к существенной деформации массива горных пород с образованием многочисленных зон дробления, провальных воронок и зияющих трещин. В результате чего значительно увеличилась прони-

цаемость горных пород, что способствовало усилению нисходящей фильтрации и частичному переводу поверхностного водотока в подземный.

Таким образом, в результате закрытия штолен поступление воды на дневную поверхность из радиоактивно загрязненных штолен уменьшилось, что способствует улучшению экологических условий на участке. В настоящее время отмечены стабильные потоки воды на порталах 8 штолен. Основные поверхностные водотоки горного массива – Узынбулак, Карабулак и Байтлес – имеют сезонный характер.

Процесс радиоактивного загрязнения подземных и поверхностных вод на испытательной площадке «Дегелен» продолжается и, по данным радионуклидного мониторинга, имеет относительно стабильный характер. Распространение техногенных радионуклидов с потоками подземных вод за пределы горного массива Дегелен имеет неоднозначный характер. В большинстве отмеченных случаев пути миграции имеют жильный (паутинообразный) вид, реже имеет место загрязнение подземных вод на локальных участках. При этом основные потоки загрязненных подземных вод приурочены к руслам временных и постоянных поверхностных водотоков.

За пределами горного массива Дегелен основные потоки загрязненных подземных вод распространены только в долинах ручьев Узынбулак, Алтыбай, Карабулак и урочища Коскудук.

За границами горного массива Дегелен уровни концентрации техногенных радионуклидов (кроме ^3H) снижаются до уровней $<0,01$ Бк/кг. Концентрация ^3H в воде при выходе за пределы массива Дегелен достигает 300 кБк/кг. При удалении от гор на 10 км – снижается до 30 кБк/кг. При удалении от гор на 15-20 км концентрация трития на основных направлениях не превышает 1,0 кБк/кг, что в 7,6 раза ниже уровня вмешательства.

4.1.2. Площадка «Балапан»

4.1.2.1. Общие данные по гидрогеологическим условиям

На территории площадки выделяются два гидрогеологических комплекса, нередко связанных между собой, мощностью до 100–150 м (рисунок 147). К первому комплексу относятся воды, залегающие в локальных гидрогеологических бассейнах. Вмещающие породы представлены рыхлыми образованиями от неогенового до современного возраста. Второй комплекс входит в состав региональной гидрогеологической системы. К нему относятся трещинные воды палеозойского фундамента, воды мезозойской коры выветривания и воды палеогеновых отложений. Локальные гидрогеологические бассейны, в которых воды залегают на незначительных глубинах (до 50 м), приурочены к:

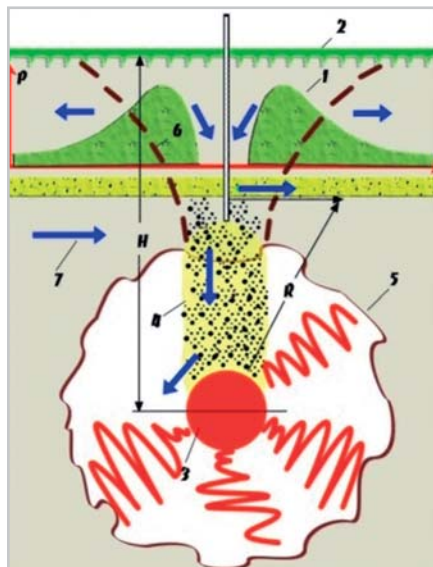
а) делювиально-пролювиальным отложениям долин и фрагментов предгорных шлейфов среднечетвертичного-современного возраста (Q II-IV);

б) аллювиально-пролювиальным отложениям позднечетвертичного-современного возраста (Q III-IV), слагающим надпойменные террасы р. Шаган.

4.1.2.2. Механизм загрязнения подземных вод

В отличие от ПЯВ в горизонтальных штольнях, образовавшиеся полости после ядерных взрывов в скважинах расположены значительно ниже уровня подземных вод. Высокая температура в полости сохраняется долгое время в связи с наличием толщи перекрывающих пород. Наличие высоких температур способствует образованию тепловой конвекции. Достигнув полости, воды разогреваются, вымывают химические элементы и радионуклиды и возвращаются вместе с ними в водоносный горизонт [158].

Основные особенности гидродинамических процессов, вызываемых подземным взрывом, прослеживаются при следующей схематизации явления (рисунок 148).

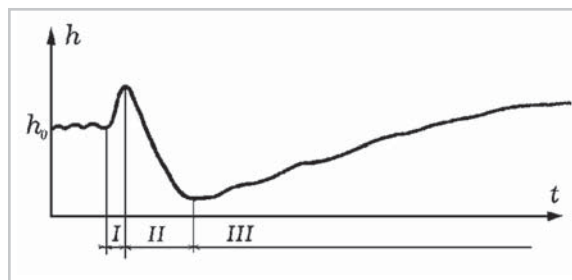


- 1 – распределение давления подземных вод при формировании столба обрушения;
2 – дневная поверхность; 3 – камуфлетная полость; 4 – столб обрушения;
5 – зона наведенной трещиноватости; 6 – область приповерхностного разуплотнения;
7 – направление движения подземных вод

Рисунок 148. Гидродинамические эффекты в блоках горных пород при проведении ПЯВ

Соответствующие взрыву волновые процессы вызывают деформацию окружающей среды, причем состояние пласта-коллектора изменяется в большой степени, в отличие от вмещающих относительно монолитных пород. Динамическое сжатие коллектора приводит к повышению давления жидкости в некоторой области, что способствует подъему уровня подземных вод [159].

Этот процесс сопровождается инъекцией воды в порово-трещинное пространство массива горных пород, в ранее существовавшие и вновь образованные в результате взрыва трещины. Момент завершения формирования камуфлетной полости определяет продолжительность возмущения водонасыщенного пласта-коллектора. Последующее образование столба обрушения вызывает центральную депрессию в образовавшемся куполе подземных вод.



(этапы: I – образования «купола»; II – заполнения наведенной трещиноватости; III – восстановления уровня)

Рисунок 149. Схема изменение уровня подземных вод при ПЯВ

Обобщенная схема изменения уровня подземных вод при взрывном воздействии представлена на рисунке 149 [158]. Наличие области повышенного давления (купола) подземных вод над эпицентром взрыва естественным образом вызывает повышение пьезометрической поверхности (отрезок I). Следующий этап (отрезок II) обусловлен стоком подземных вод в образовавшиеся при взрыве зоны наведенной трещиноватости. Например, высокая проницаемость горной породы, расположенной в столбе обрушения (коэффициент проницаемости достигает 10^{-9} м^2), приводит к быстрому снятию и падению избыточного напора существенно ниже естественного уровня в районе эпицентра взрыва. Общая тенденция снижения уровня подземных вод способствует формированию депрессионной воронки. Заключительный этап (отрезок III) – восстановление пьезометрической поверхности – начинается с момента заполнения зон наведенной трещиноватости.

4.1.2.3. Распространение радионуклидов с подземными водами

Оценка распространения техногенных радионуклидов в подземных водах проведена по отдельным 10 участкам, которые выделены следующим образом: «Северный», «Северо-восточный», «Центральный», «Заречье», «Юго-западный», «Каражыра», № 1, № 2, № 3 и № 4 (рисунок 150).

Участок «Северный». Расположен в северной части площадки «Балапан» (рисунок 150). С учетом геофизических исследований [157] пробурены три гидрогеологические скважины: 15а (глубина 71 м) – в створе боевых скважин 1419–1302, в 250 м от 1302, 16р (глубина 60 м) – в створе скважин 1419–1079, в 1500 м от скважины 1079, 17а (глубина 114 м) – в створе скважин 1419–1308, в 950 м от 1308 (рисунок 151).

По результатам предварительных исследований подземных вод на участке в скважине 1419, пробуренной для проведения ПЯВ, но неиспользованной в связи с ликвидацией полигона, были обнаружены самые высокие значения концентрации техногенных радионуклидов ^3H и ^{90}Sr .

По результатам гидрогеологического опробования в скважине 17а обнаружены высокие значения концентрации трития (4800 кБк/кг). При этом концентрация ^{90}Sr осталась на уровне предельно низких значений (0,5 Бк/кг), по сравнению с его концентрацией в скважине 1419 (220 Бк/кг). В скважине 15а обнаружены такие

же высокие значения концентрации трития, как в скважине 1419 (1215 Бк/кг), но концентрация ^{90}Sr (1,9 Бк/кг) намного ниже, чем в скважине 1419.

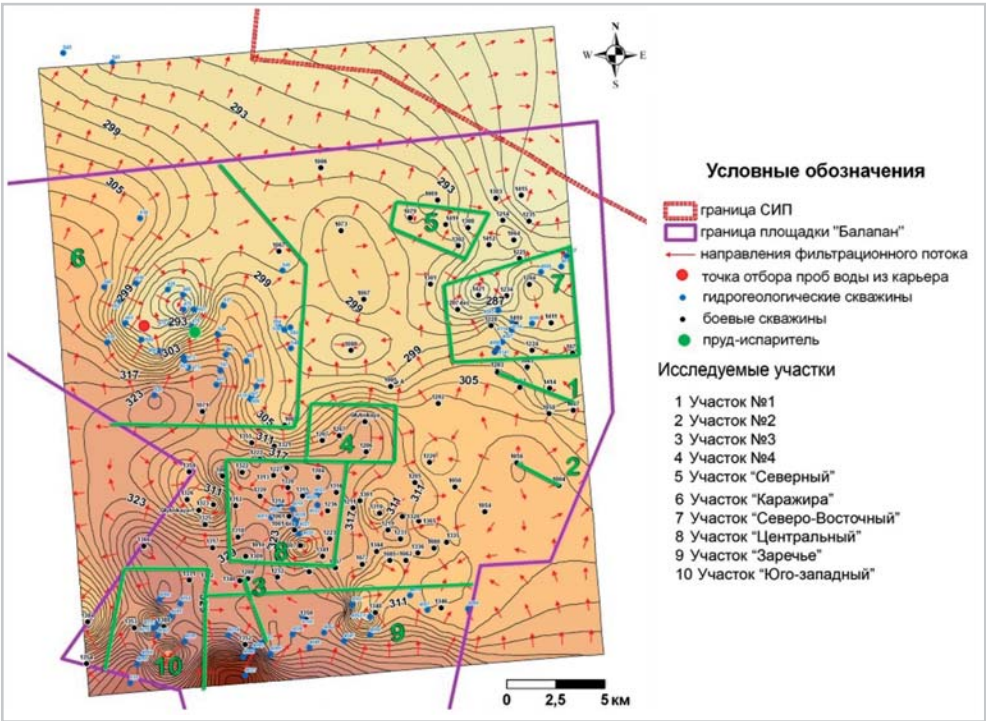


Рисунок 150. Схема расположения участков исследований

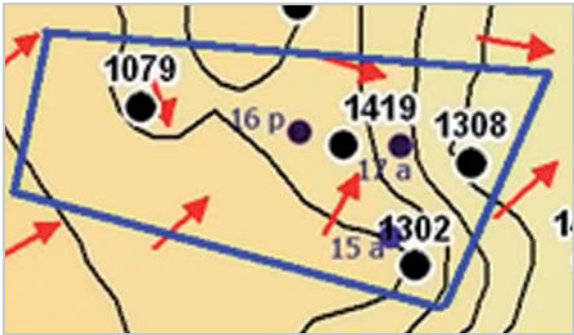


Рисунок 151. Схема расположения скважин на участке «Северный»

Судя по структуре фильтрационного потока, отображенной на рисунке, поступление загрязненных вод к скважине 1419, скорее всего, происходит от «боевых» скважин 1069, 1079 и 1302. При этом наличие высоких значений ^{90}Sr в воде из скважины 1419 пока объяснений не находит.

Участок «Северо-восточный». Данный участок расположен в северо-восточной части площадки «Балапан». Радиоактивное загрязнение подземных вод в пределах участка обусловлено последствиями ПЯВ, проведенных в «боевых» скважинах 1204, 1228, 1203, 1410, и 1411 (рисунок 152).



Рисунок 152. Схема расположения скважин на участке «Северо-восточный»

По результатам отбора проб из 9 наблюдательных скважин могут быть выделены 4 ореола радиоактивного загрязнения подземных вод, связанных с проведением ПЯВ в скважинах 1204, 1228, 1203 и 1411 [156, 157].

Во всех изученных пробах воды значения концентраций ^{90}Sr (от 0,01 до 1,3 Бк/кг) и ^{137}Cs (от <0,02 до 0,2 Бк/кг) незначительные. В то же время, содержание трития изменяется в широком диапазоне значений. Максимальная концентрация трития отмечена в наблюдательной скважине 4093 (380 кБк/кг). Поток загрязненных подземных вод к этой скважине поступает от скважины 1228, расположенной в 0,9 км юго-западнее.

Наблюдательные скважины 4114, 4098 и испытательная скважина 1203 расположены в пределах Жананской зоны смятия, южнее Байгузин-Булакского разлома. Наиболее высокие концентрации трития отмечены в скважине 4141, по сравнению со скважиной 4098, так как скважина 4141, как и скважина 1203, вскрывает тот же водоносный комплекс трещинных и трещинно-жильных вод интрузивных образований. Более высокие концентрации трития в скважине 4097, по сравнению со скважиной 4098, возможно, связаны с поступлением загрязненных вод от «боевых» скважин 1083 и 1224 по зоне влияния Байгузин-Булакского разлома.

Результаты лабораторных анализов повторного отбора проб воды в 2010 г. из скважин 4093, 4096, 4097 указывают на наличие процесса постепенного снижения концентрации трития в подземных водах.

Участок «Юго-западный». Исследованиям на данном участке уделено повышенное внимание в связи с возможным выносом радиоактивных продуктов ПЯВ с подземными водами за пределы площадки «Балапан». Дело в том, что участок расположен в пределах юго-западной границы площадки «Балапан», и ПЯВ проведен

вблизи северной зоны влияния Калба-Чингизского регионального разлома. Схема расположения гидрогеологических скважин изображена на рисунке 153.



Рисунок 153. Схема расположения скважин на участке «Юго-западный»

Во всех пробах воды концентрация ^{137}Cs находится в пределах от $<0,01$ до $1,5$ Бк/кг. Для большинства проб концентрация ^{90}Sr варьирует от $<0,01$ до 2 Бк/кг. Максимальная концентрация ^{90}Sr обнаружена в воде из скважины 4075, где она составила 37 Бк/кг. Концентрация трития в подземных водах изменяется в широком диапазоне значений – от $0,1$ до 55 кБк/кг. Максимальная концентрация трития обнаружена в скважине 4075, где она достигла 440 кБк/кг [157].

Фильтрационная неоднородность пород значительна и неравномерна по площади, что обусловлено наличием на данном участке разрывных нарушений различного порядка. Дополнительная разгрузка подземного потока может происходить в северо-восточном и южном направлениях. Указанные особенности объясняют наличие высоких концентраций трития в скважинах 4075 и 4076 (440 и 55 кБк/кг, соответственно). При этом эти скважины ближе остальных расположены к «боевой» скважине 1388. Наличие достаточно высоких значений концентрации трития в скважине 4045 связано с тем, что она расположена также на одном из направлений движения подземных вод от скважины 1388. В воде из скважины 4043 концентрация трития значительно ниже, чем в скважине 4045, хотя она расположена примерно на таком же расстоянии на юго-запад от скважины 1388. Это объясняет то, что перемещение подземных вод от скважины 1388 в юго-западном направлении существенно ниже, чем в остальных направлениях. Наличие низких значений трития в скважинах 4064, 4055, 4054 и 4066, в первую очередь, можно объяснить их удалением от скважины 1388.

Участок «Центральный». Согласно названию, исследуемый участок расположен в центральной части площадки «Балапан». Основными источниками радионуклидного загрязнения подземных вод на участке являются центральные зоны ПЯВ, проведенных в «боевых» скважинах 1061бис, 1061, 1314, 1315 и 1236 (рисунок 154).

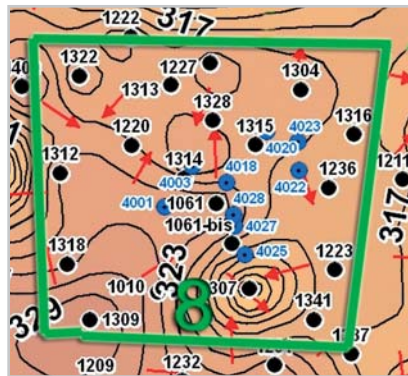


Рисунок 154. Схема расположения скважин на участке «Центральный»

Исследования показали, что концентрация трития в подземных водах изменяется от $<0,007$ до $1,4$ кБк/кг. Максимальная концентрация обнаружена в 2010 г. в скважине 4027, где она составила $1,8$ кБк/кг. Во всех пробах воды концентрация ^{137}Cs находится в пределах низких значений и изменяется от $0,012$ до $0,18$ Бк/кг с максимальной концентрацией $1,2$ Бк/кг в скважине 4022. Численных значений активности $^{239+240}\text{Pu}$ в пробах не было выявлено, концентрация не превысила $<0,002$ Бк/кг. Для ^{90}Sr также характерны очень низкие значения концентрации в пределах от $<0,01$ до $0,78$ Бк/кг. Исключение составляет значение $6,4$ Бк/кг в скважине 4025.

Таким образом, характерной чертой данного участка является наличие относительно низких концентраций техногенных радионуклидов, при этом гидрогеологические скважины расположены в непосредственной близости от 5 «боевых» скважин. Одним из объяснений данной особенности является то, что на данном участке распространены, в основном, безнапорные подземные воды. Поэтому и вымывание радионуклидов из центральных зон происходит менее интенсивно, чем это отмечено на остальных участках. С другой стороны, как было отмечено выше, данный участок характеризуется зоной повышенных значений расхода фильтрационного потока на фоне средних его значений, что указывает на наличие здесь зоны локального питания подземных вод. В данном случае есть основание утверждать, что пониженные концентрации радионуклидов связаны с постоянным разубоживанием их поступающими атмосферными осадками. При этом можно отметить, что радиоактивное загрязнение подземных вод снижается по мере удаления от эпицентров ПЯВ.

Участок «Заречье». Для изучения характера радионуклидного загрязнения на участке проведено опробование 16 ранее пробуренных гидрогеологических скважин (рисунок 155).

Концентрация ^{137}Cs в подземных водах изменяется от 0,02 до 0,6 Бк/кг. Концентрация ^{90}Sr варьируется в пределах от 0,01 до 1,5 Бк/кг. Данные значения радиационной опасности не представляют. Концентрация трития в подземных водах изменяется в широком диапазоне значений – от $<0,01$ до 55 кБк/кг.

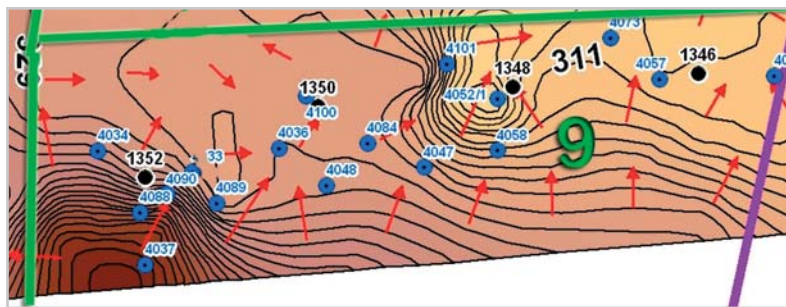


Рисунок 155. Схема расположения скважин на участке «Заречье»

В радиусе до 2 км от эпицентров ПЯВ выдерживается уменьшение концентраций трития при увеличении эпицентрального расстояния. Следует отметить закономерное снижение содержания основных радионуклидов в разновозрастных водоносных комплексах по мере удаления от основной области питания – мелко-сопочника – за счет увеличения составляющей подземного стока.

Участок «Каражыра». Контроль радионуклидного загрязнения подземных вод на участке осуществляется с 2003 г. по данным опробования 42 гидрогеологических скважин (рисунок 156), а также дренажных вод действующего карьера и пруда-испарителя (рисунок 150).

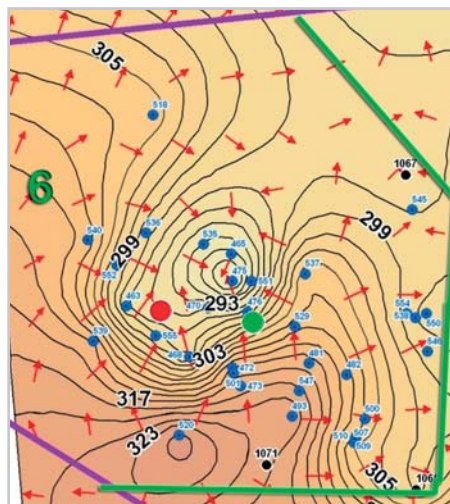


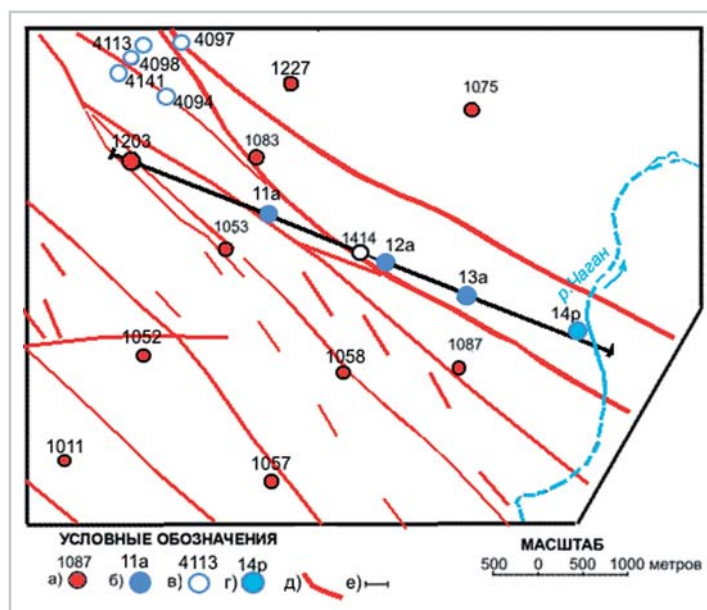
Рисунок 156. Схема расположения скважин в пределах участка «Каражыра»

Значения концентраций техногенных радионуклидов в подземных водах изменяются в пределах: ^{137}Cs от $<0,005$ до $0,3$ Бк/кг; ^{90}Sr от $<0,01$ до $1,3$ Бк/кг; тритий от <7 до 760 Бк/кг; $^{239+240}\text{Pu}$ от $<0,001$ до $0,016$ Бк/кг.

По результатам мониторинга подземных вод отмечена относительная стабильность в миграционных процессах. Отмечена тенденция общего снижения значений концентраций техногенных радионуклидов в подземных водах.

Участок №1 (Профиль скважин 1203, 1414 до р. Шаган). Расположен в восточной части площадки «Балапан» (рисунок 150). При анализе данных по гидрогеологическим условиям эта площадь выделена как одна из определяющих наиболее критическое направление возможной разгрузки загрязненных подземных вод в воды реки Шаган.

Анализ проб воды, отобранных из пробуренных скважин (рисунок 157), показали высокое содержание трития и ^{90}Sr в скважине 12а (3000 кБк/кг и 110 Бк/кг, соответственно) и трития в скважине 13а (20 кБк/кг).



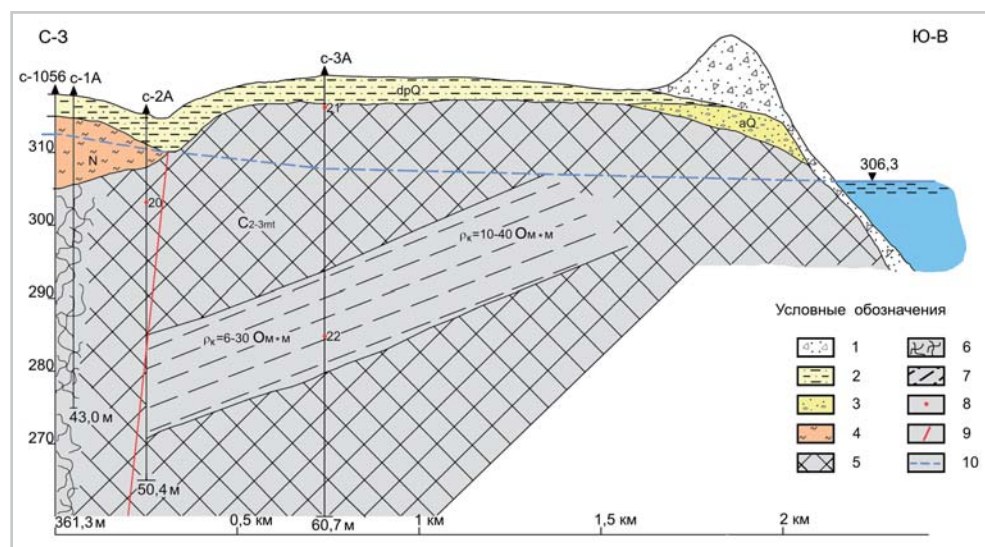
Скважины: а) – боевая; б) – гидрогеологическая, 2006 г.; в) – гидрогеологическая, ранее пробуренная; г) – режимная; д) – тектонические нарушения; е) – линия геолого-геофизического разреза

Рисунок 157. Участок №1. Схема расположения скважин, пробуренных по профилю вблизи р. Шаган

В пределах рассматриваемого эрозионного «окна» прослежена устойчивая гидравлическая связь между разновозрастными водоносными горизонтами, развитыми в трещиноватых породах и аллювиальных отложениях, и поверхностными водами. Таким образом, участки скрытой разгрузки подземных вод представляют собой потенциально активные зоны радиоактивного загрязнения поверхностных вод реки Шаган, в частности, тритием.

Участок №2 (Профиль скважин 1056 – «Атомное» озеро). Расположен в восточной части площадки «Балапан» (рисунок 150). Основной задачей работ на данном участке являлось выявление возможной взаимосвязи подземных трещинных вод и поверхностных вод искусственного водохранилища – «Атомного» озера.

Как показали результаты лабораторного анализа проб воды, отобранных из скважин 1А, 2А, 3А, подземные трещинные воды в изучаемом профиле (рисунок 158) загрязнены радионуклидами, причем, наибольшее загрязнение наблюдается вблизи скважины 1056 [157]. Максимальное значение концентрации трития составляет 280 кБк/кг (скв. 1А). Значение ^{137}Cs около скважины 1056 равно 4 Бк/кг, а ^{90}Sr – 1200 Бк/кг.



- 1 – навал породы, выброшенной взрывом; 2 – делювиально-пролювиальные супеси и пески (dpQ);
 3 – аллювиальные пески и галечники (aQ); 4 – водоупорные глины неогена (N);
 5 – терригенные грубообломочные отложения майтубинской свиты среднего-верхнего карбона ($C_{2,3mt}$);
 6 – зона обрушения при взрыве в скв.1056; 7 – горизонт пород, обладающий пониженным удельным электрическим сопротивлением; 8 – повышенная гамма-активность по данным каротажа (мкР/час);
 9 – тектоническое нарушение; 10 – уровень подземных вод.

Рисунок 158. Разрез по профилю: скважина 1056 – скважина 1004 («Атомное» озеро)

Характер распространения радионуклидов по профилю скважин показывает, что блок пород, вскрытый скважиной 3А, выступает в качестве граничного между загрязнением, связанным с испытаниями в «боевых» скважинах 1056 и 1004. Минимальное содержание трития отмечено в воде скважины С-3А, которая расположена в центральной части профиля и пройдена в пределах частично из дренированной зоны экзогенного выветривания. Высокое содержание трития в напорном водоносном горизонте, вскрытом в скважине С-2А, косвенно свидетельствует об ограниченной миграции трития с подземными водами по направлению к «Атомному» озеру. Распространение ореола радиоактивно загрязненных вод может происходить преимущественно вдоль палеоложбины,

выделенной в кровле пород палеозойского фундамента с восточной стороны от скважины С-2А, в соответствии с напорным характером рассматриваемого водоносного горизонта.

Участок №3 (Профиль скважин 1209 и 4033). Исследуемый участок расположен на профиле между «боевой» скважиной 1209 и гидрогеологической скважиной 4033 (рисунок 159).

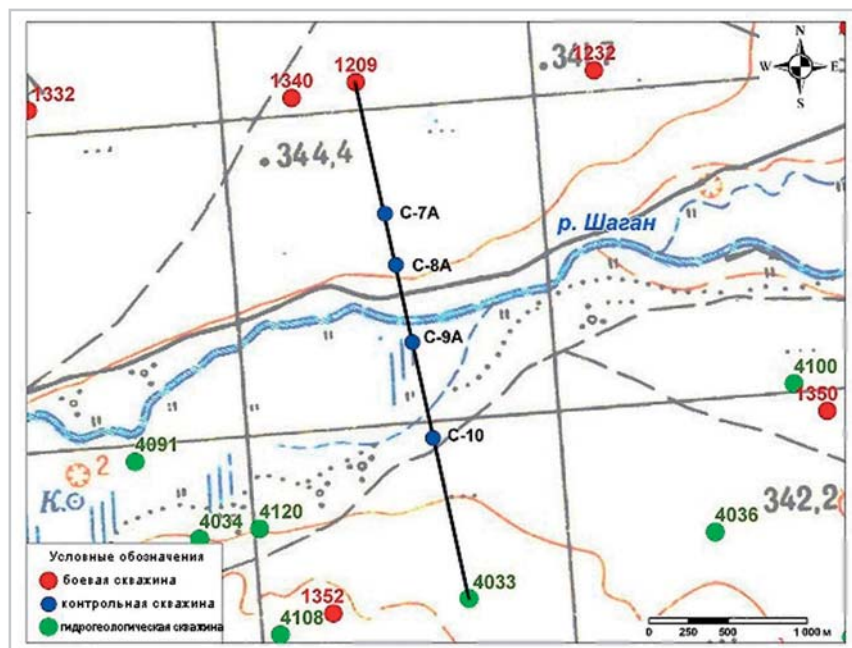


Рисунок 159. Участок №3. Схема расположения скважин, пробуренных по профилю 1209–4033

Радионуклидный анализ проб воды из скважин С-8А, С-9А, пробуренных на профиле длиной 3,3 км, пересекающем русло р. Шаган, показал, что содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr находится на низком уровне – 0,01 и 0,02 Бк/кг, соответственно.

По данным мониторинга в створе скважин 1209 – 4033 уклон подземного потока в южном направлении уменьшается от 0,003 до 0,001 на юг, за исключением участка расположения скважины С-9А. В пределах выделенного эрозионного «окна» подземные воды получают дополнительное инфильтрационное питание. Об этом свидетельствуют и данные радионуклидного анализа. В пробе воды, отобранной из скважины С-9А, содержание трития минимальное – до 0,02 кБк/кг. Напротив, в скважинах С-7А и С-10А, попадающих в зону гидродинамического влияния ПЯВ, проведенных в скважинах 1340 и 1350, прослежены относительно повышенные концентрации ^{137}Cs и ^{90}Sr (0,31 и 0,25 Бк/кг, соответственно).

Таким образом, поток воды, поступающий с верховьев долины, довольно интенсивен и блокирует проникновение трещинных вод со стороны северного борта

площадки. Можно полагать, что в крайне засушливый сезон, когда фильтрация в аллювиальных отложениях уменьшится, может произойти проникновение загрязненных трещинных вод со стороны «боевых» скважин в воды реки.

Участок №4. Исследуемый участок расположен в центральной части площадки «Балапан» в зоне сочленения Чинрауского и Каражырского разломов. На данном участке проведено 5 ПЯВ в «боевых» скважинах: «Глубокая», 1206, 1267, 1207 и 1287 (рисунок 160).

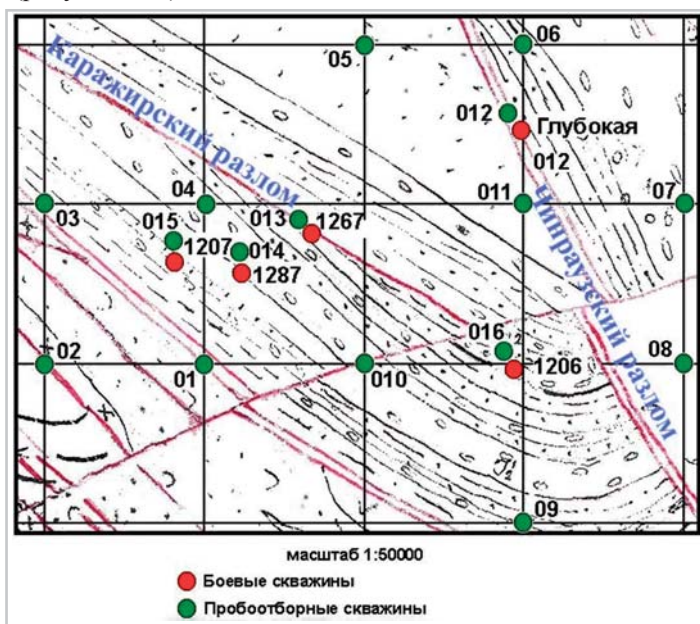


Рисунок 160. Участок №3. Схема расположения пробуренных скважин

Во всех пробах концентрация ^{90}Sr не превышает 0,19 Бк/кг, а концентрация ^{137}Cs не превышает 0,82 Бк/кг.

Характер площадного распространения трития в подземных водах контролируется особенностями геологического строения и гидрогеологических условий данного участка. Исследования показали, что концентрация ^3H в подземных водах в зоне влияния Чинрауского разлома существенно выше и изменяется от 140 до 160 кБк/кг, а из зоны Каражырского разлома — от 0,02 до 0,04 Бк/кг. Таким образом, по результатам работ уточнена северо-западная граница повышенных значений трития в подземных водах.

Таким образом, характер распространения техногенных радионуклидов в подземных водах имеет следующие особенности:

- ^{137}Cs . Во всех случаях концентрация ^{137}Cs не превысила допустимых значений для питьевой воды. Самая большая концентрация ^{137}Cs (4 Бк/кг) была обнаружена в гидрогеологической скважине, расположенной в 50 м от «боевой» скважины.

- **⁹⁰Sr.** На большей части территории площадки значения концентрации ⁹⁰Sr в подземных водах не превышают 1,0 Бк/кг. Наибольшая концентрация ⁹⁰Sr, 1240 Бк/кг, была найдена в скважине, расположенной в 50 м от «боевой» скважины. При удалении от «боевых» скважин на первые сотни метров содержание этого радионуклида снижается до мБк/кг.
- Исходя из вышесказанного, ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr не распространились на расстояния более 50 м от боевых скважин.
- **²³⁹⁺²⁴⁰Pu.** Содержание ²³⁹⁺²⁴⁰Pu в подземных водах на исследованных участках не превышает минимально-детектируемой концентрации, равной 0,002 Бк/кг.
- **³H.** Концентрация ³H в подземных водах изменяется в широком диапазоне значений – от минимально-детектируемой концентрации, равной 0,007, до 4800 кБк/кг.

Основными распространителями радиоактивных продуктов ПЯВ на площадке «Балапан» являются трещинные и трещинно-жильные подземные воды. Высокие концентрации ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в подземных водах отмечены только в непосредственной близости от «боевых» скважин. По результатам большинства изученных проб, при удалении от устья «боевых» скважин на первые сотни метров, концентрация ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr снижается до значений менее 1,0 Бк/кг. В то же время, концентрация ³H в пробах подземных вод изменяется от 0,007 до 4800 кБк/кг.

4.1.3. Площадка «Сары-Узень»

4.1.3.1. Общие данные по геологическому строению и гидрогеологическим условиям

На площадке «Сары-Узень» выделяются следующие типы вод:

- трещинные, приуроченные к верхней трещиноватой зоне выветривания палеозойских пород;
- трещинно-жильные, заключенные в зонах, прилегающих к тектоническим нарушениям и в зонах дробления пород;
- поровые спорадического распространения в аллювиально-пролювиальных и аллювиальных отложениях четвертичного возраста.

Неблагоприятные условия питания, связанные с дефицитом атмосферных осадков и преобладанием в летний период испарения над инфильтрацией, а также затрудненный водообмен создают предпосылки к повышению минерализации подземных вод и формированию определенного хлоридно-сульфатного, реже сульфатно-хлоридно-натриевого типа минерализации, характерного для аридных и засушливых зон. За счет интенсивного водообмена в зонах тектонических нарушений возможно накопление пресных и слабосолоноватых подземных вод, которые могут быть использованы для местного водоснабжения.

Отсутствие явных очагов разгрузки подземных вод и региональных водоупоров в пределах площадки дают основание рассматривать подземные воды трещиноватых зон как единый гидрогеологический бассейн. В общих чертах подземные

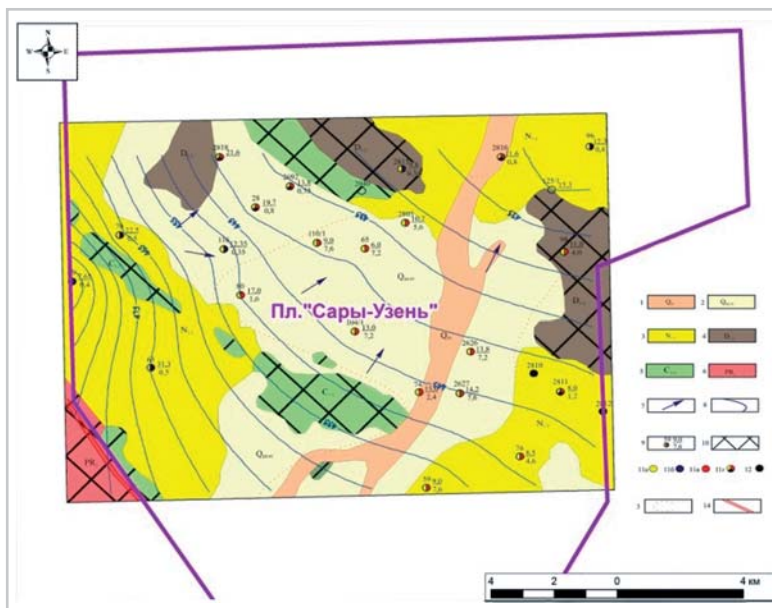
воды трещиноватых зон имеют следующие параметры. Водовмещающие породы представлены: трещиноватыми известняками, песчаниками, конгломератами, гравелитами, алевролитами, углисто-глинистыми сланцами, порфиритами, туфами, различными эффузивами, гранодиоритами, гранитами, диорит-порфирами, габбро-диоритами. Мощность водоносной толщи – от 50 до 110 м. Глубина залегания подземных вод – до 14 м. Воды в основном безнапорные, в местах, где водоносные отложения перекрываются неогеновыми глинами, приобретают напор, достигающий 40 м. Воды, в основном, пресные и солоноватые с минерализацией до 14,7 г/л, преобладают 3–5 г/л. Коэффициент фильтрации определяется степенью трещиноватости и колеблется в широких пределах – от 0,001 до 4,4 м/сут., увеличиваясь в зонах тектонических нарушений.

Воды спорадического распространения в аллювиально-пролювиальных, аллювиальных и озерных отложениях (арQ). Водовмещающие породы распространены в межсочных понижениях, древних ложбинах стока, озерных котловинах и представлены гравийно-галечными отложениями, реже супесями и суглинками. Мощность водовмещающих пород изменяется от 1,3 до 20 м. Глубина залегания подземных вод – 7–15 м. Воды безнапорные, на участках распространения глин приобретают местный напор порядка 3–15 м. Воды пресные и солоноватые с минерализацией 0,7–5,7 г/л. Дебит – от сотых долей до 0,1 л/с.

Для анализа структуры подземного стока на площадке «Сары-Узень» использована схематическая гидрогеологическая карта (рисунок 161). Региональный фильтрационный поток направлен от области питания к области дренирования (разгрузки). Направление этого потока дает основание определить пространственное положение областей питания и разгрузки подземных вод. В качестве региональной дрены в данном случае выступает долина р. Иртыш, а область питания приурочена к возвышенным участкам поверхности в западной части площадки. Абсолютные отметки уровня изменяются от 500 м на западе участка, вблизи региональной области питания, приуроченной к горам Муржик и Аркалык (Главный Чингизский разлом), снижаясь до 200–220 м на северо-востоке участка, в области транзита.

Картина распределения напоров подземных вод показывает, что на общем региональном фоне в пределах отдельных участков направление фильтрационного потока претерпевает изменчивость. Это отражает неоднородную структуру трещинного пространства водовмещающих толщ и существенную неоднородность их фильтрационных свойств. В центральной части описываемой территории, на участке расположения боевых скважин, разрежение гидроизогипс свидетельствует о снижении градиента напора и скорости фильтрации, и, соответственно, замедлении водообмена.

Это подтверждается повышенной минерализацией вод (1,3–7,6 г/дм³). На этом участке, окаймленном со всех сторон мелкосопочником и имеющим выход только вдоль сухого русла Сары-Узень, в северо-восточном направлении, подземные воды имеют хлоридно-сульфатный натриевый состав, в то время как по периферии участка, ближе к областям питания, подземные воды пресные с минерализацией от 0,3 до 0,8 г/дм³, хлоридно-сульфатно-гидрокарбонатного состава от кальциево-натриевых до магниевых-кальциевых.



- 1 и 2 – водоносные горизонты четвертичных отложений; 3 – водоупорные глины неогена;
 4 и 5 – водоносный горизонт трещинных вод палеогенового фундамента; 6 – образования протерозоя;
 7 – направление потока трещинных вод; 8 – гидрозоигипсы и гидрозоипезы;
 9 – гидрогеологические скважины; 10 – области питания водоносного горизонта трещинных вод
 (инфильтрации поверхностных вод); 11 – химический состав подземных вод (а-сульфатный анион,
 б-хлоридный анион, в-гидрокарбонатный анион, г-смешанного типа); 12 – безводная скважина;
 13 – область распространения соленых вод; 14 – Главный Чингизский разлом.

Рисунок 161. Схематическая гидрогеологическая карта участка «Сары-Узень»

4.1.3.2. Радионуклидное загрязнение подземных вод

Схема расположения «боевых» и гидрогеологических скважин показана на рисунке 162.

Результаты лабораторных анализов показали, что концентрация радионуклидов в подземных водах, распространенных в пределах территории площадки, достигает следующих величин: ^{137}Cs до 3 мБк/кг, ^{90}Sr до 10 мБк/кг, ^3H до 500 кБк/кг. По представленным данным можно отметить, что основным радиоактивным загрязнителем подземных вод на данной площадке является ^3H . При этом значения концентрации в воде ^{137}Cs и ^{90}Sr радиационной опасности не представляют.

