Министерство индустрии и новых технологий

Республиканское государственное предприятие
"Национальный ядерный центр Республики Казахстан"

Дочернее государственное предприятие
"Институт радиационной безопасности и экологии"

АКТУАЛЬНЫЕ ВОПРОСЫ РАДИОЭКОЛОГИИ КАЗАХСТАНА

Выпуск 3

Том 1

Сборник трудов
Национального ядерного центра
Республики Казахстан
за 2010 год

Курчатов, 2011 г.

УДК 621.039
ББК 31.4

А-43 Сборник трудов Национального ядерного центра Республики Казахстан подготовлен специалистами Института радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК под руководством заместителя генерального директора по радиоэкологии РГП НЯЦ РК Лукашенко С. Н.

Рецензенты:

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

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

Подготовка и издание сборника осуществлены при непосредственной помощи издательства ТОО «Дом печати» г. Павлодара, руководимого директором Писаревской Е. А., в сотрудничестве с Трубицкой Г.В., Вус А. Авторы благодарят коллектив за содействие и плодотворное сотрудничество.

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

А-43 Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Национального ядерного центра Республики Казахстан за 2011 г.] / под рук. С.Н. Лукашенко. – Павлодар: Дом печати, 2011.
Вып.3. – Т.1. – 432 с.

ISBN 978-601-7112-52-3

В книге представлены работы Национального ядерного центра Республики Казахстан, выполненные, в основном, в 2010 году. В статьях отражены вопросы радиоэкологического состояния бывшего Семипалатинского испытательного полигона (СИП) и прилегающих к нему территорий, других мест проведения ядерных испытаний в Казахстане (полигон «Азгир», объекты «Лира»), обеспечения безопасного проведения работ на СИП, результаты специальных исследований и исследований «нерадиационных» факторов опасности на СИП. Авторы надеются, что предлагаемый сборник позволит каждому читающему получить качественную информацию о реальном нынешнем состоянии всех основных объектов Казахстана, где проводились ядерные испытания.

УДК 621.039
ББК 31.4

ISBN 978-601-7112-52-3 (т.1)
ISBN 978-601-7112-51-6 (общ.)

© ДГП Институт радиационной безопасности и экологии РГП НЯЦ РК, 2011.
© Павлодар, ТОО «Дом печати», 2011.

СОДЕРЖАНИЕ

Том 1

Предисловие редактора..... 8

Раздел: Радиоэкологическое состояние бывшего Семипалатинского испытательного полигона и прилегающих территорий 11

Характер и уровни радионуклидного загрязнения площадки «Опытное поле» Семипалатинского испытательного полигона
Мошков А.С., Лукашенко С.Н., Яковенко Ю.Ю., Стрильчук Ю.Г., Коровина О.Ю., Каширский В.В., Яковенко А.М., Шатров А.Н...... 13

Радиоэкологическое состояние «западной» части территории СИП
Стрильчук Ю.Г., Айдарханов А.О., Генова С.В., Каширский В.В., Кундузбаева А.Е., Ларионова Н.В., Магашева Р.Ю., Паницкий А.В., Субботин С.Б., Топорова А.В., Тоневицкая О.В., Яковенко Ю.Ю., Лукашенко С.Н. 81

Исследования характера и уровней радионуклидного загрязнения вод р. Шаган (результаты 2010 года)
Генова С.В., Лукашенко С.Н., Айдарханов А.О. 165

Исследование механизмов формирования поверхностного загрязнения почвогрунтов и донных отложений в зоне реки Шаган
Айдарханов А.О., Лукашенко С.Н., Субботин С.Б., Яковенко Ю.Ю. 179

Раздел: Радиоэкологическое состояние других мест проведения ядерных испытаний в Казахстане 199

Ликвидация последствий ядерных испытаний на полигоне Азгир и современная радиационная обстановка
Полешко А.Н., Лукашенко С.Н., Глущенко В.Н., Ахметов Е.З., Мухамбетжанов Б.Т., Севериненко М.А...... 201

Стратегия развития проекта «Комплексное исследование и мониторинг объектов «ЛИРА» (на основании результатов работ 1998–2010 гг.)»
Кадыржанов К.К., Лукашенко С.Н., Солодухин В.П., Агеева Т.И., Глущенко В.Н., Силачев И.Ю, Николаев И.М., Позняк В.Л., Новозенко В.А., Кияткина Н.Г., Глущенко Г.М., Матиенко Л.Д. 247

Раздел: Обеспечение безопасного проведения работ на СИП 287

Радиоэкологическое состояние территории угольного месторождения «Каражыра»
Субботин С.Б., Лукашенко С.Н., Айдарханов А.О., Романенко В.В...... 289

Радиоэкологическое состояние территории месторождения «Байтемир»
Стрильчук Ю.Г., Айдарханов А.О., Генова С.В., Каширский В.В., Ларионова Н.В., Магашева Р.Ю., Паницкий А.В., Субботин С.Б., Топорова А.В., Тоневицкая О.В., Яковенко Ю.Ю., Лукашенко С.Н. 333

Современное радиоэкологическое состояние месторождения «Есымжал»
Осинцев А.Ю., Мустафина Е.В., Коровина О.Ю., Субботин С.Б., Айдарханов А.О. 385

К вопросу реконструкции доз населения проживающего в зоне влияния Семипалатинского ядерного испытательного полигона
Лукашенко С.Н., Галич Б.В., Битенова М.М., Брянцева Н.В., Каширский В.В., Жадыранова А.А., Мещерякова А.В., Пивоваров С.П., Рухин А.Б., Середавина Т.А., Чередниченко О.Г., Губицкая Е.Г., Байгушикова Г.М. 399

Авторский указатель 423

Об основных авторах выпуска 425

Том 2

Раздел: Специальные исследования на СИП 9

Исследования и систематизация «горячих» частиц в почвах Семипалатинского испытательного полигона
Горлачев И.Д., Квочкина Т.Н., Князев Б.Б., Лукашенко С.Н. 11

Особенности накопления техногенных радионуклидов сельскохозяйственными культурами в районе проведения наземных ядерных испытаний (пл. «Опытное поле»)
Кожаханов Т.Е., Лукашенко С.Н., Ларионова Н.В., Иванова А.Р., Келлер С.А. 59

Особенности перехода искусственных радионуклидов из почвы в растения степных экосистем на площадке «Опытное поле» бывшего СИП
Ларионова Н.В. , Лукашенко С.Н. , Кундузбаева А.Е. , Иванова А.Р. , Келлер С.А. 85

Сравнительная оценка форм нахождения радионуклидов в почвах некоторых участков территории СИП
Кундузбаева А.Е., Кабдыракова А.М., Лукашенко С.Н., Магашева Р.Ю. 101

Тритий как индикатор мест проведения ядерных испытаний
Ляхова О.Н., Лукашенко С.Н., Ларионова Н.В., Субботин С.Б., Мульгин С.И., Жданов С.В. 121

Трансурановые элементы в организме сельскохозяйственных животных при их разведении в условиях испытательной площадки «Дегелен»
Паницкий А.В., Байгазинов Ж.А., Лукашенко С.Н., Коваль А.П. 143

Выявление путей миграции техногенных радионуклидов за пределы испытательной площадки «Балапан»
Субботин С.Б., Лукашенко С.Н., Романенко В.В., Каширский В.В., Пестов Е.Ю., Горбунова Э.М., Кузеванов К.И. 161

Изучение содержания трития в снежном покрове горного массива Дегелен
Турченко Д.В., Лукашенко С.Н., Айдарханов А.О., Ляхова О.Н. 233

К вопросу о качества кумыса, производимого на производственном участке в посёлке Саржал
Паницкий А.В., Лукашенко С.Н., Битенова М.М. 243

Раздел: «Нерадиационные» факторы опасности на СИП 249

Результаты рекогносцировочного исследования газовыделений у площадки «Сары-Узень»
Романенко В.В., Лукашенко С.Н., Субботин С.Б., Чернова Л.В. 251

Исследование характера газоносности на площадке «Балапан»
Романенко В.В., Субботин С.Б., Лукашенко С.Н., Чернова Л.В. 275

Факторы формирования загрязнения тяжелыми металлами
припортальных участков площадки «Дегелен»
Лукашенко С.Н., Амиров А.А. 295

Раздел: Общие вопросы обеспечения радиационной безопасности 317

Оценка влияния аварии на АЭС «Фукусима-1» на радиационную ситуацию
в Республике Казахстан
*Лукашенко С.Н., Айдарханов А.О., Тимонова Л.В., Силачев И.Ю.,
Мильц О.С., Рсымбетова Р.С.* 319

Разработка методики прямого определения активности ^{210}Pb и ^{214}Bi в теле человека
Жадыранова А.А., Каширский В.В., Шатров А.Н. 329

Отработка основных этапов технологии переработки неорганических ЖРО РУ БН-350
Коровина О.Ю., Лукашенко С.Н., Каширский В.В., Зверева И.О. 343

Оценка качества эксплуатационных параметров рентгенодиагностического оборудования
в Республике Казахстан
Божко В.В., Мустафина Е.В., Осинцев А.Ю. 357

База данных для хранения и обработки информации по дозовым нагрузкам на персонал
Семенин М.С., Осинцев А.Ю., Мустафина Е.В. 367

Разработка ГИС-проекта «СИП»
Яковенко Ю.Ю., Лукашенко С.Н., Субботин С.Б. 373

Авторский указатель 387

Об основных авторах выпуска 389

20-летию Независимости
Республики Казахстан
и
20-летию закрытия
Семипалатинского
испытательного ядерного
полигона посвящается

ПРЕДИСЛОВИЕ РЕДАКТОРА

С момента образования Национального ядерного центра Республики Казахстан (НЯЦ РК) радиоэкологическое направление стало одним из основных направлений деятельности Центра и это было оправдано. В 1991 году был закрыт Семипалатинский испытательный полигон, страна обрела независимость, но вместе с обретением независимости мы стали наследниками тех проблем, которыми ранее казахстанские ученые практически не занимались и, прежде всего, это проблемы бывших ядерных испытательных полигонов и мест проведения мирных ядерных испытаний.

С чего начиналась радиоэкология в НЯЦ РК? С горстки сотрудников Института ядерной физики (ИЯФ) и Института атомной энергии (ИАЭ), специалистов в области ядерной физики, нейтронно-активационного, микроэлементного анализа, ядерной спектроскопии, радиохимии, радиационной безопасности, но не в области собственно радиоэкологии. Из базового оборудования – самодельная альфа-камера, пара древних гамма-спектрометров, радиометры и дозиметры. Вот, собственно, и все. Института радиационной безопасности и экологии (ИРБЭ) еще и не существовало. В 1994 году достижением стало выполнение первого казахстано-российско-американского контракта, в рамках которого необходимо было определить содержание плутония-239+240 и стронция в *десяти (!)* пробах.

Что такое радиоэкологическое направление работ в НЯЦ РК сегодня. Сегодня – это около 200 квалифицированных специалистов, сосредоточенных, в основном, в ИЯФ и ИРБЭ, но не только; это парк современнейшего оборудования, позволяющего проводить как массовый анализ с высоким качеством и чувствительностью (определение, например, изотопов плутония в тысячах образцах в год), так и специфические исследования типа: ЭПР-дозиметрия, масс-спектрометрия высокого разрешения, электронно-микроскопическое исследование отдельных частиц, в частности «горячих» частиц и многое другое.

Закономерно, что за 20 лет было решено много радиоэкологических проблем, имеющих, как правило, высокую социальную и государственную значимость. Постановка под контроль НЯЦ РК объектов «Лира» сделала возможным разработку крупнейшего Карачаганакского нефтегазоконденсатного месторождения (статью о современном состоянии объектов «Лира» читатели найдут в этом сборнике); разработка и организация системы мониторинга, проведение ремедиационных работ на полигоне «Азгир» позволили обеспечить полную радиационную безопасность этого объекта и обеспечили кардинальное снижение уровня радиофобии в регионе (статья о состоянии полигона «Азгир» также присутствует в этом сборнике).

Безусловно, особое внимание уделялось бывшему Семипалатинскому ядерному испытательному полигону (СИП), одному из трех крупнейших ядерных полигонов мира, на территории которого было проведено 456 ядерных взрывов с суммарной мощностью 17,7 мегатонн, что эквивалентно почти 1000 атомных бомб, сброшенных на Хиросиму. К моменту закрытия СИП в 1991 году информации о реальной радиационной обстановке на его территории в Казахстане практически не было.

За период с 1991 по 2011 годы на СИП Национальным ядерным центром Республики Казахстан совместно с международными организациями и исследовательскими

центрами выполнен огромный объем работ как исследовательских, так и работ, направленных на снижение рисков, обусловленных наличием СИП.

Выполнены масштабные работы по ликвидации объектов полигона. Ликвидирована 181 штольня на площадке «Дегелен»; проведены защитные мероприятия на испытательной площадке «Актан-Берли», полностью исключающие возможность распространения радиоактивности и ее негативного влияния на окружающую среду и население; ликвидирована часть скважин площадки «Балапан», проведены мероприятия по ограничению физического доступа на площадку испытаний боевых радиоактивных веществ. Комплекс проведенных работ привел к существенному снижению степени опасности на территории СИП.

К настоящему времени территория СИП достаточно хорошо изучена. Выявлены практически 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.

Вместе с тем, учитывая масштабность СИП и многообразие проведенных испытаний, имеющаяся информация не является исчерпывающей, но позволяет предложить научно-обоснованный план работ, основной целью которых должен являться поэтапный вывод территории СИП из состава земель запаса и ввод их в народнохозяйственный оборот.

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. Освоение СИП сдерживается как юридическим статусом полигона, так и его отрицательным имиджем.

В течение 2008–2009 годов выполнены масштабные исследования 3000 км^2 «северных» территорий СИП (около 16% всей территории полигона). Проведены исследования почвенного, растительного покрова, воздушного бассейна и водной среды, состояния флоры и фауны, сделаны прогнозные расчеты изменения радиационной ситуации. Выводы и заключения основаны на экспериментальном определении около 20000 параметров, характеризующих радиационную обстановку. Для получения максимально достоверных данных на территории наиболее загрязненных участков (площадки «Дегелен» и «Опытное поле») проведены натурные эксперименты на базе специально организованного опытного фермерского хозяйства. По результатам работ подготовлена монография на казахском, русском и английском языках с целью широкого информирования населения и специалистов, которая стала первой книгой настоящей серии книг «Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана». Основным выводом стало заключение о возможности неограниченного использования 2997 км^2 «северных» территорий полигона. В 2009–2010 гг. выполнены аналогичные работы по «западной» территории СИП в пределах Карагандинской области на площади в 560 км^2. Сделано заключение о возможности неограниченного использования всей исследованной территории (статья с результатами работ по этой территории представлена в настоящем сборнике).

Для проведения независимой экспертной оценки полученных результатов было привлечено Международное Агентство по Атомной Энергии (МАГАТЭ). В Заключении МАГАТЭ, в частности, говорится «…Аналитические методы, применяемые в лабораториях НЯЦ РК являются самыми современными, технические средства соответствует современным требованиям, а персонал имеет высокую квалификацию. Основываясь на работе, проведенной Национальным ядерным центром Республики Казахстан (НЯЦ РК) и представленном отчете «Радиоэкологическое состояние «северной» части территории Семипалатинского испытательного полигона», можно сделать следующие выводы. НЯЦ РК выполнил всестороннюю оценку характера распределения радиоактивности на северных территориях. Порядок отбора проб и аналитические методы, применяемые при определении радионуклидов в пробах окружающей среды, соответствовали поставленным задачам оценки. Уровень загрязнения северных территорий, в целом, низкий и соответствует уровням глобальных выпадений…».

Таким образом, проведенные работы и анализ всего комплекса накопленной по СИП информации позволяют сделать вывод, что при должном внимании государства к 30-летию Независимости Республики Казахстан проблема бывшего Семипалатинского испытательного полигона может быть кардинально решена. Под кардинальным решением проблемы СИП мы в НЯЦ РК подразумеваем следующую ситуацию, когда: то, что чисто и может использоваться в народном хозяйстве – должно использоваться; пятна загрязнения, которые целесообразно ликвидировать – должны быть ликвидированы; на участки/территории, ликвидация которых невозможна или нецелесообразна, должна быть создана жесткая система ограничения физического доступа. *Административная граница СИП должна соответствовать его текущему радиоэкологическому статусу*.

В предлагаемой вниманию читателей книге представлены результаты работ НЯЦ РК, проведенных, в основном, в течение 2010 года, однако мы надеемся, что внимательное прочтение даже этих работ позволит интересующемуся читателю составить собственное непредвзятое представление о реальном радиоэкологическом состоянии наиболее важных радиационно-опасных объектов Республики Казахстан.

Заместитель Генерального директора НЯЦ РК
по радиоэкологии – Директор Института
радиационной безопасности и экологии **Лукашенко С.Н.**

РАЗДЕЛ: РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ БЫВШЕГО СЕМИПАЛАТИНСКОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ПОЛИГОНА И ПРИЛЕГАЮЩИХ ТЕРРИТОРИЙ

УДК 577.4:504.064:539.16

ХАРАКТЕР И УРОВНИ РАДИОНУКЛИДНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПЛОЩАДКИ «ОПЫТНОЕ ПОЛЕ» СЕМИПАЛАТИНСКОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ПОЛИГОНА

[1] Мошков А.С., [1] Лукашенко С.Н., [1] Яковенко Ю.Ю., [1] Стрильчук Ю.Г., [1]Коровина О.Ю., [1] Каширский В.В., [1] Шатров А.Н., [2] Яковенко А.М.

[1]Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, Курчатов, Казахстан
[2]Институт геофизических исследований НЯЦ РК, Курчатов, Казахстан

Объект «Опытное поле» является первой испытательной площадкой ядерного оружия Советского Союза. На ее территории было проведено 30 наземных, 86 воздушных ядерных испытаний, а также 40 гидроядерных и 5 гидродинамических экспериментов. Систематические обследования этой обширной территории ранее не проводились.

Для выяснения радиационной обстановки и с целью инвентаризации радиационно-опасных объектов была исследована территория всего «Опытного поля», а также технических площадок П-1, П-2, П2-Г, П-3, П-5 и П-7, располагающихся на нем. Исследование технических площадок включало в себя выявление наиболее радиационно-загрязненных участков, проведение пешеходных гамма-съемок, исследование площадного и глубинного распределения техногенных радионуклидов.

По интегральным радиационным параметрам только небольшая часть «Опытного поля» может быть отнесена к радиационно-загрязненной территории. Площадь с уровнем МЭД выше 0,24 мкЗв/ч составляет около 16 км^2, то есть 5% от всей территории «Опытного поля».

Выявлены несколько участков, которые могут быть идентифицированы как «эпицентры» ядерных взрывов. Как правило, почва на эпицентрах и территориях, прилегающих к ним, характеризуется высокими значениями концентрации искусственных радионуклидов (ИРН). Изменение концентрации ИРН в радиальном направлении носит экспоненциальный характер, при этом на расстоянии 300-500 метров концентрация ИРН снижается практически до фоновых уровней. Вместе с тем, следует отметить, что при наличии общих закономерностей каждый эпицентр имеет свой «радионуклидный портрет», отличающийся от других, прежде всего, соотношением концентрации различных радионуклидов и их изотопов. Выделены участки с другим типом загрязнения, которое можно назвать «площадным». Основным возможным механизмом возникновения участков этого типа является суперпозиция выпадений от различных ядерных испытаний. Участки характеризуются условно равномерным распределением концентрации техногенных радионуклидов на больших территориях площадью до десятков квадратных километров.

Продукты деления ^{137}Cs и ^{90}Sr распространяются в трех основных направлениях: северо-восточном, юго-восточном и юго-западном. Наибольшая концентрация находится непосредственно на эпицентрах ядерных взрывов. Радионуклиды ^{241}Am и, следовательно, $^{239+240}$Pu в значительной мере присутствуют в эпицентральных зонах всех технических площадок, особенно на П-2, П-7 и за их пределами в виде протяженных следов радиоактивных выпадений. Помимо делящихся веществ и продуктов деления, в эпицентрах сконцентрированы продукты нейтронной активации: Co^{60}, $Eu^{152, 154}$, которые, в основном, не выходят за пределы технических площадок.

Ключевые слова: Семипалатинский испытательный полигон, «опытное поле», радиационная обстановка, техногенные объекты, техногенные радионуклиды, цезий, стронций, америций, плутоний, кобальт, европий, площадное обследование, радионуклидное загрязнение, инвентаризация, радиационно-опасный объект.

ВВЕДЕНИЕ

«Опытное поле» являлось главной площадкой в СССР для проведения воздушных и наземных испытаний ядерного оружия. За годы испытаний произошло масштабное загрязнение ее территории [1]. Результаты аэрогамма-съемки (1990–1993 г.) показали, что территория площадки «Опытное поле» имеет существенное загрязнение по ^{137}Cs [2]. Однако эти результаты, с одной стороны, не дают представления о характере загрязнения другими радионуклидами, с другой стороны, невысокое разрешение метода позволяет лишь грубо оценить общий характер загрязнения. В рамках проектов Международного научно-технического центра (МНТЦ) К-54, К-337 [3, 2] был проведен ряд исследований по оценке общего характера радиоактивного загрязнения на СИП, а также детальному исследованию отдельных небольших площадок, описаны загрязненные участки, находящиеся на технических площадках П-2, П2-Г и П-7. Результаты этой работы были в дальнейшем использованы при выборе участков для детального исследования, а также при построении обобщенных карт площадного загрязнения.

Исследования по выяснению радиационной обстановки на «Опытном поле» являются очень актуальными ввиду того что испытания, проведенные на данной площадке, стали основным источником загрязнения окружающей среды на территории СИП и за его пределами.

Целью данной работы было систематическое исследование характера и уровня загрязнения почвенного покрова территории испытательной площадки «Опытное поле», которое включало:

- оценку общего состояния «Опытного поля», степень техногенной нарушенности природного ландшафта и описание техногенных объектов;
- выявление механизмов и закономерностей формирования радиационной обстановки в эпицентральных зонах технических площадок;
- определение характера и уровней радионуклидного загрязнения на некоторых характерных объектах.

1. ИСТОРИЯ ПРОВЕДЕНИЯ ИСПЫТАНИЙ НА ТЕРРИТОРИИ ПЛОЩАДКИ «ОПЫТНОЕ ПОЛЕ»

Площадка «Опытное поле» представляет собой равнину диаметром примерно 20 км, окруженную с трех сторон – южной, западной, северной – невысокими горами, и располагается в прииртышской степи примерно в 140 км к западу от г. Семипалатинск. Согласно официальным данным [4], в период с 1949 по 1962 год на территории испытательной площадки «Опытное поле» было проведено 30 наземных и 86 воздушных ядерных испытаний. Поскольку воздушные взрывы приводят, в основном, к загрязнению стратосферы и появлению дальних радиоактивных выпадений, далее детально рассматривались наземные ядерные испытания. 30 наземных испытаний (в том числе 5 испытаний без реализации режима ядерного взрыва), проведенные либо на малой, либо на нулевой высоте, могли привести к максимальному загрязнению территории полигона и в особенности площадки «Опытное поле» [1].

Испытания на «Опытном поле» проводились на 6 технических площадках: П-1, П-2, П-3, П-5, П-7 [5] и П2-Г [2]. Относительно площадки П2-Г отсутствует официальная информация о ее местонахождении. Предположительно, она расположена на пересечении технических площадок П-2 и П-7. Каждая из площадок представляет собой участок радиусом около 2 км без специального ограждения. Имеется информация о наличии других технических площадок «Опытного поля», например П5-Г и П-6, однако информация о проведении на них ядерных испытаний отсутствует.

В монографии [4] приведены данные о мощности, датах и целях проведенных экспериментов, но отсутствует информация о точном месте проведения испытаний, направлениях ветра, что является критичным для идентификации мест и направлений радиоактивных выпадений. Для этого была проанализирована информация из других источников, включая бюллетени Центра общественной информации по атомной энергии РФ. К сожалению, не удалось найти полную информацию о направлениях среднего ветра, при этом информация о направлении в разных источниках отличалась. В работе [6] была приведена информация о направлениях распространения радиоактивных следов в графическом виде, которая была обработана с использованием геоинформационных (ГИС) технологий. Также не определено место проведения одного испытания 30.10.62 г. Сводные данные по основным характеристикам проведенных наземных испытаний приведены в таблице 1.

Таблица 1.

Основные характеристики наземных ядерных испытаний

№ п/п	Дата проведения испытания [5]	Место проведения испытания (площадка) [5]	Цель проведения испытания	Энерговыделение, кт тротилового эквивалента	Высота взрыва, м	Направление среднего ветра, град [5]
1	29.08.49	П-1	СЯО [5, 4]	22 [5, 4]	башня 30 [5, 4, 7]	74 75 [9]
2	24.09.51	П-1	СЯО [5, 4]	38 [5, 4]	башня 30 [5, 4]	208*
3	12.08.53	П-1	СЯО [5, 4]	400** [5, 4, 7]	башня 30 [5, 4]	130 [7] 146*
4	05.11.62	П-1	ИПФ [5, 4]	0,4 [5, 4]	башня 15 [5, 4]	
5	19.10.54 (не сработало)	П-2	СЯО [5, 4]	0 [5, 4]	башня 15 [5, 4]	
6	29.07.55	П-2	СЯО [5, 4]	1,3 [5, 4, 7]	2,5 [5, 4, 7]	97 [7, 10] 80 [9] 69*
7	02.08.55	П-2	СЯО [5, 4]	12 [5, 4, 7] 11,5 [8]	2,5 [5, 4, 7]	225*
8	05.08.55	П-2	СЯО [5, 4]	1,5 [5, 4, 7] 1,2 [8]	1,5 [5, 4, 7]	65*
9	16.03.56	П-2	СЯО [5, 4]	14 [5, 4] 13,2 [8]	0,4 [5, 4]	130*[6] 120 [9]
10	25.03.56	П-2	СЯО [5, 4]	5,5 [5, 4]	1 [5, 4]	270*
11	05.10.54	П-3	СЯО [5, 4]	4 [5, 4]	0 [5, 4]	210*
12	22.09.62	П-3	ИАР [5, 4]	0,21 [5, 4]	0 [5, 4]	

№ п/п	Дата проведения испытания [5]	Место проведения испытания (площадка) [5]	Цель проведения испытания	Энерговыделение, кт тротилового эквивалента	Высота взрыва, м	Направление среднего ветра, град [5]
13	11.11.62	П-3	СЯО [5, 4]	0,1 [5, 4, 7]	башня 8 [5, 4, 7]	98 98 [7, 10] 53*
14	30.10.54	П-3	СЯО [5, 4]	10 [5, 4]	сброс с самолета с подрывом на высоте 50 [5, 4]	
15	24.08.56	П-5	СЯО [5, 4]	27 [5, 4, 7] 26,5 [5, 4]	башня 100 [5, 4, 7]	105 [7, 10] 100 [9]
16	07.08.62	П-5	СЯО [5, 4]	9,9 [5, 4, 7]	0 [5, 4]	80 72 [7, 10] 60 [9]
17	25.09.62	П-5	СЯО [5, 4]	7 [5, 4]	0 [5, 4]	100* [6] 90 [11, 9]
18	09.09.61	П-7	ИАР [5, 4]	0,38 [5, 4, 7] 0,4 [8]	0 [5, 4]	60 70 [7] 75 [10, 9] 55*
19	14.09.61	П-7	СЯО [5, 4]	0,4 [5, 4]	0 [5, 4]	60*
20	18.09.61	П-7	ИАР [5, 4]	0,004 [5, 4]	1 [5, 4]	55*
21	19.09.61	П-7	ИАР [5, 4]	0,03 [5, 4]	0 [5, 4]	
22	03.11.61 (не сработало)	П-7	ИАР [5, 4]	0 [5, 4]	0 [5, 4]	
23	04.11.61	П-7	СЯО [5, 4]	0,2 [5, 4, 7] 0,15 [8]	0 [5, 4]	104 104 [7, 10]
24	13.11.62 (не сработало)	П-7	СЯО [5, 4]	0 [5, 4]	0 [5, 4]	
25	24.11.62 (не сработало)	П-7	ИАР [5, 4]	0 [5, 4]	0 [5, 4]	
26	27.11.62	П-7	ИАР [5, 4]	0,03 [5, 4]	0 [5, 4]	80 80 [9] 88 [7]
27	23.12.62 (не сработало)	П-7	ИАР [5, 4]	0 [5, 4]	0 [5, 4]	
28	24.12.62	П-7	ИАР [5, 4]	0,007 [5, 4]	0 [5, 4]	40-100 40 [11]
29	24.12.62	П-7	ИАР [5, 4]	0,028 [5, 4]	0 [5, 4]	40 40 [9]
30	30.10.62	-	СЯО [5, 4]	1,2 [5, 4]	0 [5, 4]	

Примечание: * – вычислено по графической информации; ** – термоядерный эксперимент;
СЯО – испытания в целях совершенствования ядерного оружия;
ИАР – исследования аварийных режимов и аварийных ситуаций;
ИПФ – исследование поражающих факторов ядерных взрывов и их воздействие на военные и гражданские объекты.

С 1958 по 1963 год на площадке П2-Г осуществлено 40 гидроядерных экспериментов, которые отличались друг от друга количеством выброшенной в атмосферу

активности и высотой подъема верхней кромки облака взрыва [12]. Гидроядерные испытания - взрывные эксперименты с ядерными зарядами, в которых количество выделенной ядерной энергии сравнимо с энергией химических взрывчатых веществ. При их проведении обеспечивается взрывное сжатие делящегося ядерного вещества с помощью оболочки из химических взрывчатых веществ (ВВ) до такой степени, при которой плутоний теряет свою механическую прочность и начинает вести себя как жидкость. В то же время энергии взрыва ВВ должно быть недостаточно для того, чтобы плутоний превратился в плазму, что необходимо для инициирования цепной ядерной реакции. В качестве делящихся материалов использовался как плутоний, так и уран [13]. Также проводилось исследование выпадения альфа-активных радионуклидов, входящих в состав ядерного заряда на поверхность грунта [2].

Общее количество альфа-активности плутония, диспергированного за все время проведения гидроядерных экспериментов, составило примерно 800–900 Кюри, что могло стать причиной сильного загрязнения территории «Опытного поля» и местности вокруг испытательной площадки [12]. Основные характеристики гидроядерных испытаний указаны в таблице 2 [14].

Таблица 2.

Характеристики модельных экспериментов на площадке П2-Г

№ п/п	Дата	Относительное энерговыделение взрыва, т	Средняя скорость ветра (км/ч) во время проведения взрыва в диапазоне высот h=0-1 км	Азимутальное направление оси следа (градусы);	Тип
1	13.03.58	-	-	-	В
2	15.03.58	-	-	-	В
3	20.05.60	1	18	142	П
4	22.05.60	1	11	328	П
5	24.05.60	1	14	137	П
6	26.05.60	1	14	65	П
7	31.05.60	1	29	81	П
8	01.06.60	1	18	102	П
9	06.06.60	1	50	68	К
10	08.06.60	1	47	81	К
11	10.06.60	1	72	74	К
12	11.06.60	1	25	52	К
13	13.06.60	1	7	209	К
14	16.06.60	1	29	86	К
15	27.06.61	1	25	304	П
16	29.06.61	1	25	132	П
17	01.07.61	1	11	143	П
18	04.07.61	1	43	342	П
19	06.07.61	1	32	70	П
20	08.07.61	1	47	93	П
21	13.07.61	1	29	83	П
22	15.07.61	1	7	104	П
23	20.07.61	0,35	7	173	К
24	21.07.61	0,35	18	200	К
25	22.07.61	0,35	25	79	К

№ п/п	Дата	Относительное энерговыделение взрыва, т	Средняя скорость ветра (км/ч) во время проведения взрыва в диапазоне высот h=0-1 км	Азимутальное направление оси следа (градусы);	Тип
26	22.07.61	0,35	25	162	К
27	24.07.61	0,35	40	338	К
28	19.09.63	1	43	68	К
29	20.09.63	1	29	113	К
30	24.09.63	1	13	94	К
31	25.09.63	0,35	47	93	К
32	26.09.63	0,35	32	153	К
33	30.09.63	0,35	18	223	К
34	01.10.63	0,35	11	232	К
35	02.10.63	0,35	14	226	К
36	10.10.63	0,35	24	79	К
37	11.10.63	0,35	40	84	К
38	12.10.63	0,35	25	137	Н=3 м
39	12.10.63	0,35	14	123	К
40	15.10.63	0,35	14	104	Н=3 м
Примечание: Тип – тип взрыва. «В» - воздушный, сброс с самолета; «П» - взрыв на поверхности; «К» - взрыв в котловане; Н=3 м – взрыв на постаменте (дерево) высотой 3 м от поверхности					

На площадках П-2 и П-7, которые находятся в южной части «Опытного поля», помимо ядерных испытаний проводились гидродинамические испытания – взрывные эксперименты с ядерными зарядами, в которых не выделяется ядерная энергия [1, 12, 15]. С 1954 по 1962 год было проведено 5 таких испытаний, в результате чего было выброшено в атмосферу около 1000 Ки плутония. Основные характеристики гидродинамических испытаний указаны в таблице 3.

Таблица 3.

Характеристики гидродинамических экспериментов на площадках П-2 и П-7 [1, 14]

№ опыта	Дата	Количество альфа-активности Pu, диспергированной во взрыве, Ки	Азимутальное направление оси следа (градусы)	Средняя скорость ветра, м/с
1	19.10.54	200–400	18	8,3
2	03.11.61	200–400	213	3,5
3	13.11.62	200–400	176	3,3
4	24.11.62	100–200	320	6,1
5	23.12.62	200–400	296	4,5

Все эти эксперименты в той или иной степени могли привести к загрязнению исследуемого района, а также территории, выходящей за пределы испытательной площадки «Опытное поле». Анализируя имеющиеся данные о направлении среднего ветра во время испытаний, были определены направления большей части следов радиоактивных выпадений от наземных ядерных, гидроядерных и гидродинамических испытаний (рисунок 1).

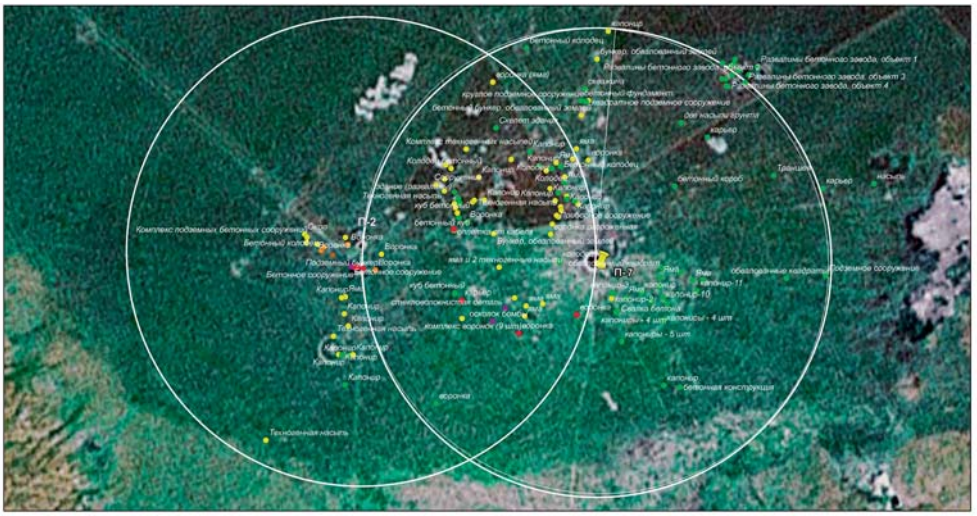


Рисунок 1. Основные направления среднего ветра во время проведения ядерных, гидроядерных и гидродинамических испытаний

Радиоактивное загрязнение площадки может включать следующие группы искусственных радионуклидов:

- радионуклиды, образовавшиеся в результате деления ядер делящегося вещества (осколки деления: ^{90}Sr, ^{137}Cs , ^{151}Sm и ^{99}Tc);
- остатки делящегося вещества ($^{239+240}$Pu,^{238}Pu, ^{241}Pu и ^{241}Am), являющихся наиболее радиотоксичными;
- радиоактивные изотопы – продукты активации ядер окружающей среды мгновенными нейтронами (^{152,154,155}Eu и ^{60}Co). Вероятно, они сконцентрированы непосредственно в эпицентрах испытаний.

Анализируя весь комплекс исходной информации, можно сделать вывод, что приоритетными объектами для исследования должны быть эпицентры ядерных взрывов, а также участки возможных выпадений радиоактивных осадков в юго-западном, южном и юго-восточном направлениях относительно площадок П-2 и П-7. При этом, необходимо учесть предполагаемую высокую плотность выпадений ^{241}Am и, следовательно, $^{239+240}$Pu в южной и юго-восточной части «Опытного поля».

2. ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

Для выявления техногенных объектов на территории «Опытного поля» были изучены космоснимки, которые позволили выявить ряд объектов, включая крупные эпицентры. Затем проводились полевые выезды с целью инвентаризации техногенных объектов и оценки степени техногенной нарушенности природного ландшафта.

В целях выяснения радиационной обстановки было проведено крупномасштабное обследование площадки «Опытное поле». Оно включало в себя определение координат 1083 точек, равномерно распределенных по всей площадке, по сети 500×500 метров, измерение радиационных параметров: МЭД, плотности потока бета-частиц, точечный отбор проб почвы. Отобранные пробы проходили предварительный полуколичественный анализ (разбраковка) с целью исключения перекрестного загрязнения проб при их последующей обработке. Далее пробы почвы проходили количественный анализ с использованием гамма- и бета-спектрометрического метода на содержание техногенных радионуклидов ^{60}Co, ^{90}Sr,^{137}Cs, ^{152,154}Eu и ^{241}Am.

Для детальной оценки характера и уровня загрязнения некоторых типичных радиоактивно-загрязненных участков было проведено исследование распределения техногенных радионуклидов по площади. Для оценки характера вертикального распределения радионуклидов в почвенных профилях в ряде характерных точек проводилось послойное взятие почвенных образцов. Приоритетными участками для детального исследования, прежде всего, являлись эпицентральные зоны, а также радиоактивно-загрязненные участки с уровнем МЭД 0,24 мкЗв/ч и выше.

2.1. Исследование общего состояния «Опытного поля»

2.1.1. Общая оценка, выявление техногенных объектов

В целях оценки общего состояния «Опытного поля», определения степени техногенной нарушенности природного ландшафта, а также обнаружения различных техногенных объектов были проведены:

- визуальный осмотр территории испытательной площадки;
- анализ космоснимка территории испытательной площадки [16];
- рекогносцировочное обследование технических площадок «Опытного поля», которое включало в себя осмотр места работ, визуальную оценку рельефа, описание техногенных объектов, описание имеющихся обнажений, в частности, строительных выработок, карьеров и т.п.

2.2.2. Выяснение радиационной обстановки на территории площадки «Опытное поле»

Для определения местоположения точек в географической системе координат использовался спутниковый прибор глобального позиционирования *Garmin Rino 520*, который позволяет определять положение точек с точностью ±5 м. Предварительно рассчитывалась сеть обследования. Координаты точек сети обследования заносились в GPS приемник и определялись на месте в режиме навигации. Подготовка к работе и определение координат проводилось в соответствии с инструкциями по эксплуатации GPS приемника [17].

Измерения радиационных параметров при проведении работ проводились в узловых точках сети обследования в соответствии с руководством по эксплуатации дозиметра-радиометра МКС-АТ6130 [18] и методикой измерения гамма-фона территорий и помещений [17]. МЭД и плотность потока бета-частиц измерялись на высоте 0,03 м. Отбор проб почвы производился с площади 200 см^2 на глубину 5 см в каждой из этих точек. Пробы почвы отбирались и упаковывались в соответствии с требованиями к отбору проб почвы при общих и локальных загрязнениях [2].

Для получения первичных данных и исключения возможного перекрестного загрязнения при дальнейшей обработке была произведена разбраковка образцов почвы путем измерения активности ^{241}Am и ^{137}Cs (полуколичественный анализ) на полупроводниковом гамма-спектрометре без соблюдения необходимой геометрии. Измерения проводились на гамма-спектрометрической установке с анализатором импульсов Nomad Plus со сцинтилляционным детектором на основе щелочно-галоидного кристалла. Использовался пакет программного обеспечения Gamma Vision. На основе полученных данных все пробы были разделены на несколько групп с приблизительно одинаковыми концентрациями искусственных радионуклидов. Количественный анализ содержания техногенных радионуклидов в пробах почвы был проведен с использованием гамма-спектрометрической установки фирмы Canberra. Определение ^{90}Sr проведено с использованием бета-спектрометра «Прогресс-БГ».

2.3. Исследование состояния технических площадок П-1, П-2, П-3, П-5, П-2, П2-Г и П-7

С целью выяснения радиационной обстановки, а также проведения инвентаризации радиационно-опасных объектов на технических площадках П-1, П-3, П-5, П-2, П2-Г и П-7 были проведены детальные обследования. Первый этап включал в себя выявление радиоактивно-загрязненных участков, составление сетей обследования с различным шагом: 200×200, 100×100 и 40×40 метров. Затем проводилась пешеходная гамма-съемка, включающая измерение МЭД в узловых точках сети на высоте 0,03 м, а также измерение в режиме «поиск» между точками. По полученной информации составлялись карты распределения МЭД по исследуемому участку.

Второй этап включал в себя исследование вертикального распределения техногенных радионуклидов в эпицентральных зонах площадок. Он заключался в послойном отборе проб почвы на различном удалении от эпицентра. Сначала выкапывался шурф. Размер разреза (шурфа) составлял в ширину 60–80 см, длину 150–200 см и глубину около 100–150 см. Для изучения почв прилегающих соседних ключевых участков производилась закладка в необходимом количестве контрольных разрезов на меньшую глубину (20–30 см). Далее осуществлялось послойное взятие почвенных образцов на глубину согласно инструкции [19].

2.4. Аналитические работы

Для оценки суммарного содержания бета-излучающих радионуклидов было проведено измерение отобранных исходных проб с использованием прибора Radiagem 2000 с блоком альфа-/бета-излучения SAB-100 согласно инструкции [20].

Для определения гамма-излучающих радионуклидов (^{60}Co, ^{137}Cs, ^{152,154}Eu и ^{241}Am) отобранные пробы почвы сушили в сушильном шкафу при температуре 105–110 ˚С в течение 6–12 часов, либо на стеллажах для сушки проб в пластмассовых кюветах под вытяжным куполом до воздушно-сухого состояния, периодически перемешивая пробы шпателем.

Из пробы просеиванием удалялись камни, корни. Для просеивания использовалось сито с размером ячеек 1 мм. Крупная фракция не измерялась. Высушенную пробу измельчали в шаровой мельнице или ступке и тщательно перемешивали до однородного состояния. Для гамма-спектрометрического анализа отбиралась навеска массой от 500 до 700 грамм [21, 22].

Для проведения анализа использовалась гамма-спектрометрическая установка фирмы Canberra с полупроводниковым детектором гамма-излучения GX 2020 относительной эффективности регистрации гамма-излучения 20%, с кристаллом из сверхчистого германия, анализатором импульсов Canberra InSpector 1200 и ПК с пакетом программного обеспечения Genie-2000 3.1 фирмы Canberra [23]. Измерения проводились в течение 2–3 часов в зависимости от степени активности исследуемой пробы. Удельная активности ^{90}Sr определялась на бета-спектрометрическом комплексе «Прогресс» производства НПО «Доза» со сцинтилляционным бета-детектором и анализатором импульсов СКС-99 СПУТНИК. Для бета-спектрометрических измерений использовалась навеска массой 20 грамм, которая помещалась в специальную измерительную кювету. Средние

пределы обнаружения составили: для ^{60}Co – 1,2 Бк/кг, ^{137}Cs – 0,8 Бк/кг, ^{152}Eu – 5 Бк/кг, ^{154,155}Eu – 6 Бк/кг и для ^{241}Am – 0,5 Бк/кг.

3. РЕЗУЛЬТАТЫ РАБОТЫ

3.1. Состояние площадки «Опытное поле»

3.1.1. Результаты визуального осмотра

Территория испытательной площадки «Опытное поле» представляет собой равнину диаметром около 20 км, окруженную невысокими горами, на которой располагаются 6 технических площадок. Их территория имеет высокую степень техногенной нарушенности природного ландшафта в виде рвов, канав и траншей, которые появились уже после закрытия Семипалатинского испытательного полигона. В наибольшей степени это выражено на территории площадки П-1.

Имеется разветвленная сеть грунтовых дорог: три главные идут через центр, северную часть и южную часть пл. «Опытное поле», и второстепенные дороги, которые, как правило, имеют направления вдоль приборных сооружений в сторону эпицентров. На каждой площадке располагаются различные сооружения, которые являлись объектами инфраструктуры для выяснения их прочностных характеристик при воздействии теплового излучения и ударной волны. Также имеются особо прочные железобетонные сооружения, не похожие на типичные объекты инфраструктуры. Располагаются они на различном удалении от эпицентров взрывов. Их использовали для размещения оборудования регистрации различных параметров взрыва.

Анализ космоснимка (рисунок 2) показал, что в районе эпицентра технической площадки П-1 наблюдается высокая степень деградации земель. Вероятно, это связано с наличием большого количества шлака (оплавленного грунта), образованного во время термоядерного эксперимента. На каждой технической площадке имеются кресты из белой глины для прицельного бомбометания с самолета при воздушных испытаниях. Как правило, эти кресты смещены относительно центров технических площадок. В пределах технических площадок видны очертания воронок, образованных от проведения наземных ядерных испытаний.

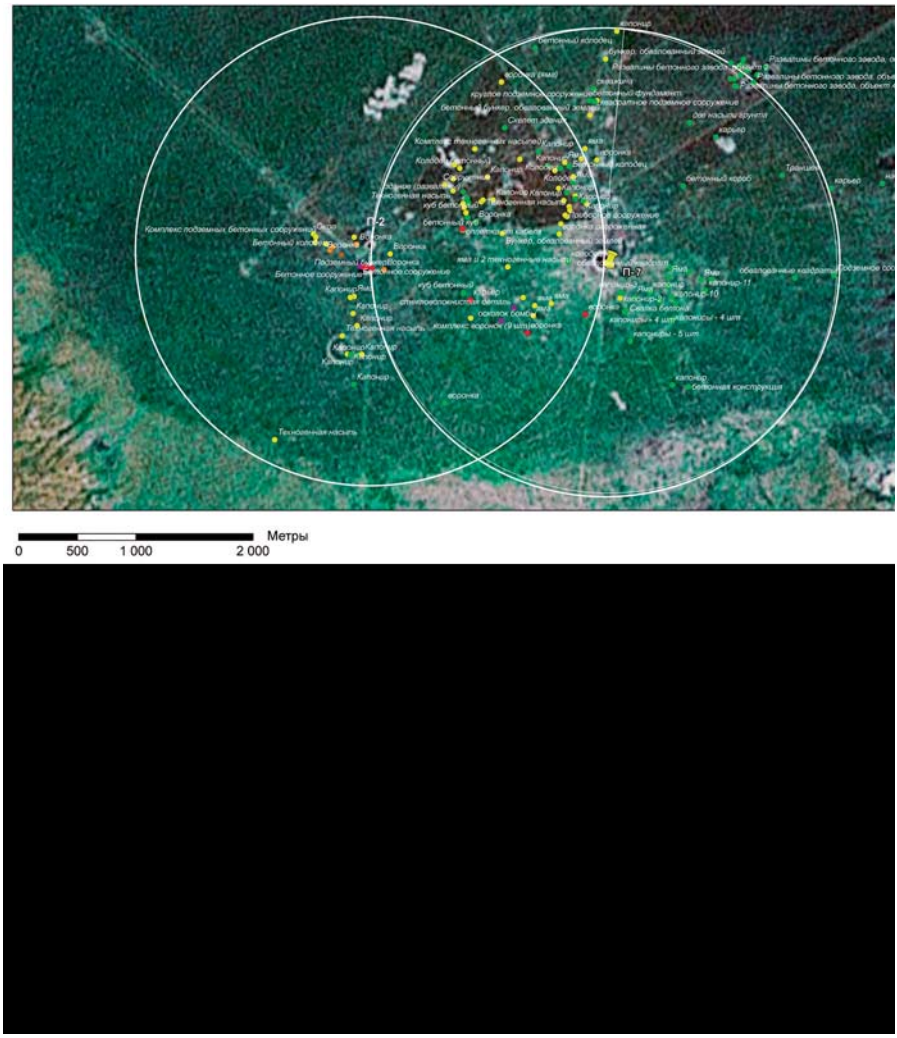


Рисунок 2. Космоснимок территории испытательной площадки «Опытное поле»

3.1.2. Результаты исследования состояния технических площадок

В пределах технических площадок П-2, П2-Г и П-7 было обнаружено 1044 техногенных объекта, на П-3 – 88 объектов и на П-5 – 24 объекта. Карты-схемы их расположения на технических площадках изображены на рисунках 3 и 4. Некоторые из них приведены на рисунке 5. Большинство объектов представляют собой траншеи, железобетонные сооружения, наземные и подземные, капониры, колодцы, насыпи, выемки и воронки. Вблизи каждого объекта были проведены измерения радиационных параметров (МЭД), определение координат, а также фотографирование данного объекта.

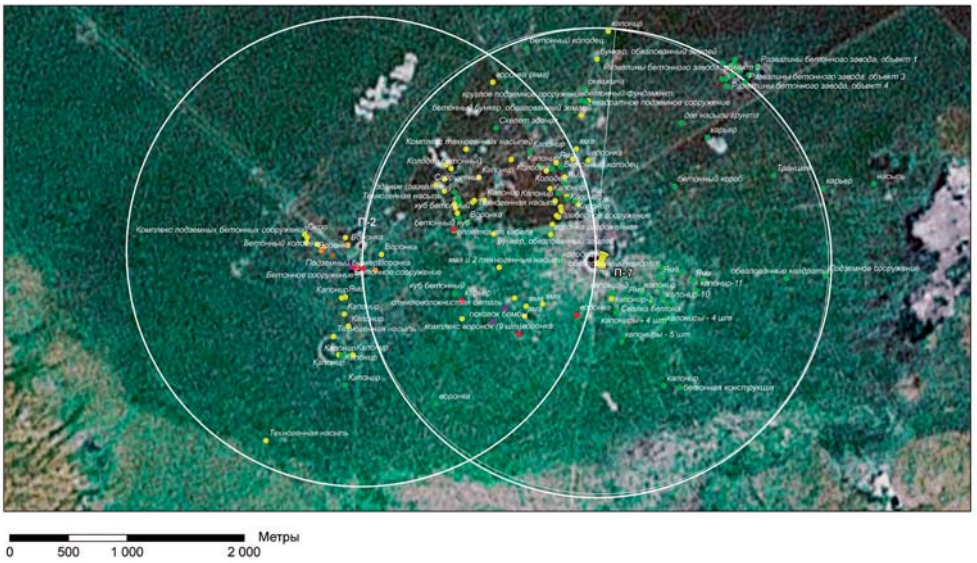
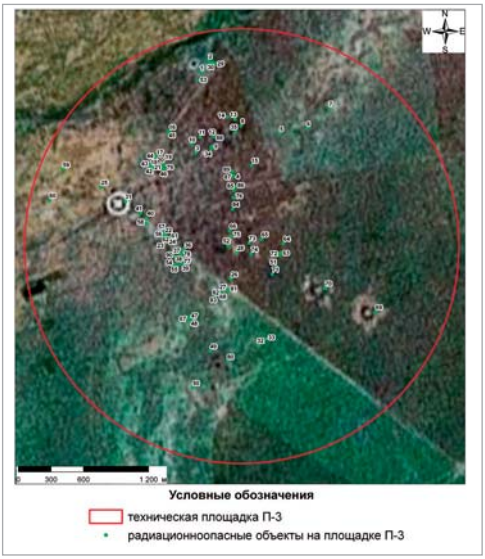


Рисунок 3. Карта-схема расположения техногенных объектов на технических площадках П-1, П-2, П2-Г и П-7



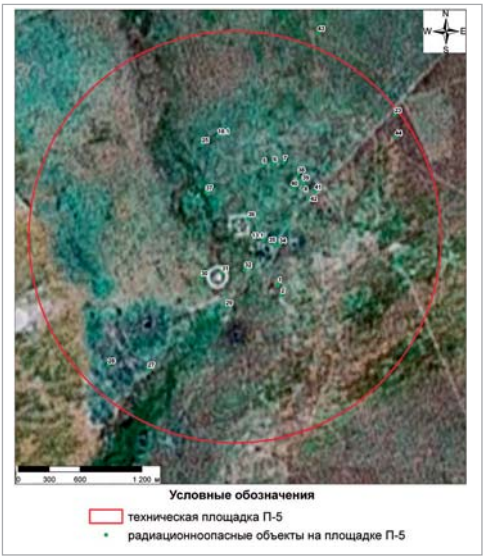


Рисунок 4. Карта-схема расположения техногенных объектов на технических площадках П-3 и П-5

Бетонное 4-х этажное сооружение (гусак), в котором располагались регистрирующие приборы. Сооружения устанавливались на 8 рубежах по двум азимутам в диапазонах R = 500-10000 м.

Металлическая конструкция в виде дзота диаметром 1 м

Заваленное приборное сооружение (гусак)

Бетонное сооружение типа тоннель

Деревянное сооружение в виде колодца, гл. 5м

Имитатор танковой башни, зацементирован

Подземный бункер

Подземное бетонное сооружение с лестницей под землю

Модель шахтной пусковой установки глубиной до 10м

В земляной насыпи деревянный бункер, глубиной до 3м

Рисунок 5. Некоторые техногенные объекты, обнаруженные в результате рекогносцировочного обследования

В пределах технических площадок, как правило, встречаются воронки, образовавшиеся в результате проведения наземных взрывов. Большинство из них заполнены грунтовыми водами. Места навала грунта и близлежащая территория в значительной степени покрыта оплавившейся породой и представляет собой так называемые «шлаковые поля», которые обычно располагаются в радиусе до 100 метров относительно эпицентров (рисунок 6). Также встречаются воронки, на которых не зафиксировано превышение радиационных параметров над природным фоном, что может быть объяснено проведением взрыва химической природы.

Рисунок 6. Оплавленный грунт в районе эпицентра

3.1.3. Радиационная обстановка на территории площадки «Опытное поле»

3.1.3.1.Общая оценка по интегральным радиационным параметрам

По результатам пешеходной гамма- и бета-съемки были построены карты распределения МЭД (рисунок 7) и площадной активности бета-излучающих радионуклидов (рисунок 8*).*

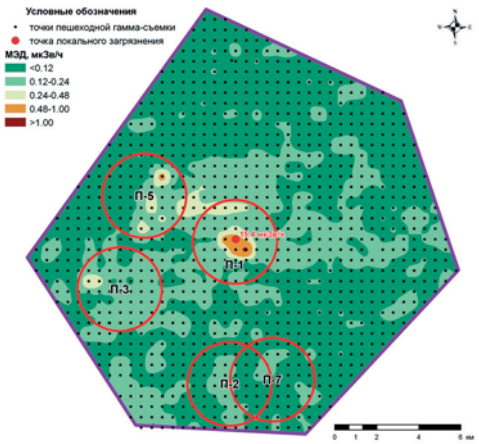


Рисунок 7. Карта-схема распределения МЭД на территории площадки «Опытное поле»

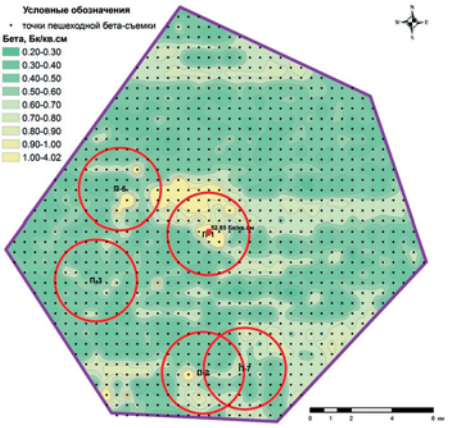


Рисунок 8. Карта-схема загрязнения бета-излучающими радионуклидами территории площадки «Опытное поле»

Уровень МЭД варьирует от 0,10 до 16 мкЗв/ч, при этом уровень фона на площадке составляет 0,10-0,12 мкЗв/ч. Плотность потока бета-излучения варьирует от <10 до 5500 част/(см^2×мин). Более точно уровень загрязнения по МЭД и плотности потока бета-излучения можно определить путем уплотнения сети обследования в эпицентральных зонах, тем самым увеличится точность определения площади загрязнения.

Таким образом, на территории испытательной площадки «Опытное поле» отсутствует равномерное загрязнение территории, не исключено наличие «чистых» участков. По интегральным радиационным параметрам только небольшая часть площадки «Опытное поле» может быть отнесена к радиационно-загрязненной территории.

Для определения степени потенциальной опасности данной площадки с точки зрения внешнего облучения проведем грубую оценку максимально допустимого уровня МЭД для населения на данной испытательной площадке. Предел дозы от техногенных источников излучения, согласно НРБ-99 [24], для населения составляет $1\frac{\text{мЗв}}{\text{год}} = \frac{1000\ \text{мкЗв}}{(365{\cdot}24){\cdot}\text{ч}} \approx 0{,}12\ \text{мкЗв/ч}.$ Пренебрегая внутренним облучением от техногенных радионуклидов, суммируя уровень природного уровня фона и максимально допустимый уровень облучения от техногенных источников, оцениваем уровень МЭД, при котором необходимо ограничивать пребывание населения на территории «Опытного поля». Данное значение составляет 0,24 мкЗв/ч. Используя карту распределения МЭД, была оценена площадь с уровнем МЭД выше 0,24 мкЗв/ч, которая составила около 11 км^2, то есть 3,6% от всей территории «Опытного поля». Пребывание населения на данной территории должно быть ограничено.

На территории технических площадок П-1, П-5, а также на территории между ними были получены данные с максимальными значениями радиационных параметров (вероятно, суперпозиция следов радиоактивных выпадений). Также в северной,

юго-восточной и южной части наблюдаются признаки наличия протяженных следов радиоактивных выпадений радионуклидов – бета-излучателей.

3.1.4. Характер загрязнения территории площадки «Опытное поле» техногенными радионуклидами

На основе данных, полученных в результате проведения количественного анализа проб почвы, отобранных с территории испытательной площадки, были построены карты и графики площадного распределения концентраций техногенных радионуклидов на территории испытательной площадки «Опытное поле» (рисунок 10).

Графики строились по лабораторным данным удельной активности техногенных радионуклидов, для большей наглядности, в логарифмическом масштабе. При значениях удельной активности меньше предела обнаружения для данного радионуклида за численные значения принимались сами пределы обнаружения. Схема расположения профилей и их нумерация указаны на рисунке 9.

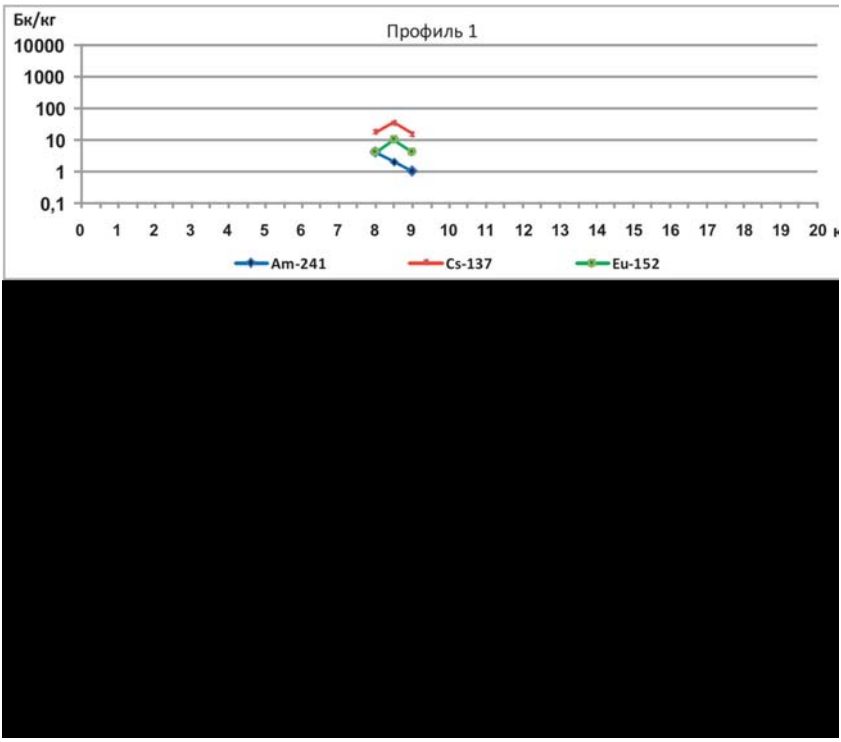
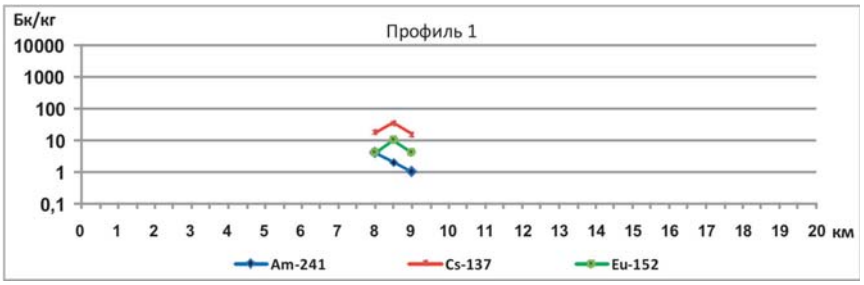
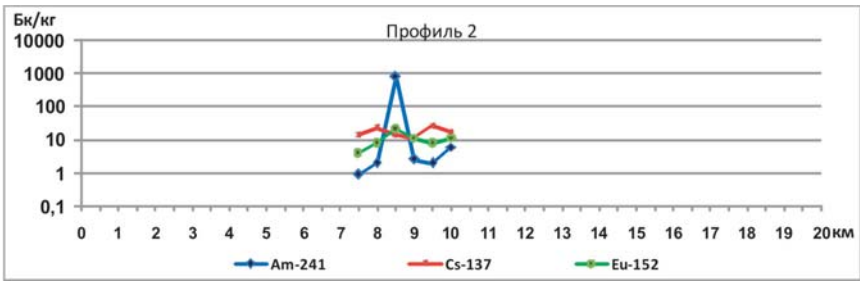
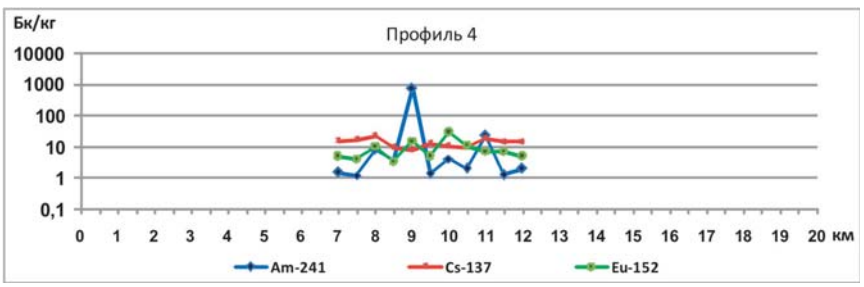


Рисунок 9. Схема расположения профилей


Бк/кг
Профиль 1
10000
1000
100
10
1
0,1
0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 км
Am-241
Cs-137
Eu-152


Бк/кг
Профиль 2
10000
1000
100
10
1
0,1
0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20км
Am-241
Cs-137
Eu-152

Бк/кг
Профиль 3
10000
1000
100
10
1
0,1
0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 км
Am-241
Cs-137
Eu-152


Бк/кг
Профиль 4
10000
1000
100
10
1
0,1
0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 км
Am-241
Cs-137
Eu-152

Бк/кг
Профиль 5
10000
1000
100
10
1
0,1
0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 км
Am-241
Cs-137
Eu-152

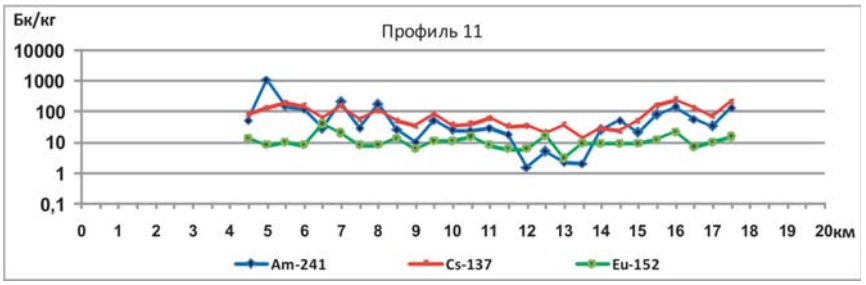
Бк/кг
Профиль 6
10000
1000
100
10
1
0,1
0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20км
Am-241
Cs-137
Eu-152

Бк/кг
Профиль 7
10000
1000
100
10
1
0,1
0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20км
Am-241
Cs-137
Eu-152

Бк/кг
Профиль 8
10000
1000
100
10
1
0,1
0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20км
Am-241
Cs-137
Eu-152

Бк/кг
Профиль 9
10000
1000
100
10
1
0,1
0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20км
Am-241
Cs-137
Eu-152

Бк/кг
Профиль 10
10000
1000
100
10
1
0,1
0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 км
Am-241
Cs-137
Eu-152


Бк/кг
Профиль 11
10000
1000
100
10
1
0,1
0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20км
Am-241
Cs-137
Eu-152

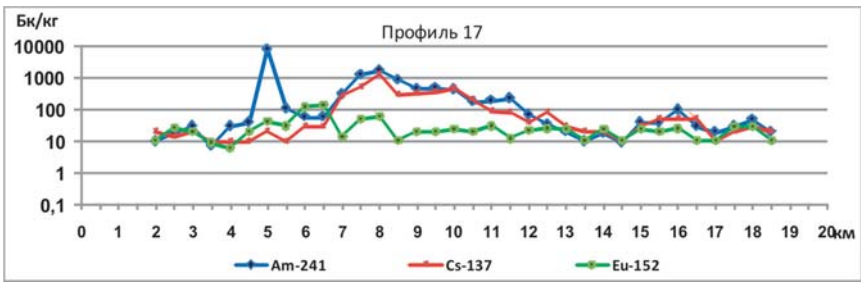
Бк/кг
Профиль 12
10000
1000
100
10
1
0,1
0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 км
Am-241
Cs-137
Eu-152

Бк/кг
Профиль 13
10000
1000
100
10
1
0,1
0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20км
Am-241
Cs-137
Eu-152

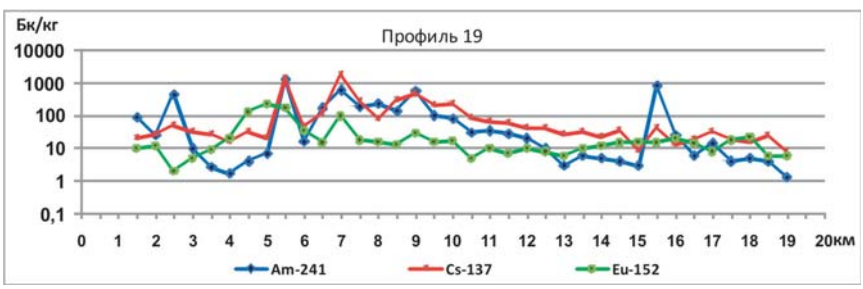
Бк/кг
Профиль 14
10000
1000
100
10
1
0,1
0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20км
Am-241
Cs-137
Eu-152

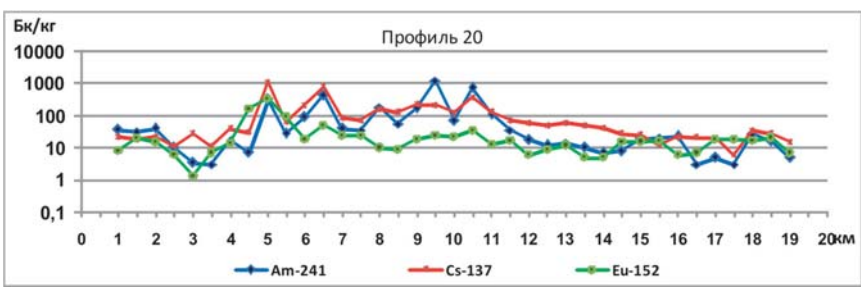
Бк/кг
Профиль 15
10000
1000
100
10
1
0,1
0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20км
Am-241
Cs-137
Eu-152

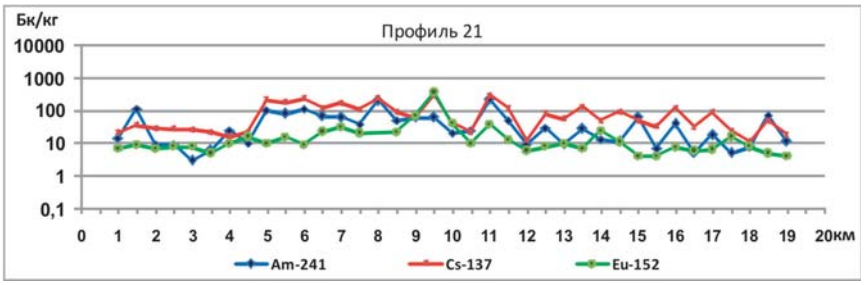
Бк/кг
Профиль 16
10000
1000
100
10
1
0,1
0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20км
Am-241
Cs-137
Eu-152


Бк/кг
Профиль 17
10000
1000
100
10
1
0,1
0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20км
Am-241
Cs-137
Eu-152

Бк/кг
Профиль 18
10000
1000
100
10
1
0,1
0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20км
Am-241
Cs-137
Eu-152


Бк/кг
Профиль 19
10000
1000
100
10
1
0,1
0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20км
Am-241
Cs-137
Eu-152


Бк/кг
Профиль 20
10000
1000
100
10
1
0,1
0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20км
Am-241
Cs-137
Eu-152


Бк/кг
Профиль 21
10000
1000
100
10
1
0,1
0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20км
Am-241
Cs-137
Eu-152

Бк/кг
Профиль 22
100000
10000
1000
100
10
1
0,1
0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 км
Am-241
Cs-137
Eu-152

Бк/кг
Профиль 23
10000
1000
100
10
1
0,1
0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20км
Am-241
Cs-137
Eu-152

Бк/кг
Профиль 24
10000
1000
100
10
1
0,1
0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 км
Am-241
Cs-137
Eu-152

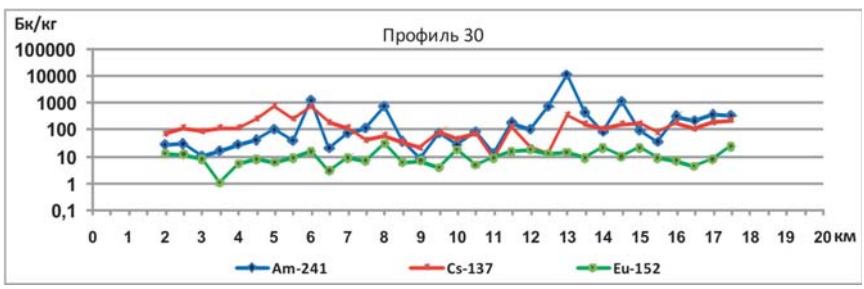
Бк/кг
Профиль 25
10000
1000
100
10
1
0,1
0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20км
Am-241
Cs-137
Eu-152

Бк/кг
Профиль 26
100000
10000
1000
100
10
1
0,1
0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 км
Am-241
Cs-137
Eu-152

Бк/кг
Профиль 27
10000
1000
100
10
1
0,1
0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20км
Am-241
Cs-137
Eu-152

Бк/кг
Профиль 28
10000
1000
100
10
1
0,1
0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 км
Am-241
Cs-137
Eu-152

Бк/кг
Профиль 29
10000
1000
100
10
1
0,1
0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20км
Am-241
Cs-137
Eu-152


Бк/кг
Профиль 30
100000
10000
1000
100
10
1
0,1
0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 км
Am-241
Cs-137
Eu-152

Бк/кг
Профиль 31
10000
1000
100
10
1
0,1
0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20км
Am-241
Cs-137
Eu-152

Бк/кг
Профиль 32
10000
1000
100
10
1
0,1
0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 км
Am-241
Cs-137
Eu-152

Бк/кг
Профиль 33
10000
1000
100
10
1
0,1
0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20км
Am-241
Cs-137
Eu-152

Бк/кг
Профиль 34
100000
10000
1000
100
10
1
0,1
0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20км
Am-241
Cs-137
Eu-152

Бк/кг
Профиль 35
10000
1000
100
10
1
0,1
0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20км
Am-241
Cs-137
Eu-152

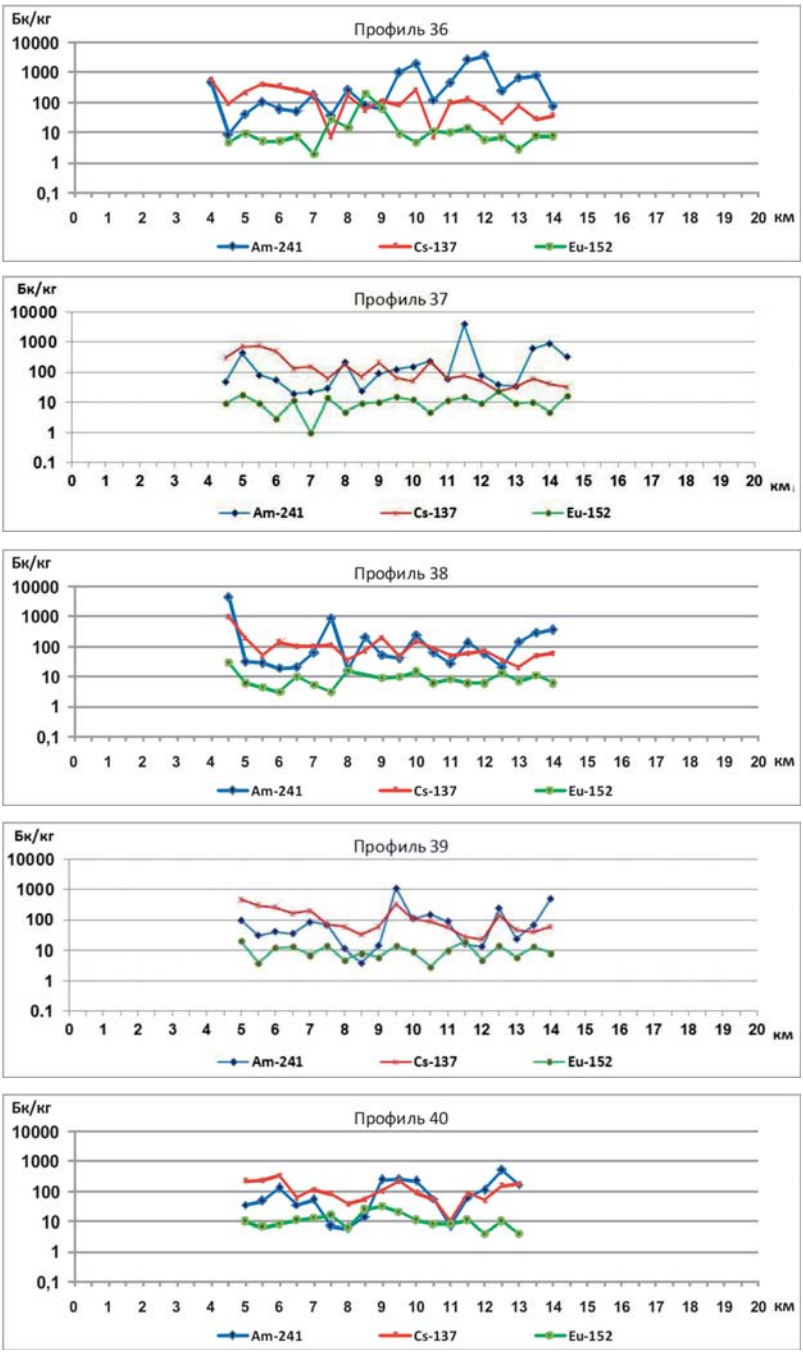


Рисунок 10. Графики распределения концентрации радионуклидов по территории пл. «Опытное поле»

Исходя из построенных графиков, можно сделать вывод, что на «Опытном поле» имеются относительно чистые участки, например, в северной части до профиля №7, а также в восточной и западной частях. Концентрации ^{241}Am, ^{137}Cs на этих территориях сравнимы с уровнем глобальных выпадений, ^{152}Eu и ^{60}Co не обнаружены. Вместе с тем, на этих участках выявлены точки с высокими концентрациями ^{241}Am – до $n\times10^3$ Бк/кг, при этом концентрация ^{137}Cs находится на уровне глобальных выпадений, что может быть объяснено, скорее всего, выпадениями от гидродинамических или гидроядерных взрывов. Эти участки требуют верификации.