Анализ полученных данных показал, что характер динамики концентрации ^3H на площадке имеет неоднозначный характер. Особенности площадного распространения трития в подземных водах, в основном, зависят от направления подземного стока. Это отчетливо видно по значениям концентрации трития, отображенным на рисунке 162. При анализе данных можно выделить ряд скважин с предельно низкими значениями трития < 7 Бк/кг. Это гидрогеологические скважины (№№ 59, 63, 69, 70, 74, 76), которые расположены за пределами фронта

Условные обозначения

- скважины
 - ★ Боевые
 - гидрогеологические
- Концентрация трития, кБк/кг
 - < 0,010
 - от 0,010 до 4,4
 - ≥ 46
 - 480
- граница испытательной площадки

Максимальное значение концентрации трития (480 кБк/кг) отмечено в скважине 125/1, расположенной в 460 м на север от «боевой» скважины 125. Для сравнения отметим, что скважина 104/1 расположена всего в 80 м от «боевой» скважины 104, но концентрация трития на порядок меньше, чем в скважине 125/1. Объяснением такой разницы могут являться следующие факторы. Во-первых, скважина 125/1 расположена севернее (в пределах основного направления движения подземных вод) от источника загрязнения, которым является «боевая» скважина 125. К тому же в пределах скважины 125 распространены напорные подземные воды, что способствует более активному вымыванию радионуклидов из центральных зон ПЯВ в горизонт подземных вод. В отличие от скважин 125/1, скважина 104/1 расположена восточнее от «боевой» скважины 104, и в пределах территории расположения скважины 104/1 распространены подземные воды с застойным режимом.

249

расположенной в 2 км на северо-восток от «боевой» скважины 125, а также по ряду других скважин.

Таким образом, характер распространения техногенных радионуклидов в подземных водах на площадке «Сары-Узень» имеет общее сходство с площадкой «Балапан». Основными распространителями радиоактивных продуктов ПЯВ на площадке «Сары-Узень» являются трещинные и трещинно-жильные подземные воды. Высокие концентрации ^{137}Cs и ^{90}Sr в подземных водах отмечены только в непосредственной близости от «боевых» скважин. По результатам большинства изученных проб, при удалении от устья «боевых» скважин на первые сотни метров, концентрация ^{137}Cs и ^{90}Sr снижается до значений менее 1,0 Бк/кг. Концентрация ^3H в пробах подземных вод изменяется от 0,007 до 500 кБк/кг.

В данном разделе рассмотрены два основных типа источников радиоактивного загрязнения подземных вод на СИП. К первому источнику отнесены центральные зоны ПЯВ на площадках «Балапан» и «Сары-Узень». Основной характерной особенностью данного типа является то, что он расположен значительно ниже регионального водоносного горизонта. В данном случае поступление техногенных радионуклидов из центральных зон в водоносный горизонт происходит, в основном, в результате тепловой конвекции подземных вод.

В источнике второго типа «вымывание» радионуклидов из центральных зон происходит в результате поступления атмосферных осадков с дневной поверхности через образовавшиеся трещинно-разломные системы, с последующим выносом их штольневыми водотоками в подземные воды.

Полученные данные позволяют выделить основные характерные особенности данных источников.

Радионуклиды ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ за границы площадок с подземными водами не выносятся. Основным радиоактивным загрязнителем подземных вод в настоящее время и в ближайшем будущем будет являться тритий.

Резюмируя вышесказанное, можно утверждать, что в настоящее время процесс выноса радионуклидов с подземными водами за границы испытательных площадок СИП существенного влияния на дальнейшее формирование радиоэкологической обстановки не оказывает.

4.2. Прогноз радионуклидного загрязнения подземных вод

4.2.1. Площадка «Дегелен»

Прогнозные расчеты миграции радиоактивных продуктов из центральных зон ПЯВ, проведенные ФГУП НПО «Радиевый институт имени В.Г. Хлопина», показали, что в подземных водах горного массива Дегелен, выходящих за пределы центральных зон ПЯВ, в отсутствии резких изменений будет происходить медленное уменьшение концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs и слабое увеличение в течение 100 лет концентрации $^{239+240}\text{Pu}$ [160]. Результаты исследований показали, что, практически,

полная очистка штольневых вод от техногенных радионуклидов (кроме трития) происходит в непосредственной близости от порталов штолен [132, 161].

Таким образом, в обозримом будущем повышения концентрации радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в потоках подземных вод, выходящих за границы горного массива Дегелен в сторону исследуемой территории, не ожидается. Существенного повышения концентрации $^{239+240}\text{Pu}$ также не ожидается в связи с его высокими сорбционными свойствами.

Основным радиоактивным загрязнителем подземных вод в настоящее время и в ближайшем будущем будет являться тритий. Существенного повышения концентрации трития в подземных водах не ожидается в связи с наличием следующих факторов. По данным многолетнего мониторинга штольневых вод поступление трития из центральных зон ПЯВ продолжается и имеет относительно стабильный характер. Т.е. каналы миграции загрязненных тритием вод окончательно сформировались, и в обозримом будущем будет наблюдаться постепенное снижение концентрации трития в связи с его радиоактивным распадом, а также в связи с постепенным истощением основного источника.

При этом стоит учитывать, что за пределами гор Дегелен существуют благоприятные условия инфильтрации. Т.е., в связи с отсутствием сплошного покрова рыхлых слабопроницаемых отложений, происходит постоянное поступление в подземные воды атмосферных осадков, что приводит к снижению концентрации трития, вплоть до безопасных уровней для питьевой воды. В связи с чем, не исключается возможность незначительных изменений содержания ^3H как в течение сезона, так и в отдельные годы, в зависимости от количества выпадающих осадков.

Для оценки времени возможного поступления загрязненных техногенными радионуклидами подземных вод в воды реки Иртыш воспользуемся данными, полученными при проведении гидрогеологических исследований в рамках детальной разведки 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 дольше.

4.2.2. Площадка «Балапан»

Данные, полученные в результате радиоэкологических исследований подземных вод, дают основание считать, что за годы, прошедшие после прекращения ядерных испытаний, радионуклиды ^{137}Cs и ^{90}Sr перераспределились в массиве горных пород на площадке «Балапан» в двух основных источниках следующим образом:

1) до 40 % ^{90}Sr и ^{137}Cs после ПЯВ локализованы в застывшем расплаве горной породы. Миграция радионуклидов из застывшего радиоактивного расплава породы практически не существенна в первые годы и, может быть, десятилетия, так как выщелачивание радионуклидов идет с коэффициентами порядка $10^{-3} - 10^{-7}$ г/см²*день. Постепенный вынос радионуклидов в водоносный горизонт общей картины радиоактивного загрязнения подземных вод не поменяет. В любом случае, в отсутствии резких изменений будет происходить медленное уменьшение концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs ;

2) вторая часть радионуклидов адсорбировалась на поверхностях обломков и плоскостях трещин горных пород в зонах необратимых деформаций.

По данным многолетнего радионуклидного мониторинга подземных вод на большей части территории площадки «Балапан» в подземных водах регионального бассейна концентрация ^{137}Cs изменяется от 0,01 до 1,5 Бк/л (среднее значение 0,2 Бк/л), а ^{90}Sr – от 0,02 до 4,0 Бк/л (среднее значение 0,4 Бк/л). Т.е уровни значений концентраций примерно одинаковые. При этом в 10 гидрогеологических скважинах ^{137}Cs больше, чем ^{90}Sr , и в 40 скважинах ^{137}Cs меньше, чем ^{90}Sr .

Таким образом, результаты теоретических расчетов и данных многолетнего мониторинга дают основание считать, что в обозримом будущем повышения концентрации радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr и появления их в подземных водах за пределами границ площадки «Балапан» не ожидается.

Основными носителями радиоактивных продуктов ПЯВ за пределы площадки являются трещинные подземные воды. Основным радиоактивным загрязнителем подземных вод в настоящее время и в ближайшем будущем будет являться тритий. Существенного повышения концентрации трития в подземных водах не ожидается. Не исключаются возможные незначительные изменения содержания ^3H как в течение сезона, так и в отдельные годы, в зависимости от количества выпадающих осадков.

В пределах площадки установлены два локальных участка разгрузки подземных вод. Первый участок (техногенный) – это разрез угольного месторождения «Каражыра». Он образовался под влиянием карьерного водоотлива. Концентрация радионуклидов в настоящее время в дренажных водах разреза не превышает допустимых значений для питьевой воды. Второй участок расположен в долине реки Шаган, где концентрация ^3H достигает 700 кБк/л, что почти в 100 раз превышает допустимые значения для питьевой воды. Основная разгрузка радиоактивно загрязненных подземных вод с площадки «Балапан» в поверхностные и поровые воды происходит на участках выклинивания относительного водоупора – глин неогена (в эрозионных «окнах»). При этом, помимо поступления радиоактивно загрязненных подземных вод в реку Шаган в пределах локальной зоны разгрузки

прослежена миграция трития с подземными водами в юго-восточном направлении за пределы площадки «Балапан». Данный факт требует более детального изучения, так как существует вероятность распространения радиоактивно загрязненных подземных вод за границы СИП.

В пределах северо-западной границы площадки «Балапан» в подземных водах, распространенных в зоне влияния Чинрауского разлома, концентрация трития находится на уровне 0,75 кБк/кг (концентрация ^{137}Cs и ^{90}Sr не превышает МДА). В пределах юго-западной границы площадки «Балапан» в подземных водах, приуроченных к зоне влияния Калба-Чингизского регионального разлома, концентрация трития находится на уровне 0,2 кБк/кг (концентрация ^{137}Cs и ^{90}Sr не превышает МДА). В связи с чем, участки территории в пределах зон влияния региональных разломов необходимо определить как зоны ограниченного пользования. В пределах данных зон можно заниматься скотоводством и заготовкой кормовых трав на сено при условии регулярного мониторинга объектов водопользования.

Ограничение касается работ по добыче полезных ископаемых. При проходке горных выработок с водоотливом дренажных вод, в подземные воды данной территории возможно поступление загрязненных вод из мест проведения ПЯВ на площадке «Балапан». В связи с чем, при планировании геологоразведочных работ на данной территории необходимо предусматривать проведение специальных исследований подземных вод с учетом заявленных видов деятельности.

Для оценки реального времени возможного поступления загрязненных техногенными радионуклидами подземных вод в реку Иртыш 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 реки Иртыш, то загрязненные тритием подземные воды с площадки «Балапан» могут появиться в районе реки не раньше чем через 480 лет.

По представленным данным можно считать, что с учетом радиоактивного распада, а также разубоживания содержания радионуклидов за счет поступления атмосферных осадков, в обозримом будущем поступления загрязненных подземных вод из мест проведения ядерных испытаний на СИП в воды реки Иртыш не ожидается.

4.2.3. Площадка «Сары-Узень»

Характер радиоактивного загрязнения и условия миграции подземных вод площадки «Сары-Узень» схожи с площадкой «Балапан». В связи с чем, прогнозные оценки загрязнения подземных вод, сделанные по площадке «Балапан», могут быть использованы для площадки «Сары-Узень». Исходя из чего можно утверждать, что в обозримом будущем повышения концентрации радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr и появления их в подземных водах за пределами границ площадки «Сары-Узень» не ожидается.

Основными носителями радиоактивных продуктов ПЯВ за пределы площадки являются трещинные подземные воды. Основным радиоактивным загрязнителем подземных вод в настоящее время и в ближайшем будущем будет являться тритий. Существенного повышения концентрации трития в подземных водах не ожидается. Не исключаются возможные незначительные изменения содержания ^3H как в течение сезона, так и в отдельные годы в зависимости от количества выпадающих осадков.

4.3. Разработка рекомендаций о создании систем мониторинга условно «фоновых» территорий СИП

Как было ранее отмечено, значения концентраций радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ в пределах территориальных границ испытательных площадок не превышают уровней ^{137}Cs и $^{90}\text{Sr} < 0,01$ Бк/кг, $^{239+240}\text{Pu} < 0,001$ Бк/кг. Данные многолетнего мониторинга и теоретических расчетов показали, что в обозримом будущем повышения концентрации данных радионуклидов в потоках подземных вод, выходящих за границы испытательных площадок «Дегелен», «Сары-Узень» и «Балапан», не будет. Основным искусственным радионуклидом в подземных водах в настоящее время и в ближайшем будущем будет являться только тритий. Основной отличительной особенностью данного радионуклида является то, что тритий входит в состав воды и не сорбируется горными породами. В связи с чем, он является идеальным индикатором состояния подземных вод. Изучив характер миграции ^3H с подземными водами за пределы испытательных площадок, можно будет судить о возможных основных путях миграции таких техногенных радионуклидов, как ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$.

Во всех скважинах, пробуренных за границами площадок, на удалении более 20 км концентрация техногенных радионуклидов (включая тритий) не превышает: $^{137}\text{Cs} < 0,01$ Бк/кг, $^{90}\text{Sr} < 0,005$ Бк/кг, $^{239+240}\text{Pu} < 0,001$ Бк/кг и $^3\text{H} < 0,012$ кБк/кг. Т.е. в настоящее время на исследуемых территориях, передаваемых в хозяйственный оборот, оборудовать пункты радионуклидного мониторинга подземных вод не имеет смысла. Точки мониторинга необходимо устанавливать: в непосредственной близости от границ испытательных площадок, в зонах региональных разломов, а также на участках миграции трития с подрусловыми водами.

Площадка «Балапан». На площадке «Балапан» точки долгосрочного мониторинга подземных вод рекомендуется оборудовать с учетом следующих факторов. В настоящее время на площадке «Балапан» функционирует два локальных участка разгрузки подземных вод. Первый участок (техногенный) – это разрез угольного месторождения «Каражыра». Он образовался под влиянием карьерного водоотлива. Результаты гидрогеологических наблюдений показывают на развитие депрессионной воронки (воронка осушения), в сферу влияния которой уже попадают площади, на которых располагаются «боевые» скважины. Второй участок расположен в долине реки Шаган, где концентрация трития достигает 700 кБк/л. В данном случае, для прогноза возможного развития

радиоэкологической обстановки, точки мониторинга необходимы не только в районе этих участков, но и непосредственно вблизи от источников загрязнения. Мониторинг подземных вод в непосредственной близости от «боевых» скважин, в первую очередь, необходим для оценки динамики выхода техногенных радионуклидов за пределы центральных зон ПЯВ. При планировании будущих работ предлагается провести ревизию всех имеющихся скважин на площадке «Балапан». По результатам опробования выбрать 5–7 скважин в эпицентральных зонах «боевых» скважин для долгосрочного мониторинга. Основной контролируемый радионуклид – тритий.

Кроме этого, в зоне разгрузки загрязненных тритием подземных вод в воды р. Шаган необходимо оборудовать 3–5 скважин по берегам реки (вниз по течению) на расстоянии 15 км от границ СИП (рисунок 163).

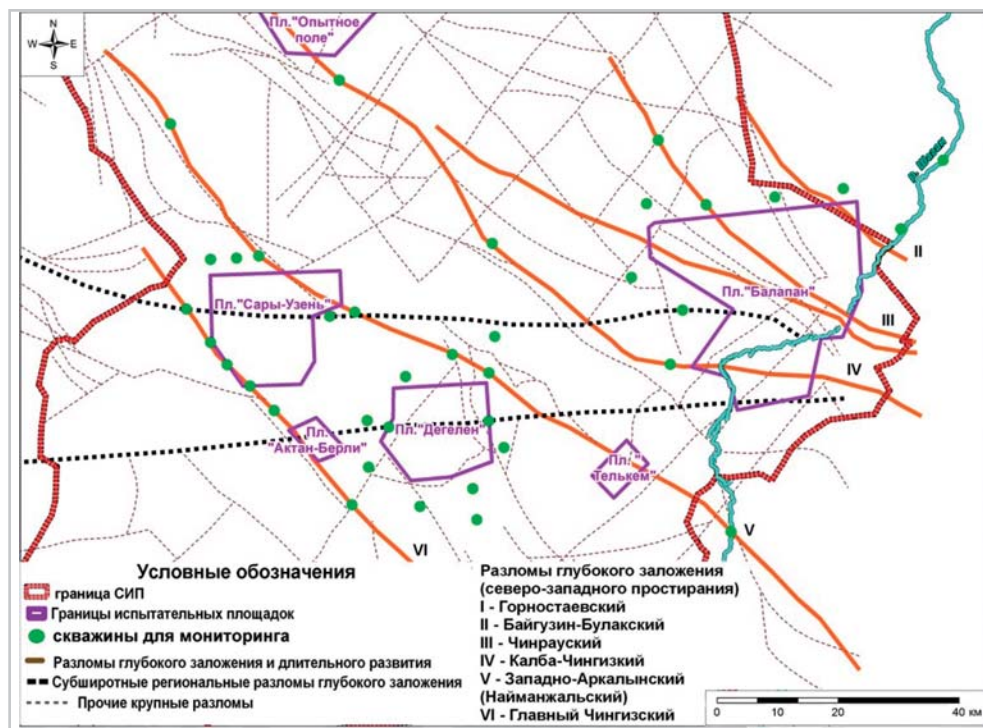


Рисунок 163. Схема расположения скважин
для мониторинга подземных вод на территории СИП

И, наконец, при организации системы долгосрочного мониторинга на территории СИП чрезвычайно важной информацией будет являться состояние подземных вод в зонах влияния региональных разломов. В связи с чем, предлагается оборудовать наблюдательные посты на участках выхода трасс разломов за границы площадки «Балапан» (Калба-Чингизский, Чинрауский, Байгузин-Булакский).

Площадка «Дегелен». В связи с тем, что основные потоки загрязненных подземных вод приурочены к руслам временных и постоянных поверхностных водотоков, точки мониторинга рекомендуется расположить на участках, максимально удаленных от границ горного массива Дегелен (рисунок 163), где фиксируются количественные значения трития, а именно:

- русло ручья Карабулак 15 км, Байтлес 10 км и Узынбулак 15 км от гор Дегелен;
- долина Алтыбай, на всем протяжении от гор Дегелен до площадки «Сары-Узень»;
- на участке пересечения ручья Карабулак трассы Западно-Аркалыкского регионального разлома;
- участок пересечения регионального Главного Чингизского разлома и разлома северо-восточного простирания, проходящего через площадку Дегелен;
- участок пересечения трассы Западно-Аркалыкского регионального разлома и русла р.Шаган;
- участок пересечения долины р.Узынбулак и долины р.Шаган;
- на участках пересечения трассы субширотного разлома с границами площадки «Дегелен»;
- на участках выхода штольневых вод на дневную поверхность (8 штолен с устойчивыми водотоками).

Мониторинг штольневых водотоков не менее важен в плане оценки количества выходящих за пределы центральных зон техногенных радионуклидов ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$ и трития.

Площадка «Сары-Узень». Как и на площадке «Балапан», целесообразно оборудовать 5–7 скважин в непосредственной близости от «боевых» скважин. Такие же скважины оборудовать на участке пересечения трассы регионального Главного Чингизского разлома с границами площадки «Сары-Узень» (рисунок 163).

Поскольку подземные воды с площадки «Сары-Узень» перемещаются в северном и северо-восточном направлении, то для контроля выхода загрязненных вод за границы площадки можно использовать существующие гидрогеологические скважины, расположенные на севере от площадки.

Результаты 18-летнего радионуклидного мониторинга подземных вод показали, что радионуклидный состав и уровни загрязнения с течением времени не меняются. За период наблюдений не выявлено значимых сезонных колебаний концентраций ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$ и трития.

Таким образом, периодичность наблюдений за концентрацией трития в подземных водах будет достаточна 1 раз в год, для ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$ – достаточно 1 раз в три года.

ГЛАВА 5.

ОЦЕНКА КАЧЕСТВА СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОЙ ПРОДУКЦИИ ПРИ ЕЕ ПРОИЗВОДСТВЕ НА УСЛОВНО «ФОНОВЫХ» ТЕРРИТОРИЯХ СИП

5.1. Оценка качества сельскохозяйственной растениеводческой продукции при ее производстве на условно «фоновых» территориях СИП

При ведении сельского хозяйства на радиоактивно загрязненных территориях получение безопасной продукции растениеводства для населения является одной из главных проблем сельского хозяйства, решением которой занимаются многие ученые [162–165]. Исследования, выполненные на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварий на предприятиях ядерного энергетического цикла, показали, что во многих радиологических ситуациях вклад внутреннего облучения населения за счет потребления содержащих радионуклиды продуктов питания в суммарную дозу сравним или даже выше вклада внешнего облучения [162, 166].

С момента закрытия СИП его земли стали активно использоваться для ведения хозяйственной деятельности, в основном пастбищного скотоводства, а вот земли, прилегающие к территории полигона, использовались все время. Использование прилегающих к СИП территорий связано с размещением на данных площадях многочисленных населенных пунктов (сёл, зимовок и т.д.), жителями которых ведется активная хозяйственная деятельность.

Оценку качества растениеводческой продукции по радиационным параметрам можно проводить двумя путями:

- путем **прямой оценки** качества растениеводческой продукции, т.е. стандартное определение концентраций радионуклидов в продукции растениеводства с заранее известным местом отбора или неизвестным;
- путем не прямой оценки, или **расчетным методом** качества растениеводческой продукции, на основании определенных показателей перехода (K_n) радионуклидов из почвы в с/х растения и содержания радионуклидов в почве.

Прямая оценка качества растениеводческой продукции может быть проведена только в случае наличия реальной с/х продукции, а для потенциальной с/х продукции растениеводства, т.е. для прогноза, не годится. Расчетный метод качества с/х продукции растениеводства может быть проведен как при наличии с/х продукции, так и при её отсутствии, в этом случае необходимо лишь знать содержание радионуклидов в почве и количественный показатель перехода радионуклида из почвы в растение.

На сегодняшний день основными используемыми количественными показателями перехода радионуклидов из почвы в растение являются: коэффициент на-

копления (K_n) – отношение удельной активности радионуклида к единице массы растений и почвы, или коэффициент перехода (K_p) – отношение удельной активности радионуклидов в растениях к плотности загрязнения почвы на единицу площади. Для территории СИП, характеризующейся большим разбросом данных по содержанию радионуклидов в почве на загрязненных участках небольшой площади, наиболее подходящим количественным показателем является K_n , который в данном случае будет достоверно отражать радиационную обстановку любого участка на территории СИП. Помимо этого, K_n является наиболее широко используемым количественным показателем в международном сообществе, поскольку Transfer factor (F_v или TF) – это аналог коэффициента накопления [118, 167].

Из мировой практики исследований, проведенных в области с/х радиоэкологии, известно достаточно много [26, 168–173]. Все значимые результаты мировых исследований по переходу радионуклидов из почвы в растения были обобщены МАГАТЭ и представлены в специальном справочнике [118]. Данные МАГАТЭ можно использовать для теоретической оценки уровня загрязненности потенциальной продукции растениеводства для территории СИП. Однако коэффициенты накопления (F_v) МАГАТЭ отличаются высокой вариативностью значений (до 5–6 порядков), предназначены для объединённых групп различных видов растений и получены в различных почвенно-климатических условиях, что вызывает сомнение в возможности использования мировых данных для прогнозной оценки качества с/х продукции в почвенно-климатических условиях территории СИП. То.е., мировые данные – это сильно обобщенные K_n , применять которые для оценки качества местной растениеводческой продукции следует в последнюю очередь.

На сегодняшний день мы имеем большую базу данных о содержании радионуклидов в продукции растениеводства, которая была произведена на территории СИП и прилегающих к нему территориях [174–178]. K_n , полученные в ходе данных исследований, позволяют проводить оценку качества потенциальной растительной продукции как на территории СИП, так и за ее пределами.

Для дальнейшей оценки качества с/х продукции наиболее подходящим в использовании считаем расчетный метод. В этом случае будет необходимым лишь анализ почвы исследуемого участка для определения концентраций радионуклидов в ней и дальнейший пересчет на определенные K_n .

5.1.1. Оценка качества сельскохозяйственной продукции, произведенной на территории сел Саржал и Бодене

Территория полигона и прилегающие районы подвергались многократному радиоактивному загрязнению, которое сформировали, главным образом, атмосферные испытания, проведенные на площадке «Опытное поле».

В 2010–2012 гг. основными для исследования населенными пунктами на прилегающих к полигону территориях стали с. Саржал и с. Бодене. Выбор данных сел был связан, прежде всего, с прохождением так называемых следов радиоактивных выпадений от наземных ядерных испытаний.

Территория «юго-восточной части» СИП расположена вблизи с. Саржал, которое находится на расстоянии около 120 км от центра площадки «Опытное поле».

Радиационная обстановка данной территории обусловлена, прежде всего, проведенными на площадке «Опытное поле» наземными и воздушными ядерными взрывами: первое наземное термоядерное испытание 1953 г. (мощность ~400 кт) и модельные эксперименты (гидроядерные и гидродинамические) 1961 и 1963 гг.

Село Бодене расположено на левом берегу реки Иртыш, на расстоянии около 90 км от центра площадки «Опытное поле». Основное загрязнение территории с. Бодене и прилегающей территории могло возникнуть в результате испытания, проведенного 29.08.1949 г. (мощность ~22 кт). Ось следа прошла на расстоянии 3 км от северной окраины с. Бодене (рисунок 164). Оси следов радиоактивных выпадений от ядерных испытаний, проведенных 22.11.1955 г. (мощность ~1600 кт), 29.07.1955 г. (мощность ~1,3 кт) и 17.01.1958 г. (мощность ~0,5 кт), находятся на расстоянии более 10 км от с. Бодене и поэтому могли как оказать, так и не оказать воздействие на исследуемую территорию. Расположение осей следов ядерных испытаний на исследуемых территориях представлено на рисунках 164–165.

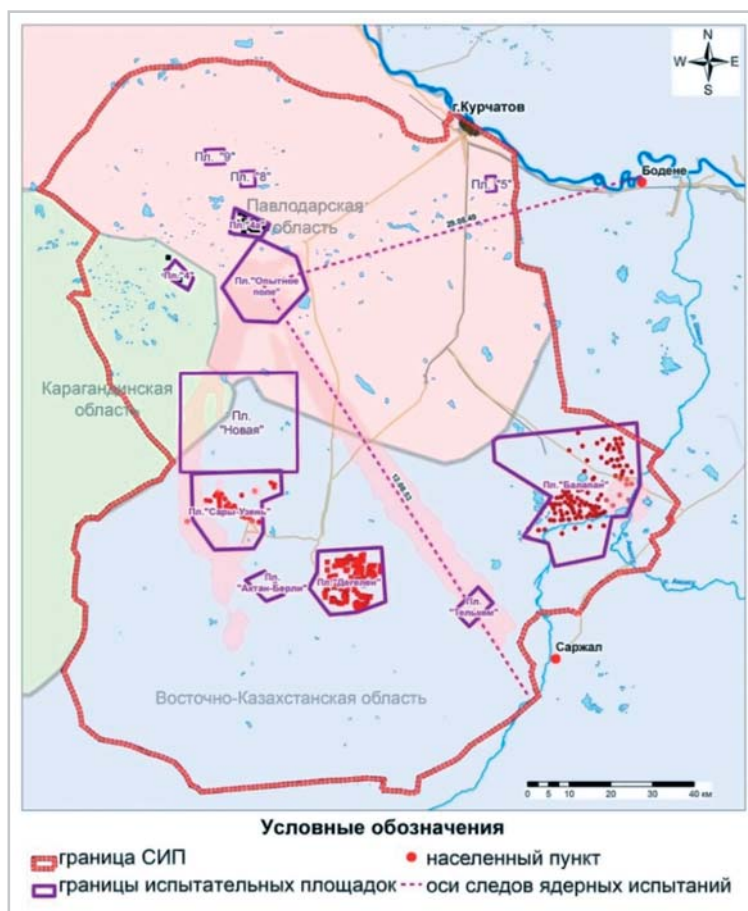


Рисунок 164. Карта СИП со следами радиоактивных выпадений и расположением с. Бодене и с. Саржал



а)



б)

Рисунок 165. Населенные пункты: а) с. Саржал; б) с. Бодене

Основные этапы исследования и объекты исследования. Отбор проб проводился в летне-осенний период (август-сентябрь), когда наступает время созревания большей части растительной продукции. В каждом из исследуемых сел (Саржал и Бодене) был проведен отбор растениеводческой продукции у местных жителей, которые выращивали овощи, томаты и др. у себя на огороде. В качестве объектов для исследования были взяты следующие культуры: картофель, томат, огурцы, морковь, свекла, баклажан, перец и тыква.

Отбор проб сельскохозяйственных растений и почвы. Основная растениеводческая продукция (плоды, клубни, кочан, корнеплоды) отбиралась в сыром виде, весом не менее 0,5 кг, сопряженно отбирались пробы почвы с огородов жителей на корнеобитаемую глубину (0-20 см). Растительные и почвенные пробы помещались в полиэтиленовые пакеты и снабжались паспортом [179]. В местах отбора растительных проб проводились измерения МЭД плотности потока β -частиц на поверхности почвы. Измерения проводились дозиметром-радиометром МКС-АТ6130 [180]. После отбора растительные пробы разделялись на отдельные части (плоды, корнеплоды, листья, стебли, корни и клубни) и подготавливались для радионуклидных анализов.

Радионуклидный анализ. Анализы по измерению удельной активности радионуклидов в пробах почвы и растений проводились в соответствии со стандартизованными методическими указаниями на поверенной лабораторной аппаратуре [93, 111]. Определение удельной активности радионуклидов ^{137}Cs и ^{241}Am для почвы и растений выполнялось на гамма-спектрометре Canberra GX-2020. Концентрация ^{241}Am , ^{137}Cs в растениях определялась в сухих измельченных образцах, ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ – в золе, с последующим пересчетом на сухое вещество. Предел обнаружения, в зависимости от типа пробы и навески, по ^{137}Cs составил 1–10 Бк/кг (сухого вещества для проб растений и почвы), ^{241}Am – 1–10 Бк/кг, $^{239+240}\text{Pu}$ – 0,1 и 1 Бк/кг, ^{90}Sr – 1–10 Бк/кг. Погрешность измерений для ^{137}Cs и ^{241}Am не превышала 15–25 %, ^{90}Sr – 15–25 %, $^{239+240}\text{Pu}$ – 30 %.

Результаты по содержанию радионуклидов в растительных и почвенных образцах, отобранных с приусадебных участков (огородов) жителей с. Саржал (Абайский район) и с. Бодене (Бескарагайский район) в 2011–2012 гг. представлены в таблицах 48–51. Средние значения содержания радионуклидов в таблицах – это среднее арифметическое всех имеющихся количественных значений, в случае если количественных значений было больше двух, при этом значения ниже предела обнаружения измерительной аппаратуры не учитывались.

Таблица 48.

Содержание ^{137}Cs в растениеводческой продукции, произведенной на территории с. Саржал и с.Бодене

Растения	Содержание ^{137}Cs в растениеводческой продукции, Бк/кг (сухой вес)							
	Саржал				Бодене			
	min	max	среднее	n (n*)	min	max	среднее	n (n*)
картофель (клубни)	<0,2	<5,6	-	12	<0,6	<0,9	-	2
картофель (листья)	<0,6	4,6±0,9	3,6±0,74	13 (3)	-	-	-	-

Растения	Содержание ^{137}Cs в растениеводческой продукции, Бк/кг (сухой вес)							
	Саржал				Бодене			
	min	max	среднее	n (n*)	min	max	среднее	n (n*)
картофель (стебли)	<0,8	<3,5	-	6	-	-	-	-
картофель (корни)	<1	2,3±0,5	-	12 (1)	-	-	-	-
почва	9±1	42±8	20,1±3,4	13 (13)	4,4±0,9	5±1	4,7±0,9	2 (2)
морковь (листья)	<0,5	<9	-	8	-	<1,1	-	-
морковь (корнеплод)	<0,8	<3	-	4	<1,7	<2	-	5
почва	11±2	16±1	14,5±2,2	8 (8)	2,2±0,4	4,4±0,9	3,2±0,6	5 (5)
свекла (листья)	<0,7	11,2±0,6	-	6(1)	<0,3	<1,1		4
свекла (корнеплод)	<0,5	<1,4	-	3	<0,7	<2		4
почва	12±2	19±1	14,5±2,3	6 (6)	2,8±0,6	13±3	6,0±1,4	4 (4)
томат (плод)	<0,4	<1,7	-	5	<0,8	<3	-	4
томат (листья)	<0,8	6±1	-	5 (1)	-	-	-	-
томат (стебли)	<1,6	<4	-	3	<1,3	2±0,4	-	2 (1)
томат (корень)	<2	<8	-	5	<2	<5	-	2
почва			17,2±2,6		<1,6	4,4±0,9	3,0±0,6	4 (3)
перец (плод)	<0,4	<5	-	4	-	<3	-	1
перец (листья)	<1,6	<5	-	4	-	-	-	-
перец (стебли)	<1,9	<6,5	-	4	-	-	-	-
перец (корни)	<1,3	<8	-	4	-	-	-	-
почва	8±1	22±4	13,1±1,5	4 (4)	-	2,2±0,4	-	1
огурец (плод)	<0,7	<3	-	4	-	<1,8	-	1
огурец (листья)	<1,8	3,4±0,5	-	3 (1)	-	-	-	-
огурец (стебли)	<1,9	3±0,6	-	4 (1)	-	<2	-	1
огурец (корни)	<2,2	<5,3	-	4	-	-	-	-
почва	8±1	23±1	16,2±0,9	4 (4)	-	2,8±0,6	-	1
тыква (плод)	-	<0,3	-	1	-	-	-	-
тыква (листья)	-	<1,6	-	1	-	-	-	-
тыква (стебли)	-	<4	-	1	-	-	-	-
тыква (корни)	-	<9	-	1	-	-	-	-
почва	-	19±1	-	1	-	-	-	-
баклажан плоды	-	-	-	-	<0,7	<3		2
баклажан листья	-	<0,9	-	1	-	-	-	-
баклажан стебли	-	-	-	-	-	-	-	-
баклажан корни	-	<1,6	-	1	-	-	-	-
почва	-	11±2	-	1	2,4±0,5	5±1	-	2 (2)
лук (листья)	-	<0,9	-	1	-	-	-	-
лук (головки)	-	<1,2	-	1	-	-	-	-
почва	-	17±3	-	1	-	-	-	-
кабачки (плоды)	-	-	-	-	-	<1,8	-	1
кабачки (ботва)	-	-	-	-	-	<1,6	-	1
почва	-	-	-	-	-	1,6±0,3	-	1
капуста (плоды)	-	-	-	-	-	<3	-	1
почва	-	-	-	-	-	7±1	-	1
Примечание: n – общее количество проанализированных проб; n* – число значений с количественными данными; «-» – данные не получены,								

Таблица 49.

**Содержание ^{90}Sr в растениеводческой продукции,
произведенной на территории с. Саржал и с.Бодене**

Растения	Содержание ^{90}Sr в растениеводческой продукции, Бк/кг (сухой вес)							
	Саржал				Бодене			
	min	max	среднее	n (n*)	min	max	среднее	n (n*)
картофель (клубни)	<0,6	3,1±1,4	-	10(1)	0,5±0,2	0,6±0,2	0,6±0,2	2(2)
картофель (листья)	-	-	-	-	-	-	-	-
картофель (стебли)	<2,12	12,3±1,8	6,8±1,5	4(3)	-	-	-	-
картофель (корни)	-	-	-	-	-	-	-	-
почва	2,7±0,8	22±2	10,8±1,7	8(8)	<1,8	2,9±1,2	-	2 (1)
морковь (листья)	-	-	-	-	-	-	-	-
морковь (корнеплод)	<2,4	< 20	-	5	-	-	-	-
почва	5,2±1,1	18±4	11,9±1,5	8(8)	<0,8	1,9±0,9	-	5 (1)
свекла (листья)	-	-	-	-	-	-	-	-
свекла (корнеплод)	<2,8	<22,3	-	3	-	-	-	-
почва	2,4±0,7	13±2	9,1±1,3	6(6)	<1,1	6,3±0,9	-	4 (1)
томат (плод)	< 1,4	5,9±1,1	-	5(1)	-	-	-	-
томат (листья)	-	-	-	-	-	-	-	-
томат (стебли)	21,6±2,4	33±2,4	27,3±2,5	2(2)	-	-	-	-
томат (корень)	-	5,1±1,1	-	1	-	-	-	-
почва	2,6±0,6	12±1	7,3±1,1	2(2)	<0,9	<1,9	-	4
перец (плод)	< 1,9	24±7	-	3(1)	-	-	-	-
перец (листья)	-	-	-	-	-	-	-	-
перец (стебли)	-	18,5±2,1	-	1	-	-	-	-
перец (корни)	-	-	-	-	-	-	-	-
почва	8±1	12±1	10±1,1	2(2)	-	<0,8	-	1
огурец (плод)	<0,9	<2,4	-	2	-	-	-	-
огурец (листья)	-	-	-	-	-	-	-	-
огурец (стебли)	-	<1,46	-	1	-	-	-	-
огурец (корни)	-	-	-	-	-	-	-	-
почва	2,6±0,6	11±1	8,2±1,1	4(4)	-	<0,9	-	1
тыква (плод)	-	<0,8	-	1	-	-	-	-
тыква (листья)	-	-	-	-	-	-	-	-
тыква (стебли)	-	-	-	-	-	-	-	-
тыква (корни)	-	-	-	-	-	-	-	-
почва	-	10±1	-	1 (1)	-	-	-	-
баклажан плоды	-	< 31	-	1	-	-	-	-
баклажан листья	-	-	-	-	-	-	-	-
баклажан стебли	-	-	-	-	-	-	-	-
баклажан корни	-	-	-	-	-	-	-	-
почва	-	5,2±1,1	-	1 (1)	1,9±0,9	3,8±1,1	2,8±1,1	2 (2)
лук (листья)	-	-	-	-	-	-	-	-
лук (головки)	-	15±4	-	1 (1)	-	-	-	-
почва	-	-	-	-	-	-	-	-

Примечание: n – общее количество проанализированных проб; n* – число значений с количественными данными; «-» – данные не получены,

Таблица 50.

**Содержание $^{239+240}\text{Pu}$ в растениеводческой продукции,
произведенной на территории с. Саржал и с. Бодене**

Растения	Содержание $^{239+240}\text{Pu}$ в растениеводческой продукции, Бк/кг (сухой вес)							
	Саржал				Бодене			
	min	max	среднее	n (n*)	min	max	среднее	n (n*)
картофель (клубни)	0,068±0,02	0,94±0,29	0,35±0,11	8 (6)	-	-	-	-
картофель (листья)	-	-	-	-	-	-	-	-
картофель (стебли)	< 0,3	1,5±0,4	1,3±0,3	5 (2)	-	-	-	-
картофель (корни)	-	< 0,8	-	1	-	-	-	-
почва	<3,3	35±7	13,4±3,6	8 (7)	< 2,8	< 4	-	2
морковь (листья)	-	-	-	-	-	-	-	-
морковь (корнеплод)	< 0,4	0,9±0,2	-	2(1)	-	-	-	-
почва	1,7±1,2	53±10	18,0±5,1	8(6)	< 2,7	4±2	-	5 (1)
свекла (листья)	-	-	-	-	-	-	-	-
свекла (корнеплод)	0,3±0,1	3,3±0,5	-	2 (2)	-	-	-	-
почва	1,7±1	94±17	28,7±9,4	6 (4)	< 3	10±4	-	4 (1)
томат (плод)	0,38±0,15	0,46±0,13	-	2	-	-	-	-
томат (листья)	-	-	-	-	-	-	-	-
томат (стебли)	-	-	-	-	-	-	-	-
томат (корень)	-	< 2,2	-	1	-	-	-	-
почва	<2,2	21±4	11,6±3,7	2 (2)	< 2,6	< 4	-	4
перец (плод)	-	0,74±0,27	-	1	-	-	-	-
перец (листья)	-	-	-	-	-	-	-	-
перец (стебли)	-	-	-	-	-	-	-	-
перец (корни)	-	-	-	-	-	-	-	-
почва	5,6±3,5	6,1±3,5	5,8±3,5	2	-	4±2	-	1
огурец (плод)	-	< 0,7	-	1	-	-	-	-
огурец (листья)	-	-	-	-	-	-	-	-
огурец (стебли)	-	< 0,4	-	1	-	-	-	-
огурец (корни)	-	-	-	-	-	-	-	-
почва	< 1,7	16±6	9,7±3,0	4 (3)	-	-	-	-
тыква (плод)	-	< 0,13	-	1	-	-	-	-
тыква (листья)	-	-	-	-	-	-	-	-
тыква (стебли)	-	-	-	-	-	-	-	-
тыква (корни)	-	-	-	-	-	-	-	-
почва	-	69±20	-	1	-	-	-	-
Примечание: n – общее количество проанализированных проб; n* – число значений с количественными данными; «-» – данные не получены,								

Таблица 51.