Анализ характера распределения техногенных радионуклидов по профилям позволяет выявить два характерных типа участков загрязнения: «точечный» и площадной, при этом «точечные» участки можно разделить еще на две категории. В одном случае они характеризуются высокими концентрациями ^{241}Am при относительно невысоких концентрациях радионуклидов – продуктов деления и активации, в другом случае эти участки характеризуются наличием всех искусственных радионуклидов в высоких концентрациях. Механизмом появления «точечных» участков загрязнения первого типа, вероятно, является выпадение от испытаний гидроядерных и гидродинамических испытаний. Точечные участки второго типа можно идентифицировать как эпицентры ядерных взрывов.

Площадные участки загрязнения часто располагаются вне территорий технических площадок и характеризуются высокими концентрациями ^{241}Am и ^{137}Cs, соотношение этих изотопов варьирует от участка к участку. Вероятно, механизмом появления данного типа участков является суперпозиция выпадений от взрывов различного типа. В ряде случаев наблюдается выход этих участков за пределы площадки «Опытное поле».

Продукты нейтронной активации ^{60}Co, ^{152,154}Eu, в основном, сосредоточены непосредственно в эпицентрах проведенных экспериментов. Наличие высоких концентраций продуктов активации в почве служит идентификатором близости эпицентра взрыва. На профилях №16, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 26, 36 были обнаружены пики повышения концентрации ^{152}Eu, которые идентифицируют около 6 эпицентров. Одно из таких мест было обнаружено на профиле №16 (северная часть технической площадки П-5).

В южной части пл. «Опытное поле» основным загрязнителем является ^{241}Am. Выявлены обширные участки загрязнения с концентрациями более $n\times10^3$ Бк/кг. Учитывая, что соотношение $^{239+240}$Pu/^{241}Am варьирует в диапазоне 5-20, на этих участках следует ожидать высокие концентрации $^{239+240}$Pu.

На картах-схемах (рисунки 11–12) представлено площадное распределение техногенных радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr. Для большей информативности наложены все имеющиеся данные, включая результаты исследования по проекту МНТЦ К-337.

Рисунок 11. Карта-схема распределения ^{137}Cs на территории площадки «Опытное поле»

Рисунок 12. Карта-схема распределения ^{90}Sr на территории площадки «Опытное поле»

Для оценки факторов, которые повлияли на формирование характера загрязнения продуктами деления, на карту-схему распределения ^{137}Cs наложены направления среднего ветра во время проведения ядерных испытаний. По полученным данным площадного распределения ^{137}Cs и ^{90}Sr на территории площадки «Опытное поле» можно выделить основные следы радиоактивных выпадений продуктов деления. Загрязнение представляет собой три протяженных участка вытянутой формы, распространяющихся в северо-восточном, юго-восточном и юго-западном направлениях, указанных штриховой линией (рисунок 11). Данные следы сформированы, вероятно, в результате суперпозиции множества следов радиоактивных выпадений и имеют очень большую площадь. С уверенностью можно утверждать, что они выходят за административные границы испытательной площадки «Опытное поле». Учитывая направления следов, можно предположить, что северо-восточный след сформирован выпадениями от взрывов 11.11.62 г., и 07.05.62 г., юго-восточный след – от взрывов 12.08.53 г., 24.08.56 г., 05.08.55 г., 18.09.61 г., 09.09.61 г., 29.07.55 г., 14.09.61 г., 24.12.62 г. и 26.11.62 г., юго-западный – от взрывов 05.10.54 г., 25.03.56 г. и 24.09.51 г. Для оценки степени радиоактивного загрязнения земель были использованы параметр минимально-значимой удельной активности (МЗУА), а также критерии отнесения территорий к зонам с различной степенью экологической напряженности (таблица 4).

Таблица 4.

Показатели радиоактивного загрязнения почв [1]

Показатель	Параметр		
	Экологическое бедствие	Чрезвычайная экологическая ситуация	Относительно удовлетворительная ситуация
	Радиоактивное загрязнение, Бк/кг*		
^{137}Cs	свыше 18500	6938 – 18500	до 6938
^{90}Sr	свыше 1388	462 – 1388	до 462
$^{239+240}$Pu, ^{238}Pu	свыше 46,3	23,1 – 46,3	до 23,1
Примечание: * удельная активность рассчитана для слоя почвы глубиной 5 см и плотности почвы 1,6 кг/дм^3			

Исходя из данных таблицы, можно оценить площадь территорий, которые должны быть отнесены к различным зонам по критерию загрязненности ^{137}Cs и ^{90}Sr на испытательной площадке «Опытное поле». Результаты приведены в таблице 5.

Таблица 5.

Оценка степени загрязнения площадки «Опытное поле» продуктами деления

Радионуклид	Удельная активность, Бк/кг	Площадь РАО	Площадь территории экологического бедствия	Площадь территории чрезвычайной экологической ситуации	Площадь территории с относительно удовлетворительной экологической ситуацией
^{137}Cs	от <1 до 41000	около 1 км^2	1 км^2	около 3 км^2	около 296 км^2
^{90}Sr	<100 до 140000	около 0,3 км^2	3 км^2	около 6 км^{2c}	около 291 км^2

Таким образом, практически вся территория «Опытного поля» должна быть отнесена к территории с относительно удовлетворительной экологической ситуацией по показателям загрязненности продуктами деления.

На рисунках 13 и 14 представлены карты распределения продуктов нейтронной активации по территории площадки «Опытное поле» - ^{152}Eu и ^{60}Co.

Удельная активность ^{152}Eu варьирует от <4 до 18000 Бк/кг, ^{60}Co – от <1 до 300 Бк/кг., отношение ^{152}Eu/^{60}Co варьирует от 25 до 100, с увеличением данного коэффициента по мере приближения к месту проведения испытания. Продукты нейтронной активации ^{60}Co, ^{152,154}Eu, в основном, сосредоточены непосредственно в эпицентрах проведенных экспериментов. Но следует заметить, что значительные концентрации ^{152}Eu были обнаружены вблизи площадок П-5, П-1, а также вблизи северо-западной границы пл. «Опытное поле» (рисунок 13, выделено штриховой линией). Их наличие, вероятно, связано с перемещением активированного грунта (в процессе образования воронки) с эпицентров испытаний ударной волной в направлении движения воздушных потоков. Наиболее выражено загрязнение на площадках П-1, П-5 и П-3, где проводились наземные и воздушные испытания большой мощности. Незначительные концентрации выявлены на участках, расположенных к востоку от площадки П-5 в виде протяженного следа радиоактивных выпадений. Менее выражено загрязнение на технической

площадке П-2, а на П-7 загрязнение, обусловленное ^{152}Eu, не было выявлено. Это, возможно, связано с особенностью применяемой крупной сети обследования, точки которой не попали в эпицентральные зоны проведенных экспериментов.

Рисунок 13. Карта-схема распределения ^{152}Eu на территории площадки «Опытное поле»

На рисунке 15 представлена карта-схема площадного распределения ^{241}Am. Для ее построения использовались все имеющиеся данные по этой территории, включая результаты исследования по проекту МНТЦ К-337.

Оценка результатов позволяет сделать вывод, что в целом уровни и площадь загрязнения ^{241}Am гораздо более масштабны, чем загрязнение продуктами деления и активации. Концентрация ^{241}Am варьирует от <0,5 до 15500 Бк/кг. Данная карта распределения ^{241}Am на территории площадки «Опытное поле» является наиболее показательной с точки зрения выявления радиационно-опасных объектов и планирования

дальнейших работ по их инвентаризации. Степень загрязнения площадки делящимися материалами очень высока. Данный вид загрязнения является доминирующим на территории «Опытного поля».

Рисунок 14. Карта-схема распределения ^{60}Co на территории площадки «Опытное поле»

Высокое содержание ^{241}Am указывает на наличие сильного загрязнения исходной компонентой ядерных зарядов – $^{239+240}$Pu территории «Опытного поля». Во множестве не обследованных ранее участках удельная активность ^{241}Am находится выше уровня 100 Бк/кг, что может свидетельствовать об уровне удельной активности $^{239+240}$Pu>1000 Бк/кг (учитывая, что средний коэффициент отношения $^{239+240}$Pu/^{241}Am принят около 10). Это означает, что новые обнаруженные радиационно-опасные участки имеют очень обширную площадь, величина которой доходит до десятков квадратных километров.

Рисунок 15. Карта-схема распределения ^{241}Am на территории площадки «Опытное поле»

Исходя из данных таблицы 4, были оценены площади территорий «Опытного поля», относящихся к зонам с различной степенью экологической напряженности, а также оценены объемы радиоактивных отходов. Для расчетов было принято, что средний коэффициент отношения $^{239+240}$Pu/^{241}Am составляет 10. Результаты приведены в таблице 6.

Таблица 6.

Оценка степени загрязнения площадки «Опытное поле» делящимися материалами

Радионуклид	Удельная активность, Бк/кг	Площадь РАО, км²	Объем РАО, м³	Площадь территории экологического бедствия, км²	Площадь территории чрезвычайной экологической ситуации, км²	Площадь территории с относительно удовлетворительной экологической ситуацией, км²
$^{239+240}$Pu	от <5 до 150500	около 40	$\approx 2\times10^6$	около 80	около 120	около 100

По данным таблицы только около 1/3 территории «Опытного поля» может быть отнесена к землям с относительно удовлетворительной экологической ситуацией. Направления среднего ветра во время проведения испытаний, наложенные на карту-схему, в значительной степени соответствуют положению участков с максимальным уровнем загрязнения ^{241}Am. Радионуклидное загрязнение в виде 5–6 радиоактивно-загрязненных участков распространяется за границы площадки «Опытное поле». Судя по этим данным можно сделать вывод, что для дальнейших исследований приоритетными являются юго-восточный и южный секторы за пределами «Опытного поля». Так как эти участки представляют собой следы радиоактивных выпадений, можно предположить, что отношение техногенных радионуклидов в них более равномерно и имеется хорошая корреляция $^{239+240}$Pu/^{241}Am, чем непосредственно вблизи эпицентров самих взрывов. Поэтому, при планировании дальнейших исследований, в целях получения целостной картины радионуклидного загрязнения данной испытательной площадки, необходимо провести дополнительное обследование за ее административными границами в пределах 3–6 километров. В данном обследовании наиболее интересующими радионуклидами должны быть ^{241}Am и, соответственно, $^{239+240}$Pu. Четыре «точечных» радиоактивно-загрязненных участка, обнаруженных в северной части «Опытного поля» в секторе от 350˚ до 5˚, требуют верификации, так как в этом направлении по существующим литературным данным радиоактивных осадков не было. Следует отметить, что в районе озера Жаксытуз (на юго-восточной границе «Опытного поля», справа от П-7), где идет добыча соли для промышленных нужд, наблюдается повышенное содержание ^{241}Am, превышающее значение 300 Бк/кг.

3.2. Результаты исследования технической площадки П-1

3.2.1. Радиационная обстановка на территории технической площадки П-1

Техническая площадка П-1 располагается в центре «Опытного поля» и представляет собой равнину с незначительными перепадами высот. Она была первой технической площадкой «Опытного поля». 29 августа 1949 года на ее территории произвели испытание первой советской ядерной бомбы, 12 августа 1953 г. испытан первый термоядерный заряд мощностью 400 кт в тротиловом эквиваленте, что составило 74% от мощности всех наземных испытаний, проведенных на СИП. В результате образовалась большая воронка, и территория площадки была сильно загрязнена [2]. По свидетельствам очевидцев, имеется информация, что на данной технической площадке

проводились рекультивационные мероприятия, включающие в себя ликвидацию техногенной нарушенности природного ландшафта и подготовку площадки для дальнейших испытаний. Характеристики испытаний на площадке П-1 приведены в таблице 1. Вид эпицентра представлен на рисунке 16.

Рисунок 16. Эпицентр испытаний на технической площадке П-1

Для выяснения радиационной обстановки и с целью инвентаризации радиационно-опасных объектов на технической площадке П-1 была проведена пешеходная гамма-съемка со сгущением точек к центру площадки. По результатам пешеходной гамма-съемки была построена карта распределения МЭД на этой технической площадке (рисунок 17).

С точки зрения оценки характера распределения МЭД на территории технической площадки П-1 можно выделить один радиоактивно-загрязненный участок со значениями МЭД, достигающими величины 20 мкЗв/ч и выше. Эпицентральная зона имеет площадь около 1 км^2. В центре загрязненного участка располагается воронка небольшой глубины.

Воронка радиационно-опасного объекта (РОО) площадки П-1 имеет небольшие размеры, отсутствуют видимые гребни воронки (навал), и перепад высот на ее территории является незначительным. В центре воронки имеется выход на поверхность грунтовых вод. Площадь загрязнения с уровнем МЭД более 0,24 мкЗв/ч, где пребывание населения должно быть ограничено, составляет около 6 км^2, что составляет 48% от всей территории данной технической площадки. Для более наглядного представления распределения МЭД на участке построена трехмерная карта-схема распределения загрязнения (рисунок 18).

На рисунке 19 изображены карты площадного распределения техногенных радионуклидов ^{137}Cs и ^{241}Am на территории технической площадки П-1.

По результатам оценки площадного распределения ^{241}Am на территории П-1 можно выявить другие радиоактивно-загрязненные участки, которые можно отнести к радиационно-опасным объектам. Происхождение их может быть связано как с испытаниями, проведенными на П-1, так и с испытаниями, проведенными на других площадках, например, загрязненный участок в северной части площадки П-1.

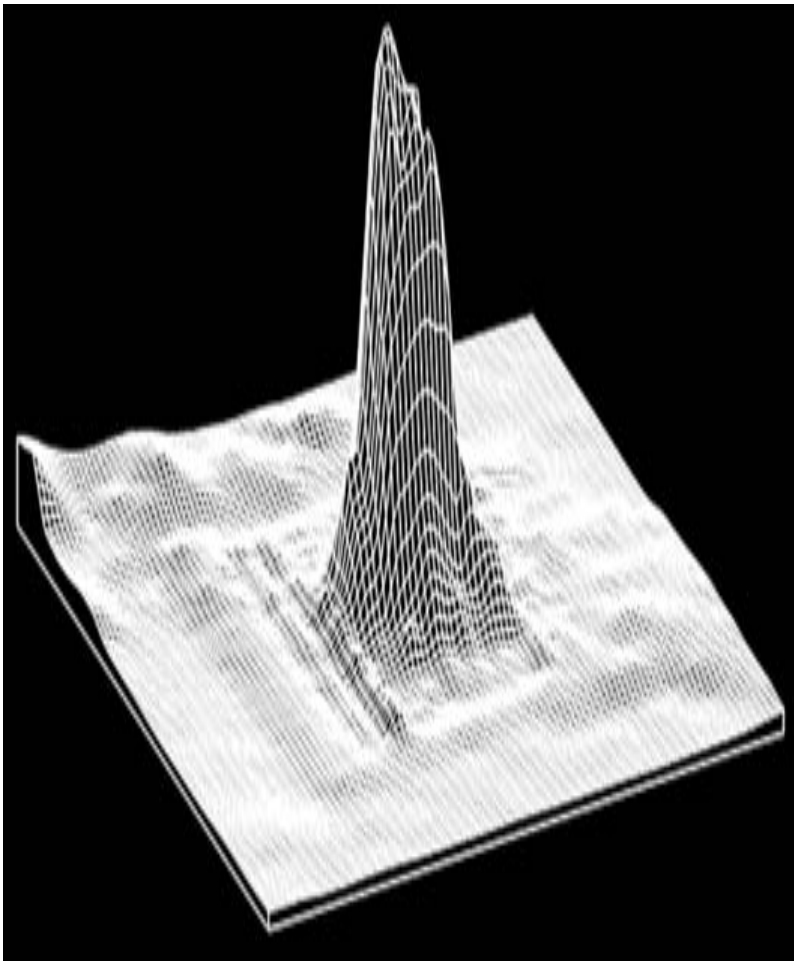


Рисунок 17. Карта распределения МЭД на технической площадке П-1

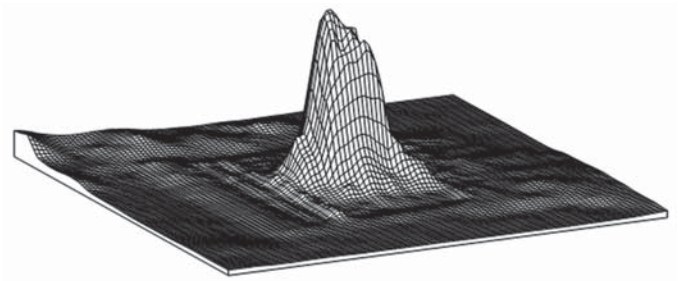


Рисунок 18. Трехмерная карта-схема распределения МЭД на технической площадке П-1

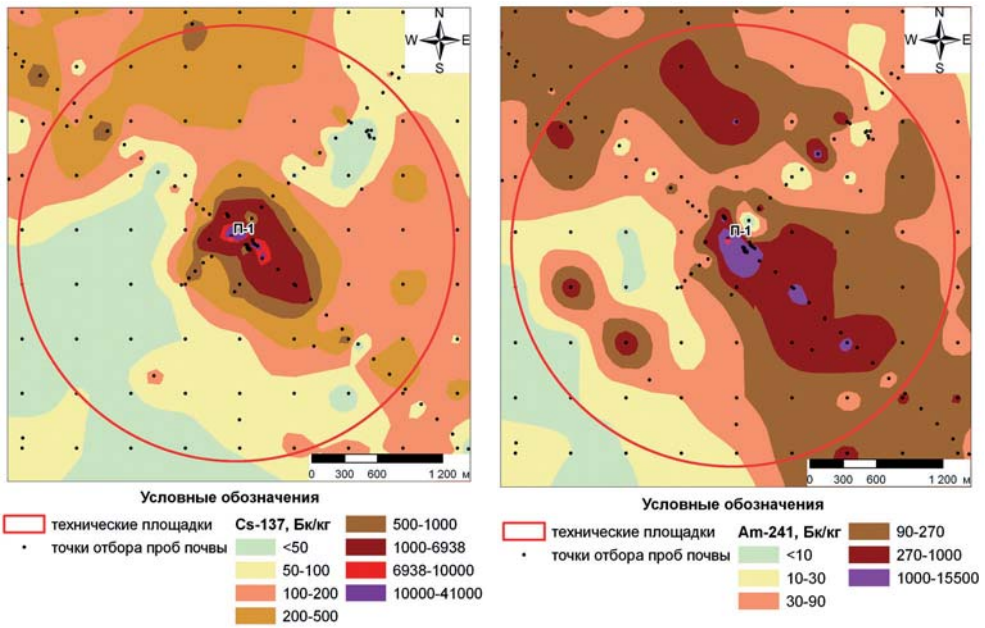


Рисунок 19. Карты-схемы распределения ^{137}Cs и ^{241}Am на территории технической площадки П-1

Для определения вертикального характера распределения техногенных радионуклидов и оценки объемов радиоактивных отходов (РАО) были выбраны два профиля для отбора точечных и послойных проб почвы (рисунок 17), определены координаты этих точек, произведен отбор и количественный анализ проб. Затем были построены графики распределения концентраций техногенных радионуклидов ^{241}Am, ^{137}Cs, ^{90}Sr и ^{152}Eu в верхнем слое почвы (0–5 см) вдоль профилей (рисунки 20–21). Направления профилей на карте-схеме указаны стрелками. Характер загрязнения по профилям не является монотонным.

На профиле I можно выделить три участка загрязнения. Участок от 0 до 2000 метров, вероятно, связан с выпадениями радиоактивных осадков от испытаний на других площадках. Участок от 2000 до 3200 метров характеризуется низкими концентрациями техногенных радионуклидов, сравнимыми по величине с уровнем глобальных выпадений. Это может быть объяснено как отсутствием выпадений на данном участке, так и возможной проведенной ранее рекультивацией, что косвенно подтверждается характером распределения ^{241}Am в профиле II. Следует заметить, что присутствие ^{152}Eu в точках минимума концентраций продуктов деления и ^{241}Am позволяет предположить, что рекультивация была проведена до проведения термоядерного испытания. Максимум концентрации техногенных радионуклидов зафиксирован на расстоянии от 3200 до 4600 метров и может быть приурочен непосредственно к эпицентру проведенных испытаний.

Рисунок 20. Распределение удельной активности техногенных радионуклидов на профиле I

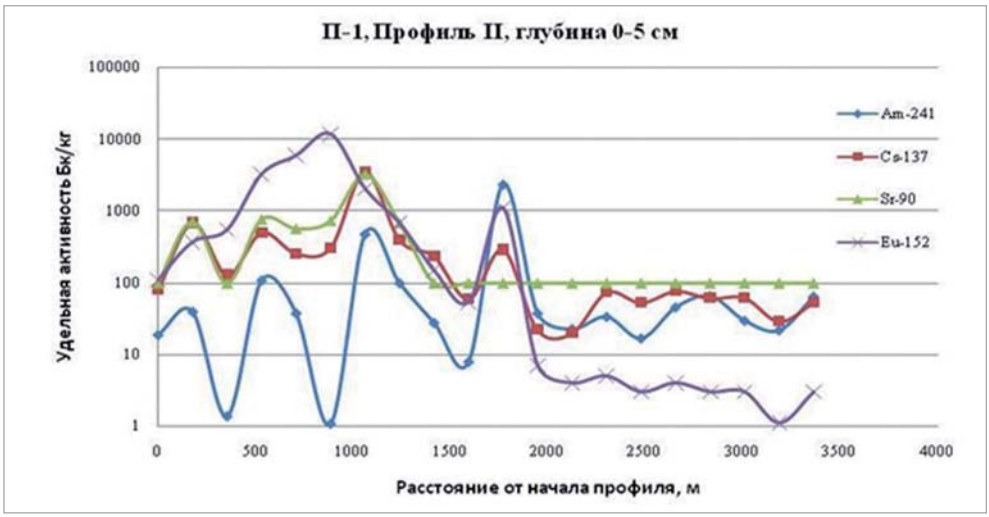


Рисунок 21. Распределение удельной активности техногенных радионуклидов на профиле II

Максимум концентрации продукта нейтронной активации ^{152}Eu смещен относительно максимумов концентраций ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{241}Am. Вероятно, это связано с выпадением радиоактивных осадков в стороне от эпицентра взрыва. Направление выпадения примерно 130 градусов, что совпадает с направлением ветра во время проведения термоядерного эксперимента 12.08.53 года мощностью 400 кт тротилового эквивалента.

В результате анализа данных лабораторных исследований поверхностного слоя грунта на технической площадке П-1 определен основной загрязнитель ^{241}Am. Средний коэффициент соотношения ^{152}Eu/^{60}Co в эпицентральной зоне составляет 64, который уменьшается по мере удаления.

В таблице 7 представлены уровни удельной активности техногенных радионуклидов в эпицентральной зоне технической площадки П-1.

Таблица 7.

Уровни удельной активности радионуклидов в эпицентральной зоне технической площадки П-1

Площадка	Уровень удельной активности, Бк/кг			
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{241}Am	^{152}Eu
П-1	от <1,3 до 11510	от <100 до 31000	от <1 до 1300	от 150 до 24850 в поверхностном слое и до 9500 на глубине 20 см

Следует отметить значительное содержание ^{152}Eu (около 25000 Бк/кг), высокая концентрация которого, вероятно, обусловлена проведенным ранее термоядерным взрывом, несмотря на то, что с момента его испытания прошло уже 58 лет, то есть около 4,5 периодов полураспада для данного радионуклида.

Для характеризации основных закономерностей распределения техногенных радионуклидов на глубину до 20 см построен график распределения удельной активности по глубине (на примере ^{137}Cs) в точках отбора проб почвы эпицентральной зоны (рисунок 22). Значения удельной активности нормированы на максимальное значение. Как правило, в поверхностном слое находится наибольшая концентрация техногенных радионуклидов, убывающая с глубиной по экспоненциальному закону.

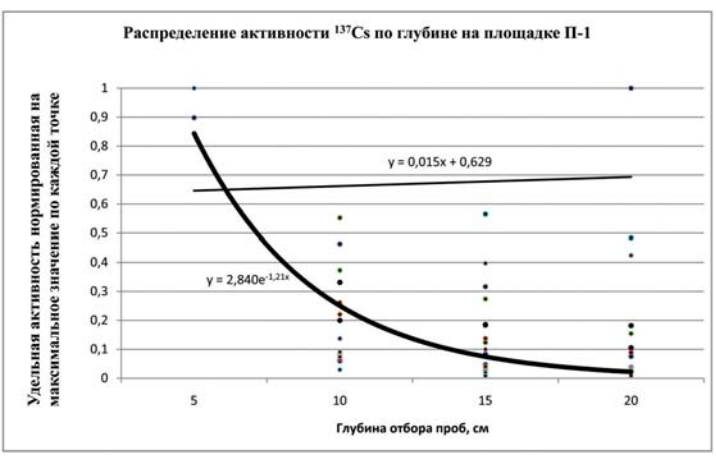


Рисунок 22. Распределение активности Cs^{137} в точках отбора послойных проб почвы на глубину от 0 до 20 см

Картина глубинного распределения техногенных радионуклидов на технической площадке П-1, в основном, представляет собой равномерное снижение активности с увеличением глубины и хорошо описывается экспоненциальной функцией $y = 2{,}8 \cdot e^{-1{,}2x}$, кроме точек №23 и №24, где данная зависимость не прослеживалась и до определенной глубины имела линейную зависимость $y = 0{,}016x + 0{,}63$. Значения концентрации в этих точках увеличивались с глубиной. Предположительно, эти точки находятся

в «зоне навала» грунта, которая на данном радиационно-опасном участке достаточно слабо выражена, так как взрыв произошел на высоте 30 метров. На рисунке 17 пунктирной линией изображена ориентировочная граница навала.

На основе данных глубинного распределения, а также площадного распределения техногенных радионуклидов была проведена оценка запасов радиоактивных отходов (РАО) на технической площадке П-1. Суммарный объем РАО составил около 70000 м^3. При подсчете объемов РАО по $^{239+240}$Pu принимали, что средний коэффициент отношения $^{239+240}$Pu/^{241}Am равен 10.

Таким образом, на технической площадке П-1 было обнаружено несколько участков с разной структурой загрязнения. Основной радиоактивно-загрязненный участок представляет собой территорию диаметром около 1000 метров в виде «вдавленной» воронки без выраженного навала грунта, в центре которой грунтовые воды выходят на поверхность. Загрязнение сформировано в результате проведения трех ядерных и одного термоядерного взрыва. Последний внес максимальный вклад в радионуклидное загрязнение эпицентральной зоны. По количеству наработанной активности продуктов нейтронной активации можно судить о чрезвычайной мощи испытанного устройства. Тем не менее, учитывая разную степень радиотоксичности различных искусственных радионуклидов, основным загрязнителем данной технической площадки является ^{241}Am, и, следовательно, $^{239+240}$Pu. Наличие его высоких концентраций, вероятно, обусловлено проведением первых двух испытаний на этой технической площадке. След радиоактивных выпадений распространяется в юго-западном направлении на значительное расстояние. Около 6 км^2 данной технической площадки с точки зрения внешнего облучения (выше 0,24 мкЗв/ч) является опасным для пребывания населения.

3.3. Результаты исследования технических площадок П-3 и П-5

3.3.1. Радиационная обстановка на территории технических площадок П-3 и П-5

Испытательная площадка П-3 была предназначена для воздушных взрывов малой и средней мощности; площадка П-5 – для воздушных взрывов большой мощности. Помимо воздушных испытаний, на территории этих площадок было произведено 7 наземных ядерных взрывов: 4 испытания на площадке П-3 и 3 испытания – на П-5. Их характеристики указаны в таблице 1.

Фотографии эпицентров ядерных взрывов технических площадок П-3 и П-5 представлены на рисунке 23.

По результатам пешеходной гамма-съемки была построена карта распределения МЭД на площадках П-5 и П-3 и на участках, непосредственно прилегающих к ним (рисунок 24).

Техническая площадка П-5 характеризуется высоким уровнем МЭД со значениями, достигающими 20 мкЗв/ч для всех трех участков. Площадь загрязнения с уровнем МЭД более 0,24 мкЗв/ч по всем участкам П-5 составляет около 6 км^2. Учитывая, что площадь объекта П-5 составляет около 12,6 км^2, то 47% территории данной площадки является, с точки зрения внешнего облучения, радиоактивно-загрязненной

и пребывание населения на ее территории должно быть ограничено. Эпицентральные зоны радиационно-опасных объектов площадки П-5 представляют собой три воронки, окруженные радиационно-загрязненной территорией. Площадь загрязнения участка №1 составляет около 0,7 км^2, участка №2 – 1,4 км^2 и участка №3 – 1,6 км^2. Остальная часть загрязнения представляет собой следы радиоактивных выпадений площадью около 2,3 км^2. Помимо трех воронок площадки П-5, образовавшихся в результате проведенных ядерных испытаний (24.08.56 г., 07.08.62 г., 25.09.62 г.), обнаружены 2 участка локального радиоактивного загрязнения (рисунок 24) – участок №4 и участок №5. Диаметр участка №4 около 800 м, по размерам и форме он похож на еще один эпицентр ядерного испытания. Для подтверждения или опровержения данного предположения необходимо провести дополнительное обследование. Площадь с уровнем МЭД ≥0,24 мкЗв/ч составляет около 0,5 км^2. Участок №5 представляет собой радиоактивное загрязнение вытянутой формы. Он расположен так, что может являться следом радиоактивных выпадений от ядерного испытания, проведенного на площадке П-3. Площадь с уровнем МЭД ≥ 0,24 мкЗв/ч, где пребывание людей должно быть ограничено, составляет около 1,8 км^2

Воронка П-5 , участок №1

Воронка П-5 , участок №2

Воронка П-5 , участок №3

П-3, район эпицентра

Рисунок 23. Фотографии радиационно-опасных объектов технических площадок П-5 и П-3

Техническая площадка П-3 имеет более низкий уровень МЭД со значениями, варьирующими от 0,10 до 10 мкЗв/ч. Эпицентральная зона технической площадки П-3 представляет собой радиоактивно-загрязненный участок без выраженных изменений окружающего ландшафта. Максимум МЭД зафиксирован в 150 метрах западнее относительно прицельного креста из белой глины. Площадь загрязнения с уровнем МЭД более 0,24 мкЗв/ч, где пребывание населения необходимо ограничивать, составляет около 0,6 км^2, что составляет 4,8% от площади данной технической площадки.

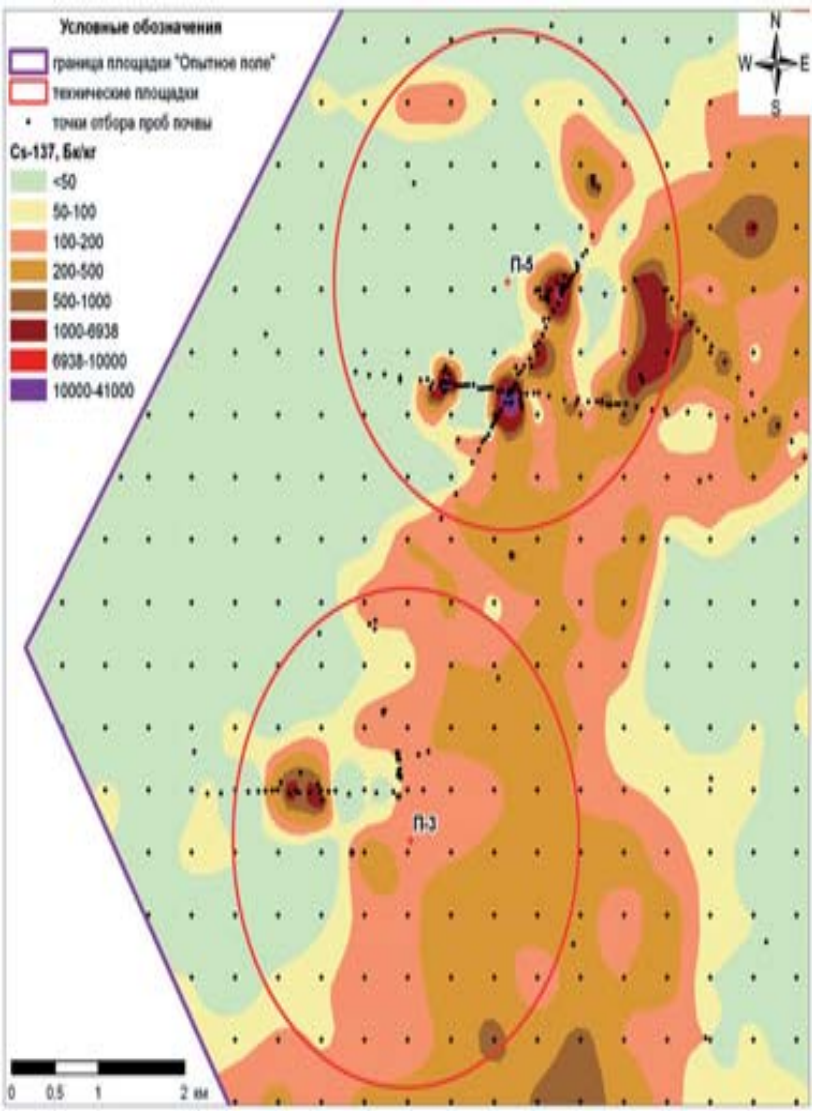


Рисунок 24. Карта-схема распределения МЭД на технических площадках П-3 и П-5

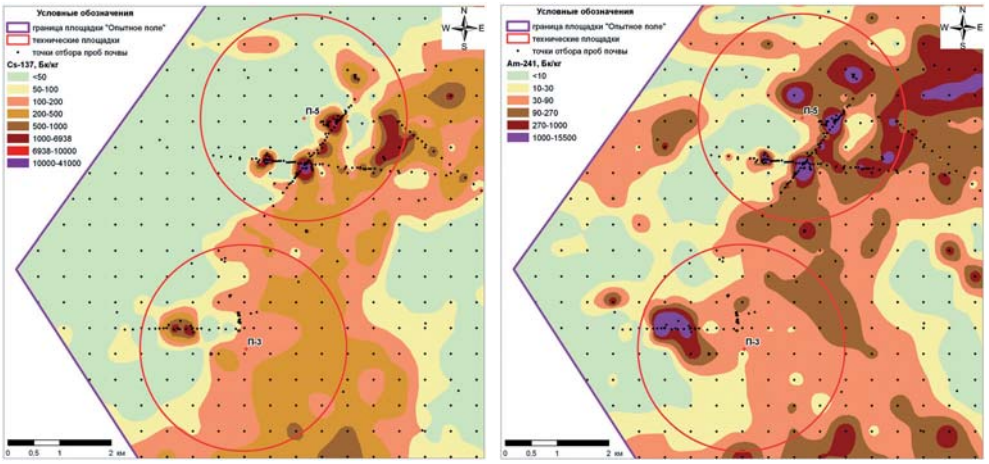


Рисунок 25. Карты-схемы распределения ^{137}Cs и ^{241}Am на территории технических площадок П-3 и П-5

На рисунке 25 изображены карты площадного распределения техногенных радионуклидов ^{137}Cs и ^{241}Am на территории технических площадок П-3 и П-5.