**Содержание ^{241}Am в растениеводческой продукции,
произведенной на территории с. Саржал и с. Бодене**

Растения	Содержание ^{241}Am в растениеводческой продукции, Бк/кг (сухой вес)							
	Саржал				Бодене			
	min	max	среднее	n (n*)	min	max	среднее	n (n*)
картофель (клубни)	<0,2	<1,1	-	12	<0,5	<0,6	-	2
картофель (листья)	<0,6	<1,9	-	13	-	-	-	-
картофель (стебли)	<0,5	<3,5	-	6	-	-	-	-
картофель (корни)	<0,6	<1,8	-	12	-	-	-	-
почва	<0,21	13±2	5,2±0,8	13 (4)	<0,5	4,6±0,9	-	2 (1)
морковь (листья)	<0,2	<2,4	-	8	-	<1,4	-	1
морковь (корнеплод)	<0,4	<1,8	-	4	<0,8	<1,1	-	5
почва	<0,4	35±1	-	8 (1)	<0,4	4,6±0,9	-	5 (1)
свекла (листья)	<0,3	<2,1	-	6	<0,4	<0,8	-	4
свекла (корнеплод)	<0,3	<0,7	-	3	<0,6	<1,2	-	4
почва	<0,2	0,7±0,2	-	6 (1)	<0,5	4,6±0,9	-	4 (1)
томат (плод)	<0,3	<1,3	-	5	<0,5	<1,5	-	4
томат (листья)	<0,3	<1,6	-	5	-	-	-	-
томат (стебли)	<0,4	<2,1	-	3	<0,8	<1	-	2
томат (корень)	<1,3	<3	-	5	<1,4	<3	-	2
почва	<0,4	8,3±0,5	6,6±0,9	5 (3)	<0,4	4,6±0,9	-	4 (1)
перец (плод)	<0,2	<1,8	-	4	-	<1,5	-	1
перец (листья)	<0,8	<1,7	-	4	-	-	-	-
перец (стебли)	<1	<3	-	4	-	-	-	-
перец (корни)	<0,4	<4	-	4	-	-	-	-
почва	<0,33	<0,7	-	4	-	<0,5	-	1
огурец (плод)	<0,6	<1,1	-	4	-	<0,9	-	1
огурец (листья)	<0,3	<0,8	-	3	-	-	-	-
огурец (стебли)	<0,6	<1,4	-	4	-	<2,8	-	1
огурец (корни)	<0,7	<3,4	-	4	-	-	-	-
почва	<0,4	37±1	14,6±2,6	4 (3)	-	<0,5	-	1
тыква (плод)	-	<0,2	-	1	-	-	-	-
тыква (листья)	-	<0,4	-	1	-	-	-	-
тыква (стебли)	-	<0,5	-	1	-	-	-	-
тыква (корни)	-	<5	-	1	-	-	-	-
почва	-	0,93±0,04	-	1	-	-	-	-

Примечание: n – общее количество проанализированных проб; n* – число значений с количественными данными; «-» – данные не получены,

Содержание исследованных искусственных радионуклидов (далее ИРН) и в растениях, и в почве оказалось очень низким, поэтому в ряде случаев были получены лишь данные ниже предела чувствительности аппаратуры. Количественные значения все же были получены для отдельных культур: картофеля, томата и свеклы.

Для растениеводческой продукции существуют нормы содержания радионуклидов, которые представлены в ГН СЭТОРБ РК [46]. Содержание радионуклидов $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am , в отличие от ^{137}Cs и ^{90}Sr , в пищевых продуктах не нормируется. Однако учитывая тот факт, что предел годового поступления (ПГП) $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am с пищей для населения на порядок меньше, чем для ^{90}Sr , можно предположить, что и допустимые уровни для данных радионуклидов также будут на порядок меньше. Допустимое содержание исследуемых радионуклидов в продукции растениеводства представлены в таблице 52.

Таблица 52.

**Допустимые удельные активности (ДУА) радионуклидов
в растениеводческой продукции на сухую массу**

Вид продукции	ДУА, Бк/кг (на сухую массу)			
	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}^*$	$^{241}\text{Am}^*$
Картофель	245	82	8	8
Морковь	632	211	21	21
Свекла	571	190	19	19
Томат	471	353	35	35
Перец	400	300	30	30
Баклажан	571	429	43	43
Огурцы	800	600	60	60
Тыква	533	400	40	40
Лук	364	273	27	27
Капуста	429	143	14	14
Примечание: $^{239+240}\text{Pu}^*$ и $^{241}\text{Am}^*$ – ориентировочные нормы				

Сравнительная оценка полученных данных для растениеводческой продукции в селах и действующих норм показала, что содержание радионуклидов в растениеводческой продукции исследуемых сёл меньше требований ГН СЭТОРБ: по ^{137}Cs на 2 порядка, по ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am не менее чем на 1 порядок. Полученные результаты указывают на то, что в селах Саржал и Бодене превышения допустимых норм содержания искусственных радионуклидов в продукции растениеводства не ожидается. Учитывая тот факт, что сёла Саржал и Бодене расположены на территории прохождения «следов» от наземных ядерных взрывов, и для продукции растениеводства данных сёл получены низкие концентрации радионуклидов, можно предположить, что в других селах, для которых влияние ядерных испытаний полигона оказалось минимальным или вообще отсутствовало, концентрации радионуклидов будут и того меньше. Таким образом, можно сделать вывод о том, что на прилегающих к полигону территориях и «фоновых» участках территории СИП

продукция растениеводства, которая может быть здесь получена, будет соответствующего качества по содержанию искусственных радионуклидов и безопасна для употребления населением.

5.1.2. Оценка качества сельскохозяйственной растениеводческой продукции расчетным методом

5.1.2.1. Выбор и расчет коэффициентов накопления

Для оценки уровней загрязненности сельскохозяйственной продукции растительного происхождения необходимы данные по концентрации радионуклидов в почвах исследуемой территории и коэффициенты накопления (K_n) радионуклидов для различных видов растениеводческой продукции. Поэтому нами был проведен тщательный анализ всех имеющихся данных: мировые и экспериментальные (найденные для СИП и для сёл) данные, с целью выбора оптимальных K_n (для «фоновых» территорий СИП и территорий, прилегающих к полигону).

Расчет коэффициентов накопления. Расчет коэффициентов накопления (K_n), необходимых для количественного описания параметров переноса радионуклидов из почвы в различные части растений, представлял собой отношение содержания радионуклида в единице массы растительности к содержанию радионуклида в единице массы почвы [118, 167].

Экспериментальные K_n для растениеводческой продукции сёл (Саржал и Бодене). Полученные данные содержания радионуклидов в растительной продукции сёл Саржал и Бодене (таблицы 48–51) позволяют не только оценить качество продукции, но и рассчитать K_n (таблицы 54–57, столбец 3). Расчёт K_n проводился следующим образом:

- в случае, когда имеются несколько величин K_n (более 3-х), найденных по количественным значениям удельной активности (УА) радионуклида в растениях и почве; рекомендуемыми для оценки качества продукции растениеводства будут являться средние геометрические значения K_n ;
- в случае, когда имеется всего лишь один K_n , найденный по количественным значениям УА, и несколько K_n , найденных по значениям УА ниже предела чувствительности аппаратуры (<2 и т.д.); рекомендуемыми для оценки качества продукции растениеводства будут являться K_n , найденные по численным значениям УА, а остальные данные не учитываются;
- в случае, когда имеются только K_n , полученные по значениям УА ниже предела чувствительности аппаратуры (<2 и т.д.); рекомендуемыми для оценки качества продукции растениеводства будут являться средние геометрические значения оценочных K_n ($<$).

Экспериментальные K_n для растениеводческой продукции на территории СИП. В ходе проведения натурных экспериментов в 2010–2013 гг. на испытательной площадке «Опытное поле» территории СИП были получены эксперименталь-

ные данные о характере накопления радионуклидов для различных видов с/х растений (таблицы 54–57, столбец 4) [174–178]. Расчёт Кн проводился так же, как и в случае расчёта Кн для сёл.

Обобщенные мировые Кн для растениеводческой продукции. В случае отсутствия данных по содержанию радионуклидов в продукции растениеводства, произведенной в сёлах и на территории СИП, рекомендуемыми величинами для оценки качества продукции растениеводства могут являться Кн из международной базы данных МАГАТЭ (таблицы 54–57, столбец 5). В справочнике МАГАТЭ приведены данные для различных групп растений и групп почв. В первую очередь необходимо использовать Кн, представленные для почв, характерных для исследуемого региона (легко- и среднесуглинистые почвы) [118].

Результаты исследований с дикорастущими растениями, проведенными на разных площадках СИП, указывают на существенные различия в накоплении радионуклидов в зависимости от почвенных характеристик, форм нахождения радионуклидов в почве, уровня радиоактивного загрязнения, интенсивности использования в сельском хозяйстве и др. [177]. Учитывая вышеприведенное, использование Кн, полученных на территории СИП, для сёл возможно только после определенной корректировки данных, т.е. нахождения поправочного коэффициента. Поправочный коэффициент для растительности сёл («фоновые» территории СИП) – не что иное, как отношение коэффициентов накопления ($K_{н\text{ «фоновые»}}$), полученные для растительной продукции на «фоновой» территории СИП, к коэффициентам накопления ($K_{н\text{ «эпицентр»}}$), полученным для растительной продукции на «эпицентрах ядерных испытаний» территории СИП. Коэффициент представлен в таблице 53.

Таблица 53.

**Поправочный коэффициент накопления
для растительности различных зон СИП**

Отношения Кн различных зон	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²⁴¹ Am
«Фоновые» / «Эпицентр»	10,7	10,8	13,5	3,8

С помощью поправочного коэффициента были найдены рекомендуемые Кн для «фоновых» территорий: экспериментальные данные для с/х растений («Опытное поле») умножались на соответствующие поправочные коэффициенты для каждого радионуклида. Для данных МАГАТЭ, изначально уже представленных для различных почвенно-климатических условий, использование поправочного коэффициента не использовалось.

Таким образом, если были найдены Кн (по численным значениям) на «фоновых» территориях, то рекомендуемыми являлись эти данные, если же нет – то Кн, найденные на территории СИП, с определенной корректировкой данных. Если и их нет, то Кн, обобщенные МАГАТЭ.

Коэффициенты накопления, которые можно рекомендовать для оценки содержания радионуклидов в растительной продукции на фоновых территориях СИП, представлены в таблицах 54–57.

Таблица 54.

Коэффициенты накопления ^{137}Cs для растительной продукции

Вид растения	орган	Коэффициент накопления ^{137}Cs			
		с.Саржал и с.Бодене	По результатам исследований на СИП [174–176]	По обобщенным результатам международных исследований [118]	Рекомендуемые
картофель	клубни	$<4,4 \cdot 10^{-2}$	$3,3 \cdot 10^{-3}$	$3,5 \cdot 10^{-2} (40)^{****}$	$3,6 \cdot 10^{-2}$
	листья	$1,4 \cdot 10^{-1*}$	$1,8 \cdot 10^{-2}$	-	$1,4 \cdot 10^{-1}$
	стебли	$<1,1 \cdot 10^{-1}$	$1,3 \cdot 10^{-2}$	-	$1,4 \cdot 10^{-1}$
	корни	$1,2 \cdot 10^{-1***}$	$1,2 \cdot 10^{-2}$	-	$1,2 \cdot 10^{-1}$
морковь	листья	$<1,9 \cdot 10^{-1****}$	$1,9 \cdot 10^{-2}$	-	$2,1 \cdot 10^{-1}$
	корнеплод	$<2,9 \cdot 10^{-1}$	$1,4 \cdot 10^{-2}$	$3,0 \cdot 10^{-2} (21)$	$1,5 \cdot 10^{-1}$
свекла	листья	$8,0 \cdot 10^{-1}$	$2,1 \cdot 10^{-2}$	-	$8,0 \cdot 10^{-1}$
	корнеплод	$<1,4 \cdot 10^{-1}$	$6,5 \cdot 10^{-3}$	$3,0 \cdot 10^{-2} (21)$	$7,0 \cdot 10^{-2}$
томат	плоды	$<1,2 \cdot 10^{-1}$	$2,3 \cdot 10^{-2}$	$3,3 \cdot 10^{-2} (5)$	$2,4 \cdot 10^{-1}$
	листья	$6,0 \cdot 10^{-1}$	$5,5 \cdot 10^{-2}$	-	$6,0 \cdot 10^{-1}$
	стебли	$4,5 \cdot 10^{-1}$	$2,2 \cdot 10^{-2}$	-	$4,5 \cdot 10^{-1}$
	корни	$<4,2 \cdot 10^{-1}$	$6,4 \cdot 10^{-2}$	-	$6,8 \cdot 10^{-1}$
перец	плоды	$<2,4 \cdot 10^{-1}$	$2,1 \cdot 10^{-3}$	$3,3 \cdot 10^{-2} (5)$	$2,2 \cdot 10^{-2}$
	листья	$<2,2 \cdot 10^{-1}$	$2,3 \cdot 10^{-2}$	-	$2,5 \cdot 10^{-1}$
	стебли	$<4,0 \cdot 10^{-1}$	$1,3 \cdot 10^{-2}$	-	$1,4 \cdot 10^{-1}$
	корни	$<2,8 \cdot 10^{-1}$	$1,0 \cdot 10^{-2}$	-	$1,1 \cdot 10^{-1}$
огурец	плоды	$<1,6 \cdot 10^{-1}$	$3,2 \cdot 10^{-3**}$	$3,3 \cdot 10^{-2} (5)$	$3,5 \cdot 10^{-2}$
	листья	$1,6 \cdot 10^{-1}$	$1,1 \cdot 10^{-2**}$	-	$1,6 \cdot 10^{-1}$
	стебли	$1,3 \cdot 10^{-1}$	$2,5 \cdot 10^{-2**}$	-	$1,3 \cdot 10^{-1}$
	корни	$<2,4 \cdot 10^{-1}$	$3,8 \cdot 10^{-2**}$	-	$4,1 \cdot 10^{-1}$
тыква	плоды	$<1,6 \cdot 10^{-2}$	$9,6 \cdot 10^{-3}$	$3,3 \cdot 10^{-2} (5)$	$1,0 \cdot 10^{-1}$
	листья	$<8,4 \cdot 10^{-2}$	$2,9 \cdot 10^{-2}$	-	$3,1 \cdot 10^{-1}$
	стебли	$<2,1 \cdot 10^{-1}$	$1,3 \cdot 10^{-2}$	-	$1,4 \cdot 10^{-1}$
	корни	$<4,7 \cdot 10^{-1}$	$1,4 \cdot 10^{-2}$	-	$1,5 \cdot 10^{-1}$
баклажан	плоды	$<4,2 \cdot 10^{-1}$	$4,3 \cdot 10^{-2}$	$3,3 \cdot 10^{-2} (5)$	$4,7 \cdot 10^{-1}$
	листья	$<8,2 \cdot 10^{-2}$	$3,1 \cdot 10^{-2}$	-	$3,3 \cdot 10^{-1}$
	стебли	-	$9,0 \cdot 10^{-3}$	-	$9,6 \cdot 10^{-2}$
	корни	$<1,5 \cdot 10^{-1}$	$2,7 \cdot 10^{-2}$	-	$2,9 \cdot 10^{-1}$
лук	листья	$<5,3 \cdot 10^{-2}$	$8,1 \cdot 10^{-3}$	$3,3 \cdot 10^{-2} (5)$	$8,6 \cdot 10^{-2}$
	луковицы	$<7,1 \cdot 10^{-2}$	$8,6 \cdot 10^{-3}$	-	$9,3 \cdot 10^{-2}$
капуста	листья	$<4,3 \cdot 10^{-1}$	$1,1 \cdot 10^{-2}$	$7,4 \cdot 10^{-2} (119)$	$1,2 \cdot 10^{-1}$
	стебель	$<4,3 \cdot 10^{-1}$	$3,3 \cdot 10^{-3}$	-	$3,5 \cdot 10^{-2}$
	корни	-	$2,2 \cdot 10^{-2}$	-	$2,4 \cdot 10^{-1}$
пшеница	зерно	-	$4,1 \cdot 10^{-4}$	$2,0 \cdot 10^{-2} (158)$	$4,4 \cdot 10^{-3}$
	стебли	-	$1,0 \cdot 10^{-2}$	$1,1 \cdot 10^{-1} (36)$	$9,2 \cdot 10^{-1}$
	корни	-	$8,6 \cdot 10^{-2}$	-	$7,9 \cdot 10^{-2}$
Примечание: $3,3 \cdot 10^{-3*}$ – среднее геометрическое (ГМ); $4,1 \cdot 10^{-4**}$ – единичные количественные данные; $<0,62^{***}$ – среднее геометрическое ориентировочных величин; $3,5 \cdot 10^{-2}****$ – среднее геометрическое мировых исследований, полученные на суглинистых почвах, в скобках – количество использованных значений					

Таблица 55.

Коэффициенты накопления ^{90}Sr для растительной продукции

Вид растения	орган	Коэффициент накопления ^{90}Sr			
		с.Саржал и с.Бодене	По результатам исследований на СИП [174-176]	По обобщенным результатам международных исследований [118]	Рекомендуемые
картофель	клубни	$4,7 \cdot 10^{-1*}$	$1,9 \cdot 10^{-2}$	$1,3 \cdot 10^{-1}$ (41)****	$4,7 \cdot 10^{-1}$
	листья	-	$2,1 \cdot 10^{-1}$	-	2,3
	стебли	$6,9 \cdot 10^{-1*}$	$3,5 \cdot 10^{-1}$	-	$6,9 \cdot 10^{-1}$
	корни	-	$2,6 \cdot 10^{-1}$	-	2,8
морковь	листья	-	$7,4 \cdot 10^{-2}$	$6,1 \cdot 10^{-1}$ (16)	$8,0 \cdot 10^{-1}$
	корнеплод	$<5,8 \cdot 10^{-1****}$	$3,8 \cdot 10^{-1}$	-	4,1
свекла	корнеплод	$<1,4$	-	$6,1 \cdot 10^{-1}$ (16)	$6,1 \cdot 10^{-1}$
томат	плоды	$<8,9 \cdot 10^{-1}$	$<7,9 \cdot 10^{-4}$	$3,6 \cdot 10^{-1}$ (19)	$3,6 \cdot 10^{-1}$
	листья	-	$1,3 \cdot 10^{-1}$	-	1,4
	стебли	1,8	$1,1 \cdot 10^{-1}$	-	1,8
	корни	$1,7 \cdot 10^{-1}$	$2,6 \cdot 10^{-1}$	-	$1,7 \cdot 10^{-1}$
перец	плоды	$<8,3 \cdot 10^{-1}$	$<6,3 \cdot 10^{-3}$	$3,6 \cdot 10^{-1}$ (19)	$3,6 \cdot 10^{-1}$
	листья	-	$3,8 \cdot 10^{-1}$	-	4,1
	стебли	1,5	$6,5 \cdot 10^{-1}$	-	1,5
	корни	-	$1,0 \cdot 10^{-1}$	-	1,1
огурец	плоды	$<2,7 \cdot 10^{-1}$	$1,5 \cdot 10^{-2}$	$3,6 \cdot 10^{-1}$ (19)	$1,6 \cdot 10^{-1}$
	листья	-	$1,8 \cdot 10^{-1}$	-	1,9
	стебли	$<1,3 \cdot 10^{-1}$	$7,5 \cdot 10^{-2}$	-	$8,1 \cdot 10^{-1}$
тыква	плоды	$<0,08$	$5,9 \cdot 10^{-3}$	$3,6 \cdot 10^{-1}$ (19)	$6,4 \cdot 10^{-2}$
	листья	-	$1,8 \cdot 10^{-1}$	-	2,0
	стебли	-	$8,4 \cdot 10^{-2}$	-	$9,0 \cdot 10^{-1}$
	корни	-	$3,0 \cdot 10^{-2}$	-	$3,2 \cdot 10^{-1}$
баклажан	плоды	$<5,9$	$<2,6 \cdot 10^{-3}$	$3,6 \cdot 10^{-1}$ (19)	$3,6 \cdot 10^{-1}$
	листья	-	$7,9 \cdot 10^{-1}$	-	8,5
	стебли	-	$3,9 \cdot 10^{-1}$	-	4,2
	корни	-	$1,3 \cdot 10^{-1}$	-	1,4
лук	листья	-	$5,2 \cdot 10^{-2}$	$3,6 \cdot 10^{-1}$ (19)	$5,6 \cdot 10^{-1}$
	луковицы	-	$4,7 \cdot 10^{-1}$	-	5,1
капуста	листья	-	$1,1 \cdot 10^{-1}$	1,2 (84)	1,2
	стебель	-	$1,5 \cdot 10^{-2}$	-	$1,6 \cdot 10^{-1}$
	корни	-	$1,9 \cdot 10^{-2}$	-	$2,0 \cdot 10^{-1}$
пшеница	зерно	-	$2,6 \cdot 10^{-2}$	$1,1 \cdot 10^{-1}$ (71)	$2,8 \cdot 10^{-1}$
	пленка зерна	-	$3,5 \cdot 10^{-2}$	-	$5,5 \cdot 10^{-1}$
	стебли	-	$6,2 \cdot 10^{-3}$	1,8 (3)	$6,7 \cdot 10^{-2}$
	корни	-	$1,2 \cdot 10^{-1}$	-	1,3
Примечание: $6,9 \cdot 10^{-1*}$ – среднее геометрическое (GM); $8,2 \cdot 10^{-1**}$ – единичные количественные данные; $<5,8 \cdot 10^{-1****}$ – GM ориентировочных значений; $1,3 \cdot 10^{-1}(41)****$ – среднее геометрическое мировых исследований, полученные на суглинистых почвах, в скобках – количество использованных значений					

Таблица 56.

Коэффициенты накопления $^{239+240}\text{Pu}$ для растительной продукции

Вид растения	орган	Коэффициент накопления $^{239+240}\text{Pu}$			
		с.Саржал и с.Бодене	По результатам исследований на СИП [174-176]	По обобщенным результатам международных исследований [118]	Рекомендуемые
картофель	клубни	$1,2 \cdot 10^{-2*}$	$4,3 \cdot 10^{-4}$	$1,5 \cdot 10^{-4}$ (9)****	$1,2 \cdot 10^{-2}$
	листья	-	$2,2 \cdot 10^{-2}$	-	$3,0 \cdot 10^{-1}$
	стебли	$1,1 \cdot 10^{-1}$	$8,0 \cdot 10^{-3}$	-	$1,1 \cdot 10^{-1}$
	корни	$<6,0 \cdot 10^{-2***}$	$4,7 \cdot 10^{-2}$	-	$6,4 \cdot 10^{-1}$
морковь	листья	-	$6,9 \cdot 10^{-2**}$	$2,2 \cdot 10^{-3}$ (5)	$9,3 \cdot 10^{-1}$
	корнеплод	$<4,9 \cdot 10^{-2}$	$3,9 \cdot 10^{-2}$	$3,9 \cdot 10^{-4}$ (5)	$5,2 \cdot 10^{-1}$
свекла	листья	-	$1,0 \cdot 10^{-2}$	$2,2 \cdot 10^{-3}$ (5)	$1,4 \cdot 10^{-1}$
	корнеплод	$4,2 \cdot 10^{-1}$	$1,6 \cdot 10^{-3}$	$3,9 \cdot 10^{-4}$ (5)	$4,2 \cdot 10^{-1}$
томат	плоды	$<1,4 \cdot 10^{-1}$	$<1,0 \cdot 10^{-3}$	$6,2 \cdot 10^{-5}$ (8)	$7,5 \cdot 10^{-5}$
	листья	-	$4,8 \cdot 10^{-3}$	-	$6,5 \cdot 10^{-2}$
	стебли	-	$1,7 \cdot 10^{-3}$	-	$2,3 \cdot 10^{-2}$
	корни	$<1,4 \cdot 10^{-1}$	$2,9 \cdot 10^{-1}$	-	3,9
перец	плоды	-	$1,1 \cdot 10^{-4}$	$6,2 \cdot 10^{-5}$ (8)	$1,4 \cdot 10^{-3}$
	листья	-	$1,1 \cdot 10^{-2}$	-	$1,5 \cdot 10^{-1}$
	стебли	-	$1,8 \cdot 10^{-3}$	-	$2,4 \cdot 10^{-2}$
	корни	-	$9,0 \cdot 10^{-3}$	-	$1,3 \cdot 10^{-1}$
огурец	плоды	$<2,2 \cdot 10^{-1}$	$1,9 \cdot 10^{-4}$	$6,2 \cdot 10^{-5}$ (8)	$2,6 \cdot 10^{-3}$
	листья	-	$5,0 \cdot 10^{-3}$	-	$6,7 \cdot 10^{-2}$
	стебли	$<2,3 \cdot 10^{-1}$	$3,7 \cdot 10^{-3}$	-	$5,0 \cdot 10^{-2}$
тыква	плоды	$<1,9 \cdot 10^{-3}$	$3,1 \cdot 10^{-5}$	$6,2 \cdot 10^{-5}$ (8)	$4,2 \cdot 10^{-4}$
	листья	-	$3,4 \cdot 10^{-3}$	-	$4,5 \cdot 10^{-2}$
	стебли	-	$7,4 \cdot 10^{-4}$	-	$1,0 \cdot 10^{-2}$
	корни	-	$6,6 \cdot 10^{-3}$	-	$8,9 \cdot 10^{-2}$
баклажан	плоды	-	$5,5 \cdot 10^{-2}$	$6,2 \cdot 10^{-5}$ (8)	$7,4 \cdot 10^{-1}$
	листья	-	$5,1 \cdot 10^{-2}$	-	$6,9 \cdot 10^{-1}$
	стебли	-	$9,5 \cdot 10^{-4}$	-	$1,3 \cdot 10^{-2}$
	корни	-	$1,6 \cdot 10^{-2}$	-	$2,2 \cdot 10^{-1}$
лук	листья	-	$2,8 \cdot 10^{-3}$	-	$3,8 \cdot 10^{-2}$
	луковицы	-	$1,3 \cdot 10^{-2}$	$6,2 \cdot 10^{-5}$ (8)	$1,7 \cdot 10^{-1}$
капуста	листья	-	$1,2 \cdot 10^{-3}$	$8,3 \cdot 10^{-5}$ (13)	$1,7 \cdot 10^{-2}$
	стебель	-	$7,1 \cdot 10^{-3}$	-	$9,6 \cdot 10^{-2}$
	корни	-	$2,8 \cdot 10^{-2}$	-	$3,8 \cdot 10^{-1}$
пшеница	зерно	-	$8,1 \cdot 10^{-4}$	$9,5 \cdot 10^{-6}$ (105)	$1,1 \cdot 10^{-2}$
	стебли	-	$2,6 \cdot 10^{-3}$	$4,4 \cdot 10^{-5}$ (10)	$1,1 \cdot 10$
	корни	-	$8,3 \cdot 10^{-2}$	-	$9,7 \cdot 10^{-3}$

Примечание: $1,2 \cdot 10^{-2*}$ – среднее геометрическое (GM); $6,9 \cdot 10^{-2**}$ – единичные количественные данные; $<4,9 \cdot 10^{-2***}$ – GM ориентировочных значений; $1,5 \cdot 10^{-4}$ (9)**** – среднее геометрическое, данные мировых исследований, полученные на суглинистых почвах, в скобках – количество использованных значений

Таблица 57.

Коэффициенты накопления ^{241}Am для растительной продукции

Вид растения	орган	Коэффициент накопления ^{241}Am			
		с.Саржал и с.Бодене	По результатам исследований на СИП [174-176]	По обобщенным результатам международных исследований [118]	Рекомендуемые
картофель	клубни	$<1,7 \cdot 10^{-1***}$	$1,1 \cdot 10^{-3*}$	$1,5 \cdot 10^{-4} (8)****$	$4,2 \cdot 10^{-3}$
	листья	$<4,9 \cdot 10^{-1}$	$9,9 \cdot 10^{-3}$	-	$3,8 \cdot 10^{-2}$
	стебли	$<4,9 \cdot 10^{-1}$	$2,7 \cdot 10^{-3}$	-	$1,0 \cdot 10^{-2}$
	корни	$7,0 \cdot 10^{-1**}$	$1,1 \cdot 10^{-2}$	-	$7,0 \cdot 10^{-1}$
морковь	листья	$<1,0 \cdot 10^{-2}$	$8,6 \cdot 10^{-3}$	$6,7 \cdot 10^{-4} (4)$	$3,3 \cdot 10^{-2}$
	корнеплод	$<7,0 \cdot 10^{-2}$	$6,8 \cdot 10^{-3}$	-	$2,6 \cdot 10^{-2}$
свекла	листья	$<4,8 \cdot 10^{-1}$	$1,4 \cdot 10^{-2}$	$6,7 \cdot 10^{-4} (4)$	$5,2 \cdot 10^{-2}$
	корнеплод	$<8,3 \cdot 10^{-1}$	$2,8 \cdot 10^{-3}$	-	$1,1 \cdot 10^{-2}$
томат	плоды	$<1,4 \cdot 10^{-1}$	$5,6 \cdot 10^{-3}$	$3,6 \cdot 10^{-4} (9)$	$2,1 \cdot 10^{-2}$
	листья	$<1,8 \cdot 10^{-1}$	$1,7 \cdot 10^{-2}$	-	$6,6 \cdot 10^{-2}$
	стебли	$<2,7 \cdot 10^{-1}$	$1,3 \cdot 10^{-2}$	-	$5,1 \cdot 10^{-2}$
	корни	$<6,4 \cdot 10^{-1}$	$7,1 \cdot 10^{-2}$	-	$2,7 \cdot 10^{-1}$
перец	плоды	-	$<4,4 \cdot 10^{-3}$	$3,6 \cdot 10^{-4} (9)$	$3,6 \cdot 10^{-4}$
	листья	-	$3,6 \cdot 10^{-3}$	-	$1,4 \cdot 10^{-2}$
	стебли	-	$1,7 \cdot 10^{-3}$	-	$6,4 \cdot 10^{-3}$
	корни	-	$3,4 \cdot 10^{-2}$	-	$1,3 \cdot 10^{-1}$
огурец	плоды	$<1,4 \cdot 10^{-1}$	$1,9 \cdot 10^{-4}$	$3,6 \cdot 10^{-4} (9)$	$7,2 \cdot 10^{-4}$
	листья	$<8,9 \cdot 10^{-2}$	$1,2 \cdot 10^{-2}$	-	$4,7 \cdot 10^{-2}$
	стебли	$<1,8 \cdot 10^{-1}$	$2,6 \cdot 10^{-3}$	-	$1,0 \cdot 10^{-2}$
	корни	$<2,6 \cdot 10^{-1}$	$1,4 \cdot 10^{-2}$	-	$5,2 \cdot 10^{-2}$
тыква*	плоды	$<2,2 \cdot 10^{-1}$	$1,1 \cdot 10^{-4***}$	$3,6 \cdot 10^{-4} (9)$	$4,2 \cdot 10^{-4}$
	листья	$<4,3 \cdot 10^{-1}$	$1,2 \cdot 10^{-2***}$	-	$4,5 \cdot 10^{-2}$
	стебли	$<5,4 \cdot 10^{-1}$	$3,2 \cdot 10^{-4***}$	-	$1,2 \cdot 10^{-3}$
	корни	$<5,4$	$1,3 \cdot 10^{-2***}$	-	$4,8 \cdot 10^{-2}$
баклажан	плоды	-	$4,5 \cdot 10^{-3}$	$3,6 \cdot 10^{-4} (9)$	$1,7 \cdot 10^{-2}$
	листья	-	$2,1 \cdot 10^{-2}$	-	$8,0 \cdot 10^{-2}$
	стебли	-	$1,0 \cdot 10^{-3}$	-	$3,8 \cdot 10^{-3}$
	корни	-	$1,2 \cdot 10^{-2}$	-	$4,4 \cdot 10^{-2}$
лук	листья	-	$1,4 \cdot 10^{-3}$	$3,6 \cdot 10^{-4} (9)$	$5,4 \cdot 10^{-3}$
	луковицы	-	$2,4 \cdot 10^{-3}$	-	$9,2 \cdot 10^{-3}$
капуста	листья	-	$8,1 \cdot 10^{-4}$	$2,7 \cdot 10^{-4} (10)$	$3,1 \cdot 10^{-3}$
	стебель	-	$1,3 \cdot 10^{-3}$	-	$5,0 \cdot 10^{-3}$
	корни	-	$1,1 \cdot 10^{-2}$	-	$4,3 \cdot 10^{-2}$
пшеница	зерно	-	$1,1 \cdot 10^{-3}$	$2,2 \cdot 10^{-5} (83)$	$4,2 \cdot 10^{-3}$
	стебли	-	$5,7 \cdot 10^{-3}$	$7,9 \cdot 10^{-5} (5)$	$4,8 \cdot 10^{-1}$
	корни	-	$1,3 \cdot 10^{-1}$	-	$9,1 \cdot 10^{-3}$
Примечание: $1,1 \cdot 10^{-3*}$ – среднее геометрическое (GM); $7,0 \cdot 10^{-1**}$ – единичные количественные данные; $<1,7 \cdot 10^{-1***}$ – GM ориентировочных значений; $1,5 \cdot 10^{-4} (8)****$ – среднее геометрическое мировых исследований, полученные на суглинистых почвах, в скобках – количество использованных значений					

5.1.2.2. Результаты оценки качества растениеводческой продукции расчетным методом

Так как проведение прямой оценки качества растениеводческой продукции на «фоновых» территориях СИП невозможно, то для определения ожидаемого содержания радионуклидов в растительной продукции на данной территории был использован расчетный метод. Прогнозные концентрации радионуклидов в продукции растениеводства были найдены с использованием средних значений содержания радионуклидов в почве (таблица 58) и рекомендуемых Кн радионуклидов (таблицы 54–57) для различных видов растений.

Таблица 58.

Средние значения удельной активности радионуклидов в почве

Территория СИП		Содержание радионуклидов в почве, Бк/кг [2, 69, 77]			
		¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²⁴¹ Am
«Северная» часть		17,2	-	4,1	0,8
«Западная» часть		16,7	6	4,9	0,9
«Юго-восточная» часть	зона 1	19	3,4	3,6	0,7
	зона 2	43,9	18,9	14,3	0,8
	зона 3	30,2	4,2	5,6	0,8
Среднее		25,4	8,1	6,5	0,8

Для расчёта прогнозного содержания радионуклидов в растениеводческой продукции на сырую массу использовались данные процентного содержания сухой массы в растениях, приведенные в рекомендациях МАГАТЭ и полученные в ходе экспериментальных работ на СИП [118, 174, 175]. Прогнозные концентрации радионуклидов в основной продукции растениеводства (зерно, плоды, листья, клубни и корнеплоды), произведенной на территории исследуемых сёл, и допустимые значения содержания радионуклидов в пищевых продуктах, согласно ГН СЭТОРБ РК, представлены в таблице 59 [46].

Таблица 59.

Прогнозируемое содержание радионуклидов в растениеводческой продукции (на сырую массу) в случае ее получения на «фоновых» территориях СИП

Вид продукции	Прогнозируемая концентрация, Бк/кг (допустимая концентрация (на сырую массу), Бк/кг)			
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²⁴¹ Am
Корнеклубнеплоды				
Картофель	0,43 (120)	1,9 (40)	0,040 (4,0)	0,0017 (4,0)
Морковь	0,71 (120)	6,3 (40)	0,64 (4,0)	0,0039 (4,0)
Свекла	0,36 (120)	1,0 (40)	0,57 (4,0)	0,0018 (4,0)
Плодовые овощи				
Томат	0,51 (40)	0,25 (30)	0,000041 (3,0)	0,0014 (3,0)

Вид продукции	Прогнозируемая концентрация, Бк/кг (допустимая концентрация (на сырую массу), Бк/кг)			
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²⁴¹ Am
Плодовые овощи				
Перец	0,055 (40)	0,29 (30)	0,00092 (3,0)	0,000029 (3,0)
Баклажан	0,80 (40)	0,20 (30)	0,34 (3,0)	0,0010 (3,0)
Огурцы	0,043 (40)	0,065 (30)	0,00084 (3,0)	0,000029 (3,0)
Тыква	0,19 (40)	0,039 (30)	0,00021 (3,0)	0,000025 (3,0)
Луковичные овощи				
Лук	0,25 (40)	4,5 (30)	0,12 (3,0)	0,00081 (3,0)
Листовые овощи				
Капуста	0,81 (120)	2,6 (40)	0,031 (4,0)	0,00069 (4,0)
Зерновые злаки				
Пшеница	0,10 (70)	2,0 (40)	0,063 (4,0)	0,0030 (4,0)

Ожидаемые концентрации радионуклидов в продукции растениеводства показали, что в среднем ¹³⁷Cs будет ниже допустимых норм на 2–3 порядка, ⁹⁰Sr – 1–2 порядка, ²³⁹⁺²⁴⁰Pu – 2–4 порядка и ²⁴¹Am – 3–4 порядка.

Полученные прогнозные концентрации радионуклидов в растительной продукции «фоновых» территорий, в целом, оказались схожими с экспериментальными данными, полученными в исследованных сёлах (таблицы 48–51). Соответствие прогнозных и экспериментальных данных указывает на то, что рекомендуемые Кн являются верными, а ожидаемые концентрации – достоверными, что в сущности подтверждает концентрации радионуклидов в продукции растениеводства, полученные на территории исследованных сёл.

5.1.2.3. Расчёт предельных параметров радионуклидного загрязнения

Используя полученные Кн для сельскохозяйственных культур и допустимую удельную активность радионуклидов в растительной продукции (таблица 44), можно рассчитать допустимую концентрацию радионуклидов в почве исследуемой территории, при которой возможно получение сельскохозяйственной продукции соответствующего качества, т.е. не превышающей установленные нормы [46]. Предельно допустимая концентрация (ДК) радионуклидов в почве рассчитывалась следующим образом:

$$ДК_{\text{почва}} = ДУА_{\text{сух}} / Кн,$$

где $ДК_{\text{почва}}$ – допустимая концентрация исследуемого радионуклида в почве,
 $ДУА_{\text{сух}}$ – допустимая удельная активность радионуклидов в растительной продукции в пересчете на сухой вес,
 $Кн$ – коэффициент накопления исследуемого радионуклида.

Допустимые концентрации исследуемых искусственных радионуклидов в почве, по содержанию радионуклидов в основной растениеводческой продукции (генеративные органы), представлены в таблице 60.

Таблица 60.

Оценочные допустимые концентрации радионуклидов в почве

С/х культура	Продукция	Допустимая концентрация радионуклидов в почве, Бк/кг			
		^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}^*$	$^{241}\text{Am}^*$
Картофель	клубни	6800	170	650	1900
Морковь	корнеплоды	4100	50	40	820
Свекла	корнеплоды	8200	300	46	1800
Томат	плоды	1900	980	473000	1700
Перец	плоды	17800	830	21100	83000
Баклажан	плоды	1200	1200	60	2500
Огурцы	плоды	23000	3700	23200	83000
Тыква	плоды	5200	6200	94600	94000
Лук	луковицы	3900	50	160	2900
Капуста	Листья	3600	120	850	4650
Пшеница	зерно	18000	160	420	1070

В целом, полученные данные допустимых концентраций радионуклидов в почве указывают на возможность получения растениеводческой продукции приемлемого качества даже на участках СИП с высоким уровнем радионуклидного загрязнения почв. Однако, все же, некоторые с/х культуры (морковь, лук, свекла, морковь и баклажан) являются критическими видами по накоплению таких радионуклидов, как ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$. Допустимые концентрации данных радионуклидов в почве для критических видов с/х растений оказались на один и более порядка ниже, чем для остальных с/х растений. Данное обстоятельство указывает на то, что ограничивающим фактором производства растительной продукции на территории СИП, прежде всего, будут являться радионуклиды ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$, а не ^{241}Am и ^{137}Cs , и это следует учитывать в дальнейшем при прогнозной оценке качества растениеводческой продукции, произведенной на территории СИП.

Таким образом, установлено, что ожидаемое содержание искусственных радионуклидов в с/х растениеводческой продукции, произведенной на территориях с уровнем радионуклидного загрязнения, соответствующего глобальным выпадениям (таблица 58), не превысит допустимых норм. Следовательно, общее поступление искусственных радионуклидов с растительной продукцией, произведенной на данных территориях, в течение 1 года для населения будет ниже установленных норм (предел годового поступления (ПГП)) ГН СЭТОРБ РК по ^{137}Cs и ^{90}Sr на 2 порядка, а ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$ – на 1 порядок.

При оценке качества растениеводческой продукции, которая может производиться на территории СИП, предполагаемой для использования в хозяйственных целях, необходимо учитывать следующие моменты:

- для оценки качества с/х растениеводческой продукции рекомендуется использовать K_n , представленные в таблицах 54–57;
- если концентрации искусственных радионуклидов в почве будут соответствовать уровню радионуклидного загрязнения почв «фоновых» территорий, то

оценку качества растениеводческой продукции проводить нецелесообразно, поскольку ожидаемые концентрации в растениеводческой продукции будут заведомо ниже допустимых норм.

5.2. Оценка качества животноводческой продукции

Одним из основных источников поступления радионуклидов в организм человека является сельскохозяйственная продукция, которая, как известно, занимает основную долю в рационе. Радионуклиды могут поступать в организм животных разными путями. Пероральным путем, т.е. через пищеварительный тракт с кормом, водой и почвой, аэральным путем, т.е. через легкие с загрязненным воздухом и пылью, и перкутанным путем через поверхность кожи, слизистые оболочки и раны [182]. При этом известно, что основное количество радионуклидов поступает в организм животных пероральным путем.

Попавшие в организм животных радионуклиды вступают в процессы метаболизма, включающие всасывание, передвижение по отдельным органам и тканям, депонирование и выведение. От интенсивности этих процессов зависит, в конечном счете, накопление радионуклидов в продукции животноводства [183]. Переход радионуклидов в продукцию животноводства определяется следующими факторами: формами содержания радионуклидов в компонентах окружающей среды, видом и возрастом животных, типом и составом рациона, продуктивностью животных, технологией их содержания [184].

Основными дозообразующими и наиболее распространенными радионуклидами на СИП являются ^3H , ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am . Поэтому, при оценке качества животноводческой продукции, получаемой на СИП, необходимо рассмотреть именно эти радионуклиды. Радионуклиды ^3H , ^{137}Cs , ^{90}Sr являются достаточно мобильными радионуклидами, которые довольно хорошо переходят как в органы и ткани животных и птиц, так и в получаемую от них продукцию (молоко, яйца). При этом распределение ^3H и ^{137}Cs в организме равномерное, ^{90}Sr в основном депонируется в костной ткани [162]. Трансурановые радионуклиды плохо накапливаются в организме, к примеру, лишь одна стотысячная часть $^{239+240}\text{Pu}$ или ^{241}Am , поступившего в организм, может перейти в мышечную ткань животных. Основными органами их депонирования являются печень и костная ткань [185].

В Гигиенических нормативах «Санитарно-эпидемиологические требования к обеспечению радиационной безопасности» РК [46] определены допустимые уровни (ДУ) ^{137}Cs и ^{90}Sr в продуктах питания. Часть этих данных представлена в таблице 61.

Таблица 61.

Допустимые уровни содержания радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в продукции животноводства

№	Группы продуктов питания	Удельная активность радионуклидов, Бк/кг (л)				
		^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}^*$	$^{241}\text{Am}^*$	$^3\text{H}^*$
1	Мясо, мясные продукты и субпродукты	200	50	5	5	50000
2	Олени, мясо диких животных	300	100	10	10	100000

№	Группы продуктов питания	Удельная активность радионуклидов, Бк/кг (л)				
		¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu*	²⁴¹ Am*	³ H*
3	Птица, субпродукты птицы	180	80	8	8	80000
4	Рыба и рыбные продукты	130	100	10	10	100000
5	Яйца и продукты их переработки	80	50	50	50	50000
6	Молоко-сырье, сливки – сырье	100	25	2,5	2,5	25000
Примечание: * – значения, полученные расчетным методом						

Содержание радионуклидов ³H, ²³⁹⁺²⁴⁰Pu и ²⁴¹Am в пищевых продуктах не нормируется.

Однако, ввиду того, что, согласно ГН СЭТОРБ РК (Приложение 3), предел годового поступления (ПГП) 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, ³H – 2,1*10⁷; ⁹⁰Sr – 1,3*10⁴ Бк/год), можно предположить, что допустимые уровни по ним будут на порядок меньше, чем по ⁹⁰Sr. Для ³H – наоборот, его ПГП с пищей приблизительно на три порядка больше, чем для ⁹⁰Sr, соответственно, ДУ будет на три порядка больше, чем для ⁹⁰Sr. Данные, представленные в таблице для ²³⁹⁺²⁴⁰Pu, ²⁴¹Am и ³H, приведены из этого расчета.

Основными видами животноводческой деятельности на территории полигона и на прилегающих к ним территориях являются разведение мелко-, крупнорогатого скота и лошадей. Получаемая животноводческая продукция – козлятина, коровье и козье молоко, а также мясо и яйца кур – используется лишь для собственных нужд самих фермеров. Баранина, говядина, конина и кобылье молоко производится с целью сбыта в городах и районах, расположенных рядом.

На обследованной к настоящему времени территории полигона (40% от общей площади СИП) установлено 42 действующих фермерских хозяйств. На данных хозяйствах проживают и ведут животноводческую деятельность более 250 человек. Всего содержится более 2500 голов КРС, 13000 голов МРС, 1600 голов лошадей [69, 70, 77–79].

Сельскохозяйственные животные, разводимые на территории полигона, – беспородные, в основном, овцы курдючного грубошерстного направления. В крупнорогатом скотоводстве – в основном помеси как мясных, так и молочных пород, малопродуктивные. В коневодстве основное поголовье лошадей – помеси разных пород. Способ содержания скота – стойлово-пастбищный. Система пастбы скота вольная или бессистемная. Пастбища данной территории используются круглогодично, некоторые участки используются только в летний период: выпас скота начинают в первой декаде мая и заканчивают в начале октября.

5.2.1. Содержание радионуклидов в продукции животноводства, производимой на СИП

При проведении оценки качества животноводческой продукции у жителей фермерских хозяйств, расположенных на СИП, приобретали используемое ими в пищу мясо и молоко, которые далее передавались на спектрометрические измерения. Результаты измерений представлены в таблице 62.

Таблица 62.

Максимальные концентрации радионуклидов в пробах молока и мяса

№ п/п	Обследованные участки полигона	Продукция (n – количество образцов)	Удельная активность радионуклидов, Бк/кг (допустимая концентрация, Бк/кг)		
			²⁴¹ Am	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
1	район р. Шаган	мясо	–	–	–
		молоко, (n=2)	–	1,7±0,4	0,8±0,2
2	«Северная» часть	мясо	–	–	–
		молоко	–	–	–
3	«Западная» часть	мясо	–	–	–
		молоко	–	–	–
4	«Юго-восточная» часть	мясо, (n=10)	< 0,6	< 0,8	–
		молоко, (n=12)	< 0,4	< 0,7	<0,09
5	«Южная» часть	мясо, (n=6)	< 0,6	< 0,8	–
		молоко, (n=4)	< 0,4	< 0,7	–
6	«Юго-западная» часть	мясо, (n=2)	< 0,6	< 0,8	–
		молоко, (n=3)	< 0,4	< 0,7	–

Как видно из таблицы, содержание радионуклидов ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr в пробах мяса и молока были ниже предела обнаружения при использованном аппаратурно-методическом обеспечении. Безусловно, может показаться странным, что в продукции, получаемой на СИП, очень низкие концентрации радионуклидов. Однако необходимо понимать, что территория полигона имеет локальный или пятнистый характер загрязнения, т.е. животные в течение дня могут выпасаться как на «чистых», так и на «загрязненных» участках.

Производство кобыльего молока – одно из основных видов деятельности на СИП. Его объемы в 2010 г. составляли более 900 л в день. Основное поголовье лошадей сконцентрировано на юго-восточной части полигона вблизи площадки «Дегелен», где есть большая вероятность поступления ³H в организм животных.

В связи с этим, для оценки содержания ³H в кобыльем молоке были проведены отдельные исследования, результаты которых показали [186], что содержание ³H в большинстве случаев не превышает нижних пределов измерения аппаратуры. Зафиксированные в отдельных случаях количественные значения значительно ниже, чем уровень вмешательства для питьевой воды, который, согласно Гигиеническим нормативам, составляет 2000 Бк/кг [46]. Концентрации ³H в кобыльем молоке представлены на рисунке 166.

Одним из участков, где возможно поступление высоких концентрации ³H в организм животных, является территория, прилегающая к реке Шаган. Результаты оценки содержания ³H в продукции животноводства, представленные в работе [187], показали высокие активности в отобранных пробах мяса и молока. В некоторых случаях концентрации были выше, чем уровень вмешательства (УВ) для питьевой воды (рисунок 167).

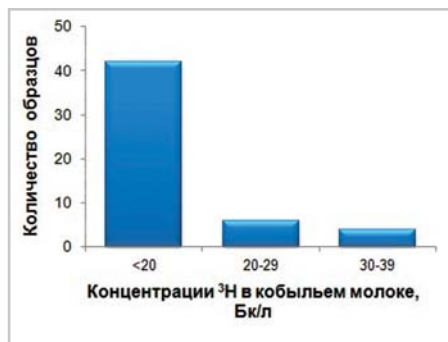


Рисунок 166. Концентрации ^3H в кобыльем молоке

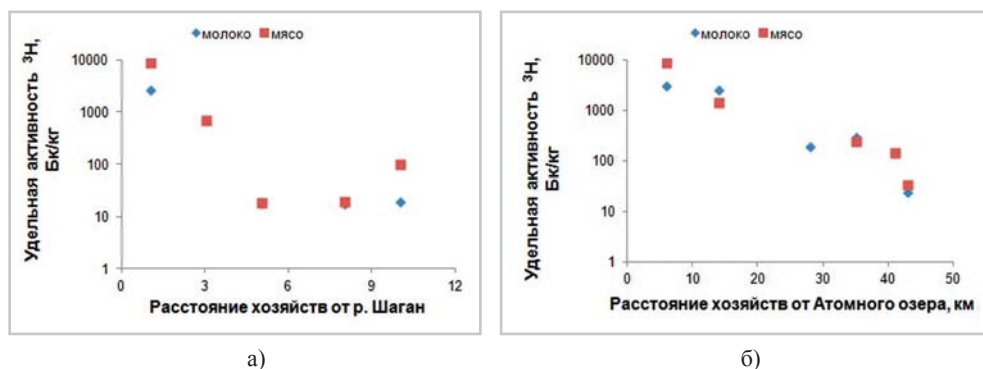


Рисунок 167. Удельная активность ^3H в продукции фермерских хозяйств (по расположению к «Атомному» озеру (а) и р. Шаган (б))

Анализ полученных результатов показывает, что наибольшая удельная активность радионуклида ^3H в сельскохозяйственных продуктах животного происхождения отмечается в хозяйствах, в зону выпаса которых входят участки с максимальными значениями ^3H в водах реки Шаган. С удалением от «Атомного» озера по направлению течения реки Шаган наблюдается снижение удельной активности ^3H в мясе и молоке.

В целом, проведенная оценка содержания радионуклидов в продукции животноводства, производимой на СИП, показала, что концентрации ^3H могут достигать значительных величин, тогда как содержание радионуклидов ^{241}Am , ^{137}Cs и ^{90}Sr очень низкое.

Для определения максимального уровня загрязнения производимой продукции необходимо знать и учитывать уровень радионуклидного загрязнения окружающей среды (почвы, воды, растения), количественные параметры перехода радионуклидов из окружающей среды в продукцию, ареал выпаса животных, время и длительность их пребывания на загрязненных участках, время вывода животных на чистые участки и т.д. Проводить отдельные исследования по оценке качества

животноводческой продукции на каждом обследуемом участке полигона нецелесообразно.

Для оптимального решения этой задачи целесообразно провести теоретические расчеты, которые будут основаны на количественных данных уровней загрязнения почвы и коэффициентах перехода радионуклидов в системе «почва-растительность» и «рацион-продукция», полученных для СИП.

5.2.2. Теоретическая оценка качества животноводческой продукции, производимой на СИП

5.2.2.1. Выбор коэффициентов перехода

К настоящему времени в мире выполнено достаточное большое количество научных работ, посвященных изучению перехода радионуклидов в животноводческую продукцию. Обзорные и обобщающие материалы по данным видам научных работ можно найти в трудах Н. Грин [188] и обобщений Фесенко С. и др. [189]. Также имеются публикации МАГАТЭ [136], где обобщены и структурированы все знания, имеющиеся к настоящему времени в мире, о параметрах и закономерностях миграции радионуклидов в агро-экосистемах.

В качестве основного параметра при оценке уровня перехода радионуклидов из внешней среды в животноводческую продукцию используется коэффициент перехода K_p , который рассчитывается как отношение удельной активности продукции (мясо, молоко, субпродукты) (Бк/кг) к суммарному количеству радионуклида, поступившего в течение дня в организм животного (Бк/сут):

$$K_n = \frac{A_n}{A_p}, \quad (1)$$

где A_n – концентрация радионуклида в продукции, Бк/кг;

A_p – количество суммарного суточного поступления радионуклида с рационом, Бк/сут.

Необходимо отметить, что коэффициент перехода рассчитывается при равновесном состоянии радионуклида в организме животных или в получаемой от них продукции.

Переход радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$ в продукцию животноводства. В таблице 63 приведены значения коэффициентов перехода радионуклидов в некоторые продукты сельского хозяйства, имеющиеся в публикации МАГАТЭ [136].

Таблица 63.

Коэффициенты перехода радионуклидов в животноводческую продукцию

Вид продукции	K_n из корма на 1 кг (л) продукции			
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{241}Am	$^{239+240}\text{Pu}$
Конина	—	—	—	—

Вид продукции	К _п из корма на 1 кг (л) продукции			
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²⁴¹ Am	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu
Говядина	$\frac{3,0 \cdot 10^{-2}}{4,7 \cdot 10^{-3} - 9,6 \cdot 10^{-2}}$ (58)	$\frac{2,1 \cdot 10^{-3}}{2,0 \cdot 10^{-4} - 9,2 \cdot 10^{-3}}$ (35)	$\frac{5,0 \cdot 10^{-4}}{—}$ (1)	$\frac{6,0 \cdot 10^{-5}}{8,8 \cdot 10^{-8} - 3,0 \cdot 10^{-4}}$ (5)
Баранина	$\frac{2,7 \cdot 10^{-1}}{5,3 \cdot 10^{-2} - 1,3}$ (41)	$\frac{1,7 \cdot 10^{-3}}{3,0 \cdot 10^{-4} - 4,0 \cdot 10^{-3}}$ (25)	$\frac{1,1 \cdot 10^{-4}}{—}$ (1)	$\frac{5,3 \cdot 10^{-5}}{2,0 \cdot 10^{-5} - 8,5 \cdot 10^{-5}}$ (2)
Кобылье молоко	—	—	—	—
Коровье молоко	$\frac{4,6 \cdot 10^{-3}}{6,0 \cdot 10^{-4} - 6,8 \cdot 10^{-2}}$ (288)	$\frac{1,5 \cdot 10^{-3}}{3,4 \cdot 10^{-4} - 4,3 \cdot 10^{-3}}$ (154)	$\frac{4,2 \cdot 10^{-7}}{—}$ (1)	$\frac{1,0 \cdot 10^{-5}}{(1)}$
Примечание: в числителе приведены средние значения, в знаменателе – диапазон значений, в скобках – количество значений К _п в базе данных МАГАТЭ; «—» – данные отсутствуют.				

Из таблицы видно, что в мире поступление радионуклидов ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в агро-экосистему изучено достаточно хорошо. Однако использование этих данных может быть некорректным в наших условиях, потому что, во-первых, варьирование коэффициентов перехода происходит в широком диапазоне. Во-вторых, большинство из них были выполнены в лабораторных условиях или после радиационных аварий на Южном Урале и Чернобыльской АЭС. Они могут отличаться от ситуации на Семипалатинском полигоне характером радиоактивного загрязнения, видами разводимых животных и их продуктивностью, типом кормления, условиями содержания, видами кормовых растений, типом почвы и многими другими факторами. Также необходимо отметить, что в основном исследования проводились в системе «корм – продукция животноводства», при этом исследования в системе «почва/дернина – продукция животноводства» носил второстепенный характер. Это было обусловлено тем, что корм являлся основным источником поступления радионуклидов в организм животных. Однако на Семипалатинском полигоне почва и дернина, ввиду ее степной зональности, может внести существенную долю радионуклидов в суточный рацион животных.

Проведены единичные исследования по изучению перехода плутония и америция, отсутствуют данные по тритию. Эти факты обосновывают актуальность и необходимость изучения данного вопроса в условиях бывшего СИП, где подобные исследования ранее также не проводились.

Поэтому при оценке уровня загрязнения сельскохозяйственной продукции необходимо использовать параметры перехода радионуклидов (коэффициенты перехода, периоды полувыведения и т.д.), которые были получены в тех же условиях, где производят продукцию.

Переход ³H в продукцию животноводства. ³H в сельскохозяйственных продуктах подразделяется на органически связанный тритий (ОСТ) и тритий в свободной воде ткани (НТО). В 2010 году на очередном заседании рабочей группы МАГАТЭ в Вене [190] была сделана оценка степени изученности перехода обеих форм ³H в продукты. Часть из них представлена в таблице 64.

Таблица 64.

Изученность перехода ^3H в продукцию сельского хозяйства

Сельхозпродукция	Степень изученности	
	после поступления тритиевой воды	после поступления органически связанного ^3H
Коровье молоко	хорошо	1 эксперимент
Говядина	2 работы	нет данных
Баранина	нет данных	нет данных

Из таблицы видно, что достаточно хорошо изучен лишь переход ^3H в коровье молоко. В остальных случаях исследования единичны или совсем отсутствуют. Также в данной таблице отсутствуют данные по переходу ^3H в продукты коневодства, которые пользуются огромным спросом в Центральной Азии. Нами не выявлено работ, проведенных в этом направлении.

Исследования параметров перехода ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am , $^{239+240}\text{Pu}$ в продукцию животноводства, проведенные на СИП. Для получения коэффициентов перехода в сельскохозяйственную продукцию животного происхождения на территории СИП проводились натурные эксперименты с сельскохозяйственными животными. В качестве экспериментальных животных использовались наиболее распространенные, типичные для данного региона – овцы, крупнорогатый скот, лошади, свиньи и куры-несушки.

Исследования проводились на площадке «Опытное поле» СИП, которая расположена в пустынно-степной зоне и характеризуется более значительным содержанием радионуклидов ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$ [191]. На данной площадке проводились исследования параметров перехода радионуклидов в органы и ткани овец (полутороговых кастраты) [192, 193], лошадей (8–9-летние кобылы, годовалые кобылки) [194], крупнорогатого скота (9–10-летние коровы), а также кур при поступлении радионуклидов с кормом, почвой и раствором (из почвенных вытяжек) [195].

Также исследования проводились на радиоактивно-загрязненной площадке «Дегелен» в низкогорном массиве, где изучали параметры перехода радионуклидов (^3H , ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$) в органы и ткани овец при пероральном поступлении с водой, сеном и почвой [196, 197], а также параметры перехода ^{90}Sr в коровье молоко при поступлении радионуклида с кормом и водой [198]. Были проведены отдельные исследования по изучению перехода радионуклида ^3H в коровье и кобылье молоко, а также в продукцию птицеводства.

Все работы проводились в летний период в условиях стойлового содержания животных. Отдельным группам животных (КРС, МРС, лошади, свиньи) и птиц скармливали загрязненный корм, почву, спаивали загрязненную воду, в некоторых случаях перорально вводили водный раствор с различными радионуклидами. Корм, воду и почву заготавливали с наиболее загрязненных участков технических площадок «Дегелен» и «Опытное поле». Для контроля поступления радионуклидов в организм животных и птиц в течение всего периода проведения эксперимента проводился ежедневный учет количества съеденного корма, почвы и выпитой

воды, а также отбор проб растительности, почвы, воды согласно схеме проведения эксперимента.

Сроки содержания животных и птиц варьировали от 1 до 120 суток. В конце каждого срока проводился забой животных и птиц методом обескровливания. Определение радионуклидов проводилось во всех основных органах и тканях.

Полученные коэффициенты перехода радионуклидов из рациона в продукцию животноводства в условиях СИП представлены в таблице 65.

Таблица 65.

Коэффициенты перехода радионуклидов в продукцию животноводства

Коэффициенты перехода	¹³⁷ Cs, ×10 ⁻²	⁹⁰ Sr, ×10 ⁻⁴	²⁴¹ Am, ×10 ⁻⁶	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu, ×10 ⁻⁵
Баранина				
Почва с эпицентров наземных испытаний	3,1 ± 1,1	–	2,3 ± 1,3	0,06 ± 0,03
Почва с зон радиоактивных водотоков		–		1,5 ± 0,6
Степная растительность с эпицентров наземных испытаний	2,6 ± 0,4	–	<3000,0	8,6 ± 3,9
Луговая растительность с зон радиоактивных водотоков	7,8 ± 4,8	1,8 ± 0,7		
Вода	17,0 ± 0,2	4,1 ± 0,8	–	–
Говядина				
Степная растительность с эпицентров наземных испытаний	0,0050	0,14	<88,1	<1,5
Почва с эпицентров наземных испытаний	0,0082	<0,0068	25,9	0,0025
Курятина				
Степная растительность с эпицентров наземных испытаний	200,0	–	–	–
Почва с эпицентров наземных испытаний	20,0	–	180,0	–
Конина (10 лет)				
Почва с эпицентров наземных испытаний	0,0078	–	7,1	–
Вода	2,7	6,6	6,5	0,088
Конина (1 год)				
Почва с эпицентров наземных испытаний	0,013	0,63	1,6	0,015
Вода	5,0	6,0	3,3	0,071

Из представленной таблицы видно, что для различных источников коэффициенты перехода будут разными. Радионуклиды лучше переходят с водой, чем с кормом, с почвой еще меньше. Поэтому при рассмотрении перехода радионуклидов

в продукцию животноводства необходимо учитывать вклад каждого компонента отдельно.

Также было исследовано распределение радионуклидов по органам и тканям животных. Результаты исследований были представлены работе [199]. Откуда известно, что разница между уровнем накопления в мышечной ткани и основными органами депонирования может отличаться от 3 до 5 порядков. Например, при длительном поступлении ^{90}Sr в организм овец (более 120 суток) его концентрации в костной ткани и шерсти были в 2500 и 60 раз больше, чем в баранине; концентрации ^{214}Am и $^{239+240}\text{Pu}$ в печени были больше в 200 и 500 раз.

Принятые коэффициенты перехода. Полученные в ходе натурных исследований на СИП результаты о характере метаболизма радионуклидов в организме животных сопоставимы с уже имеющимися данными. Однако полученные коэффициенты перехода (K_p) ^{90}Sr и ^{137}Cs в говядину и баранину оказались значительно меньше, чем значения K_p , представленные в базе данных МАГАТЭ [136]. Коэффициенты перехода $^{239+240}\text{Pu}$, полученные в натурных условиях СИП, наоборот, оказались больше, чем средние значения, представленные в техническом документе МАГАТЭ. Эти различия значений коэффициентов связаны с большим количеством факторов, существующих на СИП (природно-климатические условия, видовые особенности животных и их продуктивность, форма нахождения радионуклидов и т.д.), аналогов которым в мире не существует. Определить, какой фактор повлиял в значительной мере, в настоящее время сложно.

Для оценки содержания радионуклидов в животноводческой продукции использовались коэффициенты перехода, полученные в натурных исследованиях в условиях СИП. Для продуктов, по которым данные в настоящее время не получены, использовались коэффициенты перехода, имеющиеся в базе данных МАГАТЭ (средние значения). Вместо отсутствующих значений коэффициентов перехода из почвы в продукцию использовались коэффициенты перехода из сена. Коэффициенты перехода для расчета содержания радионуклидов в продукции животноводства и птицеводства представлены в таблице 66.

Таблица 66.

**Принятые коэффициенты перехода
для расчета содержания радионуклидов в продукции**

Вид продукции	Радионуклиды				
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{241}Am	$^{239+240}\text{Pu}$	^3H
K_n из корма на 1 кг (л) продукции					
Конина	$3,0 \cdot 10^{-2}$	$2,1 \cdot 10^{-3}$	$5,0 \cdot 10^{-4}$	$6,0 \cdot 10^{-5}$	—
Говядина	$3,0 \cdot 10^{-2}$	$2,1 \cdot 10^{-3}$	$5,0 \cdot 10^{-4}$	$6,0 \cdot 10^{-5}$	—
Баранина	$7,8 \cdot 10^{-2}$	$1,8 \cdot 10^{-4}$	$1,1 \cdot 10^{-4}$	$8,6 \cdot 10^{-5}$	$1,4 \cdot 10^{-1}$
Коровье молоко	$4,6 \cdot 10^{-3}$	$1,5 \cdot 10^{-3}$	$4,2 \cdot 10^{-7}$	$1,0 \cdot 10^{-5}$	—
K_p из почвы на 1 кг (л) продукции					
Конина	$2,7 \cdot 10^{-2}$	$6,6 \cdot 10^{-4}$	$6,5 \cdot 10^{-6}$	$8,8 \cdot 10^{-7}$	—

Вид продукции	Радионуклиды				
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{241}Am	$^{239+240}\text{Pu}$	^3H
Говядина	$8,2 \cdot 10^{-5}$	$6,8 \cdot 10^{-7}$	$2,6 \cdot 10^{-5}$	$2,5 \cdot 10^{-8}$	–
Баранина	$3,1 \cdot 10^{-2}$	$4,5 \cdot 10^{-5}$	$2,3 \cdot 10^{-6}$	$1,5 \cdot 10^{-5}$	–
Кп из воды на 1 кг (л) продукции					
Баранина	$1,7 \cdot 10^{-1}$	$4,1 \cdot 10^{-4}$	-	-	$1,1 \cdot 10^{-1}$
Примечание: – данные натурных экспериментов на СИП; – данные МАГАТЭ; «–» – данные отсутствуют.					

Исследования параметров перехода ^3H в продукцию животноводства, проведенные на СИП. В связи с недостаточностью информации о параметрах перехода ^3H в животноводческую продукцию на территории СИП были проведены натурные исследования по изучению перехода ^3H в коровье и кобылье молоко, баранину, яйца и мышечную ткань кур-несушек [200–202]. Необходимо отметить, что в исследованиях изучали параметры перехода ^3H только в свободную воду. Содержание органически связанного ^3H в продукции не рассматривалось. В качестве экспериментальных животных использовались наиболее распространенные, типичные для данного региона виды животных и птиц: овцы, крупнорогатый скот, лошади и куры-несушки. Исследования были проведены на участке, прилегающем к одной из радиоактивно загрязненных штолен с водопроявлением, расположенной на площадке «Дегелен».

При постановке и проведении экспериментальных работ с животными и птицами были применены схемы научных опытов, которые основаны на принципах пар-аналогов и групп-периодов. Так, животные и птицы были разделены на группы с различными источниками поступления, которыми являлись: атмосферный воздух, вода и растительность. При поступлении ^3H в организм с атмосферным воздухом, то есть при ингаляционном поступлении, объекты исследования содержались на участках с повышенными концентрациями ^3H в воздухе в специально сконструированных клетках. Следующие группы животных и птиц получали ^3H со штольневой водой. Другим группам скармливали растительность, заготовленную с радиоактивно загрязненных участков.

В результате проведенных работ получены коэффициенты перехода ^3H в продукцию животноводства, а также периоды полувыведения. Коэффициент перехода (Кп) был рассчитан как отношение удельной активности ^3H в продукции (Бк/кг или кБк/л) к суммарному количеству радионуклида, поступившего в течение дня в организм животного (Бк/сут). Параметры перехода ^3H в продукцию животноводства, полученные в ходе натурных экспериментов на СИП, представлены в таблице 67.

Таблица 67.

Параметры перехода ^3H в продукцию животноводства и птицеводства

Продукция	K_n ^3H в продукцию с различными компонентами окружающей среды					
	Воздух		Вода		Корм	
	при длительном поступлении	при однократном поступлении	при длительном поступлении	при однократном поступлении	при длительном поступлении	при однократном поступлении
Мясо куриное	2,5	1,2	2,6	1,2	8,3	4,2
Яйца куриные	7,7	1,2	2,7	0,81	83,3	12,5
Баранина	–	–	0,12	0,063	0,34	0,096
Молоко кобылье	–	–	>0,015	0,0070	0,21	0,011
Молоко коровье	–	0,027	>0,022	0,0038	0,018	0,017

Из представленных в таблице данных видно, что ^3H , поступивший с кормом, переходит больше, чем с водой. Полученные экспериментальным путем данные позволяют оценить содержание ^3H в основных продуктах, получаемых на СИП.

5.2.2.2. Расчет ожидаемых концентраций ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^3H в животноводческой продукции

Основные пути поступления радионуклидов в организм животных и птиц на СИП. При выпасе животных на территории СИП источниками поступления радионуклидов могут являться воздух, вода, почва и растительность. Как было установлено ранее [203], вклад воздуха при поступлении радионуклидов (^3H , ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$) в организм животных и птиц незначительный, и им можно пренебречь.

Повышенные концентрации радионуклидов (^3H , ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$) в водах СИП встречаются на площадке «Дегелен» и водотоках, вытекающих за ее границы (р. Узынбулак, Карабулак, Байтлес, Токтакушук и др.) [203], а также в водах реки Шаган, где установлены повышенные концентрации ^3H . Доля воды в суточном поступлении радионуклидов, за исключением ^3H , составляет менее одного процента.

Поступление почвы в организм животных может быть обусловлено двумя факторами: с пылью на растительности и с почвой, которую животное непреднамеренно заглатывает с земли. Основными источниками поступления ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$ в организм сельскохозяйственных животных являются почва и растительность, ^3H – корм и вода (таблица 68).

Таблица 68.

Вклад почвы, воды и растительности в суточное поступление радионуклидов в организм животных (на примере мелкого рогатого скота), %

Территория СИП	^{137}Cs		^{90}Sr		^{241}Am		$^{239+240}\text{Pu}$		^3H	
	почва	корм	почва	корм	почва	корм	почва	корм	вода	корм
эпицентры наземных испытаний	98	2	88	12	99,7	0,3	99	1	–	–

Территория СИП	¹³⁷ Cs		⁹⁰ Sr		²⁴¹ Am		²³⁹⁺²⁴⁰ Pu		³ H	
	почва	корм	почва	корм	почва	корм	почва	корм	вода	корм
«следы» радиоактивных выпадений	89	11	87	13	96,7	3,3	96	4	–	–
условно «фоновые» территории	85	15	40	60	–	–	90	10	–	–
зоны радиоактивных водотоков	45	55	9	91	–	–	97	3	67	33
места испытаний БРВ	–	–	12	88	–	–	–	–	–	–
Примечание: Расчеты проведены на основании полученных коэффициентов накопления радионуклидов растениями на СИП										

При прогнозе концентраций радионуклидов в продукции животноводства учитывается их концентрация в рационе и К_п из рациона в продукцию. Поскольку предыдущие расчеты показали, что в суточном поступлении радионуклидов в организм есть определенная доля всех компонентов окружающей среды (почва, вода, корм), можно предположить, что содержание радионуклидов в продуктах животноводства (C_{прод}) будет рассчитываться по следующей формуле:

$$C_{\text{прод}} = V_{(\text{почва})} \times C_{(\text{почва})} \times K_{\text{п}(\text{почва})} + V_{(\text{корм})} \times C_{(\text{корм})} \times K_{\text{п}(\text{корм})} + V_{(\text{вода})} \times C_{(\text{вода})} \times K_{\text{п}(\text{вода})} \quad (2)$$

где V_(корм) – суточное потребление корма, кг/сут;
V_(почва) – количество непреднамеренно заглатываемой почвы, кг/сут;
V_(вода) – суточное потребление воды, л/сут;
C_(корм) – удельная активность радионуклида в корме, Бк/кг;
C_(почва) – удельная активность радионуклида в почве, Бк/кг;
C_(вода) – удельная активность радионуклида в воде, Бк/л;
K_{п(корм)} – коэффициент перехода радионуклида из корма на 1 кг (л) продукции;
K_{п(почва)} – коэффициент перехода радионуклида из почвы на 1 кг (л) продукции;
K_{п(вода)} – коэффициент перехода радионуклида из воды на 1 кг (л) продукции.

При расчете содержания радионуклидов ²⁴¹Am, ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr и ²³⁹⁺²⁴⁰Pu поступления радионуклидов с водой не учитывали. При оценке ³H не учитывали поступление с почвой.

Как уже было отмечено ранее, миграция радионуклидов в системе «почва-растение» – это начальная ступень биологического цикла, которая определяет уровень переноса радионуклидов в организм животных и в получаемую от них продукцию. Концентрацию радионуклидов ²⁴¹Am, ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr и ²³⁹⁺²⁴⁰Pu в растениях можно рассчитать на основании полученных экспериментальных данных по исследованию параметров накопления радионуклидов растениями на СИП [119], соответственно:

$$C_{(\text{корм})} = C_{(\text{почва})} \times K_{\text{н}} \quad (3)$$

где K_н – коэффициент накопления радионуклидов растениями (глава 3.2.)

Показатели количества суточного потребления корма, воды и почвы основаны на литературных данных [205] (таблица 69). 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 [162, 182].

Таблица 69.

**Принятые для расчета физиологические показатели
сельскохозяйственных животных**

Показатель	Коровы	Лошади	Овцы
Суточное потребление корма, кг/сут	15	12	1,2
Суточное потребление воды, л/сут	70	35	2
Количество непреднамеренно заглатываемой почвы, кг/сут	1,6	1,6	0,2

В таблице 70 представлены принятые средние значения для фоновых территорий [181]. Содержание радионуклидов в растениях рассчитано по формуле (3).

Таблица 70.

**Средняя удельная активность радионуклидов в почве и растениях
на условно фоновых территориях**

Источники поступления	¹³⁷ Cs, Бк/кг	⁹⁰ Sr, Бк/кг	²⁴¹ Am, Бк/кг	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu, Бк/кг
Почва	18	10,8	0,9	4,7
Корм	0,36	2,7	0,032	0,005

Результаты расчета суточного поступления радионуклидов в организм сельскохозяйственных животных при выпасе на условно «фоновых» территориях представлены в таблице 71.

Таблица 71.

**Суточное поступление радионуклидов в организм сельскохозяйственных
животных на условно фоновых территориях**

С/х животные	Живая масса, кг	Поступление радионуклидов в организм 1 животного, Бк							
		суточное поступление с кормом				суточное поступление с почвой			
		¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²⁴¹ Am	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²⁴¹ Am	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu
Лошадь	350-400	4,3	32,4	0,38	0,06	28,8	17,6	1,4	7,5
Корова	400	5,4	40,5	0,48	0,075	28,8	17,6	1,4	7,5
Овца	50-60	0,43	3,2	0,038	0,006	3,6	2,2	0,18	0,94

На основании представленных выше данных можно оценить концентрации радионуклидов в животноводческой продукции, в случае ее производства на исследуемой территории. Ожидаемые концентрации радионуклидов в продукции животноводства представлены в таблице 72.

Таблица 72.

Ожидаемые концентрации радионуклидов в продукции животноводства

Вид продукции	Прогнозируемая концентрация, Бк/кг			
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{241}Am	$^{239+240}\text{Pu}$
Конина	$9,1 \cdot 10^{-1}$	$8,0 \cdot 10^{-2}$	$2,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-5}$
Говядина	$1,6 \cdot 10^{-1}$	$8,5 \cdot 10^{-2}$	$2,8 \cdot 10^{-4}$	$4,7 \cdot 10^{-6}$
Баранина	$1,5 \cdot 10^{-1}$	$6,8 \cdot 10^{-4}$	$4,6 \cdot 10^{-6}$	$1,5 \cdot 10^{-5}$
Коровье молоко	$1,6 \cdot 10^{-1}$	$8,7 \cdot 10^{-2}$	$8,1 \cdot 10^{-7}$	$7,6 \cdot 10^{-5}$

Полученные значения ожидаемых концентраций радионуклидов в сельскохозяйственной продукции, в случае выпаса животных на условно «фоновых» территориях, существенно ниже, чем ДУ, представленные в таблице 61.

Расчет предельно допустимых концентраций ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$ в почве при производстве животноводческой продукции. Для определения участков, на которых можно выпастить скот и получать продукцию, отвечающую гигиеническим нормативам, можно рассчитать предельно допустимые уровни (ПДУ) радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$ в почве. Исходя их формулы (3), следует, что:

$$ПДУ_{(вода)} = \frac{C_{(ДУ_{прод})}}{V_{(вода)}K_{n(вода)} + V_{(корм)}K_{n(корм)}K_n} \quad (4)$$

Допустимые уровни радионуклидов в продуктах представлены в [п. 5.2.1].

Рассчитанные ПДУ радионуклидов в почве для различных участков СИП, которые позволяют получить животноводческую продукцию (на примере баранины и коровьего молока), отвечающую гигиеническим нормативам, представлены в таблицах 73, 74.

Таблица 73.

Предельно допустимые уровни радионуклидов в почве на площадках СИП (для баранины), кБк/кг

Площадки СИП	^{137}Cs	^{90}Sr	^{241}Am	$^{239+240}\text{Pu}$
эпицентры наземных испытаний	32	3300	9000	1600
зоны радиоактивных водотоков	7	100	9000	1300
места испытаний БРВ	—	150	—	—
«следы» радиоактивных выпадений	30	3100	3600	5000
зоны радиоактивных водотоков	20	700	—	1000

Таблица 74.

**Предельно допустимые уровни радионуклидов в почве на площадках СИП
(для коровьего молока), кБк/кг**

Площадки СИП	^{137}Cs	^{90}Sr	^{241}Am	$^{239+240}\text{Pu}$
эпицентры наземных испытаний	28	18	7900	300
зоны радиоактивных водотоков	10	1	7900	300
места испытаний БРВ	–	2	–	–
«следы» радиоактивных выпадений	24	17	7500	300
условно «фоновые» территории	22	6	–	300

Из представленных таблиц видно, что при выпасе животных на участках с высокими концентрациями радионуклидов в почве, особенно трансурановых, можно получить животноводческую продукцию соответствующего качества. Такие концентрации ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$ могут встречаться лишь в эпицентрах наземных испытаний и в зонах радиоактивных водотоков, радионуклид ^{90}Sr – в местах испытаний БРВ. Поэтому переход радионуклидов в продукцию животноводства на условно фоновых территориях не представляет никакой опасности.

При длительном выпасе животных на загрязненных участках уровни радионуклидов в основных органах депонирования (^{90}Sr – костная ткань, ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$ – печень) будут значительно выше, чем в мясе этих животных. Однако, площади загрязнения почвы на таких участках относительно самих площадок очень малы. Например, на площадке испытаний БРВ, площадь которой 63 км², участок загрязнения почвы ^{90}Sr от 1,5 кБк/кг и выше составляет всего 8,0 км², выше 100 кБк/кг – 0,14 км². Площадь загрязнения почвы ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$ на площадке «Опытное поле» (S=375 км²) более 10 кБк/кг – всего 1,5 км². При кратковременном нахождении животных на этих участках содержание радионуклидов в продукции будет незначительно, участки не будут представлять особой опасности при формировании дозы, получаемой населением.

Расчет ожидаемых концентраций ^3H в животноводческой продукции. Для оценки уровня загрязнения животноводческой продукции ^3H на условно фоновых территориях используем уравнение (3).

Как пример, можно рассмотреть территорию ручья Узынбулак, который берет начало на площадке «Дегелен» и вытекает далеко за ее границы, где максимальные значения ^3H в компонентах окружающей среды составили:

60 кБк/л – в воде;

50 кБк/кг – в свободной воде растительности (без учета ОСТ).

На основании этих данных, с использованием информации о суточной норме потребления пастбищного корма и воды животными (таблица 69), рассчитаны концентрации ^3H в суточном рационе (таблица 75).

Таблица 75.

Суточное поступление ^3H в организм сельскохозяйственных животных и птиц

С/х животные	Поступление ^3H в организм, кБк/сут		
	с кормом	с водой	всего
Корова	750	4200	4950
Кобыла	600	2100	2700
Овца	60	120	180

Расчет суточного поступления ^3H с кормом проводился с учетом того, что луговая растительность состоит из 70 % влаги и 30 % сухого вещества, при этом количество водорода в составе органических веществ растений составляет ~6 % от сухой массы [206]. Активность ^3H в органически связанной воде растения можно считать равной активности ^3H в свободной воде растения [136].

При расчете содержания радионуклидов в животноводческой продукции использовали коэффициенты перехода ^3H в продукцию, представленные в таблице 67.

На основании представленных выше данных можно оценить концентрации ^3H в животноводческой продукции в случае ее производства на исследуемой территории. Ожидаемые концентрации ^3H в продукции животноводства представлены в таблице 76.

Таблица 76.

Ожидаемые концентрации ^3H в продукции животноводства

Вид продукции	Прогнозируемая концентрация, кБк/кг (л)		
	при поступлении с кормом	при поступлении с водой	всего
Молоко коровье	14	92	106
Молоко кобылье	126	32	158
Баранина	20	14	35

Как видно из таблицы, ожидаемые концентрации ^3H могут быть выше ДУ. Это говорит о том, что животноводческая продукция, произведенная вблизи вытекающих из горного массива Дегелен водных объектов и р. Шаган, может быть непригодной к употреблению.

Расчет предельно допустимых концентраций ^3H в водных объектах СИП. Принцип расчета аналогичен расчету предельно допустимых концентраций ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$ в почве. Но, в отличие от других радионуклидов, началом звена миграции ^3H является вода. Соответственно, уравнение будет иметь следующий вид:

$$ПДУ_{(вода)} = \frac{C_{(ДУпрод.)}}{V_{(вода)} K_{n(вода)} + V_{(корм)} K_{n(корм)} K_n}, \quad (5)$$

На основании данного уравнения можно рассчитать, что предельно допустимые уровни ^3H в воде при производстве баранины составят 93 кБк/л, коровьего молока – 47 кБк/л.

Таким образом, на основании полученных практических данных качества сельскохозяйственной продукции на СИП и проведенных теоретических расчетов, основанных на результатах специальных исследований с животными, могут быть представлены следующие рекомендации:

- в случае содержания радионуклидов в почве в пределах установленных базовых уровней для территории СИП нецелесообразно проведение как практических, так и теоретических работ по оценке качества животноводческой продукции;
- в случае если концентрации радионуклидов в почве превышают принятые базовые уровни, то можно провести теоретические расчеты с использованием коэффициентов перехода, приведенных в главе 5.2.3;
- при проведении исследований вблизи р. Шаган и водных источников, вытекающих за пределы площадки «Дегелен», необходимо провести теоретические расчеты, принимая во внимание площади загрязнения и объемы кормовых запасов на загрязненных участках. При превышении одной десятой доли ПДУ в воде необходимо принять меры по фактическому определению ^3H в продукции;
- в случае если животных выпасали на территории площадки «4А» или в непосредственной близости к этому участку, можно провести оценку содержания ^{90}Sr в шерсти животных или в молоке, лишь для определения уровня поступления радионуклида в организм животных.

При дальнейших исследованиях территории СИП, с целью ее передачи в хозяйственный оборот, оценка качества животноводческой продукции может быть ограничена лишь теоретическими расчетами.

Исключением является р. Шаган и водные источники, вытекающие за пределы площадки «Дегелен». При выпасе животных на этих участках возможно поступление повышенных концентрации ^3H в продукцию.

ГЛАВА 6.

ОЦЕНКА ГРАНИЧНЫХ ПАРАМЕТРОВ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТЕРРИТОРИЙ, ГАРАНТИРУЮЩИХ НЕПРЕВЫШЕНИЕ ДОПУСТИМЫХ ДОЗОВЫХ НАГРУЗОК

Вопросы регулирования современной деятельности на территории бывшего СИП и вопросы обоснования реабилитационных мероприятий требуют оценки радиационных рисков развития какой-либо деятельности, которая фактически имеет место или планируется на данной территории. Источниками повышенного облучения могут являться радиоактивно загрязненные объекты природной среды, а также продукты питания, получаемые и производимые на радиоактивно загрязненной территории.

В настоящее время основой оценки степени радиационного риска является общепринятая и регламентированная нормативными документами РК (Гигиенические нормативы «Санитарно-эпидемиологические требования к обеспечению радиационной безопасности» (ГН СЭТОРБ) [46] модель беспорогового действия ионизирующего излучения, в которой мерой радиационного риска является величина эффективной дозы. Ожидаемая годовая эффективная доза от техногенного облучения не должна превышать 1 мЗв в год для населения, согласно ГН СЭТОРБ.

Критерии оценки радиозоологического состояния территорий нормативно установлены Постановлением Правительства Республики Казахстан от 31 июля 2007 года №653 «Об утверждении критериев оценки экологической обстановки территорий» [207]. Согласно Постановлению (п.6. Показатели для оценки радиационной безопасности) «территории, в пределах которых среднегодовые значения дополнительной (сверх естественного фона) эффективной дозы облучения человека не превышают 1 мЗв, а среднегодовые значения эффективной дозы облучения за счет природных источников не превышают 30 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 таблице ниже (таблица 77) приведены показатели для оценки радиационной безопасности для разных статусов экологической обстановки по параметру общей годовой эффективной дозы.

Таблица 77.

Показатели для оценки радиационной безопасности [207]

№ п/п	Показатель	Параметр		
		Экологическое бедствие	Чрезвычайная экологическая ситуация	Относительно удовлетворительная ситуация
1	Показатель загрязнения радиоактивными веществами, мЗв	Более 50	5-50	1-5

Также в п.7 Постановления Правительства №653 (Критерии изменения природной среды, пп.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. Выявление видов деятельности, вызывающих загрязнение почвы, дает полное представление о масштабе и степени загрязнения на обследуемой территории и позволяет значительно сузить и конкретизировать количество показателей». В таблице 78 приведены характеристики территорий по радиационной обстановке.