Следующим этапом инвентаризации радиационно-опасных объектов, расположенных на технических площадках П-3 и П-5, является проведение работ для определения объемов радиоактивных отходов, сконцентрированных на этих площадках, и изучение радиального распределения радионуклидов относительно эпицентра. Для этого были выбраны три профиля для отбора точечных и послойных проб почвы (рисунок 24), определены координаты этих точек, проведены полевые работы.

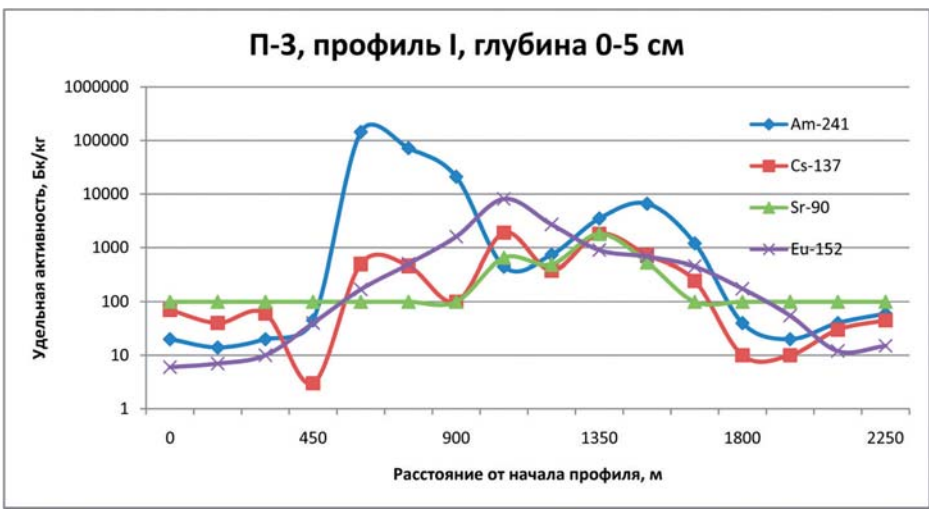


Рисунок 26. Распределение удельной активности техногенных радионуклидов на профиле I

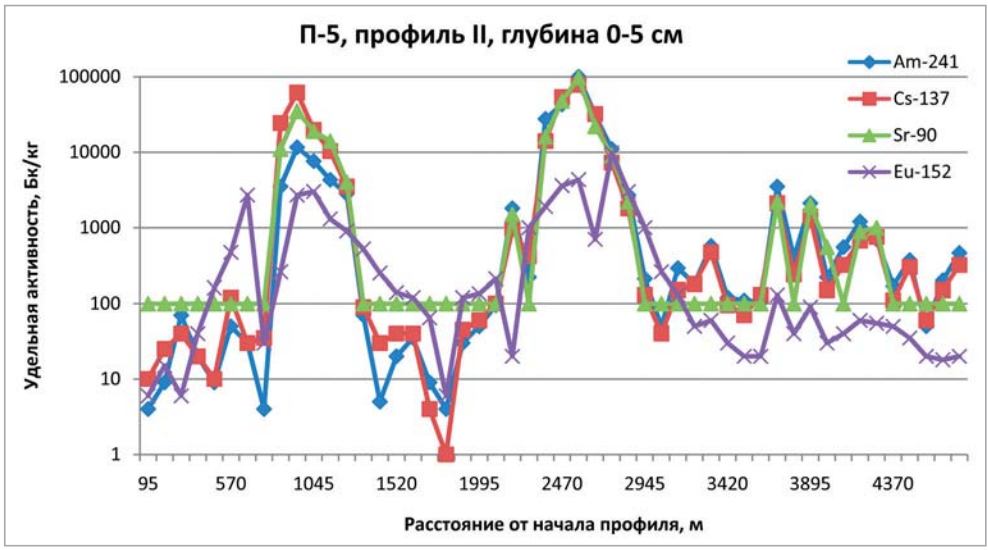


Рисунок 27. Распределение удельной активности техногенных радионуклидов на профиле II

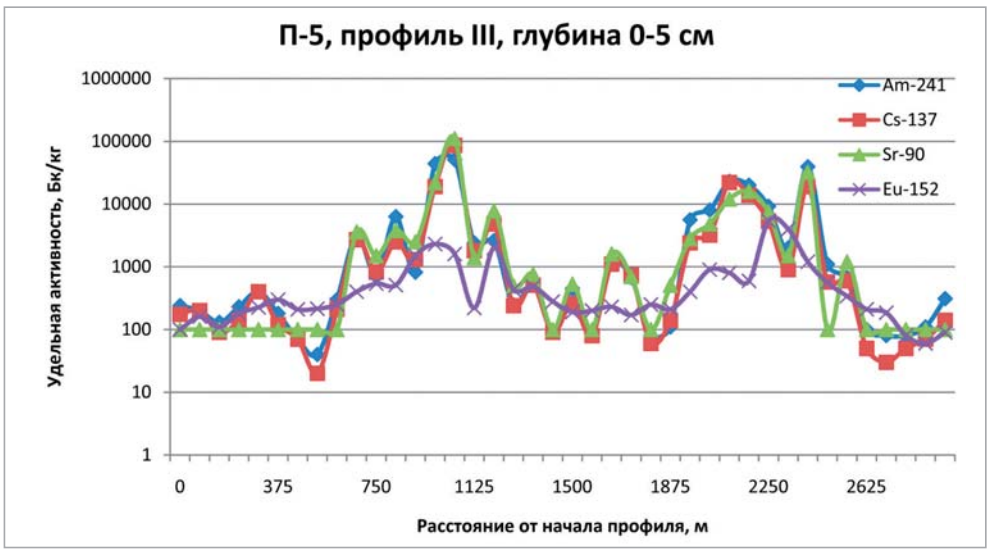


Рисунок 28. Распределение удельной активности техногенных радионуклидов на профиле III

Для детального изучения глубинного распределения концентрации радионуклидов с удалением от эпицентров построены графики распределения активности техногенных радионуклидов ^{241}Am, ^{137}Cs, ^{90}Sr и ^{152}Eu в верхнем слое почвы (0-5 см) вдоль профилей (рисунки 26–28).

В результате анализа данных лабораторных исследований поверхностного слоя грунта на профиле I площадки П-3 определен основной загрязнитель – ^{241}Am. Следует отметить, что максимумы загрязнения ^{241}Am смещены влево и вправо относительно максимума загрязнения продуктами нейтронной активации. Точку максимума концентрации ^{152}Eu условно можно принять за центр взрыва. В самом эпицентре уровень загрязнения ^{241}Am и продуктами деления снижается на порядки. Распределение ^{137}Cs по эпицентральной зоне более равномерно и убывает до фоновых уровней на расстоянии около 500 метров от эпицентра. Высокие концентрации ^{152}Eu в эпицентре и плавно спадающие к концам профиля свидетельствуют о том, что взрыв был произведен на определенной высоте (один из взрывов был осуществлен путем бомбометания на высоте 50 м). Средний коэффициент отношения ^{152}Eu/^{60}Co составляет 70.

На профилях II и III площадки П-5 радиоактивное загрязнение грунта обусловлено наличием ^{137}Cs, ^{241}Am и ^{90}Sr. По полученным результатам исследования послойных образцов грунта, характеризующих основные закономерности распределения техногенных радионуклидов на глубину до 20 см, построены графики распределения удельной активности по глубине (на примере ^{137}Cs) в точках отбора проб №5, 6, 7, 13, 14 и 15 (П-5, участок №1), а также в точках №26 и 31, (П-5, участок №2). График зависимости уровня удельной активности от глубины представлен на рисунке 29. Для большей наглядности удельная активность на графиках нормирована на максимальное значение по удельной активности. Расположение точек на объекте указано на рисунке 24.

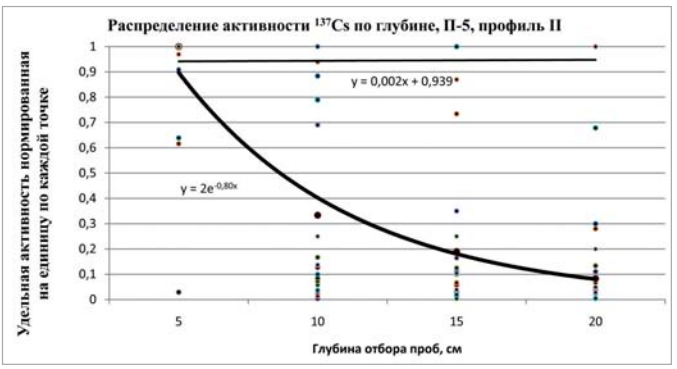


Рисунок 29. Распределение удельной активности Cs-137 по глубине

Из построенного графика видно, что вертикальное распределение концентрации радионуклидов можно описать экспоненциальной функцией $y = 2 \cdot e^{-0,802x}$. Но существуют такие участки, в которых характер распределения радионуклидов не подчиняется этому закону. Концентрация радионуклидов либо повышается до определенной глубины (приближена к линейной функции $y = a \cdot x + b$), либо остается неизменной, а затем снижается по экспоненциальному закону. С увеличением глубины отбора образца активность практически не изменяется, а в некоторых случаях увеличивается, что может являться причиной существования "зоны навала", когда при ядерном испытании грунт покрывал поверхность земли и образовывал дополнительный слой различной высоты с определенной активностью радионуклидов. Полученные лабораторные данные явно свидетельствуют о существовании таких зон.

На фотографии (рисунок 30) изображен срез земли, сделанный в непосредственной близости от эпицентра (П-5, участок №2). На данном участке навал толщиной около 20 см хорошо определяется визуально.

Рисунок 30. Навал грунта

Для того чтобы охарактеризовать места навала грунта, на диаграммах (рисунки 31–32), показан характер распределения концентрации ^{241}Am, ^{137}Cs, ^{90}Sr и ^{152}Eu по глубине в точке №10 участка №1 и в точке №28 участка №2 (точки навала грунта) площадки П-5 на глубину до 1 метра. Точка №10 лежит на гребне воронки, а точка №28 располагается на расстоянии около 50 метров от гребня.

Рисунок 31. Распределение удельной активности радионуклидов по глубине в месте навала грунта

Как видно из диаграммы, в зоне навала грунта удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs на глубине 1 метр остается на уровне около 16000 Бк/кг, при этом концентрация продуктов нейтронной активации близка к нулю.

При рассмотрении участка №2 площадки П-5 в точке №28 прослеживается иной характер распределения. Уровень активности основных техногенных радионуклидов в данной точке снижается по экспоненциальному закону. Исключение составляет ^{152}Eu,

удельная активность которого возрастает до глубины 20 см, а затем начинает плавно снижаться, но не экспоненциально (рисунок 32). Можно предположить, что сечение взаимодействия нейтронов с веществом грунта во время реакции захвата (*n, γ*) выше при некотором их замедлении, когда нейтроны проходят определенный слой вещества.

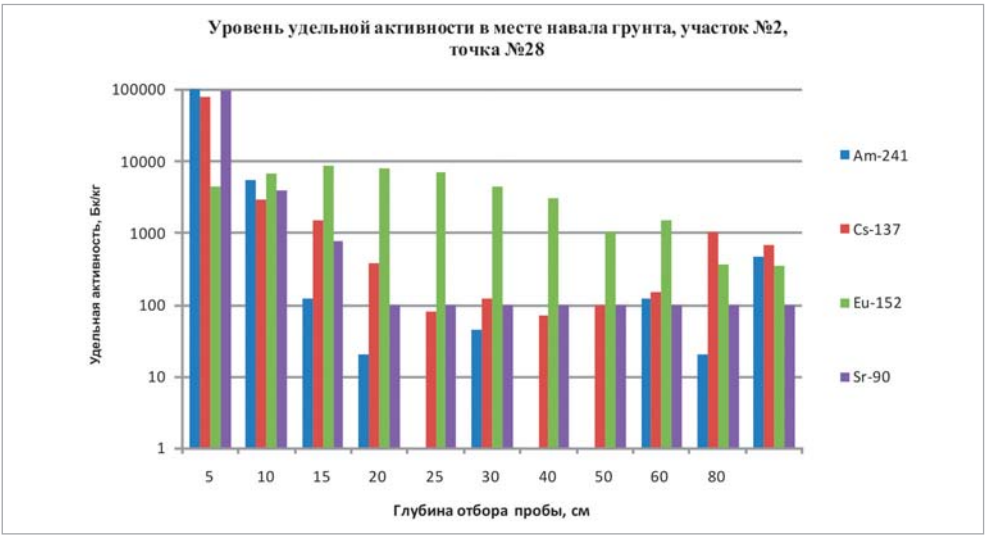


Рисунок 32. Распределение удельной активности по глубине в месте навала грунта

Из полученных данных можно сделать предположение, что в зоне выемки грунта (гребень воронки, точка № 10) концентрация продуктов нейтронной активации находится на уровне, приближенном к нулю. В непосредственной близости до нескольких десятков метров концентрация продуктов нейтронной активации достигает максимальных значений.

Таким образом, относительно вертикального распределения радионуклидов в большинстве случаев наблюдается равномерное снижение активности с увеличением глубины почвенного покрова. Однако данная тенденция не является закономерностью, о чем свидетельствуют данные, полученные по точкам 10, 11, 28 и 29 (П-5, профиль II, участок № 1 и № 2). Данный факт необходимо учитывать при расчете объемов РАО. На рисунке 24 приведены ориентировочные границы навалов, расположенных на исследованных профилях. Уровни удельной активности техногенных радионуклидов на исследуемых участках представлены в таблице 8.

Таблица 8.

Уровни удельной активности техногенных радионуклидов на исследуемых участках

Площадка	Уровень удельной активности, Бк/кг			
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{241}Am	^{152}Eu
П-3	от <0,2 до 1900	от <100 до 2000	от <4 до 144000	от <1 до 9800
П-5, участок №1	от <1 до 61600 в поверхностном слое и до 100000 на глубине 10 см	от <100 до 35000	от <4 до 11600	от <1 до 2300

Площадка	Уровень удельной активности, Бк/кг			
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{241}Am	^{152}Eu
П-5, участок №2	от <1 до 86000	от <100 до 110000	от <4 до 100000	от <1 до 2300 в поверхностном слое и до 5400 на глубине 20 см
П-5, участок №3	от <3 до 22000	от <100 до 32000	от <6 до 39300	от <1 до 5400 в поверхностном слое и до 9500 на глубине 20 см

Таким образом, при обследовании территории технических площадок П-3 и П-5 было обнаружено 6 радиационно-опасных участков. Участки №1, №2 и №3 представляют собой воронки, заполненные грунтовыми водами и окруженные радиоактивно-загрязненной территорией в радиусе от 100 до 300 метров. Участки №2 и №3 соединяются в один протяженный участок загрязнения по изолинии 0,5 – 1 мкЗв/ч. Это связано, вероятно, с выпадением радиоактивных осадков от взрыва, проведенного на участке №3. Обнаружены так называемые «зоны навала», где распределение концентрации техногенных радионуклидов не следует экспоненциальному закону и практически не меняется с глубиной. Определены ориентировочные границы таких зон. На гребнях навала воронок обнаружено значительное количество шлака слоем до 7 см.

Обнаруженный участок №4 представляет интерес с точки зрения возможной принадлежности к еще одному ядерному испытанию, который на данный момент сложно соотнести с каким-либо проведенным испытанием. Загрязненный участок имеет округлую форму с высокими уровнями МЭД, в некоторых точках превышающей 5 мкЗв/ч. По радионуклидому составу участок характеризуется высокими концентрациями продуктов активации, продуктов деления и трансурановых элементов. На территории этого участка обнаружены фрагменты оплавленного грунта. Суммарная площадь загрязнения по всем участкам П-5 составляет около 6 км^2

На территории технической площадки П-3 обнаружен радиоактивно-загрязненный участок диаметром около 1 км, без видимых нарушений ландшафта местности, существенно смещенный от центра технической площадки в северо-западном направлении к прицельному кресту из белой глины. В центре участка МЭД достигает 10 мкЗв/ч. Участок характеризуется высоким содержанием ^{241}Am и ^{152}Eu. Площадь загрязнения с уровнем МЭД ≥0,24 мкЗв/ч, где пребывание населения должно быть ограничено, составляет около 0,6 км^2. Значительных техногенных изменений окружающего ландшафта в результате проведения испытания не выявлено. В месте проведения испытания обнаружены «шлаковые поля» диаметром около 100 метров.

На основе данных распределения техногенных радионуклидов в поверхностном слое почвы были оценены запасы РАО на данных технических площадках. Суммарный объем РАО на радиационно-опасных участках технических площадок П-5 и П-3 указаны в таблице 9. При подсчете объемов РАО по $^{239+240}$Pu принимали, что средний коэффициент отношения $^{239+240}$Pu/^{241}Am равен 10.

Таблица 9.

Запасы РАО на технических площадках П-5 и П-3

Объект	Объем РАО, м^3
П-5, участок №1	15000
П-5, участок №2	60000
П-5, участок №3	40000
П-3	57000

3.4. Результаты исследования технических площадок П-2, П2-Г и П-7

3.4.2. Радиационная обстановка на территории технических площадок П-2, П2-Г и П-7

Испытательная площадка П-2 была предназначена для наземных ядерных взрывов мощностью от 1,3 до 14 кт. На ней было проведено 6 ядерных испытаний, в том числе первое испытание без режима ядерного взрыва (устройство не сработало). Характеристики испытаний приведены в таблице 1. Первый несработавший заряд внес существенный вклад в загрязнение технической площадки - в результате испытания было выброшено 215 Ки плутония [2].

Площадка П-7 была предназначена для ядерных взрывов малой мощности (от 0,007 до 0,4 кт) на высоте 0 метров. На ней с 09.09.1961 г. по 24.12.1962 г. проведены 12 ядерных взрывов, в 4 случаях ядерное устройство не сработало [2].

На площадке П2-Г, которая располагается на территории площадок П-2 и П-7, проводились гидроядерные взрывы – взрывные эксперименты с ядерными зарядами, в которых количество выделенной ядерной энергии сравнимо с энергией химических взрывчатых веществ. С 1958 по 1963 годы было проведено 40 модельных экспериментов, разница выброса альфа-активности у которых достигала 400 раз [1]. Общее количество альфа-активности плутония, диспергированного за все время проведения гидроядерных экспериментов, составило около 800–900 Ки. Основные характеристики гидроядерных экспериментов представлены в таблице 2.

Также на площадках П-2 и П-7 проводились гидродинамические испытания – взрывные эксперименты с ядерными зарядами, в которых не выделяется ядерная энергия (таблица 7). К ядерным испытаниям они не относятся, но, тем не менее, внесли значительный вклад в загрязнение исследуемой территории. С 1954 по 1962 год было проведено 5 таких испытаний, в результате чего было выброшено в атмосферу около 1000 Ки плутония [1]. Основные характеристики гидродинамических экспериментов представлены в таблице 3.

Фотографии эпицентров на некоторых участках представлены на рисунке 33. Как видно, эпицентры мощных взрывов представляют собой воронки с проявлением грунтовых вод, либо с признаками ее близости. Выявление эпицентральных зон испытаний малой мощности является достаточно сложной задачей.

Судя по интегральным радиационным параметрам, на технических площадках П-2, П2-Г и П-7 располагаются около 11 радиоактивно-загрязненных участков

с высоким уровнем МЭД. Суммарная площадь загрязнения с уровнем МЭД выше 0,24 мкЗв/ч, где пребывание людей должно быть ограничено, составляет около 4,3 км^2, что соответствует 20% от площади данных технических площадок, равной около 21 км^2. Карта распределения МЭД на территории площадок П-2, П2-Г и П-7 представлена на рисунке 34. В таблице 10 указаны основные характеристики участков загрязнения.

Таблица 10.

Характеристики участков загрязнений

№ участка	Максимальный уровень МЭД, мкЗв/ч	Площадь территории с уровнем МЭД выше 0,24 мкЗв/ч	Примечание
1	0,28	0,01	
2	0,5	около 1 км^2	Представляет собой суперпозицию нескольких следов радиоактивных выпадений
3	4,0	около 0,12 км^2	
4	2,7	около 0,12 км^2	Участок, предположительно, относится к месту проведения серии гидроядерных взрывов
5	1,0	около 0,04 км^2	
6	1,0	около 0,03 км^2	
7	2,5	около 0,7 км^2	В юго-восточном направлении распространяется узкий (70-80 м) след радиоактивных выпадений длиной около 1,5 км со значениями МЭД до 0,5 мкЗв/ч.
8	1,6	около 0,05 км^2	
9	0,5	около 0,09 км^2	
10	23,4	около 0,7 км^2	Представляет собой воронку диаметром 40 метров глубиной около 10 метров с выходом на поверхность грунтовых вод. Воронка окружена радиоактивно-загрязненной территорией
11	5,83	около 0,7 км^2	Представляет собой две воронки диаметром до 50 метров на расстоянии друг от друга около 150 метров с выходом на поверхность грунтовых вод. Воронки окружены радиоактивно-загрязненной территорией, смещенной относительно эпицентров на юго-запад.

По карте распределения МЭД в данном случае достаточно сложно оценить масштабы загрязнения, учитывая специфику проведенных экспериментов. На рисунках 35–36 представлены карты-схемы распределения ^{137}Cs и ^{241}Am на территории технических площадок П-2, П2-Г и П-7. Для уточнения имеющейся информации площадного распределения ^{241}Am и ^{137}Cs на территории этих площадок были наложены все имеющиеся данные, в том числе, полученные в рамках проекта МНТЦ К-337.

П-2, участок №10. Воронка, заполненная водой, диаметр воронки около 25 м

П-2, участок №11. Воронка диаметром около 40м, с водой, глубиной более 10 м

Воронка округлой формы диаметром до 30 м, глубиной около 12 м, заросшая камышом с водой

Воронка округлой формы диаметром около 30 м, гл. 10-12 м, на дне воронки вода, дно, заросшее камышом

Округлая по форме воронка диаметром около 20 м, глубиной 5-7м, по дну заросшая травой

Воронка диаметром 20 м, глубиной около 6 м

Рисунок 33. Фотографии некоторых эпицентров технических площадок П-2, П2-Г и П-7

Как видно, территория этих площадок очень существенно загрязнена ^{241}Am, а следовательно и $^{239+240}Pu$. Для уточнения масштабов загрязнения был проведен отбор проб почвы по профилям (рисунок 34) через эпицентральные зоны вдоль следов выявленных радиоактивных выпадений почти на всех обнаруженных участках. Для детального изучения распределения концентрации радионуклидов построены графики распределения активности техногенных радионуклидов ^{241}Am, ^{137}Cs, ^{90}Sr и ^{152}Eu в верхнем слое почвы (0-5 см) вдоль профилей. Данные профили характеризуют основные радиоактивно-загрязненные участки. Построение графиков распределения концентраций радионуклидов в точках профилей велось снизу вверх и слева направо.

Рисунок 34. Карта распределения МЭД на территории технических площадок П-2, П2-Г и П-7

Для оценки вертикальной миграции техногенных радионуклидов на исследуемом участке в центральных точках взаимопересекающихся профилей выкапывались шурфы и производилось послойное взятие почвенных образцов. Результаты представлены в виде диаграмм.

Участок № 1 характеризует западную часть радиоактивных выпадений южного направления, распространяющихся от центра технической площадки П-2 (рисунок 37). Распределение концентрации радионуклидов по глубине имеет экспоненциальную зависимость (рисунок 38).

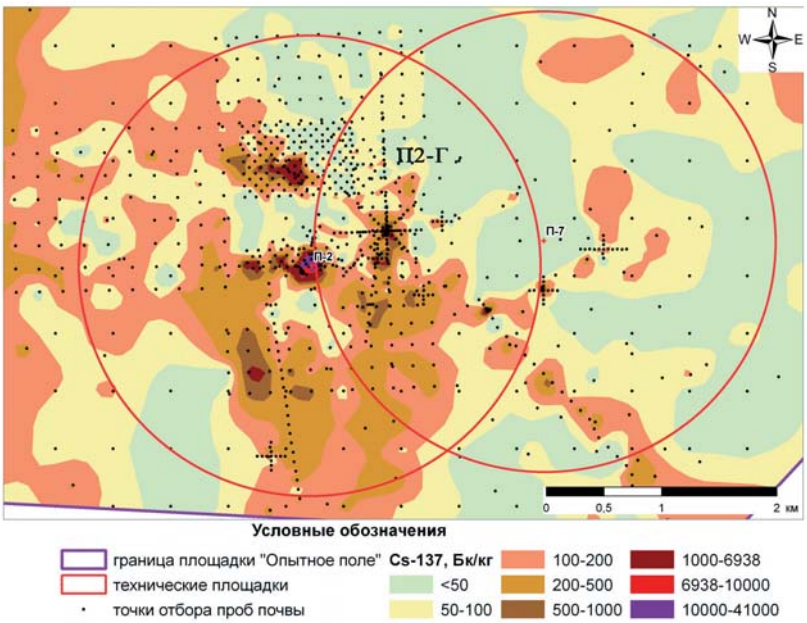


Рисунок 35. Карта-схема распределения ^{137}Cs на территории технических площадок П-2, П2-Г и П-7

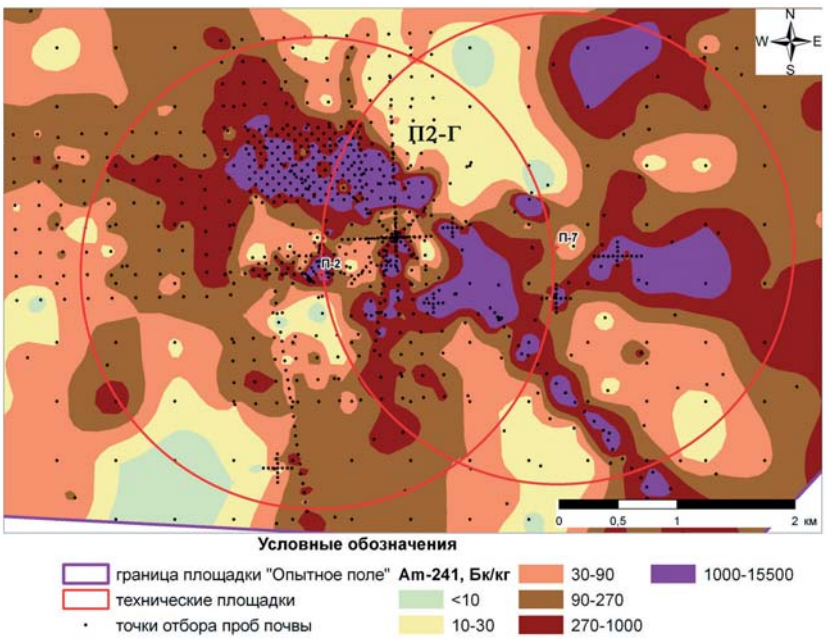


Рисунок 36. Карта-схема распределения ^{241}Am на территории технических площадок П-2, П2-Г и П-7

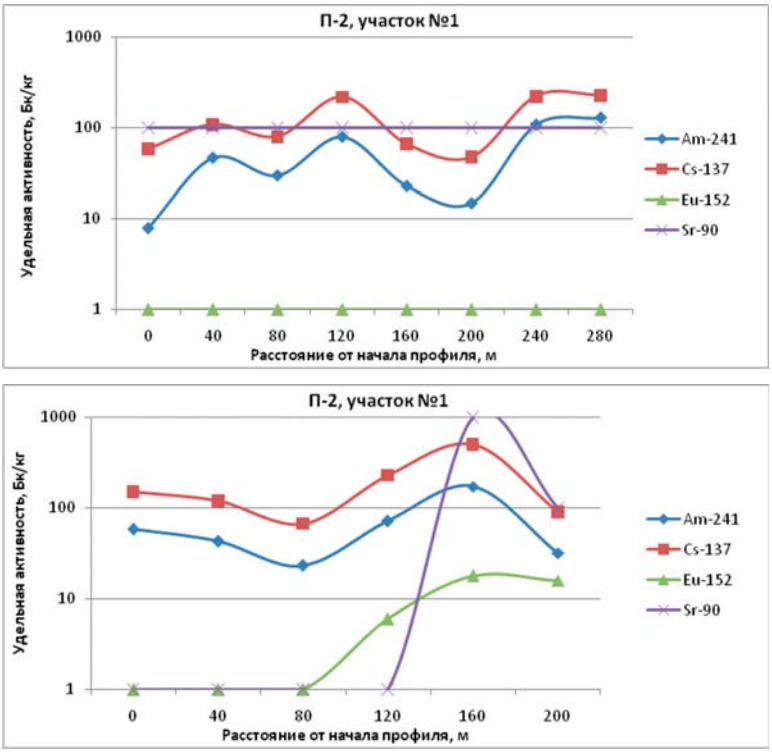


Рисунок 37. Распределение удельной активности техногенных радионуклидов на участке № 1

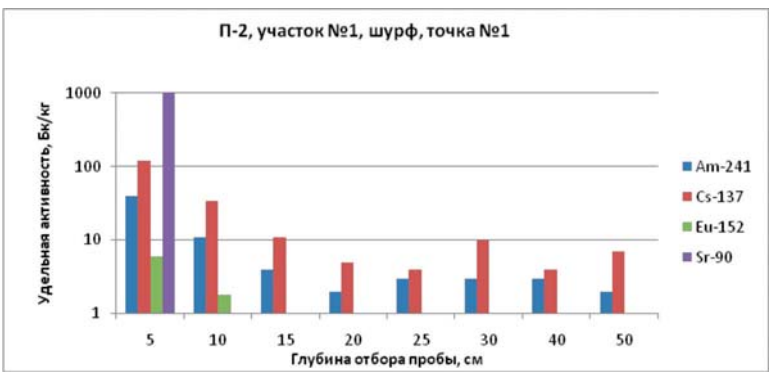


Рисунок 38. Распределение удельной активности радионуклидов по глубине

Участок №2 является протяженным следом радиоактивных выпадений южного направления технической площадки П-2. Концентрации радионуклидов не превышают МЗУА. По мере приближения к участку № 11, где был произведен ядерный взрыв, идет резкое повышение концентрации ^{152}Eu (рисунок 39).

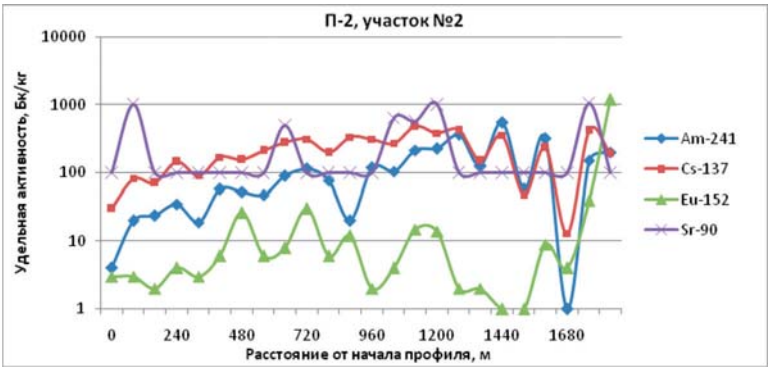


Рисунок 39. Распределение удельной активности техногенных радионуклидов на участке №2

Участок №3 представляет собой след радиоактивных выпадений, проходящий, предположительно, через два эпицентра. Количество наработанной активности техногенных радионуклидов находится на относительно низком уровне (рисунок 40). Распределение радионуклидов по глубине имеет экспоненциальную зависимость (рисунок 41).

Рисунок 40. Распределение удельной активности техногенных радионуклидов на участке №3

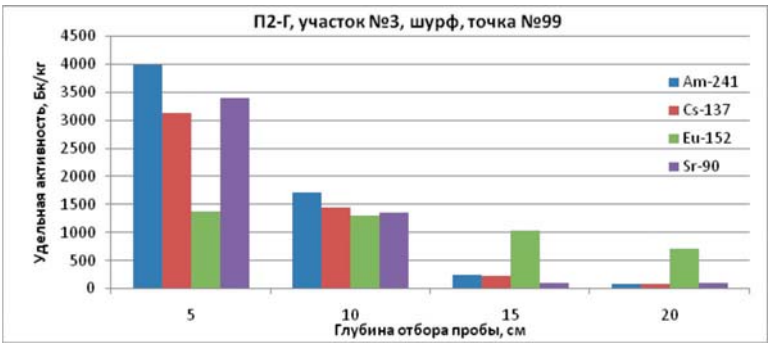


Рисунок 41. Распределение удельной активности радионуклидов по глубине

Участок №4 располагается в непосредственной близости к участку №3 и имеет более обширное загрязнение техногенным ^{152}Eu площадью порядка 0,1 км^2. Он имеет обширное загрязнение ^{152}Eu в радиусе 200 метров относительно эпицентра – точки его максимальной концентрации (рисунок 42). Исходя из характера распределения ^{152}Eu, можно предположить, что испытание было проведено на некоторой высоте. Распределение радионуклидов по глубине имеет экспоненциальную зависимость (рисунок 43).

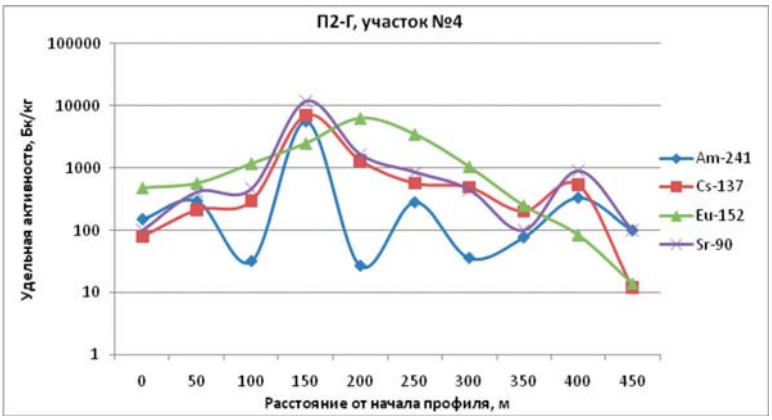


Рисунок 42. Распределение удельной активности техногенных радионуклидов на участке №4

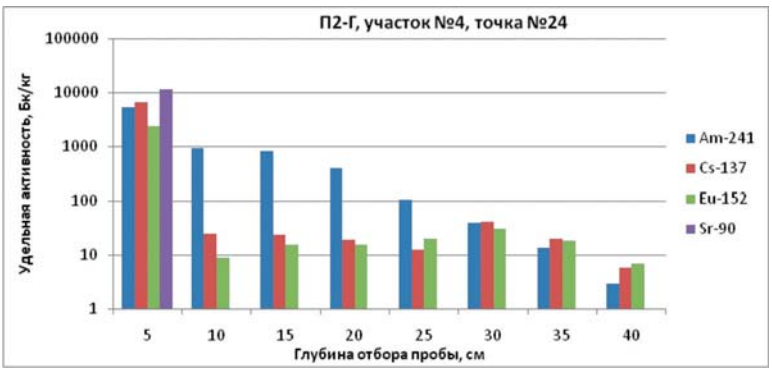


Рисунок 43. Распределение удельной активности радионуклидов по глубине

Участок №5 представляет собой эпицентр одного из испытаний. Количество наработанной активности ^{152}Eu находится на высоком уровне, концентрация достигает 8000 Бк/кг (рисунок 44). Уровни концентрации продуктов деления и характер их распределения позволяет предположить, что их наличие обусловлено выпадениями от другого испытания, эпицентр которого находится на участке №6. Максимуму концентрации продуктов активации соответствует минимум концентрации продуктов деления и ^{241}Am. Распределение радионуклидов по глубине имеет экспоненциальную зависимость (рисунок 45).