Таблица 78.

Характеристики территории по радиационной обстановке [207]

№ п/п	Показатель	Параметр		
		Экологическое бедствие	Чрезвычайная экологическая ситуация	Относительно удовлетворительная ситуация
6	Радиоактивное загрязнение, Ки/км ²			
	¹³⁷ Cs	свыше 40	40-15	до 15
	⁹⁰ Sr	свыше 3	3-1	до 1
	Pu (сумма изотопов)	свыше 0,1	0,1-0,05	до 0,05

Таким образом, в Постановлении Правительства указаны два критерия оценки, при этом оценка по параметру эффективной дозы является определяющей и имеет приоритет. Оценка проводится с учетом целей использования территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению, и путей облучения.

На загрязненных участках потенциальными путями воздействия на человека являются следующие:

- внешнее облучение от радионуклидов, содержащихся в почве;
- внешнее облучение от загрязненной почвы, попавшей на кожу;
- внутреннее облучение от ингаляционного поступления радионуклидов;
- внутреннее облучение от поступления радионуклидов с продуктами питания и водой;
- внутреннее облучение от непреднамеренного перорального поступления загрязненной почвы.

Основой научного подхода к проблеме защиты от радиационного воздействия было и остается установление максимальных уровней предельно допустимого воздействия на людей, подвергающихся наибольшему риску от искусственных источников излучения. Поэтому были разработаны консервативные подходы к расчету доз, получаемых населением при проживании и ведении деятельности на территории бывшего СИП.

Доза существенно зависит от таких параметров, как содержание искусственных радионуклидов в объектах окружающей среды, условий проживания, особенностей питания населения и ведения хозяйственной деятельности.

Для того чтобы учесть все параметры, рассмотрен наиболее консервативный сценарий поведения человека при проживании на загрязненной территории – сценарий «фермер, ведущий натуральное хозяйство», который был разработан в дополнение к понятию «человек, подвергающийся максимальному радиационному воздействию», когда непонятно, каким путем в основном будет происходить воздействие в течение длительных периодов времени [208, 209]. Этот подход консервативен в том, что там есть несколько предположений относительно образа жизни людей, при котором радиационное воздействие может быть выше. Предполагаем, что человек проживает на загрязненной территории, занимается растениеводством и животноводством, выращивает и производит продукты на этой территории, потребляет их.

Если по оценкам прогнозируемая доза и риск для фермера, ведущего натуральное хозяйство, с большой вероятностью будут ниже допустимых предельных уровней, тогда можно предположить, что и остальное население будет также защищено. Использование такого подхода позволяет дать консервативную оценку ожидаемой годовой эффективной дозы облучения населения при проживании и ведении деятельности на территории СИП.

При наличии в окружающей среде радионуклидов необходимо оценивать дозы у представителей нескольких групп населения: представители взрослого населения, школьники 7–12 лет и дошкольники младшей возрастной группы 1–2 года. Выбор такой возрастной группы детей обоснован тем, что основными продуктами питания для ребенка 1–2 года являются молочные продукты, ребенок от 7–12 лет рассматривается как среднее звено по параметрам объема вдыхаемого воздуха и нормам потребления продуктов питания. Однако, проведенные ранее оценки дозовых нагрузок на население при проживании на территории СИП [77] показали, что основным представителем критической группы является фермер, ведущий натуральное хозяйство на загрязненной территории. Поэтому дальнейшие оценки будут проведены для фермера.

6.1. 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.

Доза эффективная – величина, используемая как мера риска возникновения отдаленных последствий облучения всего тела человека и отдельных его органов и тканей, с учетом их радиочувствительности. Она представляет сумму произведений эквивалентной дозы в органах и тканях на соответствующие взвешивающие коэффициенты [46]:

$$E = \sum_T W_T \cdot H_T ,$$

где H_T – эквивалентная доза в органе или ткани T ;

W_T – взвешивающий коэффициент для органа или ткани T .

Таким образом, если просуммировать произведения величин каждого из монофакторных воздействий на его дозовый коэффициент, то в сумме получится величина, равная или большая фактически полученной эффективной дозе. 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:

$$E_{ef} = E_{\gamma} + E_{\beta} + E_{skin} + E_{inh} + E_{mg} + E_{ing},$$

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:

$$E_{\gamma} = \sum E_{\gamma i} \quad (1)$$

$$E_{\beta} = \sum E_{\beta i} \quad (2)$$

$$E_{\gamma} = A_{si} \cdot B_{sgi} \cdot T \cdot K_{tc} \quad (3)$$

$$E_{\beta} = (1/2 \cdot A_{mi} \cdot n_{\beta i}(E_i) \cdot e_i \cdot \exp(-\mu_{si} \cdot 1,3 \cdot 10^4) / \mu_{si} \cdot T \cdot W_t \cdot K_{\beta 0} , \quad (4)$$

где $E_{\gamma i}$ – эффективная доза внешнего гамма-излучения от загрязненной поверхности почвы для i -го радионуклида.

$E_{\beta i}$ – эффективная доза внешнего бета – излучения от загрязненной поверхности почвы для i -го радионуклида, Зв/год;

T – время облучения, ч/год;

$B_{sg i}$ – коэффициент перехода от единичной поверхностной активности радионуклида в почве к мощности поглощенной дозы гамма-излучения в воздухе на высоте 1 м над поверхностью земли, мГр·м²/ч·кБк, Приложение 7 [210];

K_{tc} = коэффициент перехода от дозы в воздухе на высоте 1 м над подстилающей поверхностью к эффективной дозе для представителей j -ой группы населения мЗв/мГр, (принимается равным 0,75 мЗв/мГр – для взрослого населения, 0,80 мЗв/мГр – для детей школьного возраста и 0,90 мЗв/мГр – для дошкольников) [210];

A_{si} – площадная активность i -го радионуклида, кБк/м². Рассчитывается по формуле:

$$A_{si} = A_{mi} \cdot \rho \cdot h \cdot 10^{-3}, \text{ (кБк/м}^2\text{)}, \quad (5)$$

где 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, 1/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 (ГН СЭТОРБ) [46];

$\exp(-\mu_{si} \cdot 1,3 \cdot 10^{-4})$ – 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 [211];

$W_t = 0,01$ – 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:

$$E_{inh} = \sum E_{inhi} \quad (6)$$

$$E_{inhi} = V \cdot e_{inhi} \cdot A_v \cdot T, \quad (7)$$

где V – интенсивность дыхания представителей j -ой группы населения, м³/ч.

Согласно п.7 ГН СЭТОРБ [46] годовой объем вдыхаемого воздуха для разных возрастных групп населения составляет 0,9 м³/ч – старше 17 лет, 0,6 м³/ч – для детей 7–12 лет, 0,2 м³/ч – для детей 1 год. Для персонала объем вдыхаемого воздуха

составляет 1,4 м³/ч. При этом в документе не учитывается увеличение интенсивности дыхания при тяжелой работе.

Согласно отчету Национального комитета радиологической защиты Великобритании [209], средняя интенсивность дыхания для лиц из населения различного возраста при легкой физической нагрузке составляет 1,4 м³/ч – старше 17 лет, 1,1 м³/ч – для детей 10 лет, 0,35 м³/ч – для детей 1 год. Следует иметь в виду, что при тяжелой работе интенсивность дыхания увеличивается в среднем в два раза, а при очень тяжелой – до четырех-пяти раз.

При проведении расчетной оценки дозы внутреннего облучения от ингаляционного поступления радионуклидов принимаем значения Национального комитета радиологической защиты Великобритании [209] и учитываем, что при работе интенсивность дыхания увеличивается в 2 раза для всех рассматриваемых групп населения.

e_{inhi} – дозовый коэффициент для i -го радионуклида при поступлении его ингаляционным путем для населения, Зв/Бк [46];

T – время облучения, ч/год;

A_v – концентрация i -го радионуклида в воздухе с учетом ресуспензии Бк/м³.

Концентрация радионуклидов в воздухе рассчитывается следующим образом:

$$A_v = A_{mi} \cdot \rho_{sus} \cdot K_o, \quad (8)$$

где A_{mi} – удельная активность i -го радионуклида в поверхностном слое почвы, Бк/кг;

K_o – коэффициент обогащения, используется для определения средней удельной активности радионуклидов во фракции <8 мкм;

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

Среднегодовая естественная запыленность воздуха принималась равной $1 \cdot 10^{-8}$ кг/м³, в условиях повышенной запыленности – $2 \cdot 10^{-7}$ кг/м³. Значения среднегодовой запыленности получены экспериментально на территории СИП.

Доза внутреннего облучения от поступления пищи, произведенной на загрязненной территории

Эффективная доза от поступления радионуклидов с пищей определялась по формуле:

$$E_{mg} = \sum E_{mgi} \quad (9)$$

$$E_{mgi} = A_{mgi} \cdot q \cdot e_{dji}, \quad (10)$$

где A_{mgi} – удельная активность i -го радионуклида в продуктах питания, Бк/кг;

q – годовое потребление продукта питания кг/год;

e_{dji} – дозовый коэффициент для j -ой группы населения i -го радионуклида при поступлении его с пищей, Зв/Бк Приложение 9 [210].

Удельная активность i -го радионуклида в продукции растительного происхождения рассчитывалась как:

$$A_{mgi} = A_{mi} \times K_{ac} \times \frac{K_{\%}}{100}, \quad (11)$$

где A_{mgi} – прогнозируемое содержание радионуклидов в продукции растительного происхождения (Бк/кг);

A_{mi} – средняя концентрация радионуклидов в почве (Бк/кг);

K_{ac} – коэффициент накопления;

$K_{\%}$ – процент содержания сухого вещества в общей массе растения.

Удельная активность i -го радионуклида в животноводческой продукции рассчитывалась как:

$$A_{mgian} = A_{ration} \times K_t, \quad (12)$$

где A_{ration} – активность радионуклидов суточного рациона, Бк;

K_t – коэффициент перехода радионуклида из рациона в 1 л (кг) продукции.

Доза внешнего облучения от загрязненной почвы, попавшей на открытые участки кожи

Открытые участки кожи (50 % общей площади) [209] 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:

$$E_{skin} = \sum E_{skini} \quad (13)$$

$$E_{skini} = W_t \cdot 0,5 \cdot \rho \cdot A_{mi} \cdot t \cdot n_i \cdot e_{\alpha, \beta} \cdot T, \quad (14)$$

где W – взвешивающий коэффициент для тканей (кожи), 0,01 (Приложение 1, таблица 2 [212]);

0,5 – поправка на долю облучаемой части кожи (50 % открытых участков кожи), Приложение А [209];

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 [209];

n_i – выход частиц ед./распад для i -го радионуклида;

$e_{\alpha, \beta}$ – эквивалентная доза на единичный флюенс i -го радионуклида (таблица 14 ГН СЭТОРБ), 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:

$$E_{ing} = \sum E_{ingi} \quad (15)$$

$$E_{inei} = M_{annual} \cdot A_{mi} \cdot e, \quad (16)$$

- где 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) [209];
- 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 9 [210]), Зв/Бк.

6.2. Исходные данные для сценария «Фермер, ведущий натуральное хозяйство»

Данный сценарий рассматривает условия жизнедеятельности фермера на территории СИП. В роли фермера выступает взрослый работник (мужчина). Фермер употребляет продукты растительного и животного происхождения, производимые на исследуемой территории. В данном сценарии предполагаем, что фермер не использует средств индивидуальной защиты, не учитываем снижение мощности доз внешнего облучения при укрытии почвы снежным покровом (зимний период), не учитываем изменения запыленности воздуха в зависимости от времени года, а также не учитываем увеличение высоты (до 1,5–2 метров) над поверхностью земли и экранирование техникой (для фермера).

Предполагаем, что радиоактивное загрязнение распределено по площади участка равномерно, а распределение в почвенном горизонте экспоненциально. Запыленность воздуха в помещении принимаем 10^{-8} кг/м³. Коэффициент экранирования (стены дома) принимался равным 0,4 [213].

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. Обобщенные данные о времени нахождения фермера на открытом воздухе и в помещении и параметры, применяемые для расчетной оценки дозовых нагрузок по сценарию «Фермер, ведущий натуральное хозяйство», приведены в таблице 79.

Таблица 79.

Параметры, используемые в оценке доз

Фактор	Ед. изм.	Значение
Время, проведенное на открытом воздухе	час/год	2920
Время, проведенное внутри дома	час/год	5840
Интенсивность дыхания на открытом воздухе (V)	м ³ /ч	2,8
Интенсивность дыхания в помещении (V)	м ³ /ч	1,4

Фактор	Ед. изм.	Значение
Среднегодовая запыленность на открытом воздухе ($p_{\text{сус}}$)	кг/м ³	$2 \cdot 10^{-7}$
Среднегодовая запыленность воздуха в помещении ($p_{\text{сус}}$)	кг/м ³	10^{-8}

Для уточнения параметров потребления основных продуктов питания на территории СИП был проведен опрос населения, проживающего в пределах исследуемой территории. Количество потребляемых продуктов питания, выращенных и производимых на территории СИП, коэффициенты перехода в растениеводческую и животноводческую продукцию приведены в таблицах 80–83.

Таблица 80.

**Количество потребляемых продуктов питания,
выращенных и производимых на территории СИП**

Продукты питания	Количество потребляемых продуктов питания, кг/год
	мужчина
Мука пшеничная обогащенная 1 сорт	16,6
Хлеб из муки пшеничной обогащенной 1 сорт	91,3*
Крупа овсяная	2,4
Горох, Фасоль	2,6
Картофель	117,9
Капуста белокочанная	31,6
Морковь	23
Томаты	6,2
Огурцы	6,2
Свекла	6,2
Лук	26
Говядина	30*
Конина	40*
Баранина	40*
Мясо птицы	10*
Молоко, литр	200*
Сметана, 20 % жирности	30*
Кумыс, литр	60*
Творог полужирный	30*
Яйца, шт	200*
Примечание: * – внесены изменения, согласно проведенному опросу	

Таблица 81.

**Принятые коэффициенты перехода для растениеводческой продукции
для «загрязненных территорий» СИП**

Продукция с/х растений	Кп			
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²⁴¹ Am
Зерновые злаки				
Пшеница	$4,3 \cdot 10^{-2}$	$2,6 \cdot 10^{-2}$	$9,5 \cdot 10^{-6}$	$2,2 \cdot 10^{-5}$
Овес	$8,7 \cdot 10^{-3}$	$1,9 \cdot 10^{-2}$	$9,5 \cdot 10^{-6}$	$2,2 \cdot 10^{-5}$
Листовые овощи				
Капуста	$8,2 \cdot 10^{-3}$	$4,3 \cdot 10^{-1}$	$1,1 \cdot 10^{-3}$	$7,9 \cdot 10^{-4}$
Бобовые				
Фасоль, горох	$2,4 \cdot 10^{-3}$	$6,6 \cdot 10^{-2}$	$6,7 \cdot 10^{-5}$	$4,8 \cdot 10^{-4}$
Плодовые овощи				
Томат	$1,0 \cdot 10^{-2}$	1,5	$8,5 \cdot 10^{-5}$	$2,3 \cdot 10^{-4}$
Огурцы	$9,4 \cdot 10^{-2}$	1,5	$8,5 \cdot 10^{-5}$	$7,9 \cdot 10^{-4}$
Луковичные овощи				
Лук	$2,6 \cdot 10^{-2}$	$2,4 \cdot 10^{-1}$	$7,9 \cdot 10^{-3}$	$7,0 \cdot 10^{-3}$
Корнеклубнеплоды				
Картофель (клубни)	$6,6 \cdot 10^{-3}$	$3,4 \cdot 10^{-2}$	$1,6 \cdot 10^{-3}$	$1,3 \cdot 10^{-3}$
Свекла (корнеплоды)	$5,3 \cdot 10^{-2}$	1,3	$1,7 \cdot 10^{-3}$	$8,6 \cdot 10^{-4}$
Морковь (корнеплоды)	$7,7 \cdot 10^{-3}$	$3,8 \cdot 10^{-1}$	$3,0 \cdot 10^{-2}$	$3,6 \cdot 10^{-3}$

Таблица 82.

**Принятые коэффициенты перехода для расчета
содержания радионуклидов в продукции**

Вид продукции	К _п из корма на 1 кг (л) продукции				К _п из почвы на 1 кг (л) продукции			
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²⁴¹ Am	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²⁴¹ Am	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu
Говядина (Конина)	$2,7 \cdot 10^{-4}$	$8,8 \cdot 10^{-6}$	$8,2 \cdot 10^{-4}$	$5,5 \cdot 10^{-4}$	$8,0 \cdot 10^{-5}$	$5,9 \cdot 10^{-7}$	$2,3 \cdot 10^{-5}$	$1,4 \cdot 10^{-8}$
Баранина	$1,4 \cdot 10^{-1}$	$2,7 \cdot 10^{-4}$	$>3,0 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,4 \cdot 10^{-1*}$	$2,7 \cdot 10^{-4*}$	$>3,0 \cdot 10^{-3*}$	$1,0 \cdot 10^{-4*}$
Куриное мясо	3	$2,3 \cdot 10^{-2}$	$6,6 \cdot 10^{-4**}$	$2,3 \cdot 10^{-5**}$	$2,1 \cdot 10^{-2}$	$9,1 \cdot 10^{-4}$	$6,6 \cdot 10^{-4}$	$2,3 \cdot 10^{-5}$
Коровье молоко	$4,6 \cdot 10^{-3}$	$2,0 \cdot 10^{-4}$	$4,2 \cdot 10^{-7}$	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$4,6 \cdot 10^{-3*}$	$2,0 \cdot 10^{-4*}$	$4,2 \cdot 10^{-7*}$	$1,0 \cdot 10^{-5*}$
Овечье молоко	$7,7 \cdot 10^{-2}$	$3,0 \cdot 10^{-2}$	$6,9 \cdot 10^{-6***}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$7,7 \cdot 10^{-2*}$	$3,0 \cdot 10^{-2*}$	$6,9 \cdot 10^{-6*}$	$1,0 \cdot 10^{-4*}$
Яйца	$4,3 \cdot 10^{-1}$	$8,8 \cdot 10^{-1}$	$3,0 \cdot 10^{-3}$	$1,2 \cdot 10^{-3}$	$4,3 \cdot 10^{-1*}$	$8,8 \cdot 10^{-1*}$	$3,0 \cdot 10^{-3*}$	$1,2 \cdot 10^{-3*}$
Примечание: – данные МАГАТЭ; – данные натуральных экспериментов на СИП; «*» – К _п из почвы; «**» – К _п из корма; «***» – К _п по козьему молоку								

Таблица 83.

**Значения параметров для оценки возможного поступления радионуклидов
в организм сельскохозяйственных животных
при выпасе на территориях СИП [70]**

С/х животные	Живая масса, кг	Суточная норма потребления пастбищного корма (на сухой вес), кг	Количество заглатываемой почвы при выпасе (с учетом пыли на растениях), кг
Лошадь	350-400	18	1,93
Корова	400	16	1,91
Овца	50-60	2,5	0,24
Птица	4-6	0,15	0,021

6.3. Оценка граничных параметров радиоактивного загрязнения территории СИП

6.3.1. Выявление основных путей облучения населения при проживании на территории СИП

Большую часть территории СИП представляют условно «чистые» территории. Это территории, на которых уровень концентраций искусственных радионуклидов сравним с уровнем фона глобальных выпадений. На этих территориях основными искусственными радионуклидами являются ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am .

Для того чтобы определить значимость путей облучения, рассмотренных в методике, проведем предварительную оценку ожидаемой годовой эффективной дозы по следующим путям облучения населения:

- внешнее облучение от излучения бета-частиц;
- внешнее облучение гамма-излучением;
- внешнее облучение от загрязненной почвы на коже;
- внутреннее облучение от ингаляционного поступления радионуклидов;
- доза внутреннего облучения от перорального поступления радионуклидов с пищей;
- внутреннее облучение от непреднамеренного поступления радионуклидов в органы пищеварения.

Основным параметром для оценки дозы является удельная активность. Для выявления основных путей облучения оценку проведем для фермера, а удельную активность радионуклидов в почве принимаем как «А_г» Бк/кг. Дозовые коэффициенты для проведения оценки ожидаемой годовой дозы приведены в таблице 84 [46, 210, 214].

Таблица 84.

Значения коэффициентов, используемых при оценке дозовых нагрузок

Коэффициент	Значения коэффициентов					
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²⁴¹ Am	¹⁵² Eu	¹⁵⁴ Eu
$B_{\text{зв}}, \text{мГр} \cdot \text{м}^2/\text{ч} \cdot \text{кБк}$	$2,5 \cdot 10^{-6}$	$1,0 \cdot 10^{-9}$	$1,3 \cdot 10^{-9}$	$9,7 \cdot 10^{-8}$	$3,9 \cdot 10^{-6}$	$4,2 \cdot 10^{-6}$
$e_{\text{иннас}}, \text{Зв/Бк}$	$4,6 \cdot 10^{-9}$	$5,0 \cdot 10^{-8}$	$5,0 \cdot 10^{-5}$	$4,20 \cdot 10^{-5}$	$4,2 \cdot 10^{-8}$	$5,3 \cdot 10^{-8}$
$e_{\text{дт}} (\text{взрослый}), \text{Зв/Бк}$	$1,3 \cdot 10^{-8}$	$2,8 \cdot 10^{-8}$	$2,5 \cdot 10^{-7}$	$2,0 \cdot 10^{-7}$	$1,4 \cdot 10^{-9}$	$2,0 \cdot 10^{-9}$
$n_{\text{би}}, \%$	0,95	1	—	—	—	—
$e_{\alpha, \text{би}}, \text{Зв} \cdot \text{м}^2$	$5,0 \cdot 10^{-10}$	$5,0 \cdot 10^{-10}$	$5,0 \cdot 10^{-6}$	$5,0 \cdot 10^{-6}$	—	—

Результаты проведенной оценки дозовой нагрузки для фермера от рассматриваемых путей облучения приведены в таблице 85.

Таблица 85.

Результаты оценки годовой эффективной дозы облучения на единицу удельной активности радионуклидов в поверхностном слое почвы

Пути облучения	Эффективная доза, (мЗв/((Бк/кг)*год))			
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²⁴¹ Am
Внешнее облучение от гамма- излучения	$A \cdot 6,5 \cdot 10^{-4}$	$A \cdot 2,6 \cdot 10^{-7}$	$A \cdot 3,3 \cdot 10^{-7}$	$A \cdot 2,5 \cdot 10^{-5}$
Внешнее облучение от бета- излучения	$A \cdot 1,2 \cdot 10^{-9}$	$A \cdot 1,2 \cdot 10^{-9}$	-	-
Внутреннее облучение от ингаляционного поступления радионуклидов	$A \cdot 7,9 \cdot 10^{-9}$	$A \cdot 8,6 \cdot 10^{-8}$	$A \cdot 8,6 \cdot 10^{-5}$	$A \cdot 7,2 \cdot 10^{-5}$
Внутреннее облучение от непреднамеренного перорального поступления почвы	$A \cdot 1,1 \cdot 10^{-7}$	$A \cdot 2,3 \cdot 10^{-7}$	$A \cdot 2,1 \cdot 10^{-6}$	$A \cdot 1,7 \cdot 10^{-6}$
Внешнее облучение от загрязненной почвы на коже	$A \cdot 5,0 \cdot 10^{-11}$	$A \cdot 5,0 \cdot 10^{-11}$	$A \cdot 5,5 \cdot 10^{-7}$	$A \cdot 5,5 \cdot 10^{-7}$
Внутреннее облучение от поступления продуктов питания (воды), выращенных и производимых на данной территории	$A \cdot 1,5 \cdot 10^{-4}$	$A \cdot 5,1 \cdot 10^{-4}$	$A \cdot 7,1 \cdot 10^{-5}$	$A \cdot 3,5 \cdot 10^{-5}$
Сумма при учете всех путей облучения	$A \cdot 8,0 \cdot 10^{-4}$	$A \cdot 5,1 \cdot 10^{-4}$	$A \cdot 1,6 \cdot 10^{-4}$	$A \cdot 1,3 \cdot 10^{-4}$
Примечание: - наиболее значимые пути облучения для каждого радионуклида				

Полученные результаты показывают, что значения парциальных ожидаемых годовых эффективных доз от внешнего облучения от излучения бета-частиц, внешнего облучения от загрязненной почвы на коже и внутреннего облучения от непреднамеренного перорального поступления загрязненной почвы 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 рассматривать нецелесообразно.

Из таблицы видно, что для радионуклидов ²³⁹⁺²⁴⁰Pu и ²⁴¹Am основной путь облучения – это ингаляционное поступление радионуклидов, для ¹³⁷Cs – внешнее гамма-излучение, для ⁹⁰Sr – внутреннее облучение от перорального поступления продуктов питания.

Таким образом, пути облучения, которые будут вносить основной вклад в формирование ожидаемой годовой эффективной дозы облучения на население, проживающее на территории СИП:

- внешнее облучение от гамма-излучения искусственных радионуклидов, содержащихся в поверхностном (5 см) слое почвы;
- внутреннее облучение от ингаляционного поступления радионуклидов;
- внутреннее облучение от поступления продуктов питания, произведенных на исследуемой территории.

6.3.2. Граничные значения удельной активности искусственных радионуклидов в почве, которые обеспечивают непревышение дозы 1 мЗв для населения

Согласно ГН СЭТОРБ, под годовой эффективной дозой понимается сумма эффективной дозы внешнего облучения, полученной за календарный год, и ожидаемой эффективной дозы внутреннего облучения, обусловленной поступлением в организм радионуклидов за этот же год. Ожидаемая годовая эффективная доза от техногенного облучения не должна превышать 1 мЗв в год для населения в среднем за любые последовательные 5 лет.

Из полученных данных (таблица 85) определим граничные значения удельной активности искусственных радионуклидов в поверхностном слое почвы для каждого радионуклида по основным путям облучения, которые обеспечивают непревышение эффективной дозы 1 мЗв. А также, определим граничные значения удельной активности радионуклидов для годовой эффективной дозы 1 мЗв при наличии в почве только одного радионуклида от суммарного воздействия всех путей облучения. Так, например, для ¹³⁷Cs от суммы основных путей облучения уравнение будет иметь следующий вид:

$$1 \text{ (мЗв/год)} = (A \cdot 6,5 \cdot 10^{-4} + A \cdot 7,9 \cdot 10^{-9} + A \cdot 1,5 \cdot 10^{-4}) \text{ (мЗв/((Бк/кг) \cdot год))}$$

$$A = 1,2 \cdot 10^3 \text{ (Бк/кг)}.$$

Результаты оценки граничных значений удельных активностей приведены в таблице 86.

Таблица 86.

Граничные удельные активности искусственных радионуклидов в поверхностном слое почвы для территории с благополучной радиационной (радиоэкологической) обстановкой при ведении хозяйственной деятельности

Пути облучения	Граничные значения удельной активности, Бк/кг			
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²⁴¹ Am
Внешнее облучение от гамма-излучения	1,5·10 ³	3,9·10 ⁶	3,03·10 ⁶	4,0·10 ⁴
Внутреннее облучение от ингаляционного поступления радионуклидов	1,3·10 ⁸	1,2·10 ⁷	1,2·10 ⁴	1,4·10 ⁴

Пути облучения	Граничные значения удельной активности, Бк/кг			
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²⁴¹ Am
Внутреннее облучение от поступления продуктов питания (воды), выращенных и производимых на данной территории	6,8·10 ³	1,9·10 ³	1,4·10 ⁴	2,9·10 ⁴
Сумма от основных путей облучения при дозе 1 мЗв	1,2·10 ³	1,9·10 ³	6,4·10 ³	7,6·10 ³

6.3.3. Оценка граничных параметров радиоактивного загрязнения территории СИП по основным критическим путям

Ожидаемая годовая эффективная доза определяется как сумма доз от основных радионуклидов по основным путям облучения. Поскольку сумма воздействия каждого радионуклида должна быть ≤1 мЗв, тогда уравнение ожидаемой годовой эффективной дозы имеет следующий вид:

$$1 = \frac{A_{Cs-137}}{A_{bCs-137}} + \frac{A_{Sr-90}}{A_{bSr-90}} + \frac{A_{Pu-239+240}}{A_{bPu-239+240}} + \frac{A_{Am-241}}{A_{bAm-241}}, \quad (1)$$

где $A_{Cs}, A_{Sr}, A_{Pu}, A_{Am}$ – содержание радионуклидов в почве,
 $A_{грCs}, A_{грSr}, A_{грPu}, A_{грAm}$ – граничные значения удельной активности радионуклидов в почве при дозе 1 мЗв.

На условно «чистых» территориях СИП соотношения искусственных радионуклидов составляют $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr} = 1,6$; $^{239+240}\text{Pu}/^{241}\text{Am} = 5,3$; $^{137}\text{Cs}/^{241}\text{Am} = 22,5$.

При условии воздействия всех основных дозообразующих радионуклидов (уравнение 1) и их соотношений на условно «чистых» территориях СИП, можно определить граничные параметры удельной активности основных дозообразующих радионуклидов по основным критическим путям облучения.

Результаты расчета граничных параметров удельной активности от суммарного воздействия основных дозообразующих радионуклидов от основных путей облучения для годовой эффективной дозы 1 мЗв приведены в таблице 87.

Таблица 87.

Значения удельной активности основных радионуклидов от основных путей облучения при граничном значении дозы 1 мЗв

Параметр	Удельная активность, Бк/кг			
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²⁴¹ Am
Доза 1 мЗв	859	537	202	38,1

Проведем проверку полученных результатов: подставим полученные значения удельных активностей (таблица 87) в таблицу 85. Полученные результаты представлены в таблице 88.

Таблица 88.

Ожидаемая годовая эффективная доза по сельскохозяйственному сценарию поведения фермера от основных дозообразующих радионуклидов и основных путей облучения

Пути облучения	Эффективная годовая доза, мЗв				
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²⁴¹ Am	Сумма
Внешнее облучение от загрязненной поверхности почвы	$5,6 \cdot 10^{-1}$	$1,4 \cdot 10^{-4}$	$6,7 \cdot 10^{-5}$	$9,5 \cdot 10^{-4}$	$5,6 \cdot 10^{-1}$
Внутреннее облучение от ингаляционного поступления радионуклидов	$6,8 \cdot 10^{-6}$	$4,6 \cdot 10^{-5}$	$1,7 \cdot 10^{-2}$	$2,8 \cdot 10^{-3}$	$2,0 \cdot 10^{-2}$
Внутреннее облучение от поступления продуктов питания, выращенных и производимых на данной территории	$1,3 \cdot 10^{-1}$	$2,8 \cdot 10^{-1}$	$1,4 \cdot 10^{-2}$	$1,3 \cdot 10^{-3}$	$4,2 \cdot 10^{-1}$
Сумма	$6,9 \cdot 10^{-1}$	$2,8 \cdot 10^{-1}$	$3,2 \cdot 10^{-2}$	$5,0 \cdot 10^{-3}$	1,0

Таким образом, при рассчитанных значениях удельной активности (таблица 87) и при принятых исходных данных (сценарий «Фермер, ведущий натуральное хозяйство») годовая эффективная доза фермера не превысит 1 мЗв.

Используя предложенную методологию, можно провести расчетную оценку содержания радионуклидов от основных путей облучения для других участков территории СИП, а также при различных сценариях поведения.

6.4. ОЦЕНКА ГРАНИЧНЫХ ПАРАМЕТРОВ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПО ОСНОВНЫМ КРИТИЧЕСКИМ ПУТЯМ ДЛЯ ПЛОЩАДКИ «ОПЫТНОЕ ПОЛЕ» И ПЛОЩАДКИ «4А» ТЕРРИТОРИИ СИП

6.4.1. Площадки «Опытное поле» и «4А»

На территории площадки «Опытное поле» были проведены наземные и воздушные ядерные взрывы. В пределах площадки «Опытное поле» имеются технические площадки (П-1, П-3, П-5), где непосредственно проводились наземные ядерные испытания. Площадка П-1 расположена в центре «Опытного поля». На площадках «4» и «4А» проводились испытания боевых радиоактивных веществ (БРВ).

Для оценки граничных параметров удельной активности рассмотрим объект ИК-2, расположенный на площадке П-1 «Опытного поля», и площадку «4А». На рассматриваемых площадках обнаружены такие искусственные радионуклиды, как ¹³⁷Cs, ²⁴¹Am, ¹⁵²Eu, ¹⁵⁴Eu, ⁹⁰Sr, ²³⁹⁺²⁴⁰Pu. Данные участки отличаются от других площадок территории СИП наличием в поверхностном слое почвы радионуклидов ¹⁵²Eu, ¹⁵⁴Eu, а также повышенными значениями удельной активности других

радионуклидов в поверхностном слое почвы и совершенно иными соотношениями радионуклидов в отличие от условно «чистых» участков территории СИП.

Соотношения радионуклидов, полученные расчетным путем для площадки «4А» и объекта ИК-2 (площадки П-1), приведены в таблице 89.

Таблица 89.

**Расчетные значения соотношения радионуклидов
для площадки «4А» и объекта ИК-2 (П-1)**

Площадка	Соотношения радионуклидов				
	¹³⁷ Cs/ ⁹⁰ Sr	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu/ ²⁴¹ Am	¹³⁷ Cs/ ²⁴¹ Am	¹³⁷ Cs/ ¹⁵⁴ Eu	¹⁵⁴ Eu / ¹⁵² Eu
«4А»	0,011	20,7	2,2	1,8	2,7
объект ИК-2 (П-1)	0,29	6,9	14,3	13,9	0,026

**6.4.2. Оценка граничных параметров радиоактивного
загрязнения для площадок «4А» и П-1 (объект ИК-2)
территории СИП по основным критическим путям**

В п.6.3 для радионуклидов ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ²³⁹⁺²⁴⁰Pu, ²⁴¹Am были определены предельные удельные активности радионуклидов для годовой эффективной дозы 1 мЗв при наличии в почве только одного радионуклида от основных путей облучения (таблица 87). Аналогичным путем определим значения удельной активности для радионуклидов ¹⁵²Eu, ¹⁵⁴Eu от основных путей облучения при граничном значении дозы 1 мЗв.

Дозовые коэффициенты для дозы внутреннего облучения от перорального поступления радионуклидов ¹⁵²Eu, ¹⁵⁴Eu с продуктами питания для взрослого человека на 2 порядка меньше, чем у радионуклидов ²³⁹⁺²⁴⁰Pu, ²⁴¹Am, и на порядок меньше, чем у ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr. Уровни загрязнения ¹⁵²Eu, ¹⁵⁴Eu на рассматриваемых участках на 2 порядка ниже уровней загрязнения ²³⁹⁺²⁴⁰Pu, ²⁴¹Am на площадке «Опытное поле» и на 4 порядка ниже уровня загрязнения ⁹⁰Sr на площадке «4А». Поэтому при проведении расчетной оценки дозу внутреннего облучения от перорального поступления радионуклидов ¹⁵²Eu, ¹⁵⁴Eu с продуктами питания учитывать нецелесообразно.

Результаты оценки дозовой нагрузки на человека по сценарию «Фермер, ведущий натуральное хозяйство» и удельной активности в почве «А_г» от основных путей облучения приведены в таблице 90.

Таблица 90.

**Результаты оценки годовой эффективной дозы облучения на единицу
удельной активности радионуклидов в поверхностном слое почвы**

Пути облучения	Эффективная доза, (мЗв/((Бк/кг)*год))	
	¹⁵² Eu	¹⁵⁴ Eu
Внешнее облучение от гамма- излучения	А·1,0·10 ⁻³	А·1,1·10 ⁻³
Внутреннее облучение от ингаляционного поступления радионуклидов	А·7,2·10 ⁻⁸	А·9,1·10 ⁻⁸

Из полученных данных (таблица 85) определим граничные значения удельной активности искусственных радионуклидов в поверхностном слое почвы для территории, которая не относится к зонам радиоактивного загрязнения (годовая эффективная доза менее 1 мЗв).

В таблице 91 приведены результаты расчета предельной удельной активности радионуклидов, обуславливающие непревышение годовой эффективной дозы 1 мЗв при наличии в почве только одного радионуклида от суммарного воздействия основных путей облучения.

Таблица 91.

Значения удельной активности от каждого радионуклида от основных путей облучения при граничном значении дозы 1 мЗв

Параметр	Удельная активность, Бк/кг					
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²⁴¹ Am	¹⁵² Eu	¹⁵⁴ Eu
Доза 1 мЗв	1,2·10 ³ *	1,9·10 ³ *	6,4·10 ³ *	7,6·10 ³ *	1,0·10 ³	9,3·10 ²
Примечание: * - значения удельной активности радионуклидов из таблицы 78						

Аналогично п.6.3.3 определим граничные значения удельной активности от воздействия в сумме дозообразующих радионуклидов от основных путей облучения для годовой эффективной дозы 1 мЗв для площадок «Опытное поле» и «4А».

В таблице 89 приведены соотношения радионуклидов, полученные расчетным путем для площадок «4А» (участок 1) и «П-1» (объект ИК-2).

При условии воздействия радионуклидов ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ²³⁹⁺²⁴⁰Pu, ²⁴¹Am, ¹⁵²Eu, ¹⁵⁴Eu уравнение 1 примет вид:

$$1 = \frac{A_{Cs-137}}{A_{bCs-137}} + \frac{A_{Sr-90}}{A_{bSr-90}} + \frac{A_{Pu-239+240}}{A_{bPu-239+240}} + \frac{A_{Am-241}}{A_{bAm-241}} + \frac{A_{Eu-152}}{A_{bEu-152}} + \frac{A_{Eu-154}}{A_{bEu-154}} \quad , \quad (2)$$

где $A_{Cs-137}, A_{Sr-90}, A_{Pu-(239+240)}, A_{Am-241}, A_{Eu-152}, A_{Eu-154}$ – содержание радионуклидов в почве,

$A_{грCs-137}, A_{грSr-90}, A_{грPu-(239+240)}, A_{грAm-241}, A_{грEu-152}, A_{грEu-154}$ – граничные значения удельной активности радионуклидов в почве, обуславливающие непревышение значения дозы 1 мЗв.

Подставим в уравнение 2 рассчитанные граничные значения удельной активности для каждого радионуклида (таблица 91) и соотношения данных радионуклидов на площадках П-1 и «4А» (таблица 89), определим граничные значения удельной активности радионуклидов по основным критическим путям облучения.

Результаты граничных параметров удельной активности от воздействия в сумме основных дозообразующих радионуклидов от основных путей облучения для годовой эффективной дозы 1 мЗв приведены в таблице 92.

Таблица 92.

Значения удельной активности основных радионуклидов от основных путей облучения при граничном значении дозы 1 мЗв

Параметр	Удельная активность, Бк/кг					
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²⁴¹ Am	¹⁵² Eu	¹⁵⁴ Eu
Доза 1 мЗв	Площадка «4 А»					
	20,1	1830	189	9,1	4,13	11,2
	Площадка П-1					
	182	627	87,8	12,7	503	13,1

Проведем проверку полученных результатов, подставим полученные значения удельных активностей (таблица 92) в таблицу 85. Полученные результаты для площадки П-1 (объект ИК-2) представлены в таблице ниже (таблица 93).

Таблица 93.

Ожидаемая годовая эффективная доза по сельскохозяйственному сценарию поведения фермера от основных дозообразующих радионуклидов и основных путей облучения.

Пути облучения	Эффективная годовая доза, мЗв						
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²⁴¹ Am	¹⁵² Eu	¹⁵⁴ Eu	Сумма
Внешнее облучение от загрязненной поверхности почвы	$1,2 \cdot 10^{-1}$	$1,6 \cdot 10^{-4}$	$2,9 \cdot 10^{-5}$	$3,2 \cdot 10^{-4}$	$5,03 \cdot 10^{-1}$	$1,41 \cdot 10^{-2}$	$6,4 \cdot 10^{-1}$
Внутреннее облучение от ингаляционного поступления радионуклидов	$1,4 \cdot 10^{-6}$	$5,4 \cdot 10^{-5}$	$7,5 \cdot 10^{-3}$	$9,2 \cdot 10^{-4}$	$3,63 \cdot 10^{-5}$	$1,19 \cdot 10^{-6}$	$8,5 \cdot 10^{-3}$
Внутреннее облучение от поступления продуктов питания, выращенных и производимых на данной территории	$2,7 \cdot 10^{-2}$	$3,2 \cdot 10^{-1}$	$6,2 \cdot 10^{-3}$	$4,4 \cdot 10^{-4}$			$3,6 \cdot 10^{-1}$
Сумма	$1,5 \cdot 10^{-1}$	$3,2 \cdot 10^{-1}$	$1,4 \cdot 10^{-2}$	$1,7 \cdot 10^{-3}$	$5,03 \cdot 10^{-1}$	$1,41 \cdot 10^{-2}$	1,0

На территории площадок «Опытное поле» (П-1) и «4А» не ведется хозяйственная деятельность, не выращиваются и не производятся продукты питания. Поэтому проведем аналогичную оценку граничных значений удельной активности искусственных радионуклидов от внешнего гамма-излучения и внутреннего облучения от ингаляционного поступления радионуклидов для площадок П-1 и «4А».

Граничные значения удельной активности радионуклидов, которые обеспечивают непревышение годовой эффективной дозы 1 мЗв при наличии в почве только одного радионуклида от суммы внешнего гамма-излучения и внутреннего облучения от ингаляционного поступления радионуклидов, приведены в таблице 94.

Таблица 94.

Значения удельной активности от каждого радионуклида от основных путей облучения при граничном значении дозы 1 мЗв

Параметр	Удельная активность, Бк/кг					
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²⁴¹ Am	¹⁵² Eu	¹⁵⁴ Eu
Доза 1 мЗв	$1,5 \cdot 10^3$	$2,9 \cdot 10^6$	$1,2 \cdot 10^4$	$1,0 \cdot 10^4$	$1,0 \cdot 10^3$	$9,3 \cdot 10^2$

Используя предыдущую методологию, определим граничные значения удельной активности от суммарного воздействия основных дозообразующих радионуклидов от рассматриваемых путей облучения при граничном значении годовой эффективной дозы 1 мЗв. Результаты приведены в таблице 95.

Таблица 95.