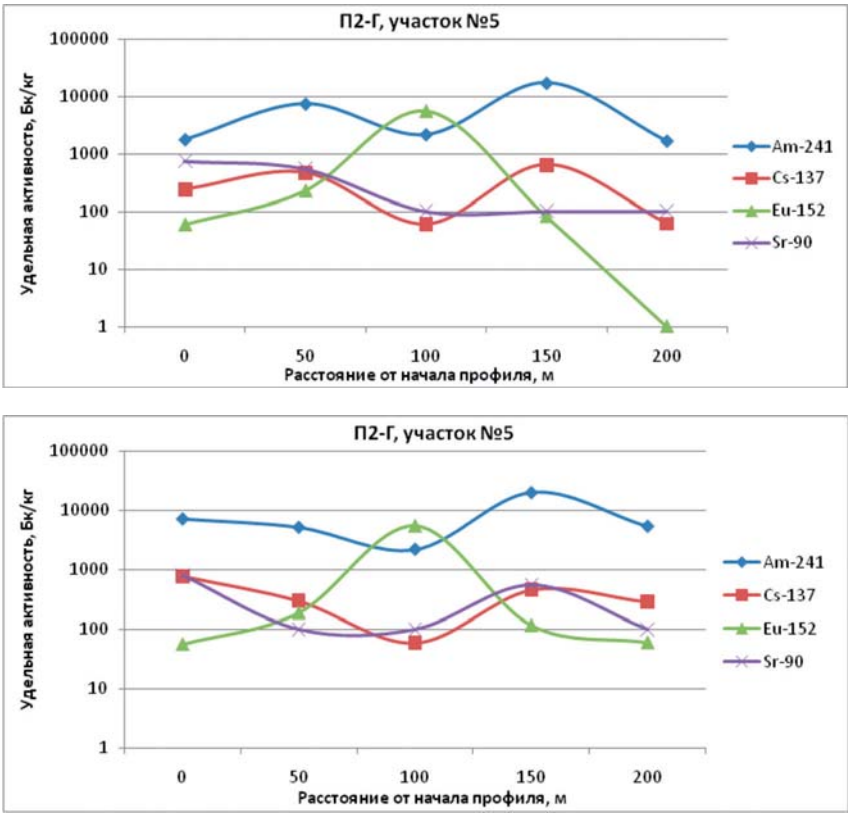


Рисунок 44. Распределение удельной активности техногенных радионуклидов на участке №5

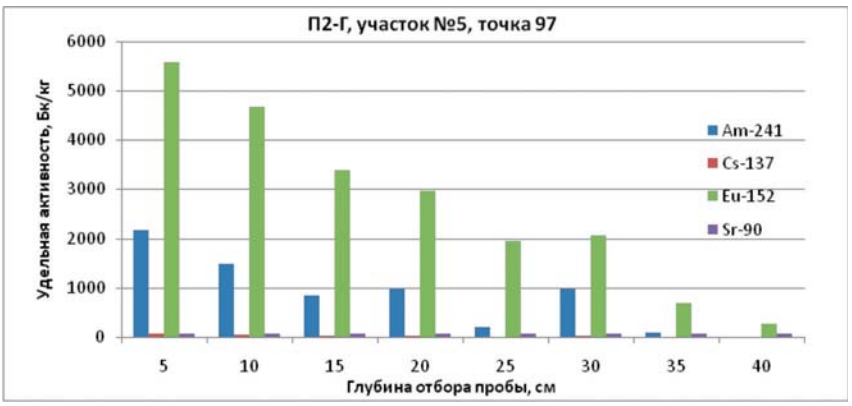


Рисунок 45. Распределение удельной активности радионуклидов по глубине

На участке №6 присутствие продуктов активации менее выражено, а концентрация ^{241}Am находится на высоком уровне (рисунок 46). Распределение радионуклидов по глубине имеет экспоненциальную зависимость (рисунок 47).

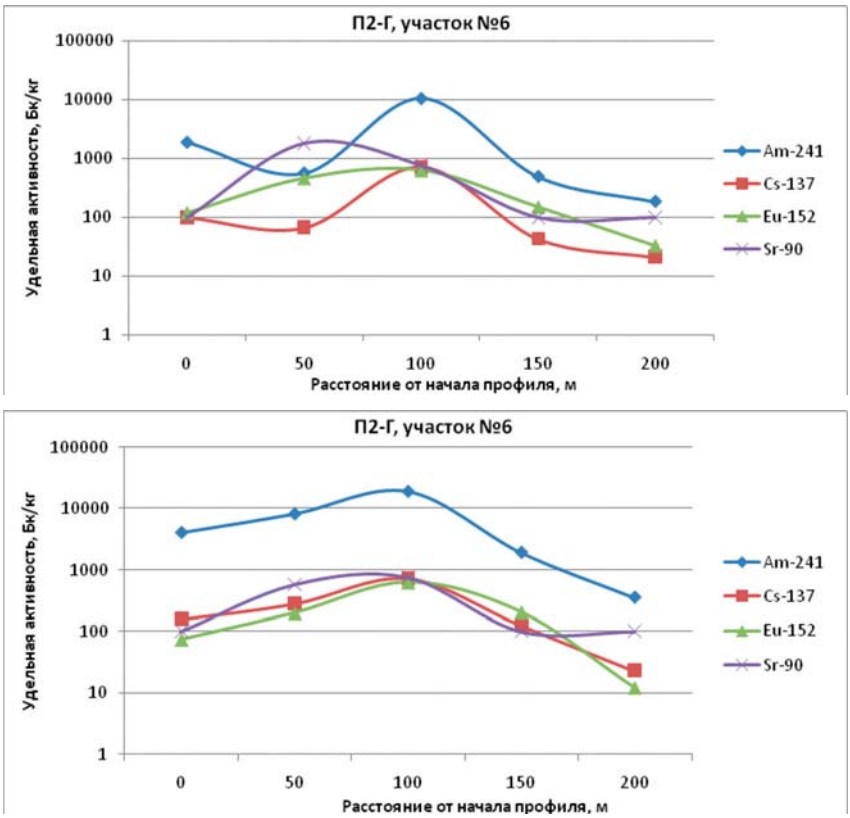


Рисунок 46. Распределение удельной активности техногенных радионуклидов на участке №6

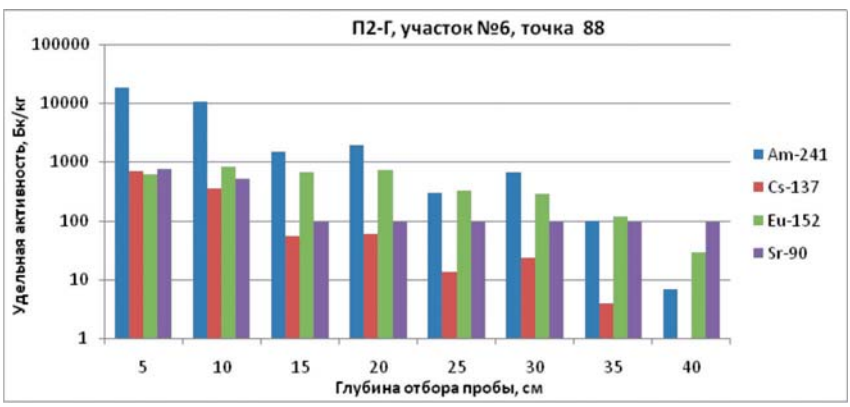


Рисунок 47. Распределение удельной активности радионуклидов по глубине

Участок №7 представляет собой эпицентр, принадлежащий, предположительно, к ядерному испытанию, от которого в юго-восточном направлении распространяется след радиоактивных выпадений длиной около 2 км и шириной до 100 метров. Количество наработанной активности ^{152}Eu в эпицентре находится на высоком уровне и достигает 7000 Бк/кг. Максимуму концентрации продуктов активации в эпицентре соответствует максимум концентрации продуктов деления и ^{241}Am (рисунок 48). Распределение радионуклидов по глубине имеет зависимость, отличную от экспоненциальной. На глубине 40 см отмечена высокая концентрация ^{152}Eu и ^{241}Am со значениями 900 и 1200 Бк/кг соответственно, что, по всей видимости, соответствует зоне навала (рисунок 49).

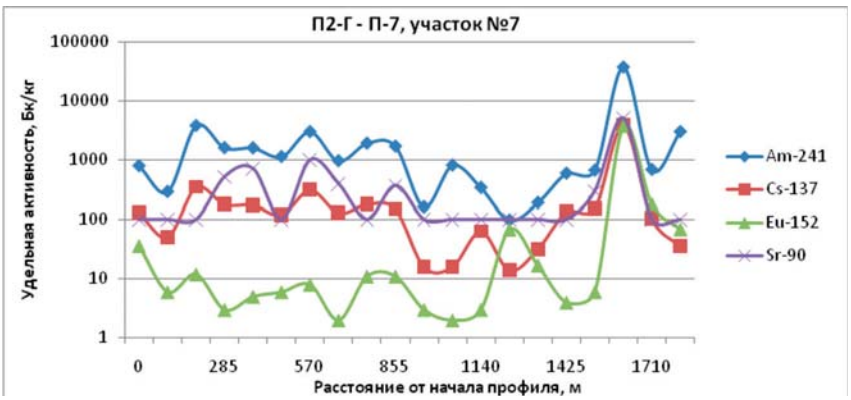


Рисунок 48. Распределение удельной активности техногенных радионуклидов на участке №7

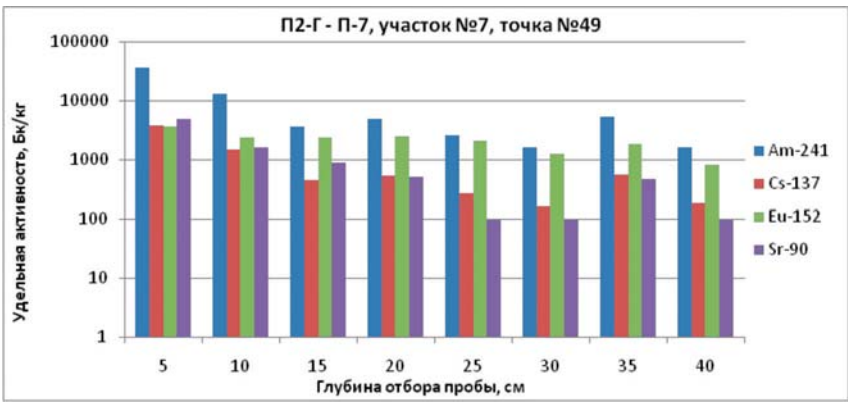


Рисунок 49. Распределение удельной активности радионуклидов по глубине

Участок №8 представляет собой эпицентр, принадлежащий, вероятно, к ядерному испытанию малой мощности. Количество наработанной активности ^{152}Eu в эпицентре находится на низком уровне и достигает 900 Бк/кг (рисунок 50). Распределение радионуклидов по глубине имеет зависимость отличную от экспоненциальной, что

может свидетельствовать о существовании «зоны навала». На глубине 40 см отмечена высокая концентрация всех радионуклидов, при этом удельная активность ^{241}Am превышает уровень МЗУА (рисунок 51).

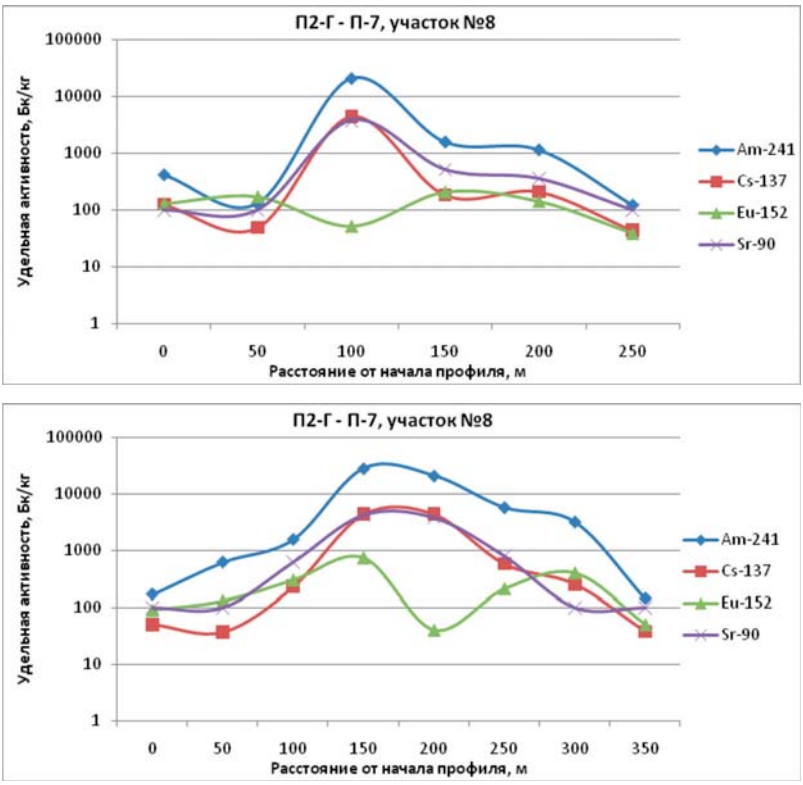


Рисунок 50. Распределение удельной активности техногенных радионуклидов на участке №8

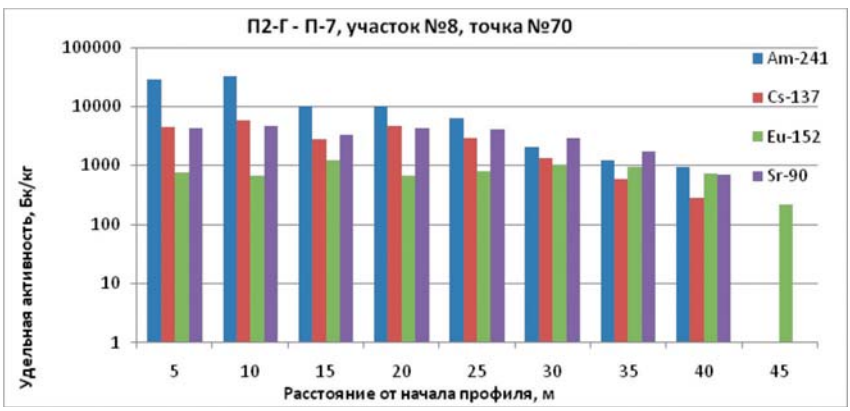


Рисунок 51. Распределение удельной активности радионуклидов по глубине

Участок №9 имеет вытянутую форму, характер распределения загрязнения по профилю, соотношение концентраций ^{241}Am, ^{137}Cs и ^{152}Eu позволяет предположить, что данный участок образован выпадениями от нескольких испытаний, при этом в некоторых испытаниях не происходило образование продуктов деления. Участок имеет очень высокое загрязнение ^{241}Am, а, следовательно, и $^{239+240}$Pu (рисунок 52), вплоть до глубины 30 см. Распределение радионуклидов по глубине не имеет экспоненциальной зависимости, что свидетельствует о наличии «зоны навала» (рисунок 53).

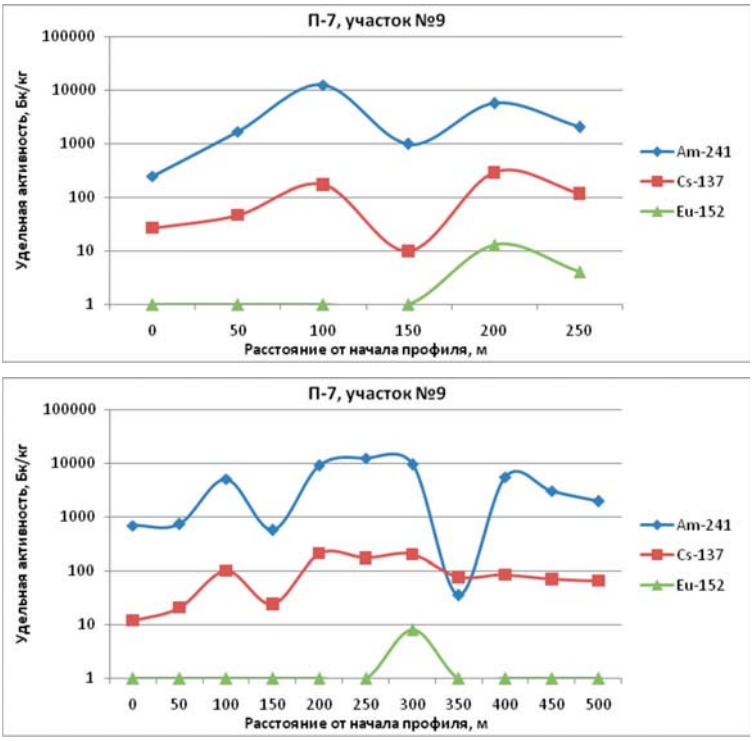


Рисунок 52. Распределение удельной активности техногенных радионуклидов на участке №9

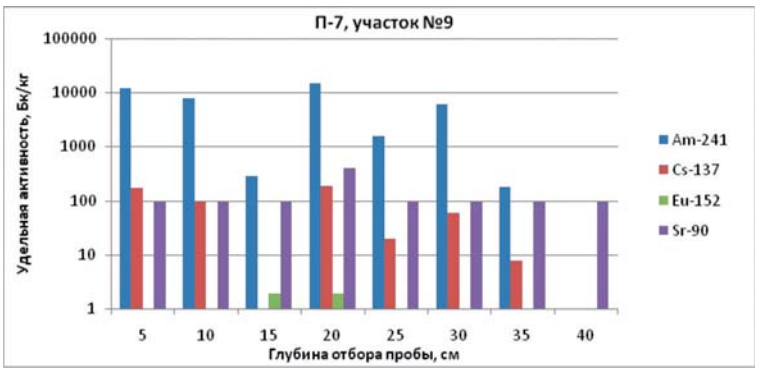


Рисунок 53. Распределение удельной активности радионуклидов по глубине

Детальных исследований участков №10 и №11 на данный момент не проведено.

В таблице 11 представлены уровни удельной активности техногенных радионуклидов на исследуемых участках.

Таблица 11.

Уровни удельной активности техногенных радионуклидов

Площадка	Уровень удельной активности, Бк/кг			
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{241}Am	^{152}Eu
П-2, участок №1	от <1 до 497	от <100 до 1000	от <1 до 170	от <1 до 18
П-2, участок №2	от <1 до 480	от <100 до 3400	от <1 до 550	от <1 до 3
П2-Г, участок №3	от <1 до 3100	от <100 до 1000	от 5 до 4000	от <1 до 3000
П2-Г, участок №4	от <1 до 6900	от <100 до 12000	от <1 до 5600	от <1 до 6300
П2-Г, участок №5	от <1 до 780	от <100 до 800	от 20 до 20000	от <1 до 5600
П2-Г, участок №6	от <1 до 720	от <100 до 1800	от 7 до 20000	от 12 до 860
П2-Г – П-7, участок №7	от 14 до 3900	от <100 до 800	от 98 до 37000	от <1 до 3600
П2-Г – П-7, участок №8	от 38 до 5800	от <100 до 4700	от 125 до 33000	от <1 до 1200
П-7, участок №9	от <1 до 290	от <100 до 500	от <1 до 15000	от <1 до 13

Используя комплекс информации, полученной в результате проведенных работ по выяснению радиационной обстановки на территории технических площадок П-2, П2-Г и П-7, можно утверждать, что доминирующим видом радионуклидного загрязнения их территории является ^{241}Am и, следовательно, $^{239+240}$Pu. Учитывая, что средний коэффициент отношения $^{239+240}$Pu/^{241}Am равен 10, было оценено, что суммарные запасы РАО на этих технических площадках составляют по меньшей мере 500000 м^3, а площадь РАО достигает 50% от суммарной площади П2, П2-Г и П-7, то есть около 10,5 км^2. Достаточно трудоемкой задачей является идентификация всех эпицентров испытаний на данных технических площадках. Часть из них можно идентифицировать по высокому содержанию ^{152}Eu, часть по ^{241}Am.

4. ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ И ВЫВОДЫ

Оценивая весь комплекс полученных результатов, можно дать общую характеристику характера и механизмов загрязнения «Опытного поля». По интегральным радиационным параметрам только небольшая часть «Опытного поля» может быть отнесена к радиоактивно-загрязненной территории. Площадь с уровнем МЭД выше 0,24 мкЗв/ч составляет около 11 км^2, то есть 3% от всей территории «Опытного поля». Учитывая исследования на технических площадках, данная цифра может быть увеличена до 16 м^2

Выявлены несколько участков, которые могут быть идентифицированы как «эпицентры» ядерных взрывов. Как правило, почва на эпицентрах и территориях, прилегающих к ним, характеризуется высокими значениями концентрации искусствен-

ных радионуклидов. Изменение концентрации ИРН в радиальном направлении носит экспоненциальный характер, при этом на расстоянии 300–500 метров концентрация ИРН снижается практически до фоновых уровней. Вместе с тем, следует отметить, что при наличии общих закономерностей каждый эпицентр имеет свой «радионуклидный портрет», отличающийся от других, прежде всего, соотношением концентрации различных радионуклидов и их изотопов. Выделены участки с другим типом загрязнения, которое можно назвать «площадным». Основным возможным механизмом возникновения участков этого типа является суперпозиция выпадений от различных ядерных испытаний. Участки характеризуются условно равномерным распределением концентрации техногенных радионуклидов на больших территориях площадью до десятков квадратных километров.

Продукты деления ^{137}Cs и ^{90}Sr распространены по трем основным направлениям: северо-восточному, юго-восточному и юго-западному. Наибольшая концентрация этих радионуклидов встречается непосредственно на участках эпицентров ядерных взрывов, которые занимают относительно малые площади до первых единиц квадратных километров. На остальной территории «Опытного поля» их концентрация находится на относительно невысоком уровне – до $n\times10^3$ Бк/кг.

Изотопы – элементы делящихся материалов ^{241}Am и $^{239+240}$Pu в значительной мере присутствуют в эпицентральных зонах всех технических площадок, а также в виде протяженных следов радиоактивных выпадений. Как правило, в эпицентральной зоне участки с высокими концентрациями ^{241}Am имеют относительно небольшую площадь. На участках площадного загрязнения, вероятно, в силу суперпозиции радиоактивных выпадений, концентрации ^{241}Am достигают значений $n\times10^4$ Бк/кг, как и в эпицентральных зонах.

Помимо делящихся веществ и продуктов деления, в эпицентрах сконцентрированы продукты нейтронной активации: ^{60}Co, $^{152, 154}$Eu, которые, в основном, не выходят за пределы технических площадок и могут служить индикаторами ядерных испытаний.

Проведенные исследования позволяют дать общую оценку запасов радиоактивных отходов на площадке «Опытное поле». Обобщенные результаты приведены в таблице 12.

Таблица 12.

Обобщенные результаты о степени, характере загрязненности и объемах РАО на территории «Опытного поля»

Объект	№ участка	$МЭД_{max}$, мкЗв/ч	Удельная активность$_{max}$, Бк/кг				Площадь с МЭД≥0,24 мкЗв/ч, км^2	Суммарный объем РАО на участке, м^3	Суммарный объем РАО на площадке, м^3
			^{137}Cs	^{90}Sr	^{152}Eu	^{241}Am			
Опытное поле	-	15,4	41000	140000	18000	16000	11	-	2000000
П-1	1	>20	12000	31000	25000	1300	6	70000	250000
П-3	1	10,0	1900	2000	9800	140000	0,6	57000	100000

Объект	№ участка	МЭД$_{max}$, мкЗв/ч	Удельная активность$_{max}$, Бк/кг				Площадь с МЭД≥0,24 мкЗв/ч, км^2	Суммарный объем РАО на участке, м^3	Суммарный объем РАО на площадке, м^3
			^{137}Cs	^{90}Sr	^{152}Eu	^{241}Am			
П-5	1	20,0	100000	35000	2300	12000	0,7	15000	150000
	2	20,0	86000	110000	5400	100000	1,4	60000	
	3	20,0	22000	32000	9500	39000	1,6	40000	
	4	5,0	-	-	-	-	0,5	-	
	5	10,0	-	-	-	-	1,8	-	
П-2, П2-Г, П-7	1	0,3	500	1000	18	170	0,01	-	500000
	2	0,5	480	3400	3	550	1	-	
	3	4,0	3100	1000	2900	4000	0,12	-	
	4	2,7	6900	12000	6300	5600	0,12	-	
	5	1,0	780	800	5600	20000	0,04	-	
	6	1,0	720	1800	860	19000	0,03	-	
	7	2,5	3900	800	3600	37000	0,7	-	
	8	1,6	5800	4700	1200	33000	0,05	-	
	9	0,5	290	520	13	15000	0,09	-	
	10	23	-	-	-	-	0,7	-	
	11	5,8	-	-	-	-	0,7	-	

Таким образом, объем РАО на всех технических площадках составляет около 1000000 м^3, при этом около половины объемов РАО расположены вне территорий технических площадок. Учитывая объемы РАО, а также степень радиационной опасности с точки зрения внешнего облучения, можно сделать вывод о нецелесообразности проведения рекультивационных мероприятий, за исключением участков точечного загрязнения, расположенных в северной части «Опытного поля». Следует учесть, что участки загрязнения выходят за существующие границы «Опытного поля», поэтому одним из приоритетных направлений работ на СИП должно быть уточнение границ этих участков. Учитывая высокую радиотоксичность трансурановых элементов, а также их высокие концентрации и обширность загрязненных площадей, необходимо осуществить мероприятия по физическому ограничению доступа населения на эти территории. Нынешние границы «Опытного поля» должны быть пересмотрены, так чтобы его новые границы соответствовали его текущему радиоэкологическому статусу.

Авторы статьи выражают благодарность сотрудникам ИРБЭ НЯЦ РК, прежде всего, участникам полевых исследований Антропову И.Н., Рак В.Ф., Бакирову Р.М., Тиняеву С.А., Александровичу И.А., Неклюдову Н.А., Корнееву О.А., Зимакос А.В., Захарову В.С., Баутинову Т.Н., Башлыкову М.Л., Нефедову Р. за качественное проведение полевых работ, сотрудникам ЛРХИ Чередову О.И., Берекпулову К.Т., Тулеубаевой Р.К., Пинчуковой Е.В., Жапашевой Ж.Е. за выполнение аналитических работ, сотрудникам лаборатории ГИС-технологий Еременко Е.А., Елизарьевой Н.А. за подготовку картографического материала.

ЛИТЕРАТУРА

1. Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Радиоэкологическое состояние «Северной» части территории Семипалатинского испытательного полигона]/ под рук. Лукашенко С.Н. – Вып. 1. – Павлодар: Дом печати, 2010. – 36-45.: ил. - Библиогр.: С.224-231. - ISBN 978-601-7112-28-8.
2. Разработка основ и выбор технологий ликвидации поверхностного загрязнения и способов ограничения вторичного загрязнения территории Семипалатинского Испытательного Полигона: заключительный технический отчет по проекту МНТЦ К-337 / менеджер Сиражет Хажекбер. – Алматы: ИЯФ НЯЦ РК, 2003. -164с.
3. Отчет по проекту К-054 за первый год. «Экологические пути миграции радионуклидов, связанных с ядерными испытаниями на Семипалатинском полигоне», г. Курчатов, 1998 г.
4. Михайлов В.Н. Ядерные испытания СССР. Андрюшин И.А., Богдан В.В., Зеленцов С.А., Илькаев Р.И., Кауров Г.А., Михайлов В.Н., Цырков Г.А., Чернышев А.К., Москва, 1997.
5. Ядерные испытания СССР. Семипалатинский полигон/ под ред. В.А. Логачева. – Москва: Изд АТ, 1997.
6. Шойхет Я.Н. Радиационное воздействие Семипалатинского полигона на Алтайский край. Вестник научной программы «Семипалатинский полигон - Алтай», №1(9), 1996. Шойхет Я.Н., Лоборев В.М., Киселев В.И., Лагутин А.А., Судаков В.В.
7. Логачев В.А. О радиационном воздействии на население Республики Тувы ядерных испытаний, проведенных на Семипалатинском полигоне / В.А. Логачев // Бюллетень центра общественной информации по атомной энергии. – Москва: ЦНИИатоминформ, 1998. - № 12. – С. 56.
8. Сайбеков Т.С. Атлас. Радиационная обстановка на территории Республики Казахстан с 1954 по 1994 годы. Семипалатинская область / Т.С. Сайбеков, Ж.А. Абылаев. – Т.16. – Алматы: Министерство экологии и биоресурсов РК, 1994. – 400 с.
9. Научно-практический журнал. Вестник научной программы «Семипалатинский полигон - Алтай», №1, 1994, 11-12 с.
10. Логачев В.А. Аналитический обзор данных о влиянии ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне на состояние здоровья население Республики горный Алтай // Бюллетень центра общественной информации по атомной энергии. – Москва: ЦНИИатоминформ, 1998. - № 9-10. – С. 39с.
11. Киселев В.И. Последствия радиационного воздействия ядерных испытаний на население Алтайского края и меры по его социальной защите. Шойхет Я.Н., Колядо И.Б., Зиборов А.М., Шойхет Я.Н., под редакцией Шойгу С.К.
12. Андрюшин И.А. Ядерные испытания СССР. Гидроядерные эксперименты. Инвентаризация затрат плутония / И.А. Андрюшин, Н.П. Волошин, Р.И. Илькаев [и др.]. // Бюллетень центра общественной информации по атомной энергии: Спецвыпуск. – Москва: ЦНИИатоминформ, 1998. - № 12. – С. 60-63.

13. «Укрощение ядра», http://npc.sarov.ru/issues/coretaming/.
14. Материалы по вопросам радиоэкологического состояния территории бывшего СИП в результате воздействия значимых ядерных испытаний: окончательный доклад. Арзамас – 16. Москва, Санкт-Петербург, 1994.
15. «Ядерные испытания под запретом. Что дальше?», http://www.nasledie.ru/voenpol
16. http://www.maps.google.ru
17. GPS приёмник Garmin rino520. Руководство по эксплуатации.
18. Дозиметры-радиометры МКС-АТ6130, МКС-АТ6130А, МКС-АТ6130В, руководство по эксплуатации.- Атомтех: Научно-производственное унитарное предприятие. – 84с.
19. ГОСТ 17.4.3.01-83. Охрана природы. Почвы. Общие требования к отбору проб. - Введ. 1984-01-07. // Сборник. Охрана природы. Почвы. – М.: Изд-во стандартов, 1998. – С. 29-31.
20. Инструкция по эксплуатации дозиметра-радиометра Radiagem 2000.
21. МИ 2143-91 № 5.06.001.98 Активность радионуклидов в объемных образцах. Методика выполнения измерений на гамма-спектрометре. Рекомендация. Государственная система обеспечения единства измерений. - Введ.1998-06-02. -1991. - 17с.
22. МИ 2139-91 №5.05.008.99 Методические рекомендации.
23. Инструкция по эксплуатации гамма-спектрометра Canberra с программным обеспечением Genie 2000.
24. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99)/

СЕМЕЙ СЫНАҚ ПОЛИГОНЫ «ТӘЖІРИБЕ ДАЛАСЫ» АЛАҢЫНЫҢ РАДИОНУКЛИДТІ ЛАСТАНУ СИПАТЫ МЕН ДЕҢГЕЙЛЕРІ

[1]Мошков А.С., [1]Лукашенко С.Н., [1]Яковенко Ю.Ю., [1]Стрильчук Ю.Г., [1]Коровина О.Ю., [1]Каширский В.В., [1]Шатров А.Н., [2]Яковенко А.М.

[1]ҚР ҰЯО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты, Курчатов, Қазақстан
[2]ҚР ҰЯО Геофизикалық зерттеулер институты, Курчатов, Қазақстан

«Тәжірибе даласы» нысаны Кеңес Одағының алғашқы сынақ алаңы болып табылады. Бұрын бұл ұлан-байтақ алаңға жүйелі зерттеу жүргізілген жоқ болатын.

Радиациялық ахуалды анықтау үшін және радиациялық-қауіпті нысандарды түгендеу мақсатында «Тәжірибе даласының» барлық аумағы, сондай-ақ ондағы орналасқан П-1, П-2, П2-Г, П-3, П-5 және П-7 техникалық алаңдар аумағы зерттелді. Техникалық алаңдарды зерттеу аса радиациялық-ластанған телімдерді анықтауды, жаяу γ-түсірулерді жүргізуді, техногенді радионуклидтердің алаңдық және тереңдік таралуын зерттеуді қамтыды.

Интегралды радиациялық параметрлер бойынша «Тәжірибе даласының» тек азғантай бөлігі ғана радиациялық-ластанған аумаққа жатуы мүмкін. 0,3 мкЗв/сағ. жоғары ЭДҚ деңгейі бар алаң шамамен 10 км^2, яғни «Тәжірибе даласының» барлық аумағының 3% құрайды.

Ядролық жарылыстардың «эпиорталықтары» ретінде идентификациялануы мүмкін бірнеше телімдер анықталды. Әдеттегідей, эпиорталықтардағы және оларға іргелес аумақтардағы топырақ жасанды радионуклидтер (ЖРН) шоғырлануының жоғары мәндерімен сипатталады. ЖРН радиалды бағыттағы шоғырлануының өзгеруі экспоненциалды сипатқа ие, бұл кезде 300-500 метр арақашықтықта ЖРН шоғырлануыны іс жүзінде аялық деңгейге дейін төмендейді. Сонымен бірге, жалпы заңдылық болған кезде әр эпиорталықтың басқаларынан, бәрінен бұрын, әр түрлі радионуклидтер мен олардың изотоптарының шоғырлануының арақатынасымен ерекшеленетін өзінің «радионуклиті портреті» бар екендігін атап өту қажет. Ластанудың «алаңдық» деп атауға болатын басқа типі бар телімдер анықталды. Әр түрлі ядролық сынақтардан түсулердің суперпозициясы бұл типті телімдердің негізгі болжамды пайда болу механизмі болып табылады. Телімдер техногенді радионуклидтер шоғырлануының ондаған квадрат километрге дейін алаңы бар үлкен аумақта шартты тегіс таралуымен сипатталады.

^{137}Cs және ^{90}Sr бөліну өнімдері үш негізгі: солтүстік-шығыс, оңтүстік-шығыс және оңтүстік-батыс бағытта таралады. Көптеген шоғырлану тікелей ядролық жарылыстардың эпиорталықтарында орналасқан. ^{241}Am және, сол сияқты $^{239+240}$Pu радионуклидтері көптеген мөлшерде барлық техникалық алаңдардың, әсіресе П-2, П-7 эпиорталық аймақтарында және оның шегінен тыс радиоактивті түсулердің созылған іздері түрінде бар. Бөлінетін заттектер мен бөліну өнімдерінен басқа, эпиорталықтарда нейтронды активация өнімдері: Co^{60}, $Eu^{152, 154, 155}$ шоғырланған, бұл, негізінен, техникалық алаңдар шегінен тыс шықпайды.

Түйін сөздер: Семей сынақ полигоны, тәжірибе даласы, радиациялық ахуал, техногенді нысандар, техногенді радионуклидтер, цезий, стронций, америций, плутоний, кобальт, европий, алаңдық зерттеу, радионуклидті ластану, түгендеу, радиациялық-қауіпті нысан.

NATURE AND LEVEL OF RADIONUCLIDE CONTAMINATION AT «EXPERIMENTAL FIELD» SITE OF SEMIPALATINSK TEST SITE

[1] A.S Moshkov., [1] S.N. Lukashenko, [1] Yu.Yu. Yakovenko, [1] Yu.G. Strilchuk, [1]O.Yu. Korovina, [1] V.V. Kashirsky, [1]A.N. Shatrov, [2] A.M. Yakovenko

[1]Institute of Radiation Safety and Ecology NNC, Kurchatov, Kazakhstan
[2]Institute of Geophysical Research NNC, Kurchatov, Kazakhstan

The object «Experimental field» is the first testing ground of nuclear weapons in the Soviet Union. No systematic surveys of this vast territory have been previously carried out.

To determine the radiation environment and to the inventory of radiation-hazardous objects there has been investigated the entire «Experimental field» site territory, as well as technical grounds P-1, P-2, P2-H, H-3, P-5 and P-7, which are located on it. Study of the technical areas included the identification of the most contaminated sites, pedestrian γ-survey, study of areal and depth distribution of artificial radionuclides.

Based on integral radiation parameters only a small part of the «Experimental field» site can be attributed to radiation-contaminated areas. An area with a level of EDR above 0,3 μSv/h is about 10 km^2, which is 3% of the «Experimental field» territory.