Значения удельной активности радионуклидов от внешнего гамма-излучения и внутреннего облучения от ингаляционного поступления радионуклидов при граничном значении дозы 1 мЗв

Параметр	Удельная активность, Бк/кг					
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²⁴¹ Am	¹⁵² Eu	¹⁵⁴ Eu
Доза 1 мЗв	Площадка «4А»					
	427	$3,9 \cdot 10^4$	4020	194	87,8	237
	Площадка П-1					
	282	973	136	19,7	780	20,3

Проведем проверку полученных результатов, подставим полученные значения удельных активностей (таблица 95) в таблицу 85. Полученные результаты для площадки П-1 (объект ИК-2) представлены в таблице ниже (таблица 96).

Таблица 96.

Ожидаемая годовая эффективная доза по сельскохозяйственному сценарию поведения фермера от основных дозообразующих радионуклидов и основных путей облучения

Пути облучения	Эффективная годовая доза, мЗв						
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²⁴¹ Am	¹⁵² Eu	¹⁵⁴ Eu	Сумма
Внешнее облучение от загрязненной поверхности почвы	$2,7 \cdot 10^{-2}$	$9,6 \cdot 10^{-6}$	$1,0 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-2}$	$6,31 \cdot 10^{-1}$	$3,40 \cdot 10^{-2}$	$7,0 \cdot 10^{-1}$
Внутреннее облучение от ингаляционного поступления радионуклидов	$3,2 \cdot 10^{-7}$	$3,2 \cdot 10^{-6}$	$2,7 \cdot 10^{-1}$	$3,0 \cdot 10^{-2}$	$4,33 \cdot 10^{-5}$	$2,73 \cdot 10^{-6}$	$3,0 \cdot 10^{-1}$
Сумма	$2,7 \cdot 10^{-2}$	$1,3 \cdot 10^{-5}$	$2,7 \cdot 10^{-1}$	$4,0 \cdot 10^{-2}$	$6,3 \cdot 10^{-1}$	$3,4 \cdot 10^{-2}$	1,0

Полученные граничные значения удельной активности радионуклидов, которые обеспечивают непревышение годовой эффективной дозы 1 мЗв/год при ведении хозяйственной деятельности на территории СИП, в ~30–40 раз выше значений

удельной активности радионуклидов, обусловленных глобальными выпадениями. Следовательно, при значениях удельной активности радионуклидов, находящихся на уровне глобальных выпадений, ожидаемая годовая доза будет мала и позволяет исключить необходимость проведения оценки дозовой нагрузки.

Таким образом, для оптимизации исследований территорий СИП с целью их передачи в хозяйственный оборот достаточно знать значения удельной активности искусственных радионуклидов и их соотношения, чтобы оценить радиационную обстановку на территории СИП.

Данная методология оценки граничных параметров удельной активности позволяет провести расчет для участков с другими соотношениями и сценариями поведения человека.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Общая оценка характера поверхностного радиоактивного загрязнения радиационно-опасных объектов СИП позволяет говорить, что, в основном, участки радиоактивного загрязнения носят достаточно локальный характер (в большинстве случаев площадь составляет $< 1 \text{ км}^2$), за исключением следов радиоактивных выпадений, образовавшихся в результате проведения экскавационных и наземных испытаний большой мощности ($> 10 \text{ кт}$), площадь которых составляет $n \cdot 10^1 - n \cdot 10^3 \text{ км}^2$, однако число таких участков вне испытательных площадок всего 3. Изотопный состав и пространственное распределение радионуклидов на каждом из участков существенно зависят как от характера проведенного испытания, так и от главных механизмов миграции, характерных для данного участка.

Сравнение общей площади СИП (18300 км^2) с характерными размерами загрязненных участков позволило предположить, что значительная часть территории СИП либо вообще не была подвержена загрязнению от проведенных испытаний, либо уровень этого загрязнения пренебрежимо мал. Детальное исследование территорий, расположенных вне испытательных площадок, вне явных и известных следов выпадений и названных условно «фоновыми», полностью подтвердило данное предположение. Уровень концентраций ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am в почвах этих территорий оказался практически равным или сравнимым с уровнем концентраций этих радионуклидов в глобальных выпадениях. Статистическая обработка данных о концентрациях этих радионуклидов в почвах условно «фоновых» территорий в сочетании с рассмотрением ядерно-физических механизмов их образования показала, что на данных территориях соотношения изотопов могут находиться и находятся в довольно узком диапазоне, что позволяет проводить оценку содержания одних радионуклидов по содержанию их «родственных» радионуклидов. Среднее отношение $^{239+240}\text{Pu} / ^{241}\text{Am}$ составило 5,2, $^{90}\text{Sr} / ^{137}\text{Cs} - 0,6$, при этом условием применимости данных соотношений является соблюдение параметров по средней концентрации ^{137}Cs ($18 \pm 2 \text{ Бк/кг}$) и ^{241}Am ($< 0,8 \text{ Бк/кг}$) в верхнем 5-см слое почв исследуемой территории.

Результаты детальных исследований форм нахождения ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am в почвах позволяют утверждать, что они практически идентичны для условно «фоновых» территорий независимо от места расположения территории по отношению к основным источникам радиоактивного загрязнения, что, с одной стороны, подтверждает вывод о механизме их происхождения (глобальные выпадения), а с другой стороны, позволяет предложить ряд методов для идентификации радиоактивного загрязнения на исследуемых территориях. Хорошим показателем «привнесенного» загрязнения, как правило, от какого-либо наземного испытания, является существенное снижение доли обменных форм ^{90}Sr и наличие обогащенных по содержанию ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am гранулометрических фракций.

Анализ характера загрязнения воздушного бассейна искусственных радионуклидов как на основных радиационно-опасных объектах СИП, так и на прилегающих к ним территориях показывает, что их ингаляционное поступление может внести существенный вклад в дозовые нагрузки только при нахождении человека непосредственно на территории радиационно-опасного объекта. Концентрации ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am , $^{239+240}\text{Pu}$ в воздушном бассейне условно «фоновых» территорий СИП находятся на уровне на

3–6 порядков меньше предельно-допустимых концентраций для населения. Учитывая сложность их экспериментального определения в воздухе с приемлемой чувствительности, целесообразно проводить первичную оценку концентраций ИРН на основании данных о запыленности воздуха, средних их концентрациях в почвах и коэффициентах обогащения ИРН в аэрозольных фракциях.

Полученный обширный материал по коэффициентам перехода $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^{90}Sr , ^{137}Cs из почв как в дикорастущие, так и культурные растения, а также из почвы/корма/воды в организм животных позволяет утверждать, что сельскохозяйственная растениеводческая и животноводческая продукция, производимая на условно «фоновых» территориях, будет полностью удовлетворять принятым критериям радиационной безопасности. Более того, производство сельскохозяйственной продукции приемлемого качества возможно и на некоторых загрязненных территориях СИП, при этом наиболее критичным изотопом является ^{90}Sr , а не ранее малоизученные трансурановые элементы.

Исследование состояния водной среды показало, что концентрации ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am , $^{239+240}\text{Pu}$, ^3H в водных объектах, объектах водопользования, расположенных на условно «фоновых» территориях СИП и гидрогеологически не связанных с радиационно-опасными объектами СИП, находятся на уровне в 100–1000 раз меньше уровней вмешательства. При первичной оценке загрязненности объектов водопользования целесообразно проводить расчетную оценку содержания ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am , $^{239+240}\text{Pu}$ на основании данных об их содержании в донных отложениях и соответствующих коэффициентах перераспределения.

В случае если какой-либо объект водопользования гидрогеологически связан или может быть связан с местами проведения подземных ядерных испытаний, такому объекту необходимо уделять особое повышенное внимание. Основным контролируемым радионуклидом должен быть тритий. Соответственно, при исследовании территорий, прилегающих к площадкам «Балапан», «Сары-Узень» и, особенно, площадке «Дегелен», особое внимание должно уделяться исследованию миграции трития в подземной сфере.

В целом, проведенные исследования показали схожесть характера радионуклидного загрязнения условно «фоновых» территорий на всей территории СИП по следующим важным параметрам: соотношение концентраций основных искусственных радионуклидов $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^{90}Sr , ^{137}Cs , их вертикальное распределение в каштановых почвах, распределение по гранулометрическим почвенным фракциям, формы нахождения, коэффициенты перехода в растения. Исследования этих характеристик, как правило, являются необходимыми стадиями при оценке радиэкологического состояния каких-либо объектов или территорий. Это позволяет при проведении дальнейших исследований исключить эти виды работ и использовать уже полученные результаты при проведении радиэкологических оценок СИП.

Подводя итоги работы, можно сказать, что качество и количество накопленной информации, степень понимания радиэкологической ситуации на Семипалатинском испытательном полигоне в настоящее время таковы, что выводы и рекомендации, основанные на них, являются однозначно надежными, а использование земель СИП, рекомендованных для этого, абсолютно безопасно.

ПРИЛОЖЕНИЕ

Номер выдела	Соотношение цветов RGB			Содержание выделов
				
				Экосистемы низкогорий
1	234	234	234	Единичные растения и группировки с доминированием <i>Parmelia vagans</i> , <i>P. cetrata</i> , <i>Diploschistes scropsus</i> , <i>Caloplaca elegans</i> , <i>Orostachys spinosa</i> , <i>Lybanotis buchtormensis</i> , <i>Euphorbia humilis</i> , <i>Patrinia intermedia</i> , <i>Onosma simplicissimum</i> , <i>Diantus acicularis</i> , <i>Silene suffrutescens</i> , <i>Hieracium echioides</i> на гранитных плитах вершин и верхних частях гребней хребтов; единичные растения и несомкнутые группировки с доминированием <i>Solanum dulcamara</i> , <i>Urtica urens</i> , <i>Setaria viridis</i> , <i>Carex pediformis</i> , <i>Festuca valesiaca</i> в зонах откола по вершинам и на техногенных осыпях по склонам гребней хребтов; в сочетании со злаково-разнотравно-кустарниковыми (<i>Rosa spinosissima</i> , <i>Lonicera microphylla</i> , <i>Spiraea hypericifolia</i> , <i>Caragana frutex</i> , <i>Artemisia scoparia</i> , <i>Thalictrum simplex</i> , <i>Veronica spuria</i> , <i>Chamaerodos erecta</i> , <i>Festuca valesiaca</i> , <i>Agropyron cristatum</i>) сообществами по нижней кромке осыпей.
2	192	0	0	Серии сообществ: петрофитноразнотравных (<i>Orostachys spinosa</i> , <i>Sedum hybridum</i> , <i>Patrinia intermedia</i> , <i>Gypsophila patrinii</i> , <i>Veronica pinnata</i> , <i>Potentilla acaulis</i> , <i>Aretemisia obtusiloba</i> , <i>A. latifolia</i>) в трещинах с мелкоземом; петрофитнокустарниковых (<i>Rosa spinosissima</i> , <i>Spiraea trilobata</i> , <i>Lonicera microphylla</i> , <i>Cotoneaster melanocarpa</i> , <i>Pentaphylloides parvifolia</i> , <i>Berberis sibirica</i>) на дресвянистых участках гранитных плит; можжевельников (<i>Juniperus sabina</i>) на крупнокаменистых осыпях на склонах гребней хребтов.

Номер выдела	Соотношение цветов RGB			Содержание выделов
3	208	0	69	Совокупности серий сообществ: разнотравно-осоково-злаковых (<i>Helictotrichon desertorum</i>, <i>Stipa kirghisorum</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Carex pediformis</i>, <i>Thalictrum foetidum</i>, <i>Bupleurum aureum</i>, <i>Chamaerodos erecta</i>, <i>Pulsatilla patens</i>) на малоразвитых сильно щебнистых каштановых почвах северных склонов хребтов; злаково-разнотравных (<i>Fragaria viridis</i>, <i>Onosma simplicissimum</i>, <i>Diantus acicularis</i>, <i>Silene suffrutescens</i>, <i>Hieracium echiioides</i>, <i>Papaver tenellum</i>, <i>Veronica spuria</i>, <i>Artemisia latifolia</i>, <i>A. rupestris</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Stipa capillata</i>, <i>Agropyron cristatum</i>) с участием кустарников (<i>Spiraea trilobata</i>, <i>S. hypericifolia</i>, <i>Caragana pumila</i>, <i>Lonicera microphylla</i>) на малоразвитых сильно щебнистых каштановых почвах южных склонов хребтов; в сочетании с серий: петрофитноразнотравно-кустарниковых (<i>Pentaphylloides floribunda</i>, <i>Rosa spinosissima</i>, <i>Spiraea trilobata</i>, <i>Cotoneaster oliganthus</i>, <i>Berberis sibirica</i>, <i>Artemisia obtusiloba</i>, <i>Orostachys spinosa</i>, <i>Ziziphora clinopodioides</i>, <i>Thymus serpyllum</i>, <i>Gypsophila patrinii</i>) и можжевельных (<i>Juniperus sabina</i>), сообществ на выходах гранитных плит; группировок с доминированием <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Stipa kirghisorum</i>, <i>Cleistogenes squarrosa</i>, <i>Carex pediformis</i>, <i>Artemisia frigida</i>, <i>Artemisia latifolia</i>, <i>Thymus serpyllum</i>, <i>Ziziphora clinopodioides</i>, <i>Veronica incana</i>, <i>Ephedra distachya</i> на нарушенных участках
4	255	79	167	Серии сообществ: кустарниково-полынно-петрофитноразнотравных (<i>Potentilla acaulis</i>, <i>Patrinia intermedia</i>, <i>Orostachys spinosa</i>, <i>Sedum hybridum</i>, <i>Gypsophila patrinii</i>, <i>Artemisia frigida</i>, <i>A. obtusiloba</i>, <i>Caragana pumila</i>, <i>Spiraea hypericifolia</i>) на каменистых обнажениях; осоково-караганово-холоднополынно-дерновиннозлаковых (<i>Festuca valesiaca</i>, <i>Helictotrichon desertorum</i>, <i>Cleistogenes squarrosa</i>, <i>Artemisia frigida</i>, <i>Caragana pumila</i>, <i>Carex pediformis</i>) на дресвянистых участках; полынно-типчаково-ковыльных (<i>Stipa capillata</i>, <i>S. kirghisorum</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Artemisia marshalliana</i>, <i>A. frigida</i>) с участием кустарников (<i>Caragana pumila</i>, <i>Spiraea hypericifolia</i>) и разнотравья (<i>Galium verum</i>, <i>Phlomis tuberosa</i>, <i>Leonurus glaucescens</i>, <i>Dianthus leptopetalis</i>) на неполноразвитых щебнистых каштановых почвах по склонам хребтов.

Номер выдела	Соотношение цветов RGB			Содержание выделов
5	255	163	163	Серия сообществ: петрофитных (<i>Patrinia intermedia</i> , <i>Orostachys spinosa</i> , <i>Carex supina</i> , <i>Potentilla acaulis</i> , <i>Thymus marschalianus</i>) по каменистым обнажениям на вершинах и склонах; типчакowo-ковыльковых (<i>Stipa lessingiana</i> , <i>Festuca valesiaca</i>) и холоднопо- лынно-типчакowo-ковыльковых (<i>Stipa lissingiana</i> , <i>Festuca valesiaca</i> , <i>Artemisia frigida</i>) с караганой (<i>Caragana pumila</i>) по склонам; разнотравно-типчакowo-овсецовых (<i>Helictotrichon schellianum</i> , <i>Festuca valesia- ca</i> , <i>Gypsophila patrinii</i>) с таволгой (<i>Spiraea hypericifolia</i>) по вогнутым частям склонов и ложбинам на горных светло-каштановых почвах низкогорий
6	255	193	171	Серия сообществ: петрофитноразнотравных (<i>Carex pediphormis</i> , <i>Thymus marschalliana</i> , <i>Ephedra distachya</i> , <i>Patrinia intermedia</i> , <i>Potentilla acaulis</i>) на каменистых обнажениях; можжевельных (<i>Juniperus sabina</i>) по каменистым и дресвянистым склонам; разнотравно- холоднопопынно-дерновиннозлаковых (<i>Stipa kirgisorum</i> , <i>Helictotrichon desertorum</i> , <i>Festuca valesiaca</i> , <i>Artemisia frigida</i> , <i>Centaurea sibirica</i> , <i>Hieracium echinoides</i>) с кустарниками (<i>Caragana pumila</i> , <i>Spiraea hypericifolia</i>) по верхним частям склонов; холоднопопынно-типчакowo-тырсиковых (<i>Stipa sareptana</i> , <i>Stipa capillata</i> , <i>Festuca valesiaca</i> , <i>Koeleria cristata</i> , <i>Artemisia frigida</i> , <i>Iris scariosa</i>), по склонам и межсopочным понижениям.
				Экосистемы высоких мелкосопочников
7	122	61	0	Серии сообществ: петрофитноразнотравно-кустарниковых <i>Caragana pumila</i> , <i>C. frutex</i> , <i>Spiraea hypericifolia</i> , <i>Atraphaxis frutescens</i> , <i>Orostachys spinosa</i> , <i>Sedum hybridum</i> , <i>Ephedra distachya</i> , <i>Ajania fruticulosa</i> по каменистым обнажениям, злаково-петрофитноразнотравных (<i>Gypsophila patrinii</i> , <i>Goniolimon speciosum</i> , <i>Onosma tinctorum</i> , <i>Veronica incana</i> , <i>Hyssopus macranthus</i> , <i>Festuca valesiaca</i> , <i>Stipa capillata</i> , <i>Koeleria cristata</i>) на дресвянистых участках, караганово-типчакowo-холоднопопынных (<i>Artemisia frigida</i> , <i>Festuca valesiaca</i> , <i>Caragana pumila</i>) на сильно щебнистых участках вершин и склонов пологоу- валистого мелкосопочника, единичные растения и разреженные группировки с доминированием <i>Festuca valesiaca</i> , <i>Koeleria cristata</i> , <i>Stipa capillata</i> , <i>Caragana pumila</i> , <i>C. frutex</i> , <i>Hyssopus macranthus</i> , <i>Thymus serpyllum</i> , <i>Onosma tinctorum</i> , <i>Veronica incana</i> , <i>Goniolimon speciosum</i> , <i>Ephedra distachya</i> , <i>Artemisia scoparia</i> , <i>A. dracunculus</i> , <i>Berteroa incana</i> на нарушенных участках.

Номер выдела	Соотношение цветов RGB			Содержание выделов
8	172	81	0	Группа сообществ на щебнистых каштановых почвах склонов и шлейфов пологоувалистого мелкосопочника: полынно-типчаково-тырсовых (<i>Stipa capillata</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Artemisia frigida</i>, <i>A. marschalliana</i>) с участием <i>Caragana pumila</i>, <i>Spiraea hypericifolia</i>; кустарниково-полынно-дерновиннозлаковых (<i>Stipa capillata</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Aremisia frigida</i>, <i>A. marschalliana</i>, <i>Caragana pumila</i>, <i>Spiraea hypericifolia</i>) с участием <i>Phlomis tuberosa</i>, <i>Galium ruthenicum</i>, <i>Gypsophila paniculata</i>; полынно-типчаково-тырсовых (<i>Stipa capillata</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Artemisia frigida</i>, <i>a. marschalliana</i>), иногда с участием <i>Ceratoides papposa</i>; группировки с <i>Aremisia austriaca</i>, <i>Eringium planum</i>, <i>Gypsophila paniculata</i>, <i>Acroptylon repens</i>, <i>Chenopodium urbicum</i>, <i>Psathyrostachis juncea</i>, <i>Ceratocarpus arenarius</i> на нарушенных участках.
9	204	102	0	Сочетание серий сообществ богаторазнотравно-осоково-злаковых (<i>Helictotrichon desertorum</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Stipa kirghisorum</i>, <i>Carex pediformis</i>, <i>Thalictrum simplex</i>, <i>Salvia stepposa</i>, <i>Sedum purpurea</i>, <i>Dracocephalum nutans</i>, <i>Veronica spuria</i>, <i>Delphinium dictyocarpum</i>) на каштановых почвах и злаково-разнотравных (<i>Potentilla bifurca</i>, <i>Medicago falcata</i>, <i>Galatella biflora</i>, <i>Iris sibirica</i>, <i>Poa angustifolia</i>, <i>Leymus angustus</i>, <i>Elytrigia repens</i>), иногда с участием <i>Rosa spinosissima</i>, <i>R. majalis</i>, <i>Lonicera tatarica</i>, <i>Padus avium</i>, <i>Betula pendula</i>, <i>Populus tremula</i> на лугово-каштановых почвах по склонам. Группировки с доминированием <i>Artemisia sieversiana</i>, <i>A. dracunculus</i>, <i>Medicago falcata</i>, <i>Euphorbia humilis</i>, <i>Berteroa incana</i>, <i>Alyssum tortuosum</i>, <i>Thlaspi arvense</i>, <i>Tanacetum vulgare</i> на нарушенных участках
10	255	182	109	Серия сообществ: петрофитноразнотравно-спирейно-караганных (<i>Caragana pumila</i>, <i>Spiraea hypericifolia</i>, <i>Patrinia intermedia</i>, <i>Sedum hybridum</i>, <i>Orostachys spinosa</i>, <i>Veronica pinnata</i>) по вершинам; дерновиннозлаково-кустарниковых (<i>Caragana pumila</i>, <i>Spiraea hypericifolia</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Stipa lessingiana</i>), холоднополынно-типчаково-ковыльных (<i>Stipa capillata</i>, <i>S. sareptana</i>, <i>S. lessingiana</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Artemisia frigida</i>, <i>Carex supina</i>, <i>Galim ruthenicum</i>); карагано-холоднополынных (<i>Artemisia frigida</i>, <i>Caragana pumila</i>) по склонам сопков на светло-каштановых щебнистых почвах

Номер выдела	Соотношение цветов RGB			Содержание выделов
				
11	255	199	143	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>) по вершинам; ковылково-типчаково-тырсиковых (<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 комплексом сообществ: чернополынных (<i>Artemisia pauciflora</i>) с копеевыми (<i>Atriplex cana</i>) по межсопочным понижениям солонцеватым иногда с тасбиюргуновыми (<i>Nanophyton erinaceum</i>) по межсопочным понижениям эродированным
12	255	213	173	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>) по вершинам; ковылково-типчаково-тырсиковых (<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: а) тростниковых (<i>Phragmites australis</i>), б) вейниковых (<i>Calamagrostis epigeios</i>), с) солодково-волоснецовых (<i>Leymus angustus</i>, <i>Glycyrrhiza uralensis</i>), д) люцерново-солонечниково-мятликовые (<i>Poa trivialis</i>, <i>Medicago falcata</i>, <i>Galatella biflora</i>) по межсопочным понижениям луговым.
13	255	222	189	Серия сообществ: аяниново-дерновиннозлаково-холоднополынных (<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, сублессингиановополынно-типчаковых (<i>Festuca valesiaca</i>, <i>Artemisia sublessingiana</i>) со <i>Spiraea hypericifolia</i>, сублессингиановополынно-киргизскоковыльных (<i>Stipa kirghisorum</i>, <i>Artemisia sublessingiana</i>) с <i>Caragana pumila</i> и <i>Spiraea hypericifolia</i> с участием <i>Veronica pinnata</i>, <i>Potentilla acaulis</i>, <i>Dianthus rigidus</i> по склонам и межсопочным понижениям степным.

Номер выдела	Соотношение цветов RGB			Содержание выделов
14	255	234	213	Серия сообществ: петрофитных (<i>Patrinia intermedia</i>, <i>Potentilla acaulis</i>, <i>Orostachys spinosa</i>) на выходах коренных пород, холоднопопынно-типчаково-ковыльных (<i>Stipa capillata</i>, <i>S. sareptana</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Artemisia frigida</i>) на светло-каштановых щебнистых почвах ровных участков, таволговых (<i>Spiraea hypericifolia</i>) на лугово-каштановых почвах микропонижений, в сочетании с комплексом тонковато-полынно-тырсовых (<i>Stipa capillata</i>, <i>Artemisia gracilescens</i>) на светло-каштановых солонцеватых почвах микроповышений и ломкоколосниковых (<i>Psathyrostachys juncea</i>) на светло-каштановых солонцеватых почвах микропонижений.
				Экосистемы низких мелкосопочников
15	202	110	108	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 малоразвитых щебнистых светло-каштановых почвах, маршалловопопынно-типчаково-тырсовых (<i>Stipa capillata</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Artemisia marschalliana</i>), иногда с участием <i>Spiraea hypericifolia</i>, <i>Caragana pumila</i>, <i>C. frutex</i> на светло-каштановых защебненных почвах; кустарниково-злаково-разнотравных (<i>Medicago falcata</i>, <i>Phlomis tuberosa</i>, <i>Potentilla bifurca</i>, <i>Leonurus glaucescens</i>, <i>Poa angustifolia</i>, <i>Leymus ramosus</i>, <i>Spiraea hypericifolia</i>, <i>Halimodendron halodendron</i>) на лугово-каштановых почвах межсопочных понижений, проценозы доминированием <i>Artemisia sieversiana</i>, <i>A. austriaca</i>, <i>A. scoparia</i>, <i>Leymus angustus</i>, <i>Achillea asiatica</i>, <i>Potentilla bifurca</i>, <i>Melilotus dentatus</i>, <i>Verbascum phoenicum</i>, <i>Chenopodium acuminatum</i>, <i>Dodartia orientalis</i> на нарушенных участках

Номер выдела	Соотношение цветов RGB			Содержание выделов
16	216	150	148	Сочетания серий сообществ: петрофитных (<i>Orostachys spinosa</i>, <i>Patrinia intermedia</i>, <i>Agropyron cristatum</i>, <i>Veronica pinnata</i>, <i>Potentilla acaulis</i>) на выходах коренных пород; 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 светло-каштановых щебнистых малоразвитых почвах вершин сопок; караганово-холоднопопынно-типчаково-тырсово-ковыльковых (<i>Stipa lessingiana</i>, <i>Stipa capillata</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Artemisia frigida</i>, <i>Caragana pumila</i>) на светло-каштановых щебнистых неполноразвитых, местами дресвянистых почвах склонов сопок; кустарниково-разнотравно-злаковых (<i>Festuca valesiaca</i>, <i>Poa stepposa</i>, <i>Leymus angustus</i>, <i>Achillea asiatica</i>, <i>Medicago romanica</i>, <i>Galium ruthenicum</i>, <i>Artemisia pontica</i>, <i>Spiraea hypericifolia</i>, <i>Caragana pumila</i>) на лугово-каштановых почвах межсочных ложбин и проценозы с доминированием <i>Artemisia austriaca</i>, <i>Chondrilla laticoronata</i>, <i>Thlaspi arvense</i>, <i>Isatis costata</i>, <i>Lactuca serriola</i>, <i>Chorispora sibirica</i> на нарушенных участках
17	230	176	176	Серия сообществ: петрофитных (<i>Orostachys spinosa</i>, <i>Patrinia intermedia</i>, <i>Potentilla acaulis</i>, <i>Veronica pinnata</i>) на выходах коренных пород, компактнопопынно-типчаково-ковыльково-тырсовых (<i>Stipa capillata</i>, <i>S. lessingiana</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Artemisia compacta</i>) на светло-каштановых щебнистых неполноразвитых, попынно-типчаково-тырсыковых (<i>Stipa sareptana</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Artemisia gracilescens</i>, <i>A. compacta</i>) на светло-каштановых щебнистых почвах в комплексе: тасбиюргуново-биюргуново-попынными (<i>Artemisia gracilescens</i>, <i>A. pauciflora</i>, <i>Anabasis salsa</i>, <i>Nanophyton erinaceum</i>) с участием <i>Limonium suffruticosum</i> на светло-каштановых солонцеватых почвах проценозы с доминированием <i>Artemisia albida</i>, <i>A. nitrosa</i>, <i>Bassia sedoides</i>, <i>Axyris hybrida</i>, <i>Salsola collina</i>, <i>Halogeton glomeratus</i> на нарушенных участках

Номер выдела	Соотношение цветов RGB			Содержание выделов
18	219	155	153	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>), караганово-холоднопопынно-тырсовых (<i>Stipa capillata</i>, <i>Caragana pumila</i>, <i>Artemisia frigida</i>), спирейно-маршалловопопынно-типчаково-тырсовых (<i>Stipa capillata</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Artemisia marschalliana</i>), холоднопопынных (<i>Artemisia frigida</i>) по вершинам, склонам и межсопочным понижениям степным в сочетании с комплексом сообществ: тонковатопыльно-ломкоколосниковых (<i>Psathyrostachys juncea</i>, <i>Artemisia gracilescens</i>), тонковатопыльных (<i>Artemisia gracilescens</i>), чернопопынных (<i>Artemisia pauciflora</i>), камфоросмовых (<i>Camphorosma monspeliaca</i>), копеевых (<i>Atriplex cana</i>) по межсопочным понижениям на солонцевато-солончаковых почвах
19	239	240	209	Серия сообществ: петрофитных (<i>Ephedra distachya</i>, <i>Veronica pinnata</i>, <i>Orostachys spinosa</i>) на выходах коренных пород; сублессингиановопынно-тырсово-ковыльковых (<i>Stipa lessingiana</i>, <i>Stipa capillata</i>, <i>Artemisia sublessingiana</i>) на светло-каштановых малоразвитых щебнистых почвах по вершинам и склонам сопок; кустарниково-сублессингиановопынно-ковыльково-тырсовых (<i>Stipa capillata</i>, <i>S. lessingiana</i>, <i>Artemisia sublessingiana</i>, <i>Spiraea hypericifolia</i>, <i>Caragana pumila</i>) на светло-каштановых щебнистых почвах по склонам и шлейфам сопок; эстрагоновопопынно-разнотравно-ломкоколосниково-типчаковых (<i>Festuca valesiaca</i>, <i>Psathyrostachys juncea</i>, <i>Phlomis tuberosa</i>, <i>Potentilla bifurca</i>, <i>Artemisia dracunculus</i>) со спирей (<i>Spiraea hypericifolia</i>) на лугово-каштановых почвах межсопочных ложбин

Номер выдела	Соотношение цветов RGB			Содержание выделов
				
20	231	188	187	Серия сообществ: эфедрово-холоднополынно-дерновиннозлаковых (<i>Stipa sareptana</i>, <i>Stipa lessingiana</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Artemisia frigida</i>, <i>Ephedra distachya</i>) на каменистых обнажениях; осоково-дерновиннозлаково-кустарниковых (<i>Spiraea hypericifolia</i>, <i>Caragana pumila</i>, <i>Ephedra distachya</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Koeleria cristata</i>, <i>Carex supina</i>) на вершинах и склонах сопок с выходами коренных пород и дресвянистых участков; холоднополыннополынно-типчаково-ковылково-тырсыковых (<i>Stipa sareptana</i>, <i>Stipa lessingiana</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Artemisia frigida</i>, <i>Kochia prostrata</i>, <i>Carex supina</i>) на светло-каштановых сильно щебнистых почвах склонов сопок; тырсыково-типчаково-ковылково-сублессингиановополынных (<i>Artemisia sublessingiana</i>, <i>Stipa lessingiana</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>S. sareptana</i>) на светло-каштановых защебненных почвах по склонам и шлейфам.
21	240	208	208	Сочетания серий сообществ: петрофитных (<i>Inula aspera</i>, <i>Patrinia intermedia</i>, <i>Orostachys spinosa</i>, <i>Sedum hybridum</i>, <i>Parmelia vagans</i>) на выходах коренных пород по вершинам и склонам сопок; кустарниковых (<i>Ephedra distachya</i>, <i>Ajania fruticulosa</i>, <i>Caragana pumila</i>, <i>Atraphaxis frutescens</i>) на щебнистых малоразвитых почвах сопок; караганово-полынно-тырсовых (<i>Stipa capillata</i>, <i>Caragana pumila</i>, <i>Artemisia frigida</i>), спирейно-разнополынно-типчаково-тырсыково-ковылковых (<i>Stipa lessingiana</i>, <i>S. sareptana</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Artemisia marschalliana</i>, <i>A. frigida</i>, <i>Spiraea hypericifolia</i>) на светло-каштановых щебнистых почвах по склонам и шлейфам сопок по вершинам, склонам и межсопочным понижениям степным иногда в сочетании с экологическим рядом сообществ: кустарниково-разнотравно-злаковых (<i>Poa stepposa</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 межсопочным понижениям луговым

Номер выделения	Соотношение цветов RGB			Содержание выделов
22	250	240	240	Сочетания серий сообществ: петрофитных (<i>Stipa orientalis</i>, <i>Carex supina</i>, <i>Goniolimon speciosum</i>, <i>Artemisia obtusiloba</i>) на выходах коренных пород, 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, 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 межсочным понижениям степным, спирейно-дерновиннозлаково-сублессингиановополынных (<i>Artemisia sublessingiana</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Stipa lessingiana</i>, <i>S. sareptana</i>, <i>Spiraea hypericifolia</i>) на светло-каштановых щебнистых почвах по склонам и шлейфам сопок; разнотравно-маршалловополынно-типчаково-тырсово-спирейных (<i>Spiraea hypericifolia</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Stipa sareptana</i>, <i>Artemisia marchalliana</i>, <i>Galim reuthenicum</i>) на лугово-каштановых почвах межсочных ложбин иногда в сочетании с экологическим рядом сообществ: чиевыми (<i>Achnatherum splendens</i>), чингилловыми (<i>Halimodendron halodendron</i>), полынно-волоснецовыми (<i>Leymus angustus</i>, <i>Artemisia nitrosa</i>) по межсочным понижениям галофитнолуговым.
				Экосистемы делювиально-пролювиальных равнин
23	255	192	0	Группы сообществ: холоднополынно-типчаково-тырсовых (<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>), холоднополынно-типчаково-тырсовых (<i>Stipa sareptana</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Artemisia frigida</i>) на светло-каштановых щебнистых почвах обширных межсочных равнин
23a	255	210	50	Группы сообществ: холоднополынно-типчаково-тырсовых (<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>) на каштановых щебнистых почвах обширных межсочных равнин

Номер выдела	Соотношение цветов RGB			Содержание выделов
24	255	227	137	Группы сообществ: маршалловопопынно-типчаково-тырсовых (<i>Stipa capillata</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Artemisia marschalliana</i>); ковылково-типчаково-маршалловопопынных (<i>Artemisia marschalliana</i>, <i>A. austriaca</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Stipa lessingiana</i>, <i>S. capillata</i>, <i>Koeleria cristata</i>, <i>Hultemia persica</i>) на легкосуглинистых светло-каштановых почвах иногда в комплексе тонковатопынно-типчаково-тырсовых (<i>Stipa capillata</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Artemisia gracilescens</i>) с участием <i>Anabasis salsa</i>, <i>Nanophyton erinaceum</i> на светло-каштановых солонцеватых почвах обширных межсопочных равнин и проценозы с доминированием <i>Leymus paboanus</i>, <i>Artemisia austriaca</i>, <i>Psathyrostachis juncea</i>, <i>Thlaspi arvense</i>, <i>Lepidium ruderales</i>, <i>Polygonum aviculare</i>, <i>Kochia scoparia</i>, <i>Chenopodium acuminatum</i>, <i>Ch. album</i> на нарушенных участках
25	223	218	0	Группы сообществ: компактнопопынно-типчаково-тырсовых (<i>Stipa sareptana</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Artemisia compacta</i>) на гранитной дресве приподнятых участков, холоднопопынно-типчаково-тырсовых (<i>Stipa capillata</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Artemisia frigida</i>, <i>Galatella tatarica</i>, <i>Ephedra distachya</i>) на светло-каштановых сильно щебнистых почвах; холоднопопынно-тырсово-типчаковых (<i>Festuca valesiaca</i>, <i>Stipa sareptana</i>, <i>Artemisia frigida</i>) на светло-каштановых нормальных почвах в сочетании с разнотравно-типчаково-таволгово-карагановыми (<i>Caragana pumila</i>, <i>Spiraea hypericifolia</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Galium ruthenicum</i>, <i>Potentilla bifurca</i>) на лугово-каштановых почвах микропонижений обширных межсопочных равнин; в сочетании с комплексом сообществ: тонковатопынных (<i>Artemisia gracilescens</i>); копеевых (<i>Atriplex cana</i>) по межсопочным понижениям на солонцеватых почвах

Номер выдела	Соотношение цветов RGB			Содержание выделов
26	255	255	0	Группы сообществ: разнопопынно-типчаково-тырсовых (<i>Stipa capillata</i>, <i>S. korshinskyi</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Artemisia frigida</i>, <i>A. sublessingiana</i>, <i>Galatella tatarica</i>, <i>Ephedra distachya</i>); спирейно-ковылково-типчаково-сублессингиановопольных (<i>Artemisia sublessingiana</i>, <i>Festuca valesiavca</i>, <i>Stipa lessingiana</i>, <i>S. sareptana</i>, <i>Spiraea hypericifolia</i>, <i>Ephedra distachya</i>, <i>Koeleria cristata</i>) на светло-каштановых защебенных почвах; ломкоколосниково-тонковатопольных с черной полынью (<i>Artemisia gracilescens</i>, <i>Psathyrostachys juncea</i>, <i>A. pauciflora</i>, <i>Leymus paboanus</i>, <i>Koeleria cristata</i>) в сочетании с: а) люцерново-типчаковыми (<i>Festuca valesiaca</i>, <i>Medicago bifurca</i>), б) разнотравно-житняковыми (<i>Agropyron cristsatum</i>, <i>Potentilla impollita</i>, <i>Galium ruthenicum</i>), в) солодково-волоснецовыми (<i>Leymus angustus</i>, <i>Glycyrrhiza uralensis</i>) по межпочным понижениям лугово-степным и проценозы с доминированием <i>Artemisia sublessingiana</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Kochia prostrata</i>, <i>Bassia sedoides</i>, <i>Gypsophila perfoliata</i> на нарушенных участках
27	255	251	105	Группа сообществ: холоднопопынно-типчаково-тырсиковых (<i>Stipa sareptana</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Artemisia frigida</i>); сублессингиановопольно-типчаково-тырси- ковых (<i>Stipa sareptana</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Artemisia sublessingiana</i>), типчаково-ковылково-тырсиково-разнопопынных (<i>Artemisia marschalliana</i>, <i>A. sublessingiana</i>, <i>Stipa sareptana</i>, <i>S. lessingiana</i>, <i>Festuca valesiaca</i> на свет- ло-каштановых защебенных почвах плакорных участков), в комплексе с микропоясным экологическим рядом сообществ: тростниковых (<i>Phragmites australis</i>), бескильничевых (<i>Puccinellia distans</i>), солодково-волоснецовое (<i>Leymus multicaulis</i>, <i>Glycyrrhiza uralensis</i>), чиевых (<i>Achnatherum splendens</i>), галмионовых (<i>Halimione verrucifera</i>), камфорос- мовых (<i>Camphorosma monspeliaca</i>), кокпековых (<i>Atriplex cana</i>), чернопо- пыльных (<i>Artemisia pauciflora</i>) по западинам и проценозы с доминированием <i>Artemisia scoparia</i>, <i>A. sieversiana</i>, <i>Petrosimonia sibirica</i>, <i>Dodartia orientalis</i>, <i>Ceratocarpus arenarius</i> на на- рушенных участках.

Номер выдела	Соотношение цветов RGB			Содержание выделов
28	255	253	185	Комплексы сообществ: тонковатопольнно-дерновиннозлаковых (<i>Festuca valesiaca</i>, <i>Stipa capillata</i>, <i>S. sareptana</i>, <i>Koeleria cristata</i>, <i>Artemisia gracilescens</i>) по ровным участкам межсопочной слабоволнистой равнины и микропоясных рядов сообществ: а) сведово-солеросовых (<i>Salicornia europaea</i>, <i>Suaeda acuminata</i>), б) горькушево-кермекowych (<i>Saussurea amara</i>, <i>Limonium coralloides</i>), в) ажрековых (<i>Aeluropus littoralis</i>), г) бескильницевых (<i>Puccinellia dolicholepis</i>), д) волоснецовых (<i>Leymus angustus</i>), ж) шренковскополынных (<i>Artemisia schrenkiana</i>), з) галимионово-камфоросмово-кокпековых (<i>Halimione verrucifera</i>, <i>Camphorosma monspeliaca</i>, <i>Atriplex cana</i>), ж) опынных(<i>Artemisia gracilescens</i>, <i>A. pauciflora</i>) по склонам и днищам межсопочных понижений и проценозы с доминированием <i>Artemisia.vulgaris</i>, <i>A. schrenkiana</i>, <i>Kochia sieversiana</i>, <i>Kochia prostrata</i>, <i>Aeluropus littoralis</i>, <i>Halimione verrucifera</i>, <i>Lepidium ruderae</i> на нарушенных участках.
				Экосистемы аллювиальных равнин
				Экосистемы древнеаллювиальных равнин
29	74	172	66	Группа сообществ: маршалловополынно-типчакково-тырсиковые (<i>Stipa sareptana</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Artemisia marschalliana</i>); кохиево-маршалловополынно-дерновиннозлаковые (<i>Stipa sareptana</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Koeleria cristata</i>, <i>Artemisia marschalliana</i>, <i>Kochia laniflora</i>); сублессингиановопольнно-спирейно-дерновиннозлаковые (<i>Festuca valesiaca</i>, <i>Stipa sareptana</i>, <i>Koeleria cristata</i>, <i>Artemisia sublessingiana</i>, <i>Spiraea hypericifolia</i>) на светло-каштановых супесчаных и легкосуглинистых щебнистых почвах в сочетании с кустарниково-разнотравно-злаковыми (<i>Leymus ramosus</i>, <i>Poa stepposa</i>, <i>Potentilla bifurca</i>, <i>Medicago falcata</i>, <i>Spiraea hypericifolia</i>, <i>Caragana pumila</i>) на лугово-каштановых почвах логов.
30	138	171	71	Группа сообществ: холоднополынно-дерновиннозлаковые (<i>Stipa capillata</i>, <i>Stipa sareptana</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Cleistogenes squarrosa</i>, <i>Artemisia frigida</i>) степи на щебнистых светло-каштановых почвах, иногда в сочетании с комплексом сообществ: полынно-дерновиннозлаковых (<i>Stipa capillata</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Artemisia compacta</i>, <i>A. frigida</i>) степей на нормальных каштановых почвах и опынно-кокпековых (<i>Atriplex cana</i>, <i>Artemisia nitrosa</i>) на каштановых солонцеватых почвах.