Several areas were revealed that can be identified as the «epicenter» of nuclear explosions. Typically, the soil at the epicenter and areas adjacent thereto, is characterized by high values of artificial radionuclides concentration (ARN). The change in concentration of ARN in the radial direction is exponential, at that at a distance of 300–500 meters the concentration of ARN reduces to near background levels. However, it should be noted that given common patterns, each epicenter has its own «radionuclide portrait» that is different from others, primarily by the ratio of the concentrations of various

radionuclides and their isotopes. An areas with another type of contamination was revealed and can be called «areal». The main possible mechanism for occurrence of areas with this type is a superposition of the fallout from the various nuclear tests. Sites are characterized by conditionally uniform distribution of concentration of artificial radionuclides in large parts of the area up to tens of square kilometers.

Fission products of ^{137}Cs and ^{90}Sr are distributed in three main directions: the northeast, southeast and southwest. The highest concentration is located directly at the epicenter of the nuclear explosions. Radionuclides ^{241}Am, and therefore $^{239+240}Pu$ are largely present in the epicentral areas of all the technical fields, especially at P-2, P-7 and beyond it in the form of long traces of radioactive fallout. In addition to fissile materials and fission products, the products of neutron activation are concentrated in the epicenters: Co^{60}, $Eu^{152, 154, 155}$, which, basically, do not migrate beyond the technical areas.

Keywords: Semipalatinsk test site, an experimental field, radiation environment, man-made objects, artificial radionuclides, cesium, strontium, americium, plutonium, cobalt, europium, areal survey, radionuclide contamination, inventory, and radiation-dangerous object.

УДК 577.4:577.391: 504.73:539.16

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ «ЗАПАДНОЙ» ЧАСТИ ТЕРРИТОРИИ СИП

Стрильчук Ю.Г., Айдарханов А.О., Генова С.В., Каширский В.В., Кундузбаева А.Е., Ларионова Н.В., Магашева Р.Ю., Паницкий А.В., Субботин С.Б., Топорова А.В., Тоневицкая О.В., Яковенко Ю.Ю., Лукашенко С.Н.

Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, Курчатов, Казахстан

В статье представлены результаты радиоэкологических исследований западной части территории Семипалатинского испытательного полигона (СИП), расположенной в пределах Карагандинской области на площади 560 км^2. Оценено современное радиоэкологическое состояние элементов окружающей среды: почвогрунтов, водных объектов, воздушного бассейна, растительного покрова, животного мира.Среднее содержание естественных радионуклидов в почвах исследуемой территории является типичным для почв Казахстана, каких-либо геохимических аномалий не выявлено.Содержание искусственных радионуклидов в объектах природной среды западной части территории СИП обусловлено, в основном, глобальными радиоактивными выпадениями. В целом, распределение радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr по площади достаточно равномерное. При анализе площадного распределения ^{241}Am выявлены зоны с повышенными значениями удельной активности. Максимальные значения удельной активности радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr ниже уровней, характеризующих экологическое состояние территорий как «относительно удовлетворительная ситуация». Обследованные территории по содержанию в почвах радионуклидов $^{239+240}$Pu относятся к территориям с «относительно удовлетворительной экологической ситуацией». Содержание радионуклидов в растительном покрове, воде и воздухе, а также ожидаемое содержание в продуктах питания животного и растительного происхождения значительно ниже допустимых уровней. На основании данных о содержании радионуклидов в объектах природной среды и продуктах питания была сделана оценка дозовых нагрузок на население. При условии «наихудшего» сценария «фермер, ведущий натуральное хозяйство в пределах загрязненной территории», ожидаемая годовая эффективная доза на человека не превысит 0,3 мЗв, что является ниже уровня вмешательства, согласно Нормам радиационной безопасности.Таким образом, по результатам проведенного комплексного обследования, с учетом существующих требований нормативной базы РК, вся обследованная территория может использоваться без ограничений.

Данные исследования проведены с целью дальнейшей передачи земель в хозяйственный оборот.

Ключевые слова: ядерные испытания, радиоэкология, радиоактивное загрязнение, радионуклиды, растительный покров, объекты водопользования, сценарий поведения, дозовые нагрузки.

ВВЕДЕНИЕ

Одной из главных целей работ по СИП является постепенная передача земель СИП в народнохозяйственный оборот. Передача земель возможна только после проведения комплексных экологических исследований и реабилитационных мероприятий

на наиболее опасных участках радиоактивного загрязнения. Такие работы уже проведены на «северной» части территории СИП [1].

На территории полигонав пределах Карагандинской области на момент закрытия СИП проводились различные виды сельскохозяйственной деятельности, в основном, пастбищное скотоводство, о чем свидетельствует наличие зимовок, которые в настоящее время являются нежилыми, и остатки развитой инфраструктуры (дорожная сеть, линии электропередач, сеть скважин и колодцев). После распада Советского союза эти зимовки были брошены, а население переселилось в более крупные населенные пункты за пределами СИП.

На территории СИП в пределах Карагандинской области ранее проводились различного рода радиологические исследования. С целью изучения влияния ядерных испытаний на территорию Карагандинской области была разработана программа работ по радиоэкологическому обследованию, которая началась в 1995 г. (АО Центр-геосъемка, ТОО «Экоэксперт»). Исследования по программе были продолжены в 2001–2002 гг. Работы выполнялись Институтом радиационной безопасности и экологии (ИРБЭ НЯЦ РК) [2].

В 2009–2010 гг. ИРБЭ было выполнено комплексное экологическое обследование «западной» территории СИП площадью 560 км^2. Данная работа является продолжением ранее начатых исследовательских работ на территории полигона. Предметом исследований являлись объекты природной среды: почвенно-растительный покров, водная и воздушная среды, животный мир. Территория СИП, на которой проводились исследования, s обозначена синей линией на карте (рисунок 1).

1. ИСПЫТАНИЯ НА СИП КАК ПЕРВИЧНЫЕ ИСТОЧНИКИ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ИССЛЕДУЕМОЙ ТЕРРИТОРИИ

Непосредственно в пределах обследованной территории какие-либо испытания с ядерными материалами не проводились. Наиболее близко к границе исследуемой территории расположена площадка «4» (менее 4 км), где проводились испытания боевых радиоактивных веществ (БРВ); площадки «Сары-Узень» (подземные ядерные испытания в скважинах) и «Опытное поле» (воздушные и наземные ядерные испытания) расположены на расстоянии менее 18 км. Другие площадки удалены на расстояние более 50 км (рисунок 1) и их влияние на формирование радиационной обстановки на исследуемой территории маловероятно.

Анализ имеющихся данных показал, что формирование радиационной обстановки на исследуемой территории могло быть обусловлено следующими испытаниями:атмосферные ядерные испытания и модельные эксперименты (гидроядерные и гидродинамические) на площадке «Опытное поле»; испытания боевых радиоактивных веществ на площадке «4». Существенное влияние на радиационную обстановку «западной»территории могли оказать экскавационные взрывы, произведенные в скважинах №№1003, 101, 125 на площадке «Сары-Узень». Однако при детальном рассмотрении следов радиоактивных выпадений, образованных при испытаниях, было установлено, что следы были направлены в противоположные стороны от исследуемой территории.

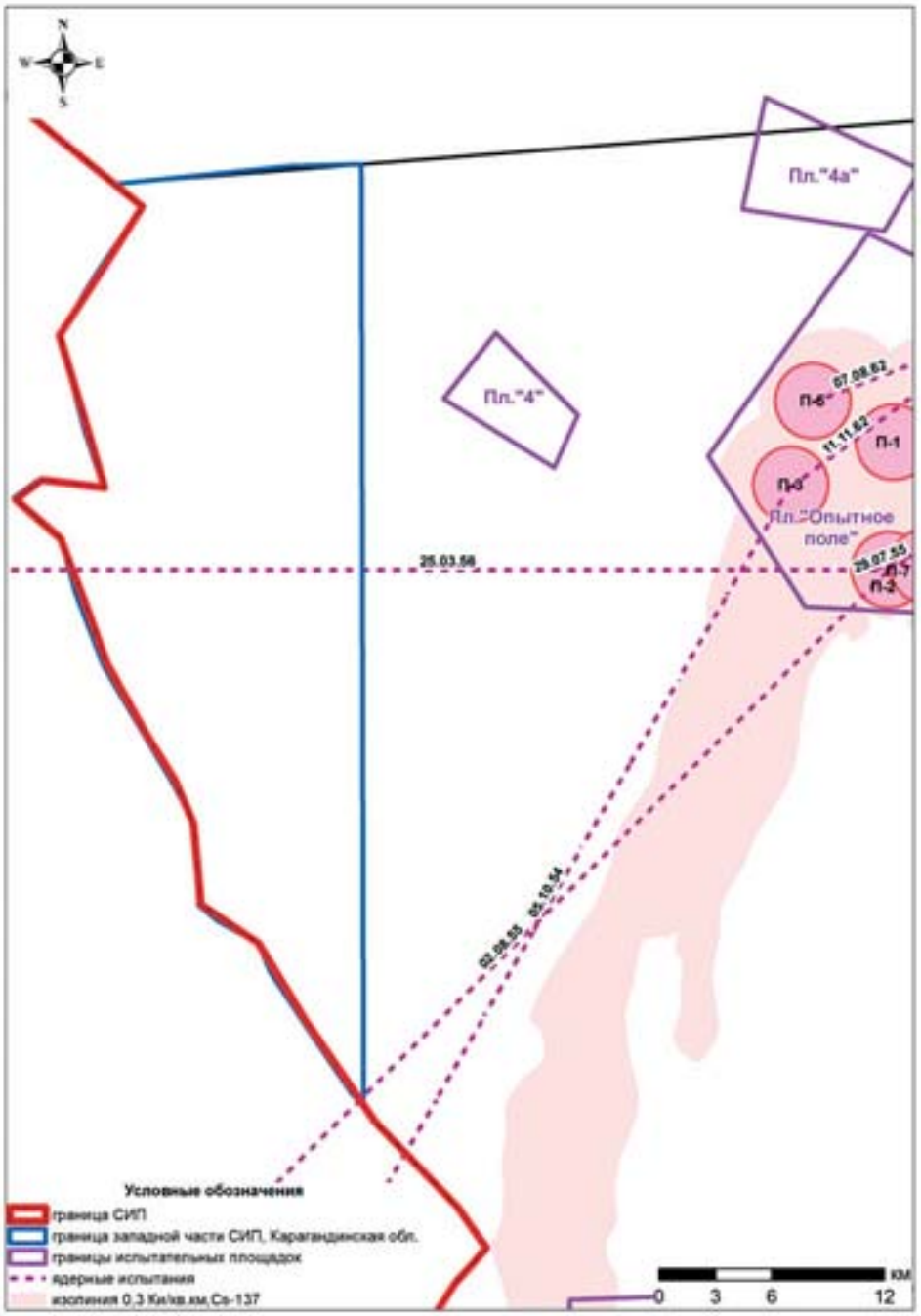
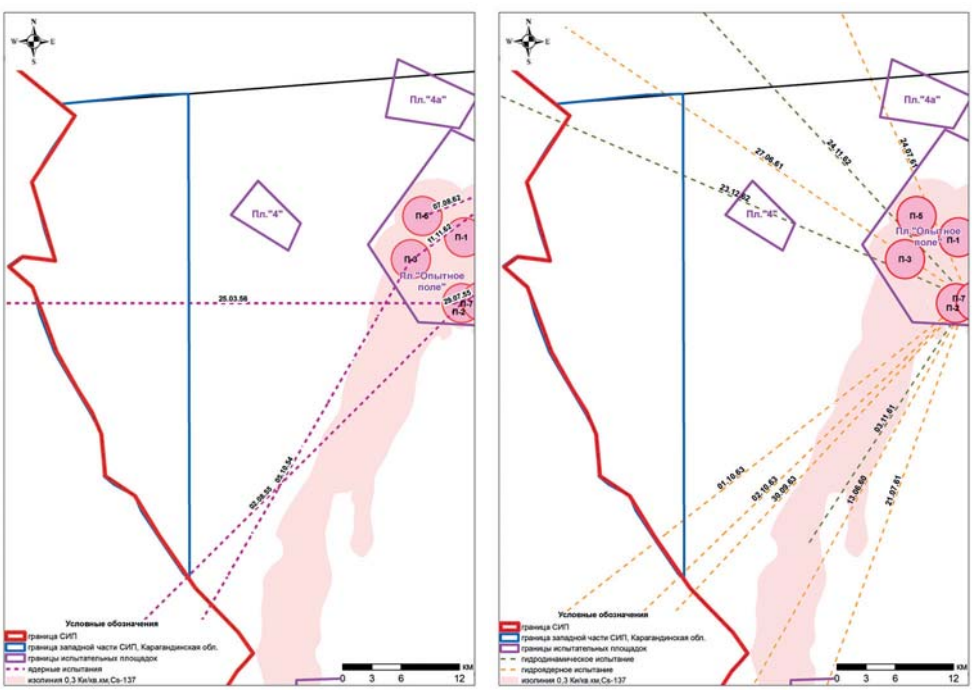


Рисунок 1. Обзорная карта района

1.1. Атмосферные испытания на площадке «Опытное поле»

В период с 1949 по 1962 год на технических площадках П-1, П-2, П-3, П-5 П-7 было проведено 30 наземных и 86 воздушных ядерных испытаний. С 1958 по 1989 год на полигоне было осуществлено 85 гидроядерных экспериментов различных видов, среди которых 2 воздушных, 15 подземных и 68 наземных. Все эти испытания в той или иной мере привели к радиоактивному загрязнению как территории полигона, так и прилегающих регионов.

Наземные и приземные ядерные испытания. В открытых публикациях [3–7] имеется информация о количестве, времени, мощности и других условиях проведения ядерных испытаний, направлениях среднего ветра на момент испытаний и выпадениях за пределами полигона, о траекториях движения радиоактивных облаков от границы полигона и следах радиоактивных выпадений. Эта информация в различных литературных источниках отличается. Проанализировав имеющуюся информацию, было определено, что 3 наземных испытания, проведенные 05.10.54 г. (мощностью 4 кт), 02.08.55 г. (мощностью 12 кт) и 25.03.56 г. (мощностью 5,5 кт), могли привести к радиоактивному загрязнению исследуемой территории. На основании этой информации были восстановлены предполагаемые траектории следов радиоактивных выпадений от наземных ядерных испытаний (рисунок 2а).



а) б)

Рисунок 2. Схема прохождения следов радиоактивных выпадений по западной территории полигона от наземных (а) и гидроядерных и гидродинамических (б) испытаний

Радиоактивные облака от 3-х ядерных испытаний перемещались от мест их проведения в западном и юго-западном направлениях. На основании результатов ранее проведенных радиологических исследований на СИП были получены данные, свидетельствующие о повышенных уровнях радиоактивного загрязнения почвенного покрова в пределах следов радиоактивных выпадений от вышеуказанных ядерных испытаний. Подробная информация об особенностях проведения этих испытаний и о формировании следов радиоактивных выпадений отсутствует.

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

1.2. Модельные эксперименты (гидроядерные и гидродинамические)

Гидроядерные испытания. С 1960 по 1965 годы на площадке П-2Г (расположенной на территории площадок П-2, П-7) было проведено 40 гидроядерных экспериментов. Общее количество альфа-активности плутония, диспергированного за все время проведения гидроядерных экспериментов, составило примерно 800–900 Кюри, что могло стать причиной радиоактивного загрязнения местности вокруг испытательной площадки [8].

Для потенциальной возможности загрязнения плутонием исследуемой территории азимутальные направления осей следов от испытаний должны лежать в секторе от 226° до 307° (от юго-западного к северо-западному направлению). По имеющимся оценкам [7], из 24 испытаний, в результате которых была диспергирована основная часть плутония, всего в 2 испытаниях азимутальные направления осей следов были 226° и 232°, при этом длина участков при уровне площадного загрязнения плутонием 0,1 Ки/км^2 могла достигать 30,5 и 34,4 км соответственно, а при площадной активности 2,25*10^{-2} Ки/км^2 – 92 и 105 км. При таких характеристиках наиболее вероятно, что эти два испытания с выбросом 54,5 и 50,5 Ки плутония, проведенные 01.10.1963 и 02.10.1963 г. (рисунок 2 б), могли внести вклад в радиоактивное загрязнение южной части исследуемой территории изотопами плутония. При оценке источников формирования радиационной обстановки была рассмотрена информация еще об одном испытании, представленная в материалах [7]. В эксперименте, проведенном 27.06.1961 г., указано направление движения облака – 304°. Этот эксперимент мог также привести к загрязнению изотопами плутония исследуемой территории.

Гидродинамические испытания. Взрывные эксперименты с ядерными зарядами, в которых не выделяется ядерная энергия, относятся к категории гидродинамических испытаний, и они не относятся к ядерным испытаниям, за исключением тех случаев, когда такой результат имел место в специально запланированном ядерном испытании.

Гидродинамические испытания проводились на площадках П-2 и П-7. Площадки расположены на расстоянии ~28 км от границы исследуемой территории. С 1954 по 1962 год было проведено 5 испытаний, в результате которых в атмосферу было выброшено 1000 Ки плутония. Для оценки возможности загрязнения территории рассматривался тот же сектор (от 226° до 307°). По материалам [7], из 5 испытаний в одном испытании (23.12.62 г.) азимутальное на-

правление оси следа было 296°, при этом длина участков при уровне площадного загрязнения плутонием 0,1 Ки/км^2 могла достигать 68 км, а при площадной активности 2,25*10^{-2} Ки/км^2– более 100 км (рисунок 2б). Таким образом, данное испытание также можно рассматривать как источник загрязнения исследуемой территории плутонием.

В настоящее время источником загрязнения обследуемой территории в результате миграционных процессов, в основном ветрового переноса радиоактивно загрязненных частиц почвы, также могут являться участки радиоактивного загрязнения на площадке «Опытное поле». Участки с высокими уровнями радиоактивного загрязнения местности расположены, в основном, в пределах площадок, где проводились наземные ядерные испытания и модельные эксперименты (П-1, П-2, П-3, П-5, П-7). Максимальные значения мощности экспозиционной дозы (МЭД), а, следовательно, и максимальные уровни радионуклидного загрязнения находятся непосредственно в районе воронок, образовавшихся в результате ядерных взрывов. Порядок значений удельнойактивности в почве техногенных радионуклидов представлен в таблице 1. Радиоактивное загрязнение почвы на этих площадках сравнимо с твердыми радиоактивными отходами (на некоторых участках – со среднеактивными РАО).

Таблица 1.

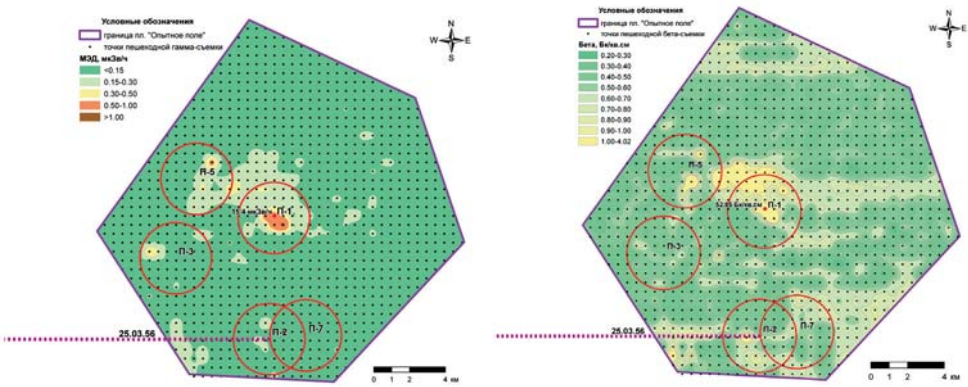
Удельная активность радионуклидов в почвенном покрове в районе технических площадок испытательной площадки «Опытное поле»

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

При удалении от эпицентров испытаний МЭД снижается, и на расстоянии до 1–2 км её значения достигают величин фонового уровня для данной территории, равного 0,10–0,15 мкЗв/ч.Таким образом, радиоактивное загрязнение от ядерных испытаний в пределах площадки «Опытное поле» сосредоточено непосредственно вблизи эпицентров, формируя следы ближних радиоактивных выпадений, и по мере удаления от них снижается до фоновых уровней (рисунок 3а).

По результатам обследования площадки «Опытное поле» можно выделить участки радиоактивного загрязнения местности, являющиеся следами ближних радиоактивных выпадений. На основании оценки содержания ^{90}Sr радиометрическим методом построена карта-схема загрязнения β-излучающими радионуклидами территории площадки «Опытное поле» (рисунок 3б).

Анализируя распределение МЭД и площадной бета-активности на площадке, можно предположить, что участок радиоактивного загрязнения, расположенный западнее площадок П-2, П-7, сформирован в результате ядерного испытания, проведенного 25.03.56 г. На рисунке видно, что след радиоактивных выпадений направлен в сторону западной части полигона.



а) б)

Рисунок 3. Карта-схема значений МЭД (а) и плотности потока β-частиц (б) на территории площадки «Опытное поле»

1.3. Испытания боевых радиоактивных веществ на площадке «4»

Ядерные взрывы – не единственный вид испытаний, проводившихся на территории СИП. В период с 1954 по1957 годы были проведены испытания радиологического оружия, снаряженного боевыми радиоактивными веществами [9].

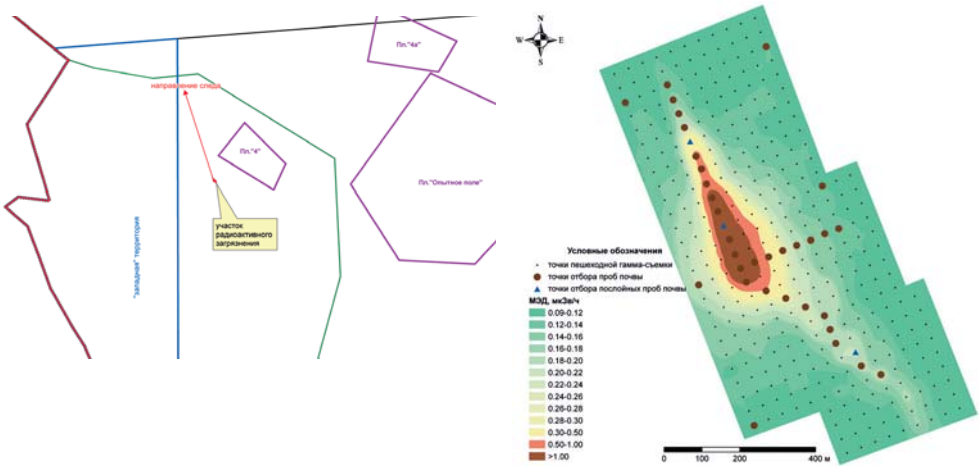
Основой такого вида оружия массового поражения, как боеприпасы с БРВ, являются радиоактивные вещества (РВ) в виде жидких и порошкообразных рецептур. Такие РВ получали, в основном, из отходов радиохимического производства. В испытаниях на СИП радиоактивной рецептурой был продукт («рецептура 904»), удельная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

Испытания БРВ проводились на СИП путем подрыва отдельных боеприпасов, бомбометанием с самолета ИЛ-28, артиллерийско-минометными средствами или с помощью выливных авиационных приборов (ВАП). В связи со сложностью дезактивации все оборудование, задействованное при испытаниях БРВ (емкости, трубопроводы, насосы и др.), было захоронено под пятиметровым слоем грунта. Места захоронения не известны.

Испытания БРВ проводились на двух площадках – «4» и «4а», расположенных в северо-западной части СИП (рисунок 2). Одна из них, площадка «4», расположена менее чем в 4-х километрах от исследуемой территории. В результате проведения испытаний БРВ сформировались локальные зоны радиоактивного загрязнения, в основном в пределах испытательной площадки. Испытания на данной площадке также могли повлиять на радиоактивное загрязнение исследуемой территории.

На площадке «4» и за ее пределами ранее было обнаружено 6 участков радиоактивного загрязнения. На близлежащей к западной части территории расположен участок радиоактивного загрязнения (рисунок 4а) с максимальным значением МЭД на поверхности земли около 45 мкЗв/час и плотностью потока β-частиц выше предела

обнаружения используемых средств измерений (>4500 част/(мин*см^2)). На рисунке 4б также представлена схема распределения МЭД на загрязненном участке за пределами площадки «4».



а) б)

Рисунок 4. Схема расположения участка радиоактивного загрязнения (а) и распределения МЭДна загрязненном участке (б)

Отобранные на данном участке пробы были проанализированы гамма- и бета-спектрометрическим методом для определения естественных и искусственных гамма-излучающих радионуклидов и ^{90}Sr. Максимальные значения удельной активности радионуклидов в измеренных пробах почвы составляют по ^{60}Co – 9*10^1, ^{152}Eu –5*10^1, ^{241}Am – 4,3*10^3, ^{90}Sr – 4,8*10^6, ^{154}Eu – 1,5*10^3, $^{239+340}$Pu – 4,7*10^4, ^{137}Cs – 1,4*10^3, ^{155}Eu – 1,5*10^{3}Бк/кг. По уровню радиоактивного загрязнения почвенный покров на обследованном участке можно сравнить с радиоактивными отходами. Данный участок может оказывать воздействие в радиационном плане на исследуемую западную часть СИП.

В настоящее время, помимо естественных факторов (ветровой перенос), существуют техногенныефакторы, которые могут формировать вторичное радиоактивное загрязнение исследуемой территории. Таковыми являются земляные работы, связанные со сбором металлолома в местах проведения ядерных испытаний и вывозом его за пределы полигона, а также сельскохозяйственная деятельность (выпас скота и заготовка сена) на радиоактивно загрязненных территориях.

Оценить объемы переноса радиоактивных веществ при сборе и вывозе металлоломане представляется возможным. В качестве предупредительных мероприятий для снижения уровня радиоактивного загрязнения территорий, расположенных вблизи испытательных площадок, необходимо ограничить несанкционированный доступ населения, домашних животных.

2. ПРОВЕДЕНИЕ КОМПЛЕКСНЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ СОСТОЯНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

Исходя из данных, полученных при обзоре потенциальных источников, и на основании ранее проведенных исследований комплексное радиологическое обследование проводилось в несколько этапов. Стратегия обследования заключалась в предварительной оценке распределения радионуклидов в почвенном покрове по результатам радионуклидного анализа проб почвы, отобранных по сети 1×1 км, в определении почвенных и растительных контуров, а также поиске и обследовании всех водных источников, включающем отбор проб воды и их радионуклидный анализ. Затем в местах с повышенным содержанием радионуклидов в почвенном покрове поводился дополнительный отбор проб почвы по более густой сети обследования. В пределах обнаруженных почвенно-растительных контуров также проводились более детальные исследования. В пределах типичных почвенных контуров проводился отбор проб поверхностного слоя почвы, а также были заложены шурфы и отобраны послойные пробы почвы для изучения распределения радионуклидов по глубине. По результатам дешифрирования космоснимков и полевых рекогносцировочных выездов было определено местоположение всех водных объектов в пределах обследуемой территории. Для оценки содержания радионуклидов в воздушной среде пробы аэрозолей отбирали в местах бывшего проживания людей (на заброшенных зимовках).

Всего было отобрано 911 проб почвы (в том числе 146 послойных проб почвы), 22 пробы растительности, 27 проб воды, 5 проб воздуха.

Лабораторные исследования проб окружающей среды по определению естественных и искусственных гамма-излучающих радионуклидов заключались в предварительной подготовке проб и измерении приготовленных счетных образцов на гамма-спектрометре. Лабораторные исследования проб окружающей среды по определению радионуклидов ^{90}Sr и $^{239+240}$Pu проводились с использованием радиохимических методик [10, 11]. Объемы выполненных лабораторных анализов представлены в таблице 2.

Таблица 2.

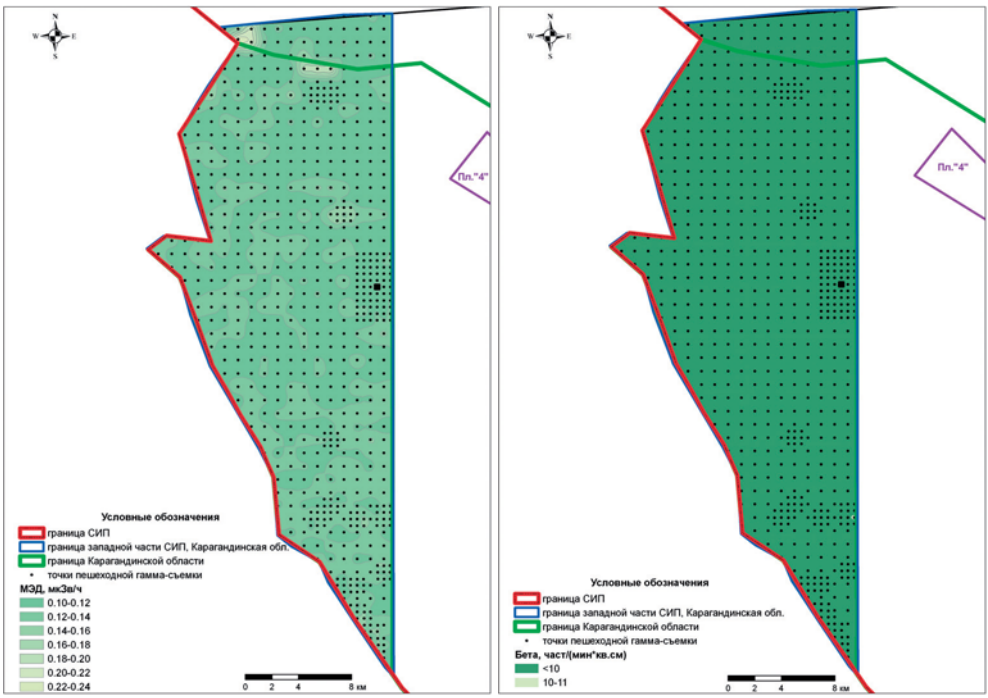
Объемы лабораторных анализов

Вид пробы	Общее количество проб	Количество проанализированных проб				
		^{90}Sr	^{137}Cs	^{238}Pu	$^{239+240}$Pu	^{241}Am
Почва	765	133	765	133	146	765
Растительность	22	22	22	-	14	22
Вода	27	27	27	-	24	1
Воздух	5	5	5	-	5	5

Методики отбора проб природной среды и лабораторных анализов подробно представлены в «Материалах комплексного обследования «северных» территорий СИП» [1].

2.1. Распределение интегральных параметров

Величина МЭД в точках отбора проб почвы находилась в диапазоне <0,1–0,24 мкЗв/ч на поверхности земли и <0,1–0,40 мкЗв/ч на высоте 1 м. Все значения плотности потока β-частиц находились ниже предела обнаружения используемых средств измерений (10 част/(мин*см^2)), за исключением двух точек, плотность потока β-частиц в которых составила 11 част/(мин*см^2).



а) б)

Рисунок 5. Распределение МЭД (а) и плотности потока β-частиц (б) на обследованной территории

2.2. Площадное распределение радионуклидов

2.2.1. Площадное распределение естественных радионуклидов

Основная составляющая радиационного фона на исследуемой территории обусловлена естественными радионуклидами, которые входят в ряды распада урана и тория, а также калием (^{40}K). Из естественных радионуклидов определялись ^{40}K, ^{232}Th и ^{226}Ra. Определение удельной активности этих радионуклидов было выполнено в 765 почвенных образцах, отобранных из поверхностного горизонта 0–5 см при площадном обследовании территории. Средние содержания основных естественных радионуклидов в почве представлены в таблице 3.

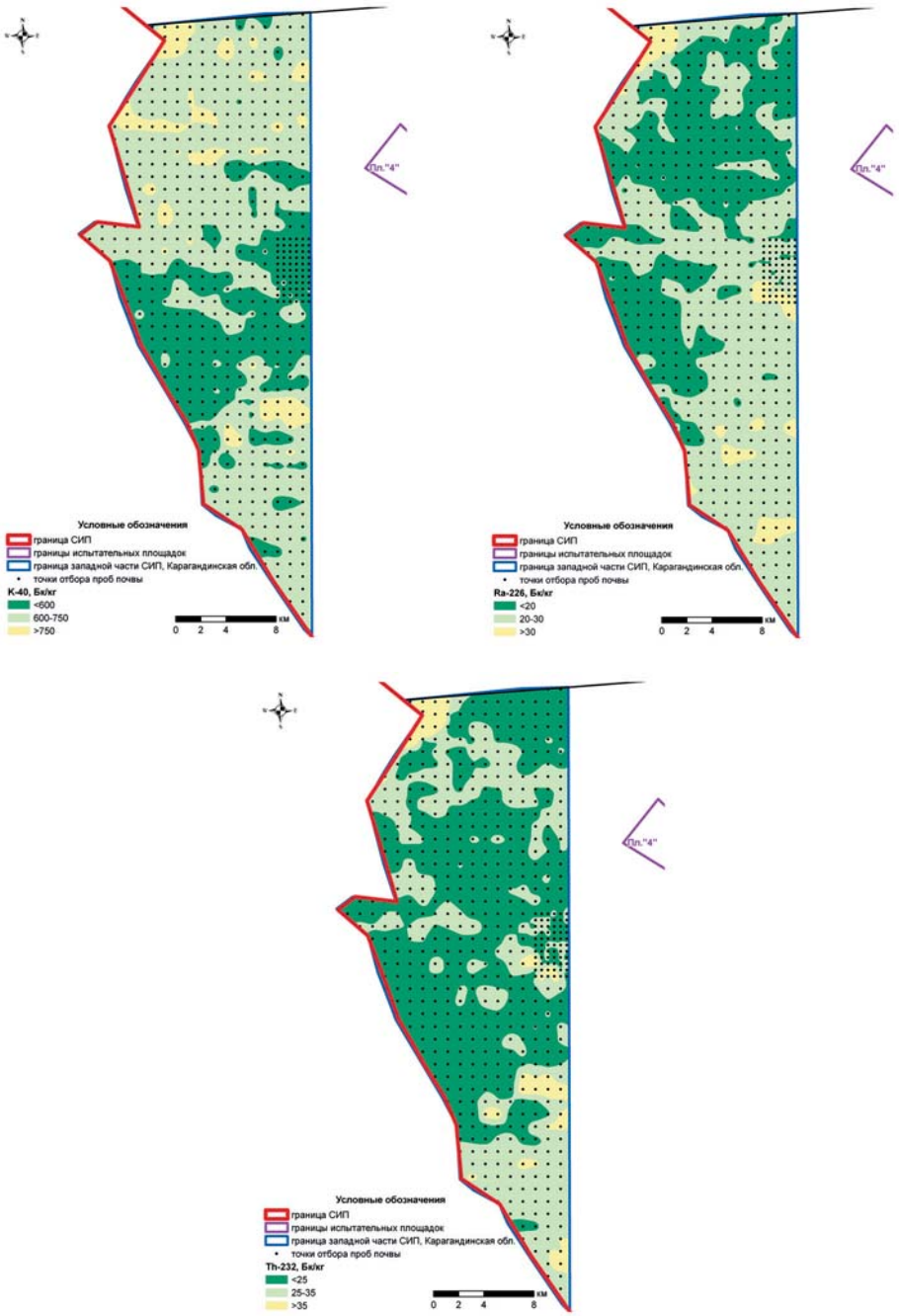


Рисунок 6. Площадное распределение удельной активности ^{40}K, ^{226}Ra и ^{232}Th в почвах западной части территории СИП (по результатам работ 2009–2010 гг.)

Таблица 3.

Средние содержания основных дозообразующих естественных радионуклидов в почве

Естественные радионуклиды, Бк/кг			
^{40}K	Ряд ^{235}U	Ряд ^{238}U	Ряд ^{232}Th
629 ± 40	0,9 ± 0,3	23 ± 2	26 ± 3

По результатам исследований построены карты площадного распределения ^{40}K, ^{226}Ra и ^{232}Th (рисунок 6).

Сопоставив схему распределения удельной активности ^{40}K, ^{226}Ra и ^{232}Th, схему почвенного покрова и топографическую карту на данную территорию, можно предположить, что распределение радионуклидов, в первую очередь, связано с ландшафтными характеристиками территории. Максимальные значения удельной активности естественных радионуклидов приурочено к местности с повышенными формами рельефа и выходами горных пород. В таблице 4 приведены максимальные, минимальные и средние значения удельных активностей естественных радионуклидов в почвах РК [12].

Таблица 4.

Активность естественных радионуклидов в почвах Казахстана

Пределы изменения	Удельная активность, Бк/кг		
	^{40}K	^{226}Ra (^{238}U)	^{232}Th
Минимальные значения	100	12	10
Максимальные значения	1200	120	220
Среднее	300	37	60
Примечание: принимается, что в ненарушенных почвах между ураном и торием существует радиоактивное равновесие, удельные активности урана и радия равны			

2.2.2. Площадное распределение искусственных радионуклидов

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

Характер загрязнения исследуемой территории ^{137}Cs

По результатам исследований построена карта площадного распределения удельной активности^{137}Cs в почвенном покрове (рисунок 7). Число исследованных образцов –765. Диапазон удельной активности составляет от 1 до 63 Бк/кг при среднем значении 18 Бк/кг, при этом общее количество точек с максимальными значениями (более 60 Бк/кг) составляет менее 0,3 %. На гистограмме (рисунок 8) распределение частоты встречаемости точек с определенными величинами удельными активностями имеет характер, близкий к логнормальному распределению.