Номер выдела	Соотношение цветов RGB			Содержание выделов
31	204	204	0	Сублессингиановопольнно-типчаково-ковыльные (<i>Stipa lessingiana</i> , <i>Festuca valesiaca</i> , <i>Artemisia sublessingiana</i>) степи на карбонатных светло-каштановых почвах, иногда в комплексе ломкоколосниково-тонковатопольными (<i>Artemisia gracilescens</i> , <i>Psathyrostachys juncea</i>) на солонцеватых светло-каштановых почвах древнеаллювиальной равнины
32	155	188	88	Группа сообществ: тонковатопольнно-типчаково-тырсиковых (<i>Stipa sareptana</i> , <i>Festuca valesiaca</i> , <i>Artemisia gracilescens</i>); дерновиннозлаково-кохиево-тонковатопольных (<i>Artemisia gracilescens</i> , <i>Kochia prostrata</i> , <i>Festuca valesiaca</i> , <i>Stipa sareptana</i> , <i>Koeleria cristata</i>) на светло-каштановых защелбненных почвах плакорных участков в сочетании с кустарниково-разнотравно-злаковыми (<i>Leymus paboanus</i> , <i>Achnatherum splendens</i> , <i>Glycyrrhiza aspera</i> , <i>Iris halophila</i> , <i>Halimodendron halodendron</i> , <i>Caragana pumila</i>) на лугово-каштановых почвах понижений.
33	235	230	0	Комплекс сообществ: тонковатопольнно-типчаково-тырсиковых (<i>Stipa sareptana</i> , <i>Festuca valesiaca</i> , <i>Artemisia gracilescens</i>); кокепковых (<i>Atriplex cana</i>), чернопольных (<i>Artemisia paciflora</i>) на светло-каштановых солонцеватых почвах; ажрековых (<i>Aeluropus litoralis</i>), галофитных разнотравно-злаковых (<i>Puccinellia dolicholepis</i> , <i>L. angustus</i> , <i>Leymus paboanus</i> , <i>Saussurea amara</i> , <i>Limonium gmelinii</i>), шренковскопольных (<i>Artemisia schrenkiana</i>), кермековых (<i>Limonium gmelinii</i>) на луговых солончаках.
34	209	224	178	Ряд сообществ: ежеголовниковых (<i>Sparganium microcarpum</i>) → рогозовых (<i>Typha laxmannii</i>) → тростниковых (<i>Phragmites australis</i>) → разнотравно-осоковых (<i>Carex stenophylloides</i> , <i>Epilobium parviflorum</i> , <i>Chamerion angustifolium</i> , <i>Rumex confertus</i> , <i>Mentha aquatica</i>) → разнотравно-злаковых (<i>Alopecurus arundinaceus</i> , <i>Elytrigia repens</i> , <i>Dischampsia cespitosa</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i> , <i>Bidens tripartita</i> , <i>Filipendula ulmaria</i>) → злаково-разнотравных (<i>Thalictrum flavum</i> , <i>Glycyrrhiza uralensis</i> , <i>Potentilla virgata</i> , <i>Calamagrostis epigeios</i> , <i>Bromopsis inermis</i>) → разнотравно-кустарниковых (<i>Salix cinerea</i> , <i>S. rosmarinifolia</i> , <i>Rosa glabrifolia</i> , <i>R. laxa</i> , <i>Lonicera tatarica</i> , <i>Padus avium</i> , <i>Galium boreale</i> , <i>Angelica deccurens</i>), иногда с участием <i>Populus nigra</i> , <i>Betula pendula</i> , <i>Populus tremula</i> , <i>Crataegus clorocarpa</i> → крупнозлаковых (<i>Achnatherum splendens</i> , <i>Leymus angustus</i> , <i>Halimodendron halodendron</i>) → польнно-дерновиннозлаковых (<i>Festuca valesiaca</i> , <i>Stipa capillata</i> , <i>Poa stepposa</i> , <i>Artemisia nitrosa</i> , <i>A. pontica</i> , <i>A. dracunculus</i> , <i>A. marschalliana</i>).

Номер выдела	Соотношение цветов RGB			Содержание выделов
35	230	238	214	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 romanica</i>) сообществами на лугово-каштановых незасоленных почвах надпойменной террасы Иртыша
				Экосистемы современных аллювиальных равнин
36	138	226	138	Ряд сообществ: гигрофитноразнотравных (<i>Juncus gerardii</i> , <i>Heleocharis acicularis</i> , <i>Butomus umbellatus</i> , <i>Crypsis aculeata</i>) → разнотравно-бескильницево-ячменевых (<i>Hordeum brevisubulatum</i> , <i>Puccinellia dolicholepis</i> , <i>Lactuca tatarica</i> , <i>Inula britannica</i>), → разнотравно-кострецово-вейниковых (<i>Calamagrostis epigeios</i> , <i>Bromopsis inermis</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i> , <i>Thalictrum flavum</i>) → злаково-разнотравных (<i>Galatella biflora</i> , <i>Achillea asiatica</i> , <i>Iris sibirica</i> , <i>Elytrigia repens</i> , <i>Leymus ramosus</i>) → солодково-злаковых (<i>Leymus angustus</i> , <i>Poa angustifolia</i> , <i>Glycyrrhiza uralensis</i>) → чиевых (<i>Achnatherum splendens</i>) → чингилловых (<i>Halimodendron halodendron</i>) на почвах лугового ряда → разнотравно-полынно-дерновиннозлаковых (<i>Festuca valesiaca</i> , <i>Stipa sareptana</i> , <i>Artemisia pontica</i> , <i>Medicago falcate</i> , <i>Potentilla bifurca</i>) на остепняющихся луговых почвах в долинах временных водотоков
37	0	255	0	Ряд сообществ: рогозово-клубнекамышевых (<i>Bolboschoenus planiculmis</i> , <i>Typha laxmannii</i>) → сытево-камышевых (<i>Cyperus fuscus</i> , <i>Scirpus lacustris</i>) → разнотравно-тростниковых (<i>Phragmites australis</i> , <i>Lactuca tatarica</i> , <i>Glaux maritima</i>) → гигрофитноразнотравных (<i>Crypsis aculeata</i> , <i>Juncus gerardii</i> , <i>Eleocharis acicularis</i> , <i>Brachyactis ciliata</i> , <i>Chenopodium rubrum</i>) → подорожничково-однолетнесолянковых (<i>Salicornia europaea</i> , <i>Suaeda prostrata</i> , <i>Chenopodium botrys</i> , <i>Plantago tenuiflora</i> , <i>P. maritima</i>) → разнотравно-тростниковых (<i>Phragmites australis</i> , <i>Lactuca tatarica</i> , <i>Saussurea amara</i>) → галофитных разнотравно-злаковых (<i>Aeluropus litoralis</i> , <i>Puccinellia dolicholepis</i> , <i>Limonium gmelinii</i> , <i>Erigeron canadensis</i>) → разнотравно-злаковых (<i>Hordeum brevisubulatum</i> , <i>Leymus angustus</i> , <i>Inula caspica</i> , <i>Glycyrrhiza uralensis</i>) → чингиллово-чиевых (<i>Achnatherum splendens</i> , <i>Halimodendron halodendron</i>) → камфоросмово-кокпековых (<i>Atriplex cana</i> , <i>Camphorosma monspeliaca</i>).

Номер выдела	Соотношение цветов RGB			Содержание выделов
38	0	254	206	Ряд сообществ: тростниковых (<i>Phragmites australis</i>) на лугово-болотных почвах → солеросо- во-подорожниковых (<i>Plantago tenuiflora</i> , <i>Salicornia europaea</i>) → разнотрав- но-злаковых (<i>Aeluropus litoralis</i> , <i>Puccinellia tenuissima</i> , <i>Saussurea robusta</i> , <i>Limonium coralloides</i>) → злаково-разнотравных (<i>Inula caspica</i> , <i>Plantago</i> <i>maritima</i> , <i>Cirsium setosum</i> , <i>Leymus paboanus</i> , <i>Hordeum bogdanii</i>) на засолен- ном песчаном русловом аллювии → разнотравных (<i>Hyssopus macranthus</i> , <i>Cynanchum sibiricum</i> , <i>Lagohilus pungens</i> , <i>Veronica incana</i>) → курчавковых (<i>Atraphaxis frutescens</i>) на песчано-галечниковых руслах временных водотоков.
39	213	255	234	Ряд сообществ: однолетнесоляноквых (<i>Salicornia europaea</i> , <i>Suaeda prostrata</i> , <i>Suaeda heterophylla</i>) → приморскоподорожниковых (<i>Plantago maritima</i>) → га- лофитно-разнотравных (<i>Plantago salsa</i> , <i>Saussurea salsa</i> , <i>Rumex marschallianus</i> , <i>Glax maritima</i> , <i>Limonium gmelinii</i>) → галофитнозлаковых (<i>Aeluropus litoralis</i> , <i>Puccinellia dolicholepis</i> , <i>Leymus paboanus</i>) → галофитнопопынных (<i>Artemisia</i> <i>schrenkiana</i> , <i>A. nitrosa</i>) → галофитнополукустарничковых (<i>Halimione</i> <i>verrucifera</i> , <i>Camphorosma monspeliaca</i> , <i>Limonium suffruticosum</i>) → галофит- нокустарничковых (<i>Atriplex cana</i> , <i>Suaeda physophora</i> , <i>Nitraria sibirica</i> , <i>Tamarix</i> <i>hispida</i>) на солончаковых и солонцеватых почвах лугового ряда; полын- но-дерновиннозлаковых (<i>Stipa sareptana</i> , <i>Festuca valesiaca</i> , <i>Psathyrostachys</i> <i>juncum</i> , <i>Artemisia gracilescens</i> , <i>A. frigida</i>) на остепняющихся луговых почвах в сочетании с комплексом чернопопынно-биоргуново-тасбиоргуновых (<i>Nanophyton erinaceum</i> , <i>Anabasis salsa</i> , <i>Artemisia pauciflora</i>) на эродированных солонцеватых почвах озерных террас.
40	216	199	249	Комплекс сообществ: сарсазановых (<i>Halocnemum strobilaceum</i>), поташниковых (<i>Kalidium</i> <i>shrenkianum</i>), соранговых (<i>Suaeda physophora</i>), селитрянковых (<i>Nitraria</i> <i>sibirica</i>), биоргуново-обионовых (<i>Anabasis salsa</i> , <i>Halimione verrucifera</i>) на соровых солончаках; шренковскопопынно-ажрековых (<i>Aeluropus litoralis</i> , <i>Artemisia schrenkiana</i>), бескильницево-горькушево-кермековых (<i>Limonium suffruticosum</i> , <i>L. gmelinii</i> , <i>Saussurea amara</i> , <i>Puccinellia dolicholepis</i>), волоснецово-чиевых (<i>Achnatherum</i> <i>splendens</i> , <i>Leymus angustus</i>) на луговых солончаковых; камфоросмово-копеековых (<i>Atriplex cana</i> , <i>Camphorosma monspeliaca</i>), черно- попынных (<i>Artemisia pauciflora</i>), кохиево-тонковатопыпынных (<i>Artemisia</i> <i>gracilescens</i> , <i>Kochia prostrata</i>), злаково-тонковатопыпынных (<i>Artemisia</i> <i>gracilescens</i> , <i>Stipa sareptana</i> , <i>Festuca valesiaca</i> , <i>Psathyrostachys juncum</i>) на со- лонцеватых почвах озерных террас.

Номер выдела	Соотношение цветов RGB			Содержание выделов
				
				Экосистемы соров
41	102	0	255	Сарсазановые (<i>Halocnemum strobilaceum</i>) и участки без растительности
				Антропогеннопроизводные экосистемы
42	255	204	255	Демутационные серии сообществ (восстановления): группировки сорно-травных 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 многолетников (<i>Cirsium arvense</i> , <i>Convolvulus arvensis</i> , <i>Artemisia procera</i> , <i>Artemisia austriaca</i>) → сообщества дерновиннозлаково-полынные (<i>Artemisia marschalliana</i> , <i>A. dracunculus</i> , <i>Agropyron cristatum</i> , <i>Festuca valesiaca</i>) → сообщества разнотравно-полынно-дерновиннозлаковые (<i>Agropyron cristata</i> , <i>Festuca valesiaca</i> , <i>Stipa lessingiana</i> , <i>Artemisia sublessingiana</i> , <i>A. marschalliana</i> , <i>Medicago romanica</i>) на землях сельскохозяйственного использования.
43	255	0	0	Группировки и сообщества с участием <i>Elaeagnus oxycarpa</i> , <i>Rosa majalis</i> , <i>Vexibia alopecuroides</i> , <i>Ciclochena xantifolia</i> , <i>Chenopodium album</i> , <i>Leymus angustus</i>) вокруг урбанизированных территорий. Группировки с участием: полыни австрийской (<i>Artemisia austriaca</i>), полыни веничной (<i>Artemisia scoparia</i>), брунца (<i>Vexibia alopecuroides</i>), кохии веничной (<i>Kochia scoparia</i>), кохии Сиверса (<i>Kochia sieversiana</i>), мари белой (<i>Chenopodium album</i>), климакоптеры ресничатой (<i>Climacoptera brachiata</i>), эбелека (<i>Ceratocarpus arenarius</i>) у зимовок

ЛИТЕРАТУРА

- 1 Электронный ресурс: Расписание погоды rp5.kz. Архив погоды на метеостанции с.Семиарка, 2005-2013 – Режим доступа: <http://www.rp5.kz>, свободный. – Загл. с экрана.
- 2 Почвы Казахской ССР. Павлодарская область. – Алма-Ата: Наука, 1960. – 256 с.
- 3 Карамышева З.В. Ботаническая география степной части Центрального Казахстана / З.В. Карамышева, Е.И. Рачковская. – Л.: Наука, 1973. – 277 с.
- 4 Султанова Б.М. Ценозообразователи антропогенно-производных сообществ в местах проведения наземных и подземных ядерных взрывов на СИП / Б.М. Султанова. – Алматы, 1998. – 60 с.
- 5 Султанова Б.М. Восстановление антропогенно-нарушенной степной растительности Казахстана / Б.М. Султанова // Развитие геоботаники. История и современность: материалы Всероссийской конф. – Санкт-Петербург, 2011. – С. 216-225.
- 6 Вернер Дж. Д. Радиационное загрязнение почв Семипалатинского испытательного полигона и возможности их реабилитации / Дж. Д. Вернер, Р.Ю. Магашева, Г.Н. Якунин // Здоровье человека и окружающая среда: материалы конф., 2001 г. – Бишкек, 2001. – С. 30-36.
- 7 Магашева Р.Ю. Характеристика почвенно-растительного покрова испытательной площадки «Дегелен» / Р.Ю. Магашева, Б.М. Султанова, А.В. Паницкий // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Национального ядерного центра Республики Казахстан за 2011-2012 г.] / под рук. Лукашенко С.Н. – Павлодар: Дом печати, 2013. – Т.2. – Вып. 4. – С. 287-310. – ISBN 978-601-7112-74-5.
- 8 Ядерные испытания СССР [Технологии ядерных испытаний СССР. Воздействие на окружающую среду. Меры по обеспечению безопасности. Ядерные полигоны и площадки] / Рук. В.Н. Михайлов, В.В. Адушкин, И.А. Андрюшин [и др.]. – Т.2. – М.: МСФАЭ, 1997. – 302 с.: ил. – ISBN 56700-125-4. – Инв. 30805.
- 9 Акчурин И.А. Семипалатинский ядерный полигон. Создание становление, деятельность / И.А. Акчурин. – М.: «Голден-Би», 2007. – 258с.
- 10 Стратегическое ядерное вооружение России / Кол. авторов под ред. П. Л. Подвига. – М.: ИздАТ, 1998. – 492 с.
- 11 Ядерные испытания СССР. Семипалатинский полигон. Факты, свидетельства, воспоминание. Обеспечение общей и радиационной безопасности ядерных испытаний / Под рук. В.А. Логачева. – Москва: ИГЕМ РАН, 1997. – 314 с.
- 12 Логачев В.А. Влияния ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне на состояние здоровья населения Кемеровской и Новосибирской областей / В.А. Логачев // Бюллетень центра общественной информации по атомной энергии. – 1996. – Спецвыпуск (март). – С. 9-15.
- 13 Сайбеков Т.С. Радиационная обстановка на территории Республики Казахстан с 1954 по 1994 годы. Семипалатинская область. Атлас / Т.С. Сайбеков,

- Ж.А. Абылаев. – Т. 16. – Алматы: Министерство экологии и биоресурсов РК, 1997. – Т. 16. – 400 с.
- 14 Логачев В.А. Республика Тува: основные дозовые характеристики радиационной обстановки / В.А. Логачев // Бюллетень центра общественной информации по атомной энергии. – 1998. – № 12. – С. 55-59.
- 15 Логачев В.А. Возможная радиационная обстановка на территории Республики горный Алтай, обусловленная испытаниями ядерного оружия на Семипалатинском полигоне / В.А. Логачев // Бюллетень центра общественной информации по атомной энергии. – 1994. – № 9-10. – С. 38-42.
- 16 Андрушин И.А. Общие характеристики и некоторые вопросы экологических последствий ядерных испытаний СССР / И.А. Андрушин, Р.И. Ильяев, А.К. Чернышев // Труды РФЯЦ-ВНИИЭФ. – Саров: Научно-исследовательское издание, 2001. – Т.1. – 637 с.
- 17 Дубасов Ю.В. Семипалатинский испытательный полигон: оценивая радиологические последствия... / Ю.В. Дубасов, А.М. Матушенко Н.П. Филонов [и др.] // Информационный бюллетень. Спецвыпуск, – 1993 – С.23
- 18 Физика ядерного взрыва. Развитие взрыва. МО РФ. Центральный физико-технический институт / Под ред. В.М. Лоборева. – М.: Наука. Физматлит, 1997. – Т. 1. – 528 с. – ISBN 5-02-015124-6
- 19 Василенко И.Я. Чернобыль и проблемы радиобиологии / И.Я. Василенко.
- 20 М.Г. Давыдов // Радиоэкология. Избранные главы. – 2001.
- 21 Источники, эффекты и опасность ионизирующей радиации: доклад на Генеральной Ассамблее ООН за 1988г. – М., 1992.
- 22 Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах / Ф.И. Павлоцкая. – М., Атомиздат, 1974.
- 23 Глобальные выпадения и человек. – М.: Атомиздат, 1974.
- 24 Моисеев А.А. Цезий-137 в биосфере / А.А. Моисеев, П.В. Рамзаев. – М., Атомиздат, 1975.
- 25 Бонина Т.А. Анализ некоторых результатов долгосрочного радиоэкологического мониторинга территории Республики Беларусь / Т.А. Бонина, О.Д. Хвалей, В.В. Журавков // Вестник Белорусского государственного педагогического университета. – Минск, 2008. – № 4 – С. 14-18.
- 26 Чернобыль. Радиоактивное загрязнение природных сред / Под ред. Ю.А. Израэля. – М.: Гидрометеиздат, 1990.
- 27 Ядерные испытания СССР [Цели. Общие характеристики. Организация ядерных испытаний СССР. Первые ядерные испытания] / Рук. В.Н. Михайлов, В.В. Адушкин, И.А. Андрушин [и др.]. – Т.1. – М.: РФЯЦ-ВНИИЭФ, 1997. – 300 с.
- 28 Электронный ресурс: «Тарих» – История Казахстана – Режим доступа: <http://www.tarih-begalinka.kz/ru/timetravel/page3242/>
- 29 Электронный ресурс: <http://sts.nnc.kz/index.php?id=53>
- 30 Ядерные испытания СССР. Семипалатинский полигон. Факты, свидетельства, воспоминание. Обеспечение общей и радиационной безопасности ядерных испытаний / Под рук. В.А. Логачева. – Москва: ИГЕМ РАН, 1997. – 314 с.

- 31 Дубасов Ю.В. Радиационная обстановка за пределами Семипалатинского испытательного полигона / Ю.В. Дубасов, А.С. Кривохатский, Н.П. Филонов [и др.] // Бюллетень центра общественной информации по атомной энергии. –1993. – №9. – С. 5-10.
- 32 Семипалатинский полигон. Создание, Деятельность, Конверсия / Под ред. В.С. Школьника. – Алматы, 2004. – 285 с.
- 33 Обеспечение радиационной безопасности на территории Республики Казахстан. Мероприятие 1. Обеспечение безопасности бывшего Семипалатинского испытательного полигона: отчет РБП 038 (информационный), по договору №1/3 от 09.02.2011 г. / Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК (ИРБЭ НЯЦ РК); рук. Лукашенко С.Н. –Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2011. –166с.
- 34 Коровикова Т.В. Радиационная обстановка на припортовых участках штолен горного массива Дегелен до и после проведения работ по усилению физических барьеров / Т.В. Коровикова, Е.В. Мустафина, А.Ю. Осинцев // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Национального ядерного центра Республики Казахстан за 2011-2012 гг.] / под рук. Лукашенко С.Н. – Вып.4. – Т.1. – Павлодар: Дом печати, 2013.
- 35 Обеспечение радиационной безопасности в части мероприятия «Обеспечение безопасности бывшего Семипалатинского испытательного полигона: отчет о РБП 011 (информационный) / Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК (ИРБЭ НЯЦ РК); рук. Птицкая Л.Д. –Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2005. – 57с.
- 36 Обеспечение радиационной безопасности на территории республики Казахстан. Мероприятие 1 «Обеспечение безопасности бывшего Семипалатинского испытательного полигона»: отчет РБП 038 (информационный), по договору №КАЭ59 от 26.08.2013 г. / Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК (ИРБЭ НЯЦ РК); рук. Лукашенко С.Н. –Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2013.
- 37 Паницкий А.В. Характер перераспределения радионуклидов в системе вода – почва в экосистемах, сопряженных с радиоактивно-загрязненными водотоками из штолен, на испытательной площадке «Дегелен» Семипалатинского испытательного полигона / А.В. Паницкий, С.Н. Лукашенко // Радиация и риск. Бюллетень Национального радиационно-эпидемиологического регистра. – 2013. – №4. – С 75-82.
- 38 Паницкий А.В. Характерные особенности радиоактивного загрязнения компонентов природной среды экосистем водотоков штолен горного массива Дегелен / А.В. Паницкий, Р.Ю. Магашева, С.Н. Лукашенко // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007 – 2009гг.] / под рук. Лукашенко С.Н. – Вып. 2. – Павлодар: Дом печати, 2010. – С. 57-102.
- 39 Паницкий А.В. Характерные особенности радиоэкологического состояния экосистем водотоков из штолен горного массива Дегелен / Паницкий А.В., Р.Ю. Магашева, С.Н. Лукашенко // Вестник НЯЦ РК. – 2010. – Вып. 2. – С. 93-102.

- 40 Паницкий А.В. Характер радионуклидного загрязнения компонентов природной среды экосистем штольневых водотоков испытательной площадки «Дегелен» / А.В. Паницкий, Р.Ю. Магашева, С.Н. Лукашенко [и др.]. // Ядерная и радиационная физика: материалы VII междунар. конф., 8 – 11 сентября 2009 г. – Алматы: ИЯФ НЯЦ РК, 2009. – С. 202.
- 41 Эколого-биологические исследования почвенно-растительного покрова радиационно-загрязненных территорий. Изучение миграции радионуклидов по пищевой цепи» за 2004-2006 гг.: отчет о НИР (заключительный): 01.01.01.05. / Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК (ИРБЭ НЯЦ РК); рук. Лукашенко С.Н. – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2004. – 76 с.
- 42 Ларионова Н.В. Разработка и применение метода оценки загрязнения тритием грунтовых вод по его содержанию в растительном покрове / Н.В. Ларионова, О.Н. Ляхова, А.О. Айдарханов, С.Б. Субботин, С.Н. Лукашенко // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007 – 2009 гг.] / под рук. Лукашенко С.Н. – Вып. 2. – Павлодар: Дом печати, 2010. – С. 321-330. – ISBN 978-601-7112-28-8.
- 43 Ларионова Н.В. Исследование возможности использования растений в качестве показателей содержания трития в грунтовых водах / Н.В. Ларионова, С.Н. Лукашенко, С.Б. Субботин, О.Н. Ляхова, А.О. Айдарханов, Л.В. Бахтин // Вестник НЯЦ РК. – 2009. – Вып. 2. – С. 18-25.
- 44 Ляхова О.Н. К вопросу о путях миграции трития за пределы бывшей испытательной площадки «Дегелен» / О.Н. Ляхова, Н.В. Ларионова, С.Н. Лукашенко, А.О. Айдарханов, Е.В. Спирин // Радиация и риск. Бюллетень Национального радиационно-эпидемиологического регистра. – 2014. – № 1 – С. 97-105.
- 45 Ляхова О.Н. Механизмы формирования тритиевого загрязнения воздушного бассейна в пределах горного массива Дегелен / О.Н. Ляхова, С.Н. Лукашенко, Н.В. Ларионова // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007 – 2009 гг.] / под рук. Лукашенко С.Н. – Вып. 2. – Павлодар: Дом печати, 2010. – С. 331-354.
- 46 Гигиенические нормативы «Санитарно-эпидемиологические требования к обеспечению радиационной безопасности» Утверждены постановлением Правительства Республики Казахстан № 201 от 03.02.2012 года.
- 47 Горин В.В. Семипалатинский полигон: хронология подземных ядерных взрывов и их первичные радиационные эффекты (1961-1989 гг.) / В.В. Горин, Г.А. Красилов, А.М. Матущенко [и др.] // Бюллетень Центра общественной информации по атомной энергии. – 1993. – № 9. – С. 21-32.
- 48 Отчет о научно-технической деятельности Института радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, выполненной по РЦНТП «Развитие атомной энергетики в Казахстане» за 2001 г.: отчет о НТД (информационный) / Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК (ИРБЭ НЯЦ РК); рук. Птицкая Л.Д. – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2001. – С. 77.
- 49 Отчет о научно-технической деятельности Института радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, выполненной по РЦНТП «Развитие атомной энер-

- гетики в Казахстане» за 2000 г.: отчет о НТД (информационный) / (Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК) ИРБЭ НЯЦ РК; рук. Птицкая Л.Д. – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2000. – 72 с.
- 50 Ляхова О.Н. Исследование уровня и характера распределения трития в воздушной среде на территории Семипалатинского испытательного полигона: дис... канд. биол. наук: 03.00.01 / Ляхова Оксана Николаевна – Обнинск, 2013.- 132 с.
- 51 Lyakhova O.N. Tritium as an indicator of venues for nuclear tests / O.N. Lyakhova, S.N. Lukashenko, N. V. Larionova, S. B. Subbotin S.I. Mulgin, S. V. Zhadanov // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2013. – Vol. 124. – P. 13-21.
- 52 Catalog of world wide nuclear testing / V.N. Mikhailov, editor-in-chief. U 264. – 1999. – V. 264. – С.38.
- 53 Обеспечение безопасности бывшего Семипалатинского испытательного полигона Республиканская бюджетная программа 011 «Обеспечение радиационной безопасности»: отчет о РБП / Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК (ИРБЭ НЯЦ РК); рук. Лукашенко С.Н. – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2006.
- 54 Андриюшин И.А. Ядерные испытания СССР. Гидроядерные эксперименты. Инвентаризация затрат плутония / И.А. Андриюшин, Н.П. Волошин, Р.И. Илькаев [и др.] // Бюллетень. Центра общественной информации по атомной энергии. – 1998. – № 12. – С. 60-63.
- 55 Материалы по вопросам радиоэкологического состояния территории Семипалатинского полигона в результате воздействия значимых ядерных испытаний / Кол.авторов. – Саров: РФЯЦ-ВНИИЭФ, 1994. – 172 с.
- 56 Ядерные испытания СССР. Современное радиоэкологическое состояние полигонов / Кол. авторов под рук. проф. В.А. Логачева. – М.: Изд.АТ, 2002. – 639 с.
- 57 Семипалатинский испытательный полигон: программа СТР. – Курчатов, 2004. – С. 142.
- 58 Логачев В.А. Радиоэкологические последствия испытаний БРВ на Семипалатинском полигоне / В.А. Логачев // Бюллетень по атомной энергии. – 2002. – № 12. – 62-67.
- 59 Радиологическая характеристика площадок «4» и «4А» бывшего Семипалатинского испытательного полигона: отчет о НИР, по договору № NUCFSU2001/85756/KNNC/1-1. – Курчатов: ИРБЭ, 2005.
- 60 Исследование полигона, изучение вариантов по оценке и ремедиации возможных площадок для размещения хранилища отработанного ядерного топлива на Семипалатинском испытательном полигоне в Казахстане: отчет о НИР (итоговый), по проекту МНТЦ К-1323р. – Курчатов: ИРБЭ, 2007.
- 61 Комплексные исследования сейсмической, радиационной и санитарно-эпидемиологической обстановки района Семипалатинского полигона при подземных ядерных взрывах: отчет о НИР / Ю.В. Дубасов, А.С. Кривохатский, Ю.И. Баранов [и др.]. – С.-Петербург: НПО «Радиевый институт», 1992. – 72 с.

- 62 Мирное использование ядерных взрывов // Атомная наука и техника в СССР. – М., 1977. – 103 с.
- 63 Мирные ядерные взрывы: обеспечение общей и радиационной безопасности при их проведении / Под ред. В.А. Логачева. – М., 2001. – 519 с.
- 64 Оценка радиологической обстановки и мониторинг на территории Семипалатинского испытательного полигона и прилегающих к нему регионов». Разработка природоохранных мероприятий шифр темы: 01.01.01.н. Этап: «Оценка радиоэкологической обстановки на испытательной площадке Балапан: отчет о НИР (заключительный) / Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК (ИРБЭ НЯЦ РК); рук. Птицкая Л.Д. – Курчатov: ИРБЭ НЯЦ РК, 2003.
- 65 Разработка основ и выбор технологий ликвидации поверхностного загрязнения и способов ограничения вторичного загрязнения территории Семипалатинского испытательного полигона: отчет заключительный по проекту МНТЦ К-337. – Алматы: ИЯФ НЯЦ РК, 2001-2003.
- 66 Изучение современного состояния и последствий деятельности объектов атомной энергетики Семипалатинского полигона на окружающую среду: отчет о НИР (заключительный) за 2009-2011 гг. / Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК (ИРБЭ НЯЦ РК); рук. С.Н. Лукашенко, А.В. Паницкий, А.О. Айдарханов – Курчатov: ИРБЭ НЯЦ РК, 2011.– 216 с. – № ГР 0109РК01414. – Инв. № 0211РК01643.
- 67 Комплексное изучение миграции радионуклидов в экосистемах различных ландшафтов Семипалатинского полигона, подвергшихся ядерным испытаниям разного характера: отчет о НИР (заключительный) за 2014 гг. / Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК (ИРБЭ НЯЦ РК); рук. С.Н. Лукашенко, А.В. Паницкий, А.О. Айдарханов – Курчатov: ИРБЭ НЯЦ РК, 2014.– 92 с. – № ГР 0112РК00543 – Инв. № 0214РК02967.
- 68 Временные допустимые уровни содержания радионуклидов в объектах контроля Минсельхоза Республики Казахстан, не вошедших в перечень Минздрава Республики, 22.02.94.
- 69 Стрильчук Ю.Г. Радиоэкологическое состояние «западной» части территории СИП / Ю.Г. Стрильчук, О.В. Тоневницкая, Ю.Ю. Яковенко // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Национального ядерного центра Республики Казахстан за 2010г.] / под рук. Лукашенко С.Н. – Т.2. – Вып. 3. – Павлодар: Дом печати, 2011. – С. 81-164.
- 70 Обеспечение радиационной безопасности на территории Республики Казахстан. Материалы комплексного экологического обследования «юго-восточной» части территории СИП (район площадок «Балапан», «Дегелен», «Телькем»): отчет о РБП 038 (информационный) / Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК (ИРБЭ НЯЦ РК); рук. Лукашенко С.Н. – Курчатov: ИРБЭ НЯЦ РК, 2013.
- 71 Израэль Ю.А. Экология и контроль состояния природной среды / Ю.А. Израэль. – Л.: Гидрометиздат, 1979. – 375 с.
- 72 Инструкция по отбору проб почв при радиационном обследовании загрязнении местности. – М.: Межведомственная комиссия, 1987. – 10 с.

- 73 Методические указания по проведению обследования сельхозугодий в хозяйствах загрязненной радионуклидами зоны в 1991-1992 гг. – Киев, 1991. – 11с.
- 74 Методические рекомендации по оценке радиационной обстановки в населенных пунктах. – М., 1990. –118 с.
- 75 Махонько К.П. Контроль за радиоактивным загрязнением природной среды в окрестностях АЭС / К.П. Махонько, А.Н. Силантьев, И.Г. Шкуратов. – Л., Гидрометеиздат, 1985. – 131с.
- 76 Яковлев Е.А. Временные методические рекомендации по проведению радиоэкологических исследований в зоне влияния АЭС / Е.А. Яковлев, А.И. Оставенко, Н.М. Бондарева [и др.]. – К.: Минэнерго СССР, 1990. – 98с.
- 77 Стрильчук Ю.Г. Радиоэкологическое состояние «юго-восточной» (район с. Саржал) части территории СИП / Ю.Г. Стрильчук, С.Н. Лукашенко, В.В. Каширский [и др.]. // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Национального ядерного центра Республики Казахстан за 2011-2012 г.] / под рук. Лукашенко С.Н. – Павлодар: Дом печати, 2013. – Т.1. – Вып. 4. – С. 15-117. – ISBN 978-601-7112-74-5.
- 78 Обеспечение радиационной безопасности на территории Республики Казахстан. Материалы комплексного экологического обследования «юго-восточной» части территории СИП (южнее площадки «Балапан»): отчет о РБП 038 (информационный) / Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК (ИРБЭ НЯЦ РК); рук. Лукашенко С.Н. – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2013.
- 79 Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Радиоэкологическое состояние «северной» части территории Семипалатинского испытательного полигона] / под рук. Лукашенко С.Н. – Вып. 1. – Павлодар: Дом печати, 2010. – 234с. – ISBN 978-601-7112-28-8
- 80 Panitskiy A.V., Lukashenko S.N. «Nature of radioactive contamination of components of ecosystems of streamflows from tunnels of Degelen massif» / A.V. Panitskiy, S.N. Lukashenko // Journal of Environmental Radioactivity. – 2015. – P. 32-40.
- 81 Лакин Г.Ф. Биометрия / Г.Ф. Лакин. – М.: Высшая школа, 1990. – С. 44.
- 82 DETERMINATION OF TRANSURANIC ELEMENTS, THEIR BEHAVIOUR AND SOURCES IN THE AQUATIC ENVIRONMENT
- 83 Паницкий А.В. Особенности вертикального распределения радионуклидов в почвах бывшего Семипалатинского полигона / А.В. Паницкий, С.Н. Лукашенко, Р.Ю. Магашева // Фундаментальные исследования. – 2013. – № 10. – С. 2231-2236.
- 84 Мартюшов В.В. Радиоэкологические аспекты поведения долгоживущих радионуклидов в пойменных ландшафтах верхнего течения реки Течь / В.В. Мартюшов, Д.А. Спирин // Экология. – 1997. – № 5. – С. 361-368.
- 85 Титаева Н.А. Ядерная геохимия: учебник / Н.А. Титаева. – 2-е изд., испр. и доп. – М.: Изд-во МГУ, 2000. – 336 с.
- 86 Трансурановые элементы в окружающей среде: пер. с англ. / Под ред. У.С. Хэнсона. – М.: Энергоатомиздат, 1985. – 344 с.
- 87 Артемьев О.И. Изучение форм нахождения ^{239/240}Pu в радиоактивных выпадениях атмосферных ядерных взрывов на Семипалатинском испытательном

- полигоне / О.И. Артемьев, М.А. Умаров, Т.В. Сидорич // Вестник НЯЦ РК. – 2003. – Вып. 3. – С. 48-51.
- 88 Круглов С.В. Распределение радионуклидов чернобыльских выпадений по фракциям гранулометрического состава дерново-подзолистых почв / С.В. Круглов, Н.А. Васильева, А.Д. Куринов, Р.М. Алексахин // Почвоведение. – 1995. – № 3. – С. 551-557.
- 89 Spezzano P. Distribution pre- and post-Chernobyl radiocesium with particle size fractions of soils / P. Spezzano // Journal of Environmental Radioactivity. – 2005. – Vol.83. – Is. 2. – P. 117-127.
- 90 Hosoda M. Visualization of radiocesium distribution in contaminated soil from Kashiwa City, Chiba, Japan / M. Hosoda, M. Fukushi [at al.] // Radiation Energy Medicine. – 2012. – Vol. 1. – № 1-2. – P. 117-120.
- 91 Korobova E.M. Granulometric and mineralogic investigation for explanation of radionuclide accumulation on different size fractions of the Yenisey floodplain soils / E.V. Korobova, V.G. Linnik [at al.] // Journal of Geochemical Exploration. – 2014. – № 142. – P. 49-59.
- 92 Bihari A. Examination of the effect of particle size on the radionuclide content of soils / A. Bihari, Z. Dezso // Journal of Environmental Radioactivity. – 2008. – № 99. – P. 1083-1089.
- 93 Активность радионуклидов в объемных образцах. Методика выполнения измерений на гамма-спектрометре: МИ 2143-91. – Введ. 1998-06-02. – Рег. № 5.06.001.98. – М.: НПО ВНИИФТРИ, 1991. – 17 с.
- 94 Инструкция и методические указания по оценке радиационной обстановки на загрязненной территории: 17.03.89 г. – М.: Госкомгидромет СССР, 1989.
- 95 Методика выполнения измерений активности радионуклидов плутоний-238, плутония-(239+240) в счетных образцах, приготовленных из проб объектов окружающей среды. – М.: ФГУП «НПО Радиевый институт им. В.Г. Хлопина».
- 96 Обеспечение радиационной безопасности на территории Республики Казахстан. «Материалы комплексного экологического обследования «южной» части территории СИП»: отчет о РБП 038 (информационный) / Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК (ИРБЭ НЯЦ РК); рук. Лукашенко С.Н. – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2014.
- 97 Павлоцкая Ф.И. Относительная подвижность, состояние и формы нахождения стронция-90, стабильного стронция и кальция в почвах / Ф.И. Павлоцкая. – Москва, 1973. – 39с.
- 98 Михайловская Л.Н. Физико-химические формы радионуклидов аварийных выпадений ЧАЭС в лесных подстилках / Л.Н. Михайловская, И.В. Молчанова, Е.Н. Караева // Экология. – 1999. – № 5. – С. 348-351.
- 99 Hirofumi Tsukada. Concentration and specific activity of fallout ^{137}Cs in extracted and particle-size fractions of cultivated soils / Hirofumi Tsukada, Akira Takeda, Shun'ichi Hisamatsu, Jiro Inaba // Journal of Environmental Radioactivity. – 2008. – № 99. – P. 875-881.

- 100 Федоров Е.А. Поведение плутония в почве и поступление в растения / Е.А. Федоров, А.С. Бакуров, М.Н. Федорова, М. Ф. Расулев // *Агрохимия*. – 1986. – № 12. – С. 83-88.
- 101 Jixin Qiao. Fractionation of plutonium in environmental and bio-shielding concrete samples sing dynamic sequential extraction / Jixin Qiao, Xiaolin Hou// *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2010. – № 101.- P. 244-249.
- 102 Szabo G. Investigation of the solid phas speciation of ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{239}Pu and ^{241}Am in soils determined by extraction and ultra-filtration methods / G. Szabo, J. Gucci, A. Nisbet // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. –1997. – Vol. 226. – Nos 1-2. – P. 255-259.
- 103 Guillen J. Radionuclide Contamination and Remediation Through Plants. Ch. 5. Transfer of radionuclides to plants: Influence on the speciation of radionuclides in soil / J. Guillen, A. Baeza, A. Salas, J.G. Munoz-Munoz, A. Munoz-Serrano. – P. 107-123.
- 104 Новиков А.П. Коллоидный транспорт радионуклидов в почвах /А.П. Новиков, С.Н. Калмыков, Т.А. Горяченкова, Б.Ф. Мясоедов // *Российский химический журнал (Журнал Российского химического общества им. Д.И. Менделеева)*. – 2010.- T.LIV. – С. 111-119.
- 105 Обеспечение радиационной безопасности на территории Республики Казахстан: отчет о РБП 005 (информационный) по договору №2/3 20.02.2012 / Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК (ИРБЭ НЯЦ РК); рук. Лукашенко С.Н. – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2012. – 178 с.
- 106 Почвы Казахской ССР. Павлодарская область. – Алма-Ата: Наука, 1960. – Вып. 3. – 265с.
- 107 Почвы Казахской ССР. Карагандинская область. – Алма-Ата: Наука, 1967. – Вып. 8. – 330 с.
- 108 Почвы Казахской ССР. Семипалатинская область. – Алма-Ата: Наука, 1968. – Вып. 10. – 474 с.
- 109 Jeffrey R. Is there a future for sequential chemical extraction? /R. Jeffrey, Bacon, Christine M. Davidson // *Analyst*. – 2008. – P. 25-46.
- 110 Пономарева В.В. Гумус и почвообразование (методы и результаты изучения) / В.В. Пономарева, Т.А. Плотникова. – Л.: Наука, 1980. – 222с.
- 111 Методика измерения активности радионуклидов с использованием сцинтилляционного бета-спектрометра с программным обеспечением «Прогресс», №40090.4Г006. – Менделеево: ГНМЦ «ВНИИФТРИ», 2004. – 30 с.
- 112 Гребенщикова Н.В. Исследование закономерностей поведения радиоцезия в почвенно-растительном покрове Белорусского полесья после аварии на ЧАЭС / Н.В. Гребенщикова, С.К. Фирсакова, А.А. Новик [и др.]. // *Агрохимия*. – 1992. – № 1. – С. 91-99.
- 113 Марей А.Н. Глобальные выпадения цезия-137 и человек / А.Н. Марей, Р.М. Бархударов, Н.Я. Новикова. – М.: Атомиздат, 1974. – 166 с.
- 114 Книжников В.А. Глобальные выпадения цезия как фактор облучения населения СССР после аварии на Чернобыльской АЭС / В.А. Книжников, Р.М. Бархударов, Г.Я. Брук // *Материалы науч. конф.* – Киев: Здоров'я, 1988. – С. 66.