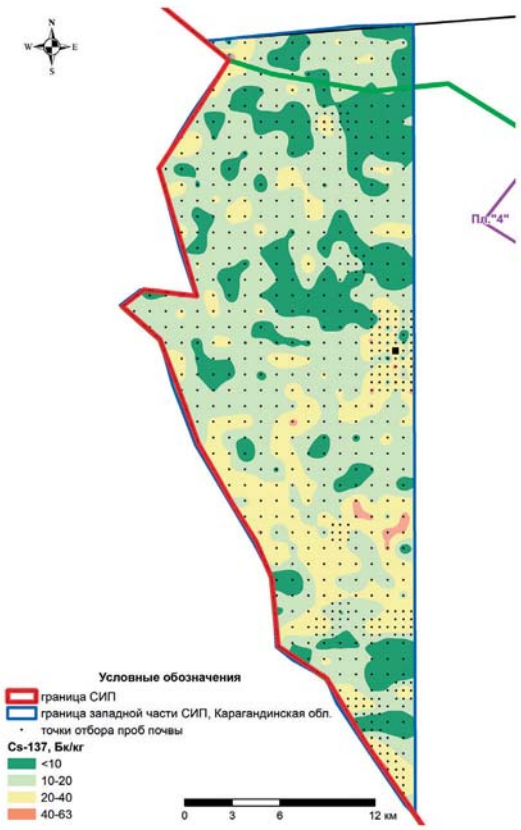


Рисунок 7. Площадное распределение удельной активности ^{137}Cs в почвах западной части территории СИП (по результатам работ 2009-2010 гг.)

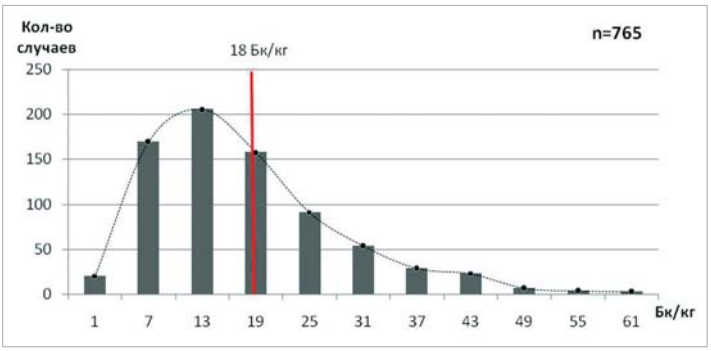


Рисунок 8. Гистограмма распределения частоты встречаемости удельной активности ^{137}Cs в почве

Среднее значение удельной активности ^{137}Cs на данной территории (18 Бк/кг) не превышает фон глобальных выпадений для данного радионуклида, равный 30 Бк/кг.

Характер загрязнения исследуемой территории ^{90}Sr

Измерения ^{90}Sr проводились двумя методами: сначала пробы были проанализированы инструментально на бета-спектрометрической установке «Прогресс», для более детальных исследований использовался метод с радиохимическим выделением. Ни в одном случае при измерении на бета-спектрометре «Прогресс» не выявлены значения больше предела обнаружения (около 100 Бк/кг).

Гистограмма логнормального распределения частоты встречаемости точек с определенными величинами удельными активностями ^{90}Sr представлена на рисунке 9.

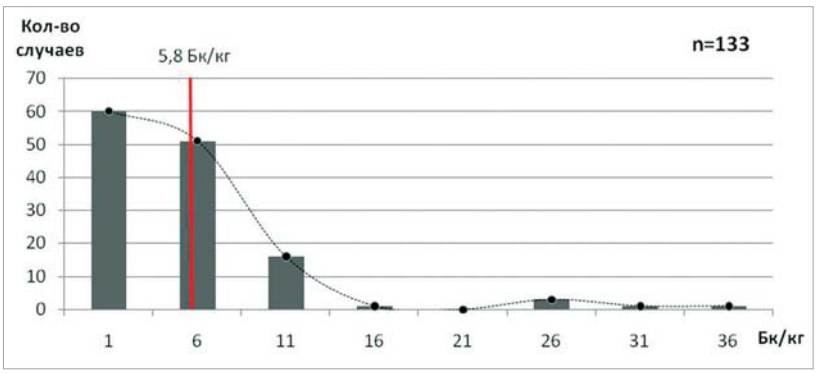
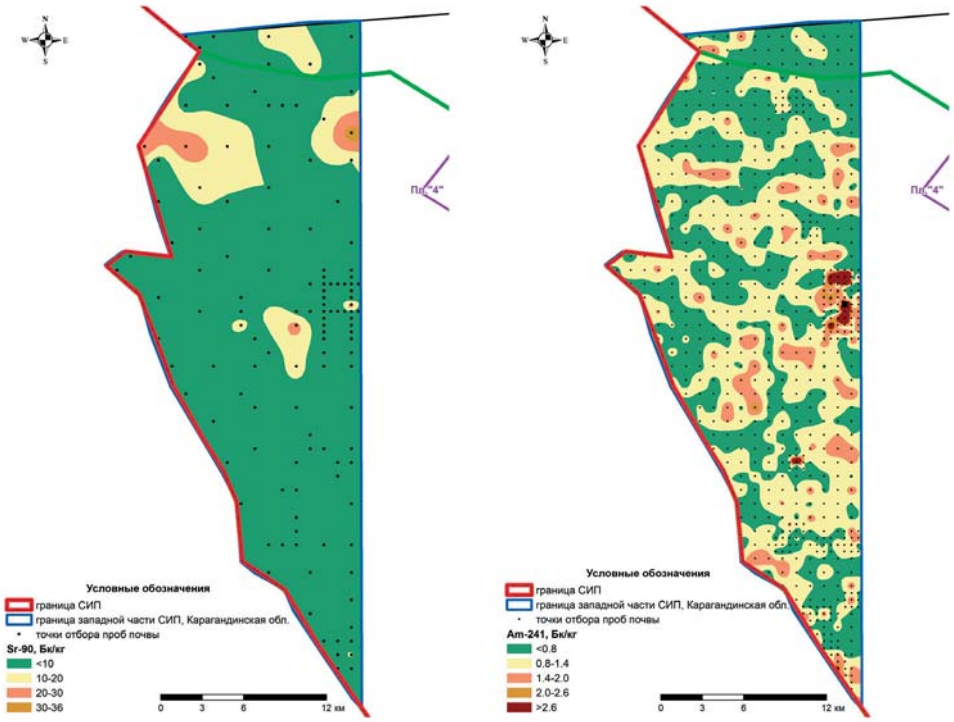


Рисунок 9. Гистограмма распределения значений концентрации ^{90}Sr в почвах

Среднее значение удельной активности ^{90}Sr, которое было принято 6 Бк/кг (таблица 5), не превышает фона глобальных выпадений.По результатам исследований построена карта площадного распределения ^{90}Sr (рисунок 10а).

Характер загрязнения исследуемой территории ^{241}Am

По результатам исследований построена карта площадного распределения ^{241}Am (рисунок 11б). Оценка среднего значения удельной активности^{241}Am для исследуемой территории несколько проблематична, что обусловлено тем, что в большом количестве образцов концентрация ^{241}Am находилась на уровне менее предела обнаружения (минимально детектируемой активности) используемых методик и аппаратуры (около 50 % от всех результатов). Полное исключение этих результатов привело бы к существенно завышенной оценке. Поэтому при оценке средней величины значения удельной активности^{241}Am в таких случаях принимались равными пределу обнаружения. Таким образом, определенная «средняя» удельной активности^{241}Am фактически является оценкой сверху и составила 1,1 Бк/кг (рисунок 11).



а) б)

Рисунок 10. Результаты определения ^{90}Sr (а) и ^{241}Am (б) в почвах западной части территории СИП (по результатам работ 2009–2010 гг.)

Массив данных ^{241}Am имеет выпады, которые можно анализировать как отдельную генеральную совокупность, характеризующую зоны с повышенным содержанием в почвах данного радионуклида.

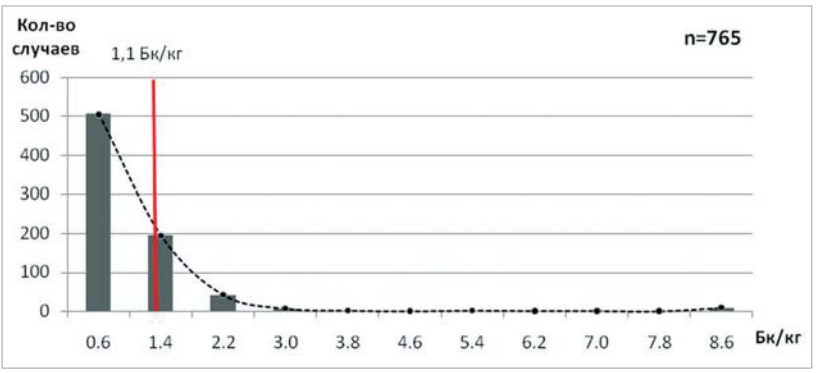


Рисунок 11. Гистограмма распределения частоты встречаемости удельной активности ^{241}Am в почве

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

Учитывая значительную трудоемкость традиционного метода определения $^{239+240}Pu$ (альфа-спектрометрия с предварительным радиохимическим выделением), в данном исследовании характера загрязнения территории изотопами плутония методологически был сделан упор на выявление корреляционной связи между ^{241}Am и плутонием. Такой подход достаточно распространен и вполне оправдан, особенно в случае наличия одного источника загрязнения.

По результатам исследований построен график зависимости удельной активности $^{239+240}Pu$ от удельной активности ^{241}Am (рисунок 12). Для определения отношения удельной активности $^{239+240}Pu$ / ^{241}Am пробы почвы подготавливались особым образом (процедура подготовки включала несколько стадий истирания), качество истирания контролировалось по содержанию ^{241}Am в аликвотных образцах. Значение удельной активности ^{241}Am определялось как среднее из трех измерений этих образцов.

Среднее значение отношения удельной активности $^{239+240}Pu/^{241}Am$ на промежуточном этапе оказалось равным 5,9, что довольно близко к ожидаемой величине, коэффициент корреляции значимым и составляет 0,56 (общее количество образцов – 98). При увеличении количества результатов лабораторных анализов среднее значение стало равным 5,4. Однако в дальнейшем для расчета дозовых нагрузок использовалось среднее значение отношения 5,9 как консервативное решение.

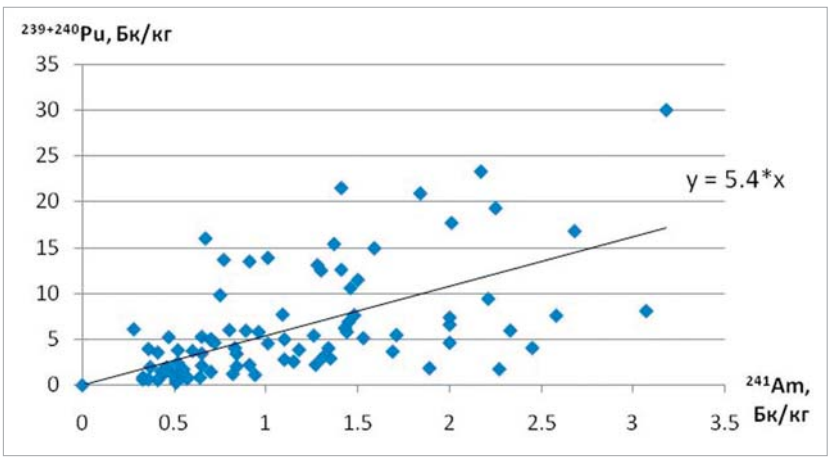


Рисунок 12. График зависимости удельной активности $^{239+240}Pu$ от удельной активности ^{241}Am в пробах почвы

Таким образом, характер загрязнения изотопами плутония соответствует характеру загрязнения америцием, средняя величина удельной активности $^{239+240}Pu$ составила 6,5 Бк/кг. На 9 участках с повышенным содержанием плутония были отобраны пробы по сетке 500х500 м. По результатам исследований построена карта точечного распределения $^{239+240}Pu$ (рисунок 13).

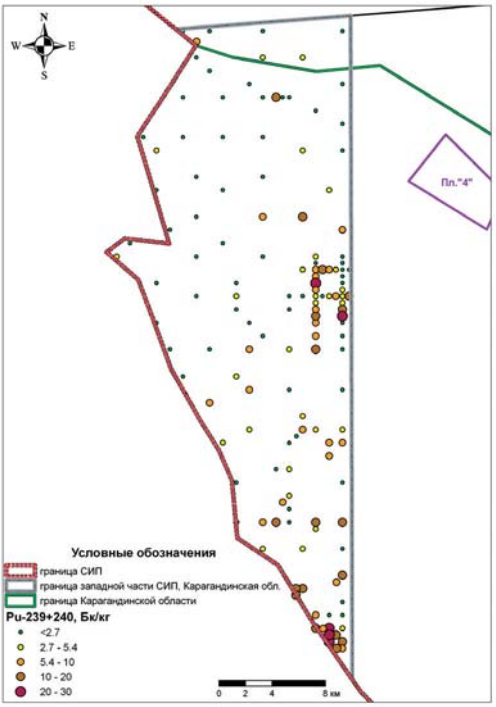


Рисунок 13. Распределение удельной активности $^{239+240}$Pu в почвах (по результатам работ 2009–2010 гг.

Анализ результатов показал, что при определении ^{238}Pu, особенно на низких концентрациях, имеет место аддитивная систематическая ошибка, которая приводит к завышению результатов на 0,24 Бк/кг и, скорее всего, обусловлена недостаточной очисткой от альфа-активных изотопов естественного происхождения, либо присутствием глобального ^{238}Pu. График отношения удельной активности ^{238}Pu / $^{239+240}$Pu представлен на рисунке 14.

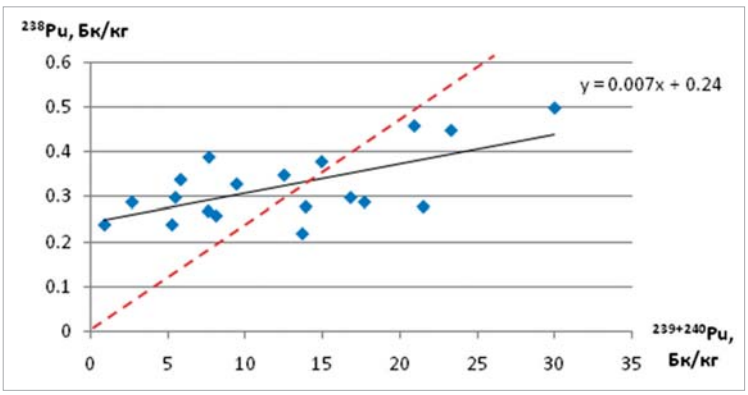


Рисунок 14. График соотношения удельной активности ^{238}Pu и $^{239+240}$Pu в пробах почвы

Таким образом, среднее отношение ^{238}Pu / $^{239+240}Pu$ составило 0,007, средняя величина удельной активности ^{238}Pu – 0,05 Бк/кг, для расчетов дозовых нагрузок для удобства принято значение 0,1 Бк/кг. Для ^{241}Pu принято расчетное отношение ^{241}Pu / $^{239+240}Pu$, равное 0,75 [1].

Характер загрязнения исследуемой территории другими радионуклидами

Концентрации других радионуклидов, таких как ^{151}Sm, ^{99}Tc, которые не определялись экспериментально, но присутствие которых ожидается, определялись теоретическими расчетами на основании средних значений удельной активности^{137}Cs и теоретическому отношению этих изотопов. На основе ядерно-физических соотношений радионуклидов, образуемых в процессе деления, для расчетов были приняты следующие средние значения удельной активности: для ^{151}Sm – 1,4, ^{99}Tc – 0,3 Бк/кг,

В результате средние значения удельной активности искусственных радионуклидов на данной территории можно свести в таблицу для дальнейших расчетов (таблица 5).

Таблица 5.

Средняя концентрация искусственных радионуклидов в западной части территории СИП

^{137}Cs	^{90}Sr	^{241}Pu	^{238}Pu	^{241}Am	$^{239+240}Pu$	^{99}Tc	^{151}Sm
18	6	3,1	0,1	1,1	6,5	0,3	1,4

2.2.3. Зонирование территории по площадному распределению радионуклидов

Для выявления возможных зон с повышенными значениями удельной активности искусственных радионуклидов, по сравнению со средними величинами, определенными для данной территории, был выбран метод построения графиков содержания ^{137}Cs и ^{241}Am вдоль профилей.

По результатам исследований выбраны данные вдоль профилей, проведенных перпендикулярно предполагаемым следам радиоактивным выпадений. Схема профилей представлена на рисунке 15. По каждому профилю построены графики распределения удельной активности ^{137}Cs и ^{241}Am.

На рисунке 16 приведены графики значений удельной активности ^{241}Am и ^{137}Cs в почве 14 основных профилей.

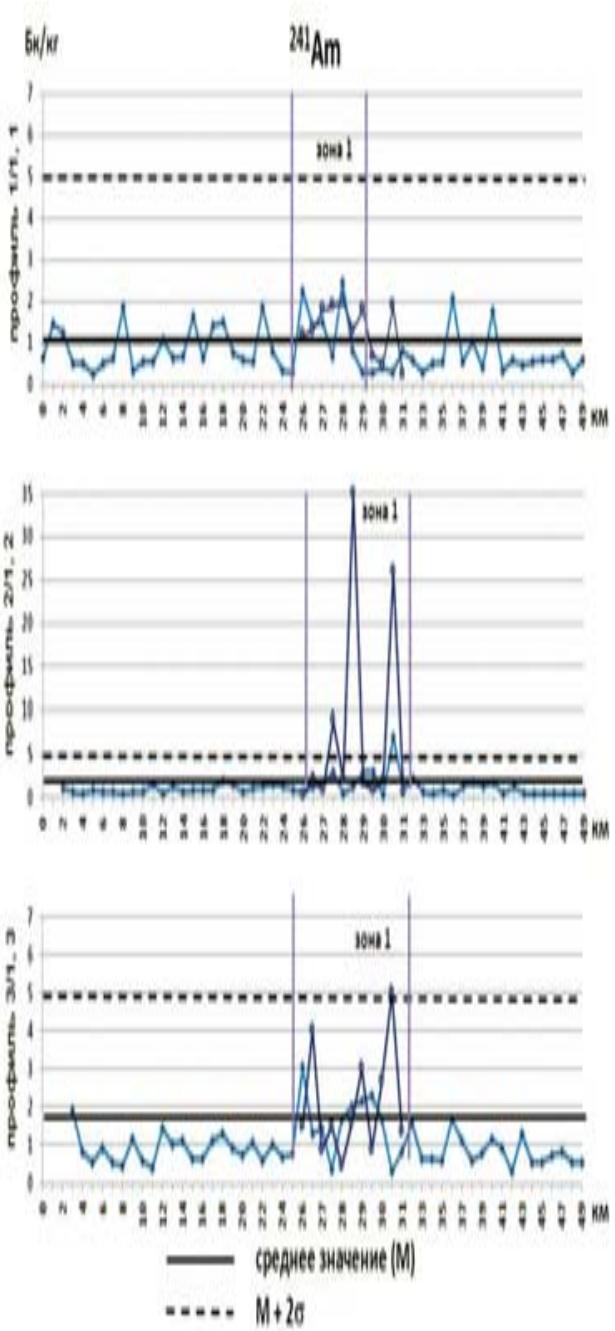
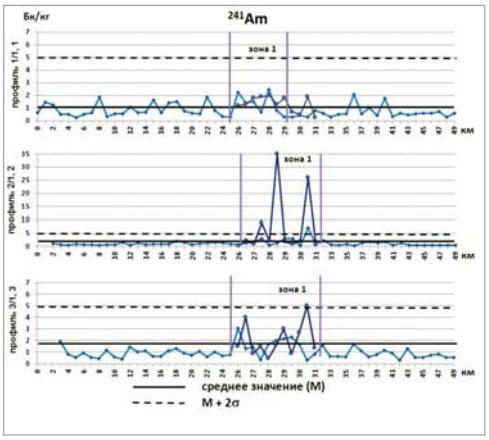
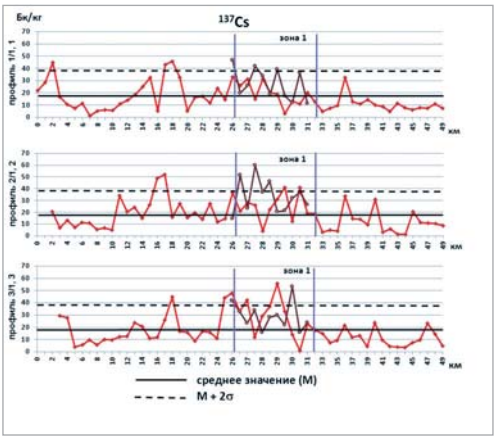
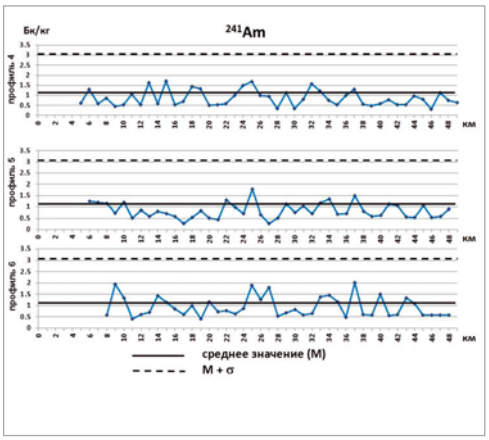
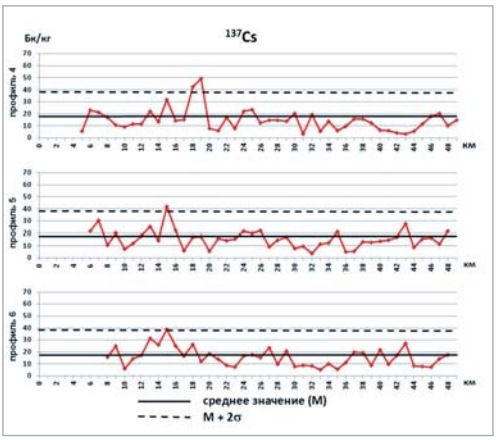


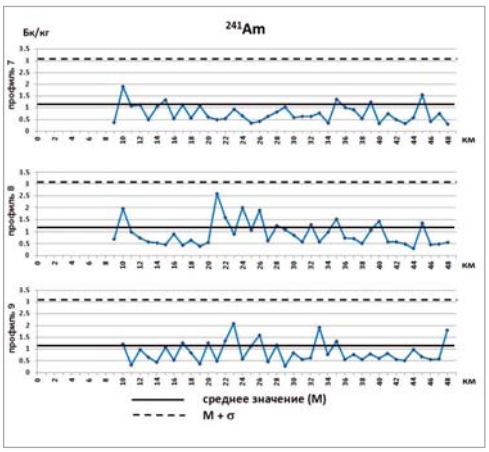
Рисунок 15. Схема расположения профилей

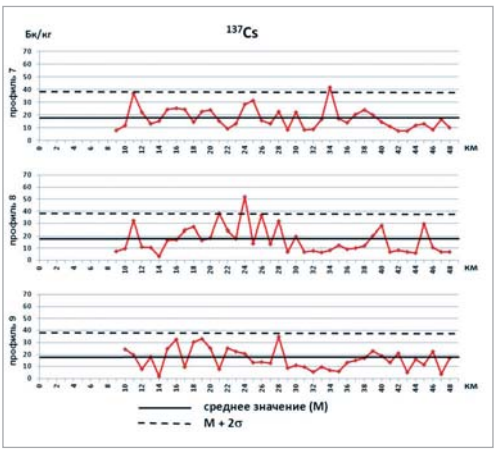

Бк/кг
^{241}Am
профиль 1/1, 1
профиль 2/1, 2
профиль 3/1, 3
зона 1
км
среднее значение (M)
M + 2σ


Бк/кг
^{137}Cs
профиль 1/1, 1
профиль 2/1, 2
профиль 3/1, 3
зона 1
км
среднее значение (M)
M + 2σ


Бк/кг
^{241}Am
профиль 4
профиль 5
профиль 6
км
среднее значение (M)
M + σ


Бк/кг
^{137}Cs
профиль 4
профиль 5
профиль 6
км
среднее значение (M)
M + 2σ


Бк/кг
^{241}Am
профиль 7
профиль 8
профиль 9
км
среднее значение (M)
M + σ


Бк/кг
^{137}Cs
профиль 7
профиль 8
профиль 9
км
среднее значение (M)
M + 2σ

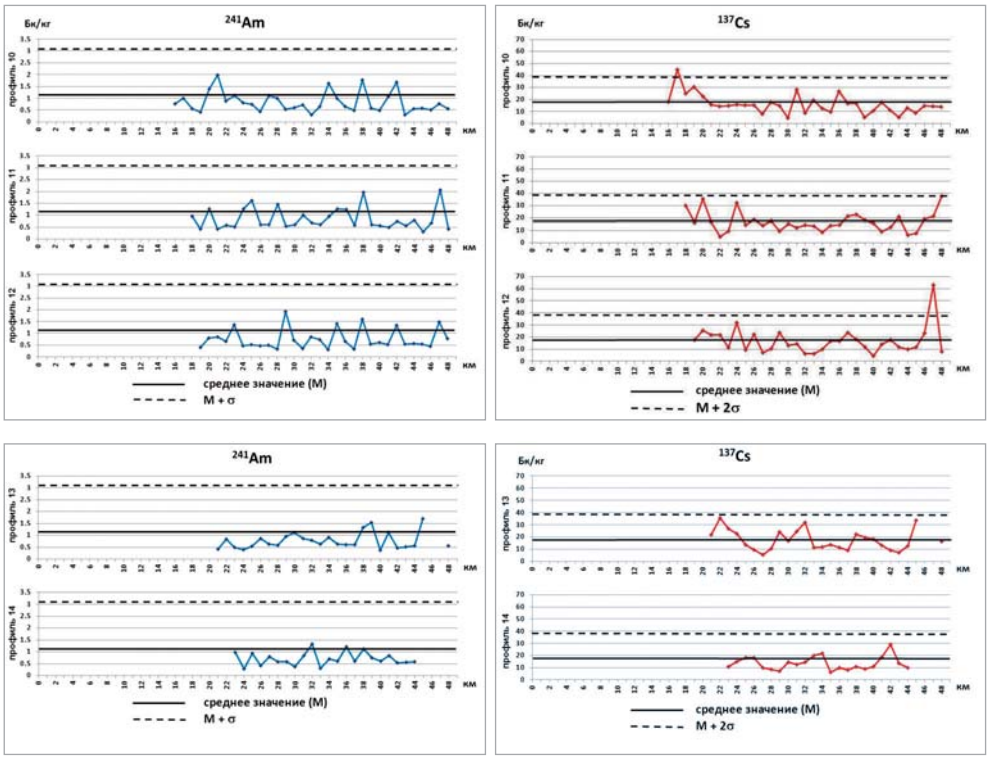


Рисунок 16. Графики значений удельной активности ^{241}Am и ^{137}Cs в почве вдоль профилей

В распределении значений удельной активности ^{241}Am и ^{137}Cs можно выделить одну и ту же зону с повышенным содержанием (рисунок 17). При выделении зон принималось во внимание соответствие зоны повышенных значений зонам возможного прохождения радиоактивных облаков, в соответствии с ранее приведенными данными. В этом районе проходит след радиоактивного облака от ядерного взрыва 1956 года, и этим, возможно, обуславливаются повышенные значения удельной активности.

Для этой зоны были рассчитаны средние значения удельной активностиискусственных радионуклидов, которые будут использоваться для дальнейших расчетов дозовых нагрузок (таблица 6).

Таблица 6.

Принятые значения удельной активностиискусственных радионуклидов в зоне с повышенными значениями ^{241}Am и ^{137}Cs

^{137}Cs	^{241}Pu	^{238}Pu	^{241}Am	$^{239+240}$Pu
29	16,2	0,2	3,7	21,6

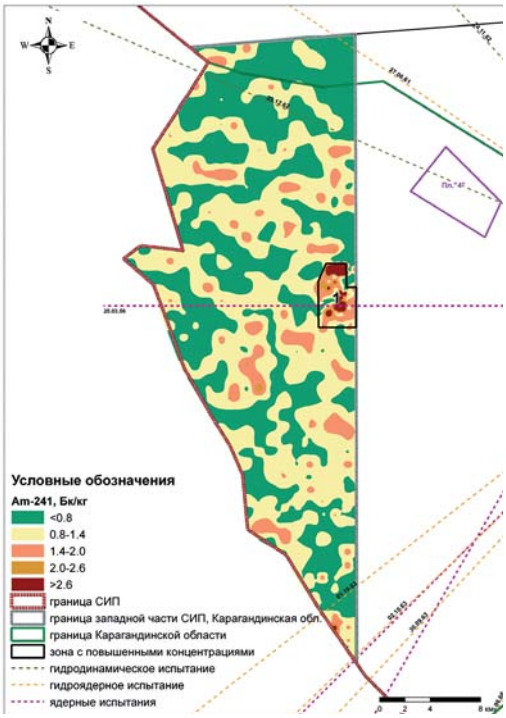


Рисунок 17. Зона с повышенной концентрацией ^{241}Am

2.2.4. Естественные и искусственные источники радиоактивности

В настоящее время, в условиях глобального радиоактивного загрязнения Земли техногенными радионуклидами, радиоэкологическая обстановка является интегральным показателем содержания в окружающей среде естественных и искусственных источников излучения. Доза облучения, получаемая населением от этих источников, обусловлена как природными, так и техногенными радионуклидами. В связи с этим весьма актуальными являются исследования, направленные на оценку вклада данных радионуклидов в радиоэкологическую обстановку исследуемых территорий.

Естественная радиоактивность биосферы обусловлена космогенными и терригенными (земного происхождения) радионуклидами. В рамках данной работы рассматриваются только терригенные радионуклиды.

Терригенные радионуклиды появились на Земле в момент ее образования и в основном представлены тремя группами (рядами): радиоактивными семействами ^{235}U, ^{238}U и ^{232}Th, а также ^{40}K. Периоды их полураспада очень велики (миллиарды лет), и поэтому естественный фон, обусловленный терригенными радионуклидами, как правило, весьма постоянен для данного места.

Родоначальники радиоактивных семейств ^{235}U, ^{238}U и ^{232}Th через ряд дочерних радиоактивных продуктов распада от урана до таллия (более 30 нуклидов) превращаются в стабильные изотопы свинца. На рисунке 18 приведены их радиоактивные ряды распада.

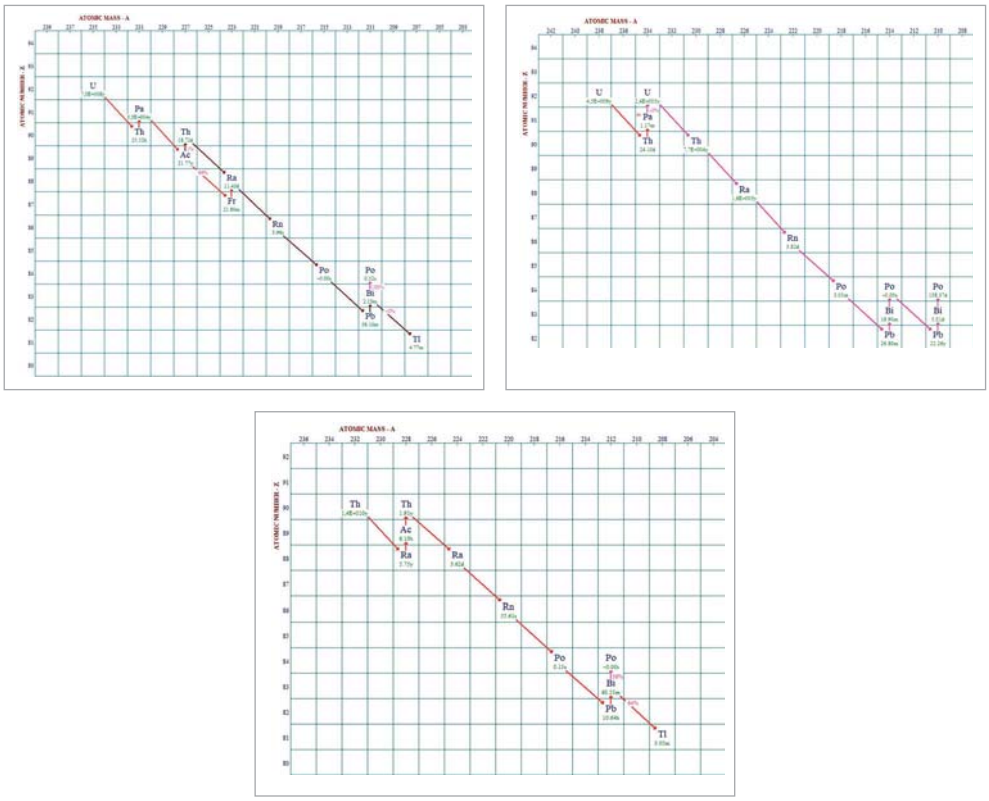


Рисунок 18. Радиоактивные ряды распада ^{235}U, ^{238}U и ^{232}Th

Для характеристики радиоэкологической обстановки на исследуемой территории проведен комплексный анализ содержания естественных и искусственных радионуклидов в почвах. В таблицах 3, 5 приведены средние содержания основных дозообразующих естественных и искусственных радионуклидов в почве исследуемых территорий. Представленный список естественных радионуклидов далеко неполный, из-за недостатка информации в него не входят такие радионуклиды, как ^{48}Ca, ^{50}Cr, ^{82}Se, ^{87}Rb и т. д.

Рассчитаем суммарную α- и β-активность естественных и искусственных радионуклидов. Она будет равна:

$$\sum E\alpha = \sum \alpha_{235_U} + \sum \alpha_{238_U} + \sum \alpha_{232_{Th}} \quad (1)$$

$$\sum E\beta = \sum \beta_{235_U} + \sum \beta_{238_U} + \sum \beta_{232_{Th}} + \beta_{40_K} \quad (2)$$

$$\sum I\alpha = {}^{238}Pu + {}^{239+240}Pu + {}^{241}Am \quad (3)$$

$$\sum I\beta = {}^{90}Sr + {}^{137}Cs \quad (4)$$

где: $\sum E\alpha$ – суммарная α-активность естественных радионуклидов;
$\sum E\beta$ – суммарная β-активность естественных радионуклидов;
$\sum I\alpha$ – суммарная α-активность искусственных радионуклидов;

$\Sigma I\beta$ – суммарная β-активность искусственных радионуклидов.

В соответствии с приведенными на рисунке 18 рядами распадов получаем:

$$\sum E\alpha = 0{,}9 \text{ Бк/кг} * 6 + 35 \text{ Бк/кг} * 7 + 32 \text{ Бк/кг} * 5{,}64 = 430{,}9 \text{ Бк/кг}$$

$$\sum \text{E}\beta = 0{,}9 \text{ Бк/кг} * 4 + 35 \text{ Бк/кг} * 6 + 32 \text{ Бк/кг} * 3{,}36 + 800 \text{ Бк/кг} = 1121 \text{ Бк/кг}$$

$$\sum I\alpha = 6{,}5 \text{ Бк/кг} + 1{,}1 \text{ Бк/кг} + 0{,}1 \text{ Бк/кг} = 7{,}7 \text{ Бк/кг}$$

$$\sum I\beta = 6{,}0 \text{ Бк/кг} + 18{,}0 \text{ Бк/кг} = 24 \text{ Бк/кг}$$

Таким образом, вклад в суммарную α-активность искусственных радионуклидов на исследуемой территории равен 1,76 %, а вклад в суммарную β-активность искусственных радионуклидов на исследуемой территории равен 2,1 %.

Для более корректной оценки вклада искусственных радионуклидов и учета их радиационной опасности перейдем к относительным величинам и отнесем концентрацию радионуклида к пределу годового поступления с водой и пищей для населения (НРБ-99, приложение 2), т.к. это наиболее вероятный путь поступления радионуклидов в данном случае. Далее просуммируем полученные величины для естественных и искусственных радионуклидов. В таблице 7 приведены результаты расчета.

Таблица 7.