- 115 Кундузбаева А.Е. Формы нахождения искусственных радионуклидов в почвах на территории площадки «Опытное поле» / А.Е. Кундузбаева., С.Н.Лукашенко, Р.Ю. Магашева // Сборник трудов Национального ядерного центра Республики Казахстан за 2011-2012 гг. / под ред. С.Н. Лукашенко. – Т.2. – Вып. 4. – Павлодар: Дом печати, 2013. – С. 181-208.
- 116 Ларионова Н.В. Поступление радионуклидов из почвы в растения в зоне радиоактивных выпадений при прохождении радиоактивного облака («след» от взрыва 1953 года.) / Н.В. Ларионова [и др.]. // Сборник трудов Национального ядерного центра Республики Казахстан за 2011-2012 гг. / под ред. С.Н. Лукашенко. – Т.2. – Вып. 4. – Павлодар: Дом печати, 2013. – С. 159-166.
- 117 Анненков Б.Н. Основы сельскохозяйственной радиологии / Б.Н. Анненков, Е.В. Юдинцева. – М.: Агропромиздат, 1991. – С. 56-83.
- 118 INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Quantification of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments for radiological assessments, IAEA –TECDOC-1616. – Vienna: IAEA, 2009.
- 119 Ларионова Н.В. Накопление искусственных радионуклидов растениями на территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона: автореф. дис.... канд. биол. наук: 03.01.01 / Ларионова Наталья Владимировна. – Обнинск, 2013. – 22 с.
- 120 Ларионова Н.В. Особенности распределения искусственных радионуклидов в системе «почва – растение» в условиях лугового биогеоценоза / Н.В. Ларионова, С.Н. Лукашенко, А.М. Кабдыракова, Р.Ю. Магашева // Проблемы биогеохимии и геохимической экологии. – 2010. – №3 (14). – С.137-143.
- 121 Ларионова Н.В. Особенности накопления искусственных радионуклидов степными растениями на площадке «Опытное поле» бывшего СИП / Н.В. Ларионова, С.Н. Лукашенко, А.Е. Кундузбаева, С.А. Келлер // Вестник НЯЦ РК. – 2011. – Вып. 3. – С. 120-125.
- 122 Ларионова Н.В. Параметры накопления радионуклидов растениями в местах испытания боевых радиоактивных веществ на территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона / Н.В. Ларионова, С.Н. Лукашенко, Н.И. Санжарова // Радиация и риск. Бюллетень Национального радиационно-эпидемиологического регистра. – 2013. – №4. – С. 85-64.
- 123 Ларионова Н.В. Поступление радионуклидов из почвы в растения в зоне радиоактивных выпадений на территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона / Н.В. Ларионова, С.Н. Лукашенко // Радиация и риск. Бюллетень Национального радиационно-эпидемиологического регистра. – 2013. – №3. – С. 65-71.
- 124 Методические рекомендации по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объектах внешней среды. – Введ. – 1999. – Рег. № 5.05.008.99. – 336 с.
- 125 Обеспечение радиационной безопасности на территории РК, в рамках мероприятия 1 «Обеспечение безопасности бывшего СИП» этап (01.01.01) «Комплексная оценка воздействия бывшего Семипалатинского ядерного полигона на окружающую среду»: отчет о РПБ 038 / Институт радиационной безопас-

- ности и экологии (ИРБЭ НЯЦ РК); рук. Лукашенко С.Н. – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2014. – 82 с.
- 126 Отчет о научно-технической деятельности Института радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, выполненного в рамках мероприятия 0346 «Развитие атомной энергетики в Республике Казахстан» за 2009 год: отчет НТП (годовой) / Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК (ИРБЭ НЯЦ РК); рук. Лукашенко С.Н. – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2009. – 112 с.
 - 127 СТ РК 1545-2006 Радиационный контроль. Отбор проб поверхностных и сточных вод. Общие требования.- Введ. 2008-01-01. Астана: Изд-во стандартов, 2008. – 7с.
 - 128 Качество воды – определение активности трития, соответствующей данной концентрации – жидкостной метод сцинтилляционного счета. Международный стандарт ISO 9698:2010 (Е). – Введ.1989-12-01.– Москва: ВЦП НТЛИД, 1990. – 17с.
 - 129 Методика определения содержания искусственных радионуклидов плутония-(239+240), стронция-90, цезия-137 в природных водах методом концентрирования. KZ.07.00.00732-2007. – Алматы: ИЯФ РГП НЯЦ РК, 2001.
 - 130 Методика выполнения измерений активности радионуклидов плутония-(239-240) в счетных образцах, приготовленных из проб объектов окружающей среды. – М.: ФГУП «НПО Радиевый Институт им. В.Г. Хлопина».
 - 131 Субботин С.Б. Некоторые особенности радиоактивного загрязнения подземных и поверхностных вод на территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона / С.Б. Субботин, С.Н. Лукашенко [и др.] // Радиационные риски в центральной Азии: доклад на семинаре НАТО, 20-22 июня. – Алматы: ИЯФ НЯЦ РК, 2006.
 - 132 Субботин С.Б. Подземная миграция искусственных радионуклидов за пределы горного массива Дегелен / С.Б. Субботин, С.Н. Лукашенко, В.В. Каширский // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007-2009 гг.] / под рук. Лукашенко С.Н. – Вып. 2. – Павлодар: Дом печати, 2010. – С.103-157.
 - 133 Техногенное загрязнение речных экосистем / Под ред. В.Н. Райнина, Г.Н. Виноградовой. – М.: Научный мир, 2002. – 140 с.
 - 134 Томилина И.И. Донные отложения как объект токсикологических исследований (обзор) / И.И. Томилина, В.Т. Комов // Биология внутренних вод. – 2002. – №2. – С. 20-26.
 - 135 Мизандронцев И.Б. Химические процессы в донных отложениях водоемов / И.Б. Мизандронцев. – Новосибирск: Наука, 1990. – 176 с.
 - 136 INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, HANDBOOK OF PARAMETER VALUES FOR THE PREDICTION OF RADIONUCLIDE TRANSFER IN TERRESTRIAL AND FRESHWATER ENVIRONMENTS, IAEA, TEC-DOC-472. –Vienna: IAEA, 2010.
 - 137 Quantities, Units and Terms in Radioecology / J. ICRU: Report 65. – 2000. – Vol. 1. – №2.

- 138 Пирнач Л.С. Радиоактивное загрязнение донных отложений водоема-охладителя ЧАЭС. II. Распределение ^{137}Cs , ^{241}Am , ^{90}Sr в твердой фазе грунта / Л.С. Пирнач // Ядерная физика и энергетика. – 2011. – Т. 12. – № 4.
- 139 Терещенко Н.Н. Ведущая роль донных отложений в перераспределении плутония в черноморских экосистемах / Н.Н. Терещенко // Наукові праці. Серія: Техногенна безпека. – 2011. – Т.169. – Вип.157. – С.63-70.
- 140 Терещенко Н.Н. Барьерная роль Черного моря в отношении $^{239+240}\text{Pu}$, ^{137}Cs , ^{90}Sr – основных техногенных дозообразующих радионуклидов в постчернобыльский период / Н.Н. Терещенко, Г.Г. Поликарпов, Т.А. Крылова // Экосистемы, их оптимизация и охрана. – 2012. – Вып. 7. – С. 243-250.
- 141 Левина С.Г. Особенности аккумуляции долгоживущих радионуклидов и микроэлементов в почвах водосборных территорий озер Большой и Малый Игиш в поставарийный период (средняя часть ВУРСa) / С.Г. Левина, А.В. Аклеев, В.В. Дерягин, В.Н. Удачин, Г.Г. Корман, А.А. Сутягин, Л.Ф. Мухаметшина // Вопросы радиационной безопасности. – 2009. – № 1. – С. 63-72.
- 142 Sediment Distribution Coefficients and Concentration Factors for Biota in the Marine Environment // Technical Reports Series. – Vienna: IAEA, 2004. – № 422.
- 143 Салтыков А.В. Радионуклидный состав донных отложений реки Обь (лесная и лесостепная зоны) / А.В. Салтыков, И.В. Горбачев // Мир науки, культуры, образования. – 2010. – № 4(23). – С. 275-277.
- 144 Иванова И.Ю. Экологическая оценка качества донных отложений водотоков и водоемов Оренбургской области / И.Ю. Иванова. – Оренбург: Первый печатный дворик, 2009. – 122 с.
- 145 Simpson S.L. Handbook for Sediment Quality Assessment / S.L. Simpson, G.E. Batley, A.A. Chariton [et al.]. – Bangor: CSIRO, 2005. – 117 p.
- 146 Основные закономерности распределения радионуклидов в системе реки Теча по результатам многолетних наблюдений. <http://www.chelpogoda.ru/pages/332.php>
- 147 Kablova K. Содержание радионуклидов в воде и донных отложениях озера Малые Кирпичики (Восточно-Уральский радиоактивный след) / Ksenija Kablova [et al.] // По материалам LVI International Research and Practical Conference «Blooming planet: origins, evolution and the future of life on Earth». – London, UK, 2013.
- 148 Айдарханов А.О. Состояние экосистемы реки Шаган и основные механизмы его формирования / А.О. Айдарханов, С.Н. Лукашенко, С.Б. Субботин [и др.]. // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007 – 2009 гг.] / под рук. Лукашенко С.Н. – Павлодар: Дом печати, 2010. – Вып. 2. – С. 9-56.
- 149 Электронный ресурс <http://www.yk.kz/news/show/5105?print>
- 150 ГОСТ 24481-80. Вода питьевая. Отбор проб: утв.1980-29-12. № 6043. – М.: Изд-во стандартов, 1993. – 5с.
- 151 Collection and Preparation of Bottom Sediment Samples for Analysis of Radionuclides and Trace Elements, IAEA-TECDOC-1360. – Vienna: IAEA, 2003.

- 152 Методика определения изотопов плутония-(239+240), стронция-90 и америция-241 в объектах окружающей среды (почвы, растения, природные воды). №06-7-98 от 04 марта 1998г. – Алматы: Алматинское ГП «ЦСМС», 1998.
- 153 Aktaev M.R. Character of radioactive contamination with artificial radionuclides of the Shagan river and «Atomic» lake / M.R. Aktaev, S.N. Lukashenko, A.O. Aidarkhanov // Meeting in St. Petersburg: Fourth International Conference, Dedicated to N.W. Timofeeff-Ressovsky and His Scientific School «Modern Problems of Genetics, Radiobiology, and Evolution», St. Petersburg, 2-6 June 2015: Abstracts, Papers by Young Scientists. – Dubna: JINR, 2015. – 272 p.
- 154 Турченко Д.В. Оценка состояния загрязненности воздушного бассейна на испытательной площадке «Опытное поле» при проведении сельскохозяйственных работ / Д.В. Турченко, С.Н. Лукашенко, А.О. Айдарханов, А.В. Паницкий // Вестник НЯЦ РК.- 2013. – Вып. 4. – С. 59.
- 155 Field test experiments to validate the CEN standard measurement method for PM 2.5: Final Report. – 2006.
- 156 Организация системы мониторинга состояния подземных вод на территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона: годовые отчеты по проекту МНТЦ К-893 / Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК (ИРБЭ НЯЦ РК); рук. Субботин С.Б., Пестов Е.Ю. –Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2003 – 2007.
- 157 Обеспечение безопасности бывшего Семипалатинского испытательного полигона Республиканская бюджетная программа 011 «Обеспечение радиационной безопасности»: отчеты о РБП / Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК (ИРБЭ НЯЦ РК); рук. Лукашенко С.Н. – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2005 – 2011.
- 158 Субботин С.Б. Выявление путей миграции техногенных радионуклидов за пределы испытательной площадки «Балапан» / С.Б. Субботин, С.Н. Лукашенко, В.В. Романенко // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Национального ядерного центра Республики Казахстан за 2010 г.]/ под рук. Лукашенко С.Н. – Т. 2. – Вып. 3. – Павлодар: Дом печати, 2011. – С. 161-232. – ISBN 978-601-7112-53-0.
- 159 Адушкин В.В. Гидрогеологические эффекты при крупномасштабных подземных взрывах (препринт) / В.В. Адушкин, А.А. Спивак, Э.М. Горбунова, П.Б. Каазик, И.Н. Недбаев – М.: ИФЗ АН СССР, 1990. – 40 с.
- 160 Радиологическое исследование 30 штольневых порталов в горном массиве Дегелен Республики Казахстан: заключительный отчет / рук. Дубасов Ю.В. [и др.]. – С.-Петербург, 1996.
- 161 Субботин С.Б. Радиоактивное загрязнение водной среды горного массива Дегелен / С.Б. Субботин, Ю.В. Дубасов// Радиохимия. – 2013. – Т. 55. – N. 6. – С. 561-567.
- 162 Алексахин Р.М. Сельскохозяйственная радиоэкология / Под ред. Р.М. Алексахина, Н.А. Корнеева А.В. Васильев, В.Г. Дикарев [и др.]. – М.: Экология, 1992. – 400 с.

- 163 Корнеев Н.А. Задачи и перспективы сельскохозяйственной радиологии / Н.А. Корнеев, А.П. Поваляев, Р.М. Алексахин // Вестник сельскохозяйственной науки. – 1978. – № 1. – С. 108-114.
- 164 Лысенко Н.П. Ведение животноводства в условиях радиоактивного загрязнения среды / Н.П. Лысенко, А.Д. Пастернак, Л.В. Рогожина, А.Г. Павлов. – Санкт-Петербург: Лань, 2005. – С. 3-4; 29-34; 93-103.
- 165 Агеец В.Ю. Система радиозкологических контрмер в агрофере Беларуси / В.Ю. Агеец. – Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2001. – С. 4-6; 157-189.
- 166 Фесенко С.В. Динамика снижения коэффициентов перехода в сельскохозяйственные растения после аварии на Чернобыльской АЭС / С.В. Фесенко, Н.И. Санжарова, К.Б. Лисянский, Р.М. Алексахин // Радиационная биология. Радиозкология. – 1998. – Т. 38. – Вып. 2. – С. 256-265.
- 167 Quantities, Units and Terms in Radioecology. International Commission on Radiation Units and Measurements: ICRU Report 65 // Journal of the ICRU. – 2001. – V. 1. – № 2. – P. 2-44.
- 168 Mascanzoni D. Plant uptake of activation and fission products in a long-term field study / D. Mascanzoni // Journal of Environmental Radioactivity. – 1989. – Vol. 10 – Is. 3. – P. 233-249.
- 169 Lukšienė B. Gudilienė and other Accumulation and transfer of ^{137}Cs and ^{90}Sr in the plants of the forest ecosystem near the Ignalina Nuclear Power Plant / B. Lukšienė, D. Marčiulionienė // Journal of Environmental Radioactivity. – 2013. – Vol. 116. – P. 1-9.
- 170 Молчанова М.В. Некоторые итоги радиозкологического изучения природных экосистем в зоне Белоярской АЭС / М.В. Молчанова, Е.Н. Караваева, Н.В. Куликов // Экология. – 1985. – № 5. – С. 30-34.
- 171 Joshy P. Ravi and other Soil to leaf transfer factor for the radionuclides ^{226}Ra , ^{40}K , ^{137}Cs and ^{90}Sr at Kaiga region, India / P. Joshy, B.N. James, P.M. Dileep // Journal of Environmental Radioactivity. – 2011. – Vol. 102. – Issue 12. – P. 1070-1077.
- 172 Никипелов Б.В. Радиационная авария на Южном Урале в 1957 г. / Б.В. Никипелов, Г.Н. Романов, Л.А. Булдаков [и др.]. // Атомная энергия. – 1989. – Т. 67. – Вып. 2. – С. 74-80.
- 173 Satoru Endo. Paddy-field contamination with ^{134}Cs and ^{137}Cs due to Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident and soil-to-rice transfer coefficients / Satoru Endo, Tsuyoshi Kajimoto, Kiyoshi Shizuma. // Journal of Environmental Radioactivity. – 2013. – Vol. 116 – P. 59-64.
- 174 Кожыханов Т.Е. Особенности накопления техногенных радионуклидов сельскохозяйственными культурами в районе проведения наземных ядерных испытаний / Т.Е. Кожыханов, С.Н. Лукашенко, Н.В. Ларионова // Актуальные вопросы радиозкологии Казахстана [Сборник трудов Национального ядерного центра Республики Казахстан за 2010 г.] / под рук. С.Н. Лукашенко. – Вып. 3. – Т.2. – Павлодар: Дом печати, 2011. – С. 59-84.
- 175 Kozhahanov.T.E. Accumulation of artificial radionuclides in agricultural plants in the area used for surface nuclear tests / T.E. Kozhahanov, S.N. Lukashenko,

- N.V. Larionova // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2014. – Vol. 137. – P. 217-226.
- 176 К вопросу о вариативности поступления искусственных радионуклидов в растениеводческую продукцию при её производстве на пл. «Опытное поле» территории СИП [Сборник трудов Национального ядерного центра Республики Казахстан за 2011-2012 гг.] / под рук. С.Н. Лукашенко. – Вып. 4. – Т.2. – Павлодар: Дом печати, 2013. – С. 113-135.
- 177 Отчет о научно-технической деятельности Института радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, выполненной в составе мероприятия 1 «Развитие атомной энергетики в Республике Казахстан» за 2012 год. Прикладные научные исследования технологического характера: отчет о РПБ 003 (промежуточный) / Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК (ИРБЭ НЯЦ РК); рук. Лукашенко С.Н. – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2012. – 216 с.
- 178 Отчет о научно-технической деятельности Института радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, выполненной в составе мероприятия 1 «Развитие атомной энергетики в Республике Казахстан» за 2014 год. Прикладные научные исследования технологического характера: отчет о РПБ 011 / Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК (ИРБЭ НЯЦ РК); рук. Лукашенко С.Н. – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2015.
- 179 Инструкция и методические указания по наземному обследованию радиационной обстановки на загрязненной территории: утв. Межведомственной комиссией по радиационному контролю природной среды при Госкомгидромете СССР. – М., 1989.
- 180 Дозиметры радиометры МКС-АТ6130, МКС-АТ6130А, МКС-АТ6130В. Руководство по эксплуатации. АТОМТЕХ. Научно-производственное унитарное предприятие. – 84 с.
- 181 Каширский В.В. О некоторых характерных параметрах радионуклидного загрязнения бывшего Семипалатинского испытательного полигона / В.В. Каширский, С.Н. Лукашенко, Ю.Ю. Яковенко // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Национального ядерного центра Республики Казахстан за 2011-2012 гг.] / под рук. С.Н. Лукашенко. – Вып. 4. – Т.2. – Павлодар: Дом печати, 2013 – С. 11-24.
- 182 Корнеев Н.А. Основы радиоэкологии сельскохозяйственных животных / Н.А. Корнеев, А.Н. Сироткин. – М.: Энергоатомиздат, 1987. – 208 с.
- 183 Сироткин А.Н. Радиоэкология позвоночных животных / А.Н. Сироткин, Л.Н. Тюменев, А.И. Гришин. – М.: Наука. – 1978. – С. 91-102.
- 184 Алексахин Р.М. Чернобыль, сельское хозяйство, окружающая среда / Р.М. Алексахин [и др.]. – Обнинск: ВНИИСХРАЭ, 2006. – 35 с.
- 185 Beresford N.A. The transfer of radionuclides from saltmarsh vegetation to sheep tissues and milk / N.A. Beresford, B.J. Howard, R.W. Mayes // *J. Environmental of Radioactivity*. – 2007. – № 98. – P.36-49.
- 186 Паницкий А.В. К вопросу о качестве кумыса, производимого на производственном участке в поселке Саржал / А.В. Паницкий, С.Н. Лукашенко, М.М. Битенова // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2011 г.] / под

- рук. Лукашенко С.Н. – Вып. 3. Том. 1 – Павлодар: Дом печати, 2011. – С. 243-251.
- 187 Айдарханов А.О. Состояние экосистемы р. Шаган и основные механизмы его формирования / А.О. Айдарханов, С.Н. Лукашенко, С.Б. Субботин [и др.] // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007-2009 гг.] / под рук. Лукашенко С.Н. – Вып. 2 – Павлодар: Дом печати, 2010. – С. 9 – 56.
- 188 Green N. Recommended transfer factors from feed to animal products / N. Green, R.F.M. Woodman // National Radiological Protection Board: Didcot NRPB-W40. – 2003. – 63 p.
- 189 Fesenko S. Review of Russian language studies on radionuclide behaviour in agricultural animals: 3. Transfer to muscle / Fesenko S., Isamov N., Howard B.J. [et al.] // J. Environmental of Radioactivity. –2007. – V.98. – P. 215-231.
- 190 Anca Melintescu User approach of expanded MAGENTC for animals; parsimonious modeling trials // 3rd Meeting of the EMRAS II Working Group 7, «Tritium».- Vienna: IAEA, 2010.
- 191 Обеспечение радиационной безопасности на территории Республики Казахстан». Мероприятие 1 «Обеспечение безопасности бывшего Семипалатинского испытательного полигона»: отчет о РБП 011 (информационный) // Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК (ИРБЭ НЯЦ РК); рук. Лукашенко С.Н. – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ, 2009. – 172 с.
- 192 Байгазинов Ж.А. Параметры перехода радионуклидов ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$ в организм овец при их содержании в условиях радиационного загрязнения на испытательной площадке «Опытное поле» бывшего Семипалатинского полигона / Ж.А. Байгазинов, С.Н. Лукашенко // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2011-2012]. – Вып. 4. – Павлодар: Дом печати, 2013. – С. 197 – 208.
- 193 Байгазинов Ж.А. Параметры перехода радионуклидов ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$ в организм овец при их содержании в условиях радиационного загрязнения на испытательной площадке «Опытное поле» бывшего Семипалатинского полигона / Ж.А. Байгазинов, С.Н. Лукашенко // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2011-2012]. – Вып. 4. Т. 2. – Павлодар: Дом печати, 2013.
- 194 Байгазинов Ж.А. Параметры перехода радионуклидов в органы и ткани животных разного возраста / Ж.А. Байгазинов // доклад на конференции-конкурсе НИОКР молодых ученых и специалистов НЯЦ РК, 14 – 16 мая 2014 г. – Курчатов, 2014.
- 195 Байгазинов Ж.А. Исследование перехода искусственных радионуклидов в продукцию животноводства и птицеводства в условиях радиоактивного загрязнения СИП // Семипалатинский испытательный полигон / Ж.А. Байгазинов, С.Н. Лукашенко // Семипалатинский испытательный полигон. Радиационное наследие и перспективы развития: тез. докл. V междунар. науч.-практическая конф., 12-14 сентября. – Павлодар: Дом печати, 2012. – С.109-110.
- 196 Байгазинов Ж.А. Экспериментальное исследование особенностей перехода искусственных радионуклидов в органы и ткани овец в условиях СИП /

- А.В. Паницкий, С.Н. Лукашенко, И.Ю. Силачев // Актуальные вопросы радиоз экологии Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007–2009 гг.] / под рук. Лукашенко С.Н. – Вып. 2. – Павлодар: Дом печати, 2010. – С. 301-320.
- 197 Паницкий А.В. Трансурановые элементы в организме сельскохозяйственных животных при их разведении в условиях испытательной площадки «Дегелен» / А.В. Паницкий, Ж.А. Байгазинов, А.П. Коваль // Актуальные вопросы радиоз экологии Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2010 г.]. – Вып. 3. – Т. 2. – Павлодар: Дом печати, 2010. – С. 143 – 159.
- 198 Байгазинов Ж.А. Параметры перехода ^{90}Sr с водой и сеном в молоко крупного рогатого скота при однократном и длительном поступлении радионуклида в условиях площадки «Дегелен» / Ж.А. Байгазинов, С.Н. Лукашенко // Актуальные вопросы радиоз экологии Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2011-2012]. – Вып. 4. – Павлодар: Дом печати, 2013. – С.175 – 184.
- 199 Baigazinov Zh. Semipalatinsk test site: Parameters of radionuclide transfer to livestock and poultry products under actual radioactive contamination / Zh. Baigazinov, S. Lukashenko // (Institute of Radiation Safety and Ecology (Kazakhstan)); Grupo Pacifico, C/ Maria Cubi 4, 08006 Barcelona (Spain) // <https://intranet.pacifico-meetings.com/amsysweb/publicacionOnline.jsf?id=146>
- 200 Байгазинов Ж.А. Исследование динамики изменения концентрации трития в сыворотке молока крупного рогатого скота при различных формах его поступления в естественных условиях / А.В. Паницкий, С.Н. Лукашенко, С.А. Келлер, С.С. Каратаев, О.Н. Ляхова, Л.Ф. Субботина // Актуальные вопросы радиоз экологии Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007 – 2009 гг.]. – Вып. 2. – Павлодар: Дом печати, 2010. – С. 387 – 396.
- 201 Байгазинов Ж.А. Формирование загрязнения тритием продукции птицеводства при ее получении в условиях испытательной площадки «Дегелен» / Ж.А. Байгазинов, С.Н. Лукашенко // Актуальные вопросы радиоз экологии Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2011-2012 гг.]. – Вып. 4. – Том 2. – Павлодар: Дом печати, 2013. – С. 221-232.
- 202 Байгазинов Ж.А. Параметры перехода трития с водой и сеном в кобылье молоко при длительном поступлении радионуклида / Байгазинов Ж.А., Лукашенко С.Н. // Актуальные вопросы радиоз экологии Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2011-2012 гг.]. – Вып. 4. – Том 2. – Павлодар: Дом печати, 2013. – С. 249-258.
- 203 Байгазинов Ж.А. Экспериментальное исследование особенностей перехода искусственных радионуклидов в органы и ткани овец в условиях СИП / Ж.А. Байгазинов, А.В. Паницкий, С.Н. Лукашенко, С.А. Келлер // Актуальные вопросы радиоз экологии Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007 – 2009 гг.]. – Вып. 2. – Павлодар: Дом печати, 2010. – С.355 – 380.

- 204 Ляхова О.Н. К вопросу о путях миграции трития за пределы бывшей испытательной площадки «Дегелен» / О.Н. Ляхова, Н.В. Ларионова, С.Н. Лукашенко [и др.] // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2011-2012 гг.]. – Вып. 4. – Том 2. – Павлодар: Дом печати, 2013. – С. 75-84.
- 205 Анненков Б.Н. Радиобиология и радиоэкология сельскохозяйственных животных / под ред. Б.Н. Анненкова, И.К. Дибобеса, Р.М. Алексахина. – Москва: Атомиздат, 1973. – 224 с.
- 206 Состав органических веществ растительных субстратов. (Электронный ресурс) http://wer23sd.narod.ru/_2.htm.
- 207 Постановление Правительства Республики Казахстан от 31.07.2007 N 653 «Об утверждении критериев оценки экологической обстановки территорий».
- 208 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, Шрирам Гопал. – 2001.
- 209 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, S.F. Mobbs // National Radiological Protection Board: Report NRPB W 36. – GteitBritanion, 2003.
- 210 Методические указания 2.6.1.2153-06 «Оперативная оценка доз облучения населения при радиоактивном загрязнении территории воздушным путем».
- 211 Машкович В.П. Защита от ионизирующих излучений : справочник / В.П. Машкович, А.В. Кудрявцева. – М.: Энергоатомиздат, 1995.
- 212 Санитарные правила «Санитарно-эпидемиологические требования к обеспечению радиационной безопасности»: утв. Постановлением Правительства РК №202 от 03.02.2012 г.
- 213 Гусев Н.Г. Радиоактивные выбросы в биосфере: справочник / Н.Г. Гусев, В.А. Беляев. – 2-изд. –М.: Энергоатомиздат, 1991.
- 214 Authors on behalf of ICRP, K. Eckerman, J. Harrison, H-G. Menzel, C.H. Clement. ICRP Publication 119: Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60. Annals of the ICRP, Volume 41, Supplement 1, 2012, P. 1–130.

Об основных авторах



Лукашенко Сергей Николаевич окончил Ленинградский институт им. Ленсовета по специальности «Радиационная химия» в 1986 году и был направлен по распределению в Институт ядерной физики Академии наук КазССР, где проработал до 2006 года. В 2006 году назначен Заместителем Генерального директора по радиоэкологии НЯЦ РК – Директором Института радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, в этой должности работает по настоящее время. В 2006-2012 гг. являлся членом Консультативной Группы по Ядерным Применениям при Генеральном Директоре Международного Агентства по Атомной Энергии. Основные области

научных интересов: исследование состояния Семипалатинского испытательного полигона; прикладные и фундаментальные проблемы радиоэкологии; биодозиметрия. За время своей работы неоднократно являлся менеджером / научным руководителем крупных республиканских и международных проектов. Автор и соавтор более 280 научных работ.

Айдарханова Альмира Курмановна в 2001 г. окончила с отличием Восточно-Казахстанский Государственный Университет по специальности «Химия», в 2003 г. там же закончила магистратуру по специальности «Аналитическая химия» и имеет степень магистра химии. С 2001 г. работала в качестве инженера-радиохимика в лаборатории радиационных исследований и миграции продуктов деления ядерного топлива ИАЭ НЯЦ РК. С 2007 г. работает в ИРБЭ НЯЦ РК в отделе разработки систем мониторинга окружающей среды. В настоящее время занимает должность начальника группы экспериментальных исследований. Основным направлением научной деятельности является исследование процессов, связанных с миграцией техногенных радионуклидов в грунте и воде: сорбционные и десорбционные свойства грунтов, перераспределение радионуклидов в гетерофазной системе «вода – грунт/донные отложения», выщелачивание радионуклидов из грунта в природные воды. Соавтор более 10 научных публикаций.





Байгазинов Жанат Абылканович в 2006 г. окончил Семипалатинский государственный университет им. Шакарима по специальности «Селекция и биотехнология в животноводстве». В 2008 г. закончил магистратуру Семипалатинского государственного педагогического института и получил академическую степень Магистра Биологии. С 2006 года работает в ИРБЭ, в настоящее время занимает должность начальника группы эпидемиологических и биодозиметрических исследований.

Основная область научной деятельности – сельскохозяйственная радиэкология и радиобиология сельскохозяйственных животных и птиц. Изучаемые аспекты – распределение радионуклидов (^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am , $^{239+240}\text{Pu}$, ^3H) в органах и тканях сельскохозяйственных животных и птиц, закономерности их обмена в организме, переход этих радионуклидов в продукты скотоводства, овцеводства, коневодства и птицеводства. Радиэкологическая оценка пастбищ и сенокосов на радиоактивно-загрязненных землях бывшего СИП и определение возможности ведения животноводства в этих условиях.

Глущенко Виктор Николаевич в 1988 г. окончил Казахский государственный университет им. С.М. Кирова по специальности «Физика», занимался разработкой и внедрением ядерно-физических методов анализа в геофизике. С 2001 года работает в Институте ядерной физики г. Алматы, в настоящее время возглавляет Центр комплексных экологических исследований. Основной областью научных интересов является комплексное исследование состояния различных радиационно-опасных объектов, включая бывшие испытательные полигоны – Семипалатинский и Азгир, места проведения мирных ядерных испытаний – объекты ЛИРА, Мангышлак, Меридиан и др., ядерные исследовательские и энергетические установки – реакторная установка БН-350 в г. Актау, реактор ВВР-К в г. Алматы, объекты урановой промышленности – хвостохранилище Кошкар-Ата, объекты уранодобывающей и перерабатывающей промышленности Северного Казахстана, радиационно-опасные объекты и территории нефтедобывающей отрасли. Являлся руководителем ряда республиканских и международных проектов. Соавтор более 40 научных трудов.





Кабдыракова Алуа Мырзагазиновна в 2003 году окончила Восточно-Казахстанский Государственный Университет по специальности «Химия», в 2006 – магистратуру Семипалатинского Государственного Университета им. Шакарима по специальности «Химия высокомолекулярных соединений». С 2003 года работает в ИРБЭ НЯЦ РК, в настоящее время – начальником группы физико-химических исследований отдела комплексных исследований экосистем. Область научной деятельности – изучение характера радиоактивного загрязнения почвенного покрова и поведения техногенных радионуклидов в почве. Соавтор более 15 научных работ.

Каширский Владимир Владимирович в 1998 году окончил Восточно-Казахстанский государственный университет по специальности «Физика», в 2000 году там же окончил магистратуру по специальности «Физика» (спектроскопия). Начал работу в 1999 году инженером в лаборатории низкофоновых исследований ИЯФ НЯЦ РК. С 2008 года работает в ИРБЭ руководителем группы спектрометрических исследований, с 2012 года занимает должность начальника лаборатории радиохимических исследований. Основными областями научных интересов являются: разработка методик определения альфа-, бета-, гамма-излучающих радионуклидов в различных объектах окружающей среды, изучение радиоэкологической ситуации в местах проведения ядерных взрывов, изучение изотопных отношений трансурановых элементов в местах проведения ядерных взрывов, оценка дозовых нагрузок от внешнего и внутреннего облучения на персонал и население. Соавтор 20 научных работ.



Кожуханов Тимур Едилбаевич – руководитель группы радиоэкологии сельскохозяйственных растений отдела комплексных исследований экосистем Института радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК.

Окончил в 2004 г. Семипалатинский государственный университет им. Шакарима по специальности «Экология» с отличием. Квалификация по диплому эколог.

В 2006 г. окончил магистратуру в Семипалатинском государственном педагогическом институте по специальности «Экология», с присвоением квалификации и академической степени магистра экологии.

Работает в ИРБЭ НЯЦ РК с 2010 г. Основное направление деятельности связано с разработкой и постановкой полевых экспериментов с сельскохозяйственными культурными растениями по изучению перераспределения радионуклидов в системе «почва-растение» и оценке характера радиоактивного загрязнения растительного покрова территории СИП.

Кундузбаева Асия Еркебековна – инженер отдела комплексных исследований экосистем. Окончила в 2002 г. Семипалатинский Государственный Университет им. Шакарима по специальности «Химия», в 2004 г. – магистратуру по специализации «Химия высокомолекулярных соединений». В Институте радиационной безопасности и экологии работает с 2004 г. Одним из основных направлений деятельности является исследование поведения техногенных радионуклидов в почве. Соавтор более 10 научных публикаций.



Ларионова Наталья Владимировна в 2003 году окончила Семипалатинский Государственный Университет им. Шакарима по специальности «Биология», в 2006 г. там же закончила магистратуру по специальности «Экология». Работает в ИРБЭ с 2003 года, в настоящее время – начальник лаборатории радиоэкологических исследований отдела комплексных исследований экосистем. В 2013 году на заседании диссертационного совета при Всероссийском научно-исследовательском институте сельскохозяйственной радиологии и агроэкологии (г.Обнинск) защитила диссертацию на соискание учёной степени кандидата биологических наук по специальности «Радиобиология». Область научных интересов: исследование перераспределения радионуклидов в системе «почва-растение» и оценка характера радиоактивного загрязнения растительного покрова. Соавтор более 50 научных работ.

Ляхова Оксана Николаевна окончила Восточно-Казахстанский Государственный Университет в 2000 г по специальности «Физика», специализация «Спектроскопия». После окончания ВУЗа поступила на работу в ИАЭ НЯЦ РК в качестве инженера-физика в лабораторию радиационных исследований и миграции продуктов деления. С 2006 года работает в филиале ИРБЭ НЯЦ РК в отделе разработки систем мониторинга окружающей среды. В настоящий момент занимает должность начальника лаборатории «Эксперимен-



тальных исследований механизмов переноса». Основная область деятельности: исследование уровня и характера распределения трития в атмосферном воздухе местах проведения ядерных испытаний, распределение трития в различных системах окружающей среды «вода-атмосфера», «почва-атмосфера», «подземные воды-атмосфера», «растения-атмосфера», изучение источников поступления трития в атмосферу. В 2013 году успешно защитила кандидатскую диссертацию на тему «Исследование уровня и характера распределения трития в воздушной среде Семипалатинского испытательного полигона», является автором и соавтором более 30-ти публикаций и научных работ.



Паницкий Андрей Васильевич в 2002 г. окончил Восточно-Казахстанский государственный университет по специальности «Экология природопользования», в 2004 г. – магистратуру Павлодарского университета по специальности «Прикладная экология». В 2013 г. защитил кандидатскую диссертацию на соискание степени кандидата биологических наук, специализация «Радиобиология, радиоэкология». С 2002 г. работает в ИРБЭ РГП НЯЦ РК, в настоящее время – начальник отдела комплексных исследований экосистем.

Основная область научных интересов – оценка последствий ядерных испытаний на наземные и водные экосистемы СИП: изучение современного фаунистического, флористического и цено-тического состава СИП; изучение особенностей механизмов пространственной и вертикальной миграции техногенных радионуклидов в почвенно-растительном покрове; проведение исследований параметров перехода радионуклидов в продукцию сельского хозяйства при ее получении в условиях радионуклидного загрязнения. Соавтор более 50 научных трудов.



Субботин Сергей Борисович трудовую деятельность начал дозиметристом на урановом руднике после окончания в 1975 г. Среднеазиатского политехникума по специальности «Геология, поиск и разведка месторождений полезных ископаемых». С 1979 г. выполнял работы по инженерно-геологическому сопровождению ядерных взрывов на Семипалатинском полигоне. В 1988 г. окончил Томский политехнический институт по специальности «Гидрогеология и инженерная геология». В стенах Института радиационной безопасности и экологии с 1995 г. В течение всего периода работы принимал активное участие в проводимых Институ-

том радиоэкологических исследованиях в местах проведения ядерных испытаний, как на территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона, так и в других районах Казахстана. При проведении работ по демилитаризации испыта-

тельного комплекса на СИП был ответственным за радиационную безопасность работ по закрытию штолен, ликвидации скважин и шахтных пусковых установок для ракет СС-18. С 2003 по 2007 гг. являлся менеджером проекта МНТЦ К-893 «Организация системы мониторинга состояния подземных вод на территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона».

Является разработчиком и руководителем разделов научно-технических и республиканских бюджетных программ, имеющих большое значение для оценки и развития современной радиационной обстановки на бывшем Семипалатинском испытательном полигоне, связанной с радиоактивным загрязнением подземных вод. Является автором более 30 научных статей по результатам проведенных работ. В настоящее время занимает должность начальника лаборатории исследований опасных природно-техногенных процессов.

В 2015 году защитил диссертацию на соискание ученой степени кандидата геолого-минералогических наук по теме «Влияние радиоактивного загрязнения подземных вод на радиоэкологическую обстановку бывшего Семипалатинского испытательного полигона».



Топорова Анна Владимировна в 2007 году окончила Томский политехнический университет (ТПУ) Физико-технический факультет по специальности «Радиационная безопасность человека и окружающей среды» с присвоением квалификации «Инженер». С 2007 года работает в Филиале ИРБЭ НЯЦ РК. С 2009 г. проводит оценку дозовых нагрузок на население и персонал при проживании и ведении деятельности на радиоактивно загрязненных территориях, а также на территории СИП и за её пределами. В настоящее время занимает должность инженера 2 категории в Учебно-информационном центре и является руководителем проекта «Разработка методических указаний «Оценка эффективных доз ионизирующих излучений у населения при проживании на территории Семипалатинского испытательного полигона»». Соавтор 7 научных публикаций.

Турченко Денис Владимирович – начальник группы состояния воздушной среды в отделе разработки систем мониторинга окружающей среды филиала «Институт радиационной безопасности и экологии» НЯЦ РК

В 2006 г. окончил Томский политехнический университет по специальности «Ядерные реакторы и энергетические установки», квалификация по диплому «Инженер-физик».

В ИРБЭ НЯЦ РК работает с 2006 г. Основным направлением работ является исследование уровней и характера радиоактивного загрязнения воздушной среды искусственными радионуклидами на СИП и прилегающих территориях.



Изучает вопросы поступления трития в снежный покров в местах проведения ядерных испытаний на СИП. Занимается постановкой методов по определению концентрации взвешенных аэрозольных частиц PM_{2.5} и PM₁₀ в атмосферном воздухе с последующим определением концентрации тяжелых металлов в воздушной среде. Автор 10 научных публикаций.



Умаров Мурат Алпыспаевич, к.х.н., в 1991 г. окончил Новосибирский институт инженеров геодезии, аэрофотосъемки и картографии по специальности «Аэрофото-геодезия». С 1997 года работает в Институте радиационной безопасности и экологии. В 2007 г. защитил кандидатскую диссертацию в Казахском национальном университете им. Аль-Фараби. В настоящее время работает начальником лаборатории радиационных исследований. Основным направлением научной деятельности является разработка методов экспрессной оценки радиационной обстановки различных экосистем с применением полевой гамма-спектрометрии, радиометрии и радонометрии.

Харкин Павел Викторович в 1998 г. окончил Казахский государственный национальный университет им. Аль-Фараби. С 2004 г. работает в Институте ядерной физики, в настоящее время исполняет обязанности заведующего лабораторией низкофоновых измерений Центра комплексных экологических исследований. Область научных интересов – исследования радионуклидного и элементного состава объектов окружающей среды, изучение радиологической обстановки в местах проведения ядерных испытаний и в районах размещения ядерных установок.



Яковенко Юлия Юрьевна в 2002 г. окончила Восточно-Казахстанский государственный университет по специальности «Прикладная математика». В 2004 г. – магистратуру ВКГУ – магистр математики, специализация «Математическое моделирование». В 2015 году поступила в аспирантуру Сибирского государственного университета геосистем и технологий по направлению «Картография и геоинформатика».

В ИРБЭ НЯЦ РК работает с 2008 года, в настоящее время – начальник лаборатории геоинформационных технологий.

Основным направлением деятельности является систематизация и структурирование информации по СИП с помощью ГИС-технологий, статистический и гео-статистический анализ данных радиоэкологических исследований, поверхностного загрязнения территории СИП, подготовка картографического материала по результатам полевых и лабораторных исследований. Является ответственным исполнителем по разработке, сопровождению и поддержанию в актуальном состоянии Базы аналитических данных института по исследованию радиоэкологической обстановки на СИП и созданию ГИС-проекта «СИП». Соавтор 26 научных работ.

Министерство Энергетики Республики Казахстан
Республиканское государственное предприятие
«Национальный ядерный центр Республики Казахстан»
Филиал «Институт радиационной безопасности и экологии»

АКТУАЛЬНЫЕ ВОПРОСЫ РАДИОЭКОЛОГИИ КАЗАХСТАНА

Выпуск 5

*Оптимизация исследований территорий
Семипалатинского испытательного полигона
с целью их передачи в хозяйственный оборот*

Под общей редакцией зам. генерального директора
по радиоэкологии РГП НЯЦ, директора ИРБЭ С. Н. Лукашенко

Технический редактор: Г. Трубицкая
Компьютерная верстка: А. Вус

Подписано в печать 02.10.2011 г.
Формат 70х100/16. Бумага офсетная. Усл. печ. л. 22,5
Тираж 500 экз. Заказ № 359 ц.
Отпечатано в ТОО «Дом печати».
140000, г. Павлодар, ул. Ленина, 143.