Исходные данные и результаты расчетов

Радионуклид	Активность Бк/кг	Предел годового поступления с пищей, Бк/год	Отношение: Активность/ Предел годового поступления	Сумма
Естественные радионуклиды ^{40}K и продукты распада рядов ^{232}Th, ^{235}U, ^{238}U				
^{232}Th	26 ±3	$2{,}2\cdot10^{3}$	$1{,}5\cdot10^{-2}$	$7{,}8\cdot10^{-1}$
^{228}Ra		$1{,}9\cdot10^{2}$	0,17	
^{228}Th		$2{,}7\cdot10^{3}$	$1{,}2\cdot10^{-2}$	
^{224}Ra		$1{,}5\cdot10^{3}$	$2{,}1\cdot10^{-2}$	
^{235}U	0,9 ± 0,3	$7{,}7\cdot10^{3}$	$1{,}2\cdot10^{-4}$	
^{231}Th		$4{,}0\cdot10^{5}$	$2{,}3\cdot10^{-6}$	
^{231}Pa		$7{,}7\cdot10^{2}$	$1{,}2\cdot10^{-3}$	
^{227}Ac		$3{,}2\cdot10^{2}$	$2{,}8\cdot10^{-3}$	
^{227}Th		$1{,}4\cdot10^{4}$	$6{,}4\cdot10^{-5}$	
^{223}Ra		$9{,}1\cdot10^{2}$	$9{,}9\cdot10^{-4}$	
^{238}U	23 ±2	$8{,}4\cdot10^{3}$	$4{,}2\cdot10^{-3}$	
^{234}Th		$4{,}0\cdot10^{4}$	$8{,}8\cdot10^{-4}$	
^{234}U		$7{,}7\cdot10^{3}$	$4{,}5\cdot10^{-3}$	
^{230}Th		$2{,}4\cdot10^{3}$	$1{,}5\cdot10^{-2}$	
^{226}Ra		$6{,}7\cdot10^{2}$	$5{,}2\cdot10^{-2}$	
^{210}Pb		$2{,}8\cdot10^{2}$	0,13	
^{210}Bi		$1{,}0\cdot10^{5}$	$3{,}5\cdot10^{-4}$	
^{210}Po		$1{,}1\cdot10^{2}$	0,32	
^{40}K	629 ± 40	$2{,}4\cdot10^{4}$	0,03	
Искусственные радионуклиды				
^{137}Cs	18±2	$7{,}7\cdot10^{4}$	$2{,}3\cdot10^{-4}$	$3{,}8\cdot10^{-3}$
^{90}Sr	6 ± 1	$1{,}3\cdot10^{4}$	$4{,}6\cdot10^{-4}$	
$^{239+240}$Pu	6,5 ± 0,8	$2{,}4\cdot10^{3}$	$2{,}7\cdot10^{-3}$	
^{238}Pu	0,10 ± 0,03	$2{,}5\cdot10^{3}$	$4{,}0\cdot10^{-5}$	
^{241}Am	1,1 ± 0,2	$2{,}7\cdot10^{3}$	$4{,}1\cdot10^{-4}$	

Таким образом, видно, что суммарная радиационная опасность от искусственных радионуклидов на исследуемой территории практически в 200 раз ниже, чем суммарная радиационная опасность от естественных радионуклидов.

2.3. Распределение радионуклидов в почве

2.3.1. Распределение радионуклидов по глубине почвенного профиля

Выявление распределения техногенных радионуклидов по глубине почвенного профиля было проведено на 22-х почвенных прикопках, заложенных на наиболее радиоактивно загрязненных точках отбора (рисунок 19).

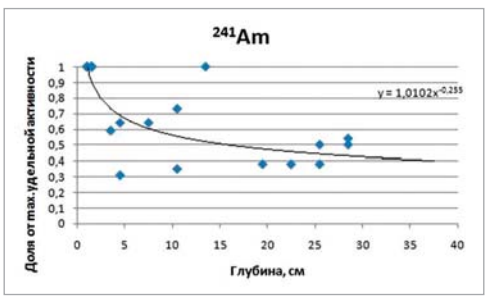
Рисунок 19. Схема расположения точек отбора проб почв и смешанных проб растений

Из 22-х прикопок 13 расположены на зональных почвах, которые развиты на склонах сопок, водораздельных равнинах. Каштановые почвы, представляющие собой зональный тип в этом регионе, в основном представлены малоразвитыми или неполноразвитыми разновидностями, когда мощность рыхлых отложений не превышает 40–60 см, а подстилающими являются плотные породы или их кора выветривания. Формируются зональные почвы в условиях увлажнения только атмосферными осадками.

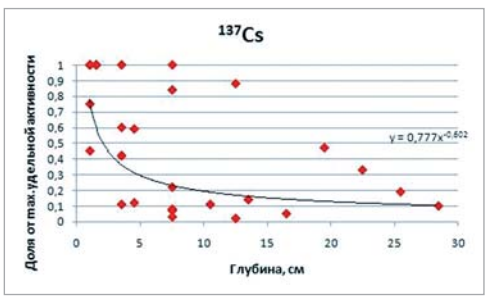
На нижних склонах сопок и на водораздельных равнинах встречены каштановые почвы солонцеватые (прикопка 12), когда поглощенного натрия в почвенно-поглощающем комплексе от 5 до 15 % от суммы, или каштановые солончаковые, когда в поверхностном горизонте легкорастворимых солей более 0,1 % (прикопка 21). Эти почвы имеют незначительное дополнительное увлажнение за счет склонового стока.

Явно выраженные азональные почвы – солонцы или сильно солонцеватые почвы, где поглощенного натрия в почвенно-поглощающем комплексе более 10–15 % от суммы, характеризуются прикопками 3, 4, 7, 9, 12 и 13. Солончаки, где легкорастворимых солей в поверхностном горизонте почв более 1 %, характеризуются прикопками 8, 11, 21. В случае наличия трещиноватости на поверхности солонцов возможно более глубокое перемещение радионуклидов в почвенном профиле, чем в зональных почвах. При наличии неглубокого залегания зеркала грунтовых вод накапливаются легкорастворимые соли в профиле и, особенно, в поверхностном горизонте, что формирует морфологическое строение солончаковых почв. Рыхлое сложение поверхностных горизонтов солончаков способствует более глубокому проникновению радионуклидов вглубь почвы.Таким образом, распределение радионуклидов по глубине в почвенном профиле может различаться из-за морфологических особенностей различных типов почв.

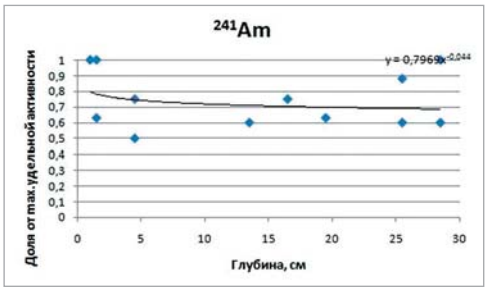
Закономерности распределения радионуклидов ^{241}Am, ^{137}Cs, $^{239+240}$Pu и ^{90}Sr в долях от максимального содержания в профиле различных типов почв представлены на диаграммах. Для построения графиков разрезы были сгруппированы по типам почв: 13 зональных, 6 солонцов и 3 солончака. Показатели ниже предела обнаружения в расчет не принимались, поэтому данных на графиках значительно меньше (рисунки 20–23).



Зональные



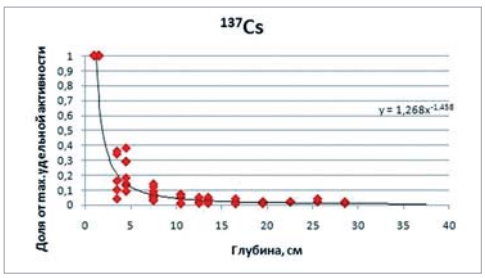
Солонцы



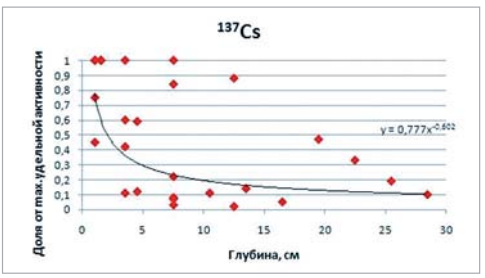
Солончаки

Рисунок 20. Распределение радионуклида ^{241}Am по глубине почвенного профиля

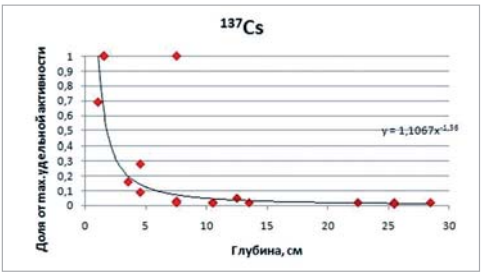
Из рисунка видно, что максимальные значения удельной активности ^{241}Am в зональных каштановых почвах, в основном, приурочены к верхним горизонтам, тогда как в солонцах, а особенно в солончаках могут приходиться на нижние слои, поэтому картина постоянного снижения концентраций с глубиной слабо выражена.



Зональные



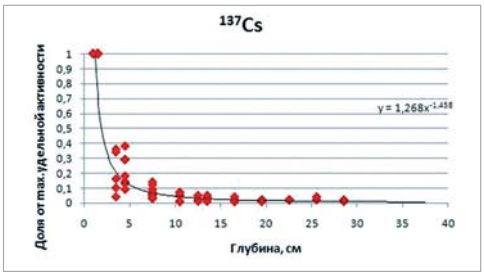
Солонцы



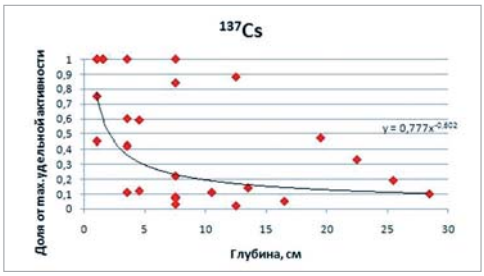
Солончаки

Рисунок 21. Распределение радионуклида ^{137}Cs по глубине почвенного профиля

На рисунке 21 видно, что основное содержание (до 80 %) ^{137}Cs находится в верхнем слое 0–2, 0–3 см, представленным поверхностной корочкой. Вниз по профилю значения резко падают. До глубины 10–15 см и более ^{137}Cs в значительных количествах проникает в солонцах и в солончаках, что особенно видно на диаграмме солонца.



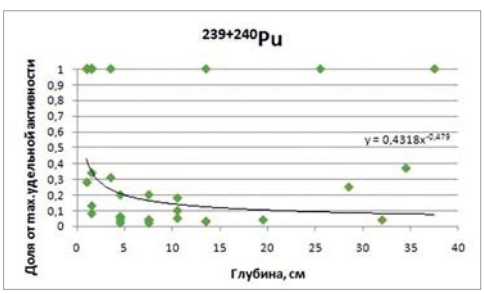
Зональные



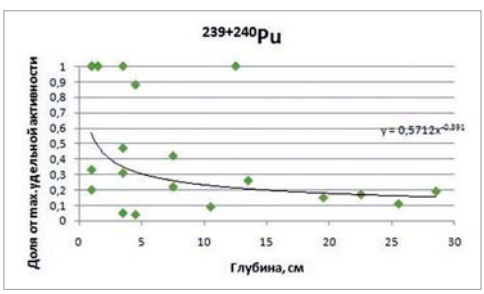
Солонцы

Рисунок 22. Распределение радионуклида ^{90}Sr по глубине почвенного профиля

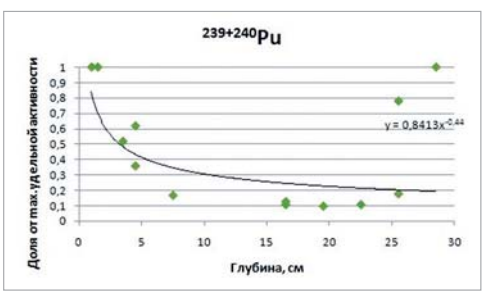
На рисунке 22 показано распределение радионуклида ^{90}Sr в профиле зональных почв и солонцов. Для построения графика распределения ^{90}Sr на солончаках недостаточноданных. Для зональных почв наблюдается типичное для стронция распределение по глубине: удельная активность «плавно» снижается по глубине. В солонцах наблюдается распределение, которое схоже с распределением радионуклида ^{137}Cs: максимальное содержание в верхнем 5-ти см слое и затем резкое снижением с увеличением глубины. По всей видимости, такое распределение радионуклида ^{90}Sr обусловлено высокими сорбционными свойствами солонцов.



Зональные



Солонцы



Солончаки

Рисунок 23. Распределение радионуклида $^{239+240}$Pu по глубине почвенного профиля

Из рисунка 23 видно, что распределение $^{239+240}$Pu в почвенном профиле похоже на картину распределения ^{137}Cs. Но в отличие от распределения последнего, нередко встречается его значительное содержание в средней или нижней частях профиля.

Из графиков видно, что распределение значений удельной активности ^{137}Cs и ^{241}Am в зональных почвах в основном подчиняется общеизвестной закономерности, то есть максимум содержания приурочен к поверхностному горизонту 0–2, 0–3 см, а с глубиной значения резко уменьшаются. Но наличие в профиле почв прослоек грунтов более тяжелого механического состава отражается увеличением содержания радионуклидов на этой отметке. Иногда это заметно и на дне разреза, что также связано с изменением механического состава почв. Особенности морфологического строения азональных почв способствуют перераспределению радионуклидов в почвенном профиле. Так, рыхлое сложение верхних горизонтов в солончаке или наличие трещиноватости на суглинистой поверхности солонца может изменить положение горизонта максимального содержания радионуклидов.

Содержание ^{90}Sr растянуто по всему профилю во всех типах почв. Максимальное содержание $^{239+240}$Pu приурочено, в основном, к поверхностному горизонту, но есть случаи, когда он приходится на 2-й или иногда 3-й слой. Такое перераспределение можно объяснить перемещением частиц почвы вглубь в условиях ее крайней иссушенности и подвижности в верхних горизонтах. В некоторых прикопках наблюдается незначительное увеличение содержания ^{241}Am и более значительное $^{239+240}$Pu в нижних слоях, что можно расценивать как миграцию подвижной части этих радионуклидов, возможно, со склоновым или внутрипочвенным стоком. Необходимо отметить, что эти прикопки расположены у подножья сопок, где усиливается склоновый сток и присутствует выход подземных вод. Исследуемая территория отличается от северной части СИП сильной изрезанностью рельефа, обилием межгрядовых озер, питание которых происходит за счет поверхностных и подземных вод. Отсюда следует, что поверхностные и подземные воды могут играть существенную роль в миграции радионуклидов.

Таким образом, распределение радионуклидов ^{137}Cs, ^{241}Am и $^{239+240}$Pu в почвенном профиле, в основном, подчиняется общепринятым закономерностям, то есть максимальное содержание приурочено к поверхностному слою. Возможны небольшие перемещения максимумов содержания радионуклидов в нижележащие горизонты, что связано с особенностями морфологического сложения почвенного профиля различных типов почв и природными условиями данного региона. В распределении содержания ^{90}Sr отсутствуют известные закономерности, что связано не только с морфологией почвенного профиля почв, но и с растворимостью и подвижностью этого радионуклида.

2.3.2. Формы нахождения искусственных радионуклидов в почве

Определение соотношения форм нахождения радионуклидов в почвах имеет важное практическое значение для экологической оценки территории. Традиционный подход к определению форм нахождения радионуклидов – это применение методов последовательной экстракции.

В общепринятых методах для оценки степени и механизмов доступности радионуклидов из большого многообразия форм радионуклидов в почве выделяют: водорастворимую, обменную, подвижную, необменную (неподвижную) и прочносвязанную. Водорастворимую, (извлекаемую водой) и обменную (извлекаемую 1М раствором

уксуснокислого аммония) формы относят к легкодоступным для растений формам. Подвижные формы радионуклидов, экстрагируемые 1М HCl, только частично могут поглощаться растениями, но представляют их потенциальный доступный резерв. Фиксированные формы радионуклидов освобождаются лишь при обработке 6М раствором HCl, также как и прочносвязанные формы, они являются недоступными растениям.

Предварительную оценку соотношений форм нахождения радионуклидов в почве исследуемой территории можно дать на основании ранее полученных обобщенных данных по ^{137}Cs, ^{90}Sr и $^{239+240}$Pu и ^{241}Am для различных участков СИП (участков проведения наземных, подземных и экскавационных взрывов). Учитывая физико-химические свойства радионуклидов, типы и свойства почв, природно-ландшафтные условия региона предполагалось, что соотношение их форм нахождения в почве исследуемой территории будет соответствовать представленным обобщенным результатам с учетом допустимой вариации. Средние значения содержаний форм нахождения радионуклидов в почве и их диапазоны представлены на следующих диаграммах (рисунок 24):

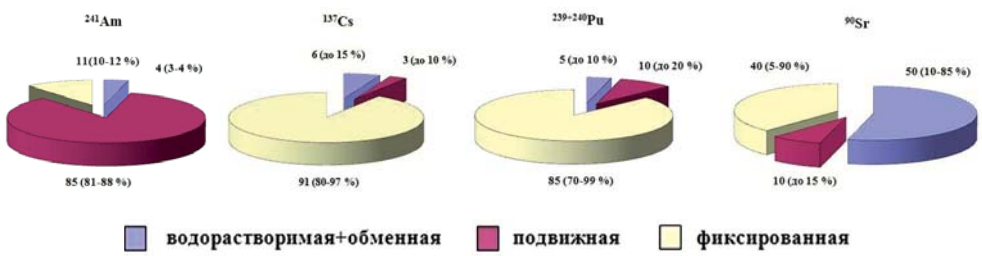


Рисунок 24. Соотношение содержаний форм нахождения радионуклидов в почвах различных участков СИП

Приведенные обобщенные данные соотношений форм нахождения ^{137}Cs, ^{90}Sr, основанные на результатах исследований почв экосистем в районе штолен №№ 176, 177 горного массива Дегелен, а также территории «северной» части СИП [1, 13], показывают, что основное содержание ^{137}Cs находится в фиксированной форме, преобладающей формой для ^{90}Sr является обменная форма. Результаты соотношения форм нахождения $^{239+240}$Pu получены в ходе исследований почв территории испытательной площадки «Опытное поле», озера Шаган, района штольни № 177, а также территории «северной» части СИП, из которых видно, что в почвах преобладает фиксированная форма радионуклида. Из результатов исследования форм нахождения радионуклида ^{241}Am, полученных в результате исследований почв экосистемы в районе штольни № 177 испытательной площадки «Дегелен» и территории «северной» части СИП, можно выделить, что основная часть радионуклида находится в подвижной форме.

В рамках работ по изучению форм нахождения искусственных радионуклидов в почвах «западной» территории СИП в местах с наиболее высокими уровнями радиоактивного загрязнения и характеризующихся различными типами почв было заложено 8 исследовательских площадок. Схема расположения точек отбора изображена на рисунке 19. В выбранных точках был произведен отбор пробы на глубину 0–3 см с площади 600 см^2. Почвенные образцы массой в среднем 2500 г высушивали до воздушно-сухого состояния, разминали в фарфоровой ступке и просеивали через сито диаметром

1 мм, предварительно удалив из них камни, корешки, включения. Из первоначальных образцов методом квартования были отобраны навески массой 100 г для определения форм нахождения радионуклидов. Изучение форм нахождения радионуклидов проводили по сокращенной схеме, выделяя обменные, подвижные и прочносвязанные формы, в общем характеризующие по своему составу легкодоступные, потенциально- доступные и недоступные формы для растений. В качестве экстрагента обменной формы использовали широко используемые в практике последовательного фракционирования 1М ацетатно-аммонийный буфер. Подвижную форму выделяли обработкой почвы раствором 1М HCl. Соотношение почвы и выщелачивающего раствора во всех этапах эксперимента поддерживалось равным 1:5. Прочносвязанную форму определяли непосредственно в остатках почвы после выщелачивания. Содержаниерадионуклидов ^{137}Cs и ^{241}Am в образцах почвы и вытяжках определяли инструментальным гамма-спектрометрическим методом, $^{239+240}$Puи ^{90}Sr –радиохимическим методом.

Результаты определения форм нахождения радионуклидов ^{241}Am, ^{137}Cs, $^{239+240}$Pu и ^{90}Sr представлены в таблице 8. Данные выражены в значениях удельной активности форм радионуклидов в расчете на 1 кг почвы и в процентах от суммарного содержания всех форм.

Таблица 8.

Содержание форм нахождения радионуклидов^{241}Am, ^{137}Cs,$^{239+240}$Pu и ^{90}Sr

№ пробы	Обменная форма		Подвижная форма		Прочносвязанная форма	
	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*
			^{241}Am			
1	1,60	-	< 2,05	-	< 0,43	-
2	0,10	1,3	6,30	83,6	1,14	15,1
3	< 1,8	-	< 1,85	-	< 0,50	-
4	< 1,95	-	< 2,05	-	1,01	-
5	2,60	-	2,0	-	< 0,47	-
6	1,10	-	6,10	-	< 0,47	-
7	1,90	-	< 2,0	-	< 0,47	-
8	< 1,6	-	< 1,80	-	0,57	-
			^{137}Cs			
1	< 6,3	-	< 5,05	-	23,7	-
2	< 5,55	-	< 6,25	-	37,2	-
3	< 5,35	-	< 5,8	-	26,2	-
4	12,0	-	< 6,05	-	37,3	-
5	10,8	20,53	9,6	18,34	32,0	61,13
6	6,6	-	< 5,7	-	35,2	-
7	< 5,6	-	5,3	-	12,4	-
8	< 6,0	-	6,0	-	44,0	-
			$^{239+240}$Pu			
1	<0,135	-	<0,137	-	1,43	-
2	0,229	-	<0,144	-	4,81	-
3	0,172	-	<0,151	-	13,96	-
4	<0,173	-	0,246	-	7,49	-
5	<0,161	-	<0,166	-	1,26	-
6	<0,138	-	<0,139	-	5,89	-
7	<0,146	-	<0,119	-	0,81	-
8	<0,147	-	<0,136	-	4,62	-

№ пробы	Обменная форма		Подвижная форма		Прочносвязанная форма	
	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*
			^{90}Sr			
1	17,0	58,2	10,0	34,2	2,20	7,5
2	21,5	50,7	17,0	40,1	3,90	9,2
3	12,0	22,0	40,0	73,3	2,60	4,8
4	25,0	57,3	15,6	35,8	3,00	6,9
5	9,5	16,2	24,0	41,0	25,10	42,8
6	31,0	60,0	18,5	35,8	2,20	4,3
7	23,0	56,0	10,0	24,3	8,10	19,7
8	40,5	69,8	15,5	26,7	2,00	3,4
среднее	22,44	48,8	18,83	38,9	6,14	12,3
Примечание: * – % от суммарного содержания всех форм						

Вследствие низкого уровня радиоактивного загрязнения исследуемых почв в большинстве случаев во фракциях, характеризующих обменную и подвижную формы, количественные данные о содержании радионуклидов не получены.

Результаты, характеризующие содержание форм нахождения радионуклида ^{241}Am, показывают, что полные количественные данные получены только для одной из восьми проб. Однако, проанализировав все количественные данные, можно выделить, что наибольшие значения удельной активности характерны для подвижных форм радионуклида. Данные соотношения форм нахождения ^{137}Cs показывают, что во всех случаях значительная доля ^{137}Cs находится в прочно связанной форме. Из результатов, полученных для радионуклида $^{239+240}$Pu, видно, что основное содержание радионуклида находится в прочно связанной форме, во всех 8 случаях. Наиболее четкая картина распределения получена для радионуклида ^{90}Sr, преобладающей для данного радионуклида является обменная форма. Менее значительно содержание подвижной формы радионуклида, наименьшей по содержанию является прочносвязанная форма.

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

2.3.3. Распределение радионуклидов в гранулометрических фракциях почвы

Изучение распределения техногенных радионуклидов в гранулометрических фракциях почвы позволяет оценить вклад почвенного покрова в загрязнение воздушного бассейна при ветровом подъеме пылии прогнозировать локальное вторичное перераспределение радионуклидов за счет горизонтальной миграции вследствие ветровой эрозии. При оценке поступления радионуклидов в атмосферу с поверхности почвы главную роль играют тонкие пылевые частицы диаметром до 100 мкм.

При небольшой скорости ветра υ = 2–3 м/с, соответствующей наиболее часто встречающейся в средних широтах обычной погоде, наиболее мелкие радиоактивные частицы пыли поднимаются с поверхности земли в результате стохастического прорыва турбулентных вихрей к поверхности земли. При указанной скорости ветра эта пыль

не оседает под действием силы тяжести, размеры таких пылевых частиц, в основном, составляют сотые и десятые доли микрометра, достигая 1–2 мкм. При скорости ветра 10–12 м/с, что бывает кратковременно в данном регионе, размеры пылевых частиц, поднимающихся в воздух, могут достигать 100 мкм, крупные частицы диаметром около 500 мкм и более при этом могут лишь перекатываться, а фракции размером более 1 мм остаются неподвижными. Таким образом, при оценке поступления радионуклидов в атмосферу с поверхности почвы главную роль играют тонкие пылевые частицы диаметром до 100 мкм.

Для изучения распределения радионуклидов было отобрано 8 точечных проб на глубину 0–3 см. Схема расположения точек отбора изображена на рисунке 19. Отбор проб производился в местах с наиболее высокими уровнями радиоактивного загрязнения исследуемыми радионуклидами, а также характеризующих различные типы почв.

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

Выявлено, что на «западных» территориях СИП в поверхностном 0–3 см слое почвы, занимая в среднем 56 % от общего веса, преобладает крупная фракция размером 1000–500 мкм. Около 22 % приходится на долю мелкой фракции <100 мкм. Вклад фракций 500–250 мкм и 250–100 мкм в общий вес почвы составляет в среднем 12 и 10 %, соответственно. Данные результаты вполне согласуются с данными, полученными при исследованиях почв «северных» территорий СИП, в которых, также, преобладающей является фракция размером 1000–500 мкм, составляя, в среднем, 50 %, далее по убыванию – 23 % от общего содержания фракций составляет фракция <100 мкм, 16 % – 250–100 мкм, 11 % – 500–250 мкм.

Таким образом, при средней скорости ветра 4–6 м/с, характерной для исследуемой «западной» территории, ожидается, что незначительная доля мелкой фракции, поднимающейся с поверхности почвы при ветровом переносе, не внесет значительного вклада в поступление радионуклидов в атмосферу (таблица 9).

Таблица 9.

Распределение радионуклидов ^{241}Am, ^{137}Cs, $^{239+240}$Pu и ^{90}Sr в гранулометрических фракциях поверхностного слоя (0-3 см) почвы

№ п/п	1000 - 500 мкм (56 %)		500 - 250 мкм (12%)		250 - 100 мкм (10%)		< 100 мкм (22%)	
	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%
^{241}Am								
1	<0,45	-	0,57	-	1,17	-	<0,53	-
2	0,86	-	0,75	-	<0,56	-	2,55	-
3	0,95	14,71	0,79	12,23	1,80	27,86	2,92	45,20
4	1,07	10,84	2,00	20,26	3,59	36,37	3,21	32,52

№ п/п	1000 - 500 мкм (56 %)		500 - 250 мкм (12%)		250 - 100 мкм (10%)		< 100 мкм (22%)	
	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%
^{241}Am								
5	<0,51	-	0,56	-	7,42	-	2,41	-
6	0,92	-	<0,45	-	0,80	-	2,00	-
7	<0,55	-	<0,62	-	0,78	-	2,52	-
8	<0,48	-	2,28	-	<0,50	-	2,94	-
среднее		12,8		16,2		32,1		38,9
^{137}Cs								
1	13,5	13,7	18,9	19,1	19,2	19,5	47,1	47,7
2	14,1	9,9	39,5	27,8	33,7	23,7	54,9	38,6
3	21,8	21,3	22,2	21,7	30,4	29,7	27,8	27,2
4	22,7	12,8	48,9	27,7	45,7	25,9	59,4	33,6
5	24,4	12,0	33,3	16,4	41,5	20,4	104,3	51,3
6	7,9	9,5	13,4	16,2	13,9	16,8	47,6	57,5
7	27,6	13,3	50,1	24,1	44,3	21,3	86,3	41,4
8	29,8	15,5	41,4	21,5	39,9	20,8	81,1	42,2
среднее	20,2	13,5	33,5	21,8	33,6	22,2	63,6	42,4
$^{239+240}$Pu								
1	5,4	38,0	1,2	8,2	2,1	14,6	5,5	39,2
2	2,1	4,8	5,4	12,4	7,5	17,1	28,8	65,7
3	0,7	1,0	8,3	13,1	5,7	9,1	48,7	76,8
4	5,1	6,1	12,7	15,0	40,8	48,1	26,1	30,8
5	1,8	11,4	1,4	8,7	3,3	20,9	9,2	59,0
6	1,7	17,3	1,6	16,6	1,3	13,5	5,1	52,6
7	1,7	4,7	2,5	7,2	3,2	9,2	27,8	78,9
8	1,6	5,1	5,2	16,9	5,3	17,2	18,7	60,8
среднее	2,5	11,1	4,8	12,2	8,6	18,7	21,2	58,0
^{90}Sr								
1	2,6	19,5	2,6	19,5	2,2	16,5	5,9	44,4
2	7,7	27,1	6,6	23,2	7,2	25,4	6,9	24,3
3	3,9	-	5,9	-	6,6	-	< 2,1	-
4	5,9	18,1	7,7	23,6	6,5	19,9	12,5	38,3
5	4,1	16,3	2,0	7,9	13,2	52,4	5,9	23,4
6	3,8	15,0	7,3	28,7	5,0	19,7	9,3	36,6
7	7,4	20,7	5,1	14,2	6,1	17,0	17,2	48,0
8	6,8	19,7	7,6	22,0	6,8	19,7	13,3	38,6
среднее		23,3		21,4		20,9		34,3

Результаты исследований показывают, что на долю мелкой фракции (<100 мкм), способной подниматься с поверхности почвы при ветрах со скоростью до 10–12 м/с, приходится наиболее значительная часть от общего содержания всех радионуклидов. Так, содержание радионуклида ^{137}Cs во фракции размером <100 мкм составляет в среднем 42 %, радионуклида $^{239+240}$Pu – 58 %, радионуклида ^{90}Sr – 34 % от общего содержания радионуклида в почве. Значительная часть наибольших значений удельной активности в почве радионуклида ^{241}Am также приходится на фракцию размером <100 мкм.

Меньшими по значениям удельной активности радионуклида ^{241}Am характеризуются фракции размером 100–250 мкм, 250–500 мкм. Наименее значимой по содержанию радионуклида ^{241}Am является наибольшая по размеру фракция 500–1000 мкм.

В среднем по 22 % от общего содержания радионуклида ^{137}Cs приходится на долю частиц диаметром 100–250 и 250–5500 мкм, которые наиболее легко вовлекаются в процесс дефляции. На долю фракции размером 500–1000 мкм, не вносящей значительного вклада в ветровой перенос, приходится 13,5 % от общего содержания ^{137}Cs в почве.

Менее значимой по содержанию радионуклида $^{239+240}$Pu является фракция размером 500–1000 мкм, на долю фракции размером 100–500 мкм в сумме приходится в среднем 31 % от общего содержания $^{239+240}$Pu в почве.

Результаты изучения распределения ^{90}Sr показывают, что данный радионуклид распределен по различным гранулометрическим фракциям более равномерно, в сравнении с другими исследуемыми радионуклидами.

Обобщая результаты, полученные в рамках работ по комплексному экологическому исследованию северной и западной частей территории СИП, можно отметить схожий характер радионуклидного загрязнения исследуемых почв. Данные изучения форм нахождения искусственных радионуклидов в почвах исследуемых северной и западной частей территории СИП вполне согласуются между собой и с данными, полученными для других участков СИП. Обобщенные данные для западной и северной территории позволяют выделить основные формы нахождения радионуклидов в почвах данных территорий. Радионуклиды ^{137}Cs и $^{239+240}$Pu в значительной степени содержатся в почве в прочносвязанной форме, ^{241}Am – в подвижной форме, ^{90}Sr преобладает в обменной форме. В значительной степени схож для двух исследуемых частей территории СИП и характер распределения радионуклидов по гранулометрическим фракциям. Фракцией с максимальным содержанием исследуемых радионуклидов является наименьшая по размеру фракция <100 мкм.

2.3.4. Оценка качества почвы

Природные условия исследуемой территории определяют пригодность использования земель. Исследуемый район является исключительно животноводческим. Пересеченность рельефа, часто небольшой слой мелкозема и защебненность не позволяют отнести эти земли к пахотнопригодным. Низкогорье, склоны грядовых увалов, высокого и низкого мелкосопочника – это земли пригодные для пастбища. Растительные комплексы, включающие ковыль, типчак, степное разнотравье с редким кустарником таволгой, караганой и некоторые другие, произрастающие на зональных каштановых почвах, являются наиболее пригодным кормом для скота в этом регионе [14].

Наиболее продуктивные пастбища располагаются в нижних частях склонов на каштановых неполноразвитых или нормальных почвах, особенно северной экспозиции, где лучше сохраняется влага и соответственно более значительная продуктивность кормовых угодий. В верхних частях делювиально-пролювиальных межсопочных равнин, где есть значительные уклоны местности, часто встречаются лугово-каштановые почвы, где урожайность кормовых трав повышается. В центре понижений эти почвы переходят в луговые солонцеватые и солончаковатые почвы, солонцы и солончаки под галофитной растительностью с участием полынников Такие корма считаются малопригодными для скота.

Полевые работы показали наличие деградации пастбищ на исследуемой территории. Продуктивность кормовых угодий на склонах сопок и грядовых увалов колеблется от 0,3 ц/га на вершинах (петрофитно-разнотравные сообщества) до 3,1 ц/га на склонах (холоднополынно-типчаково-тырсиковые сообщества). На межсопочных равнинах продуктивность кормов увеличивается, в среднем, до 4,9 ц/га. Но в составе растительных сообществ появляются галофитные растения на солонцеватых и солончаковатых почвах, что не улучшает качество кормовых трав. Их урожайность около 0,4–0,7 ц/га. Наиболее высокую урожайность, до 7,3–7,4 ц/га, имеют солодковолоснецовые сообщества, распространенные на межсопочных равнинах, часто произрастающие на берегах пересыхающих водоемов, но площадь их распространения в пределах исследуемой территории не более 0,1–0,5 %.

Причиной деградации пастбищных угодий является, прежде всего, интенсивный выпас скота. Такой выпас скота на фоне специфических природных условий аридной зоны обуславливает деградацию почвенно-растительного покрова, что особенно видно в полосе шириной в 2–3 км, примыкающей к зимовкам. Эта зона иногда вытоптана до полного отсутствия растительности. Почвы при этом испытывают уплотнение верхних горизонтов, что приводит к ухудшению их водно-физических свойств: увеличению объемного веса, уменьшению влажности, нарушению почвенной структуры. В случае наличия скудной растительности с урожайностью 0,05–0,1 ц/га, она представлена группировками различных видов полыни, кохии и других плохо поедаемых скотом растений. Необходимо отметить, что выпас скота на этих участках в течение многих лет привел не только к исчезновению растительного покрова, но и к смене доминантов в растительных сообществах. Так, ковыли различных видов, типчак, степное разнотравье заменяются на полыни и другие сорные виды. Такой выпас считается «сбитым».

Немаловажную роль в деградации пастбищ играют климатические условия региона. Изрезанность рельефа и иссушенность почв в условиях аридного климата обуславливают проективное покрытие поверхности растительностью только в пределах 30–60 %, что, в свою очередь, делает почвы «ранимыми», подверженными ветровой эрозии и дефляции.

Дефляция почв делает деградацию почвенно-растительного покрова очень быстрой и разрушительной. Почва распыляется, с потерей гумуса в верхнем горизонте почва теряет плодородие, при которой уменьшается как весь рыхлый слой, так и мощность гумусового горизонта, а в условиях малоразвитых и неполноразвитых почв это является заметной потерей [15]. Такая почва, подвергшаяся ветровой эрозии, то есть дефлированная почва, не сможет восстановить исходный растительный покров.

Но натурные наблюдения показывают, что выведенные из сельхозоборота земли не составляют 30 % от общей площади, а плотность почвы в результате деградации не переходит установленный предел, равный 1,3 г/см^3, что позволяет считать ситуацию относительно удовлетворительной [16].

Таким образом, на исследуемой территории, в основном, распространены несбитые или слабосбитые кормовые угодья, а почвы при этом считаются недефлированными или слабодефлированными. Исключение составляют выпасы вокруг стоянок, водопоев, зимовок, где пастбища сильно сбиты, почвы средне- сильно дефлированные, что требует для их реабилитации агромелиоративных мероприятий и продолжительный восстановительный период.

2.3.5. Прогноз изменения радионуклидного загрязнения почвы

Радионуклидное загрязнение поверхности почв западной части территории Семипалатинского полигона в пределах Карагандинской области произошло, в основном, за счет глобальных выпадений. Содержание радионуклидов ^{137}Cs, ^{241}Am, ^{90}Sr и $^{240+241}$Pu в поверхностных почвенных горизонтах незначительное. Так, содержание радионуклидов ^{137}Cs и ^{241}Am в почвах крайней западной части Карагандинской области в пределах границ СИП достигает, в основном, 20–40 Бк/кг. Удельная активность^{90}Sr редко превышает 8–16 Бк/кг, а величина $^{240+241}$Pu в поверхностном горизонте находится, в основном, в пределах 2,7 Бк/кг. С глубиной содержание радионуклидов в почвенном профиле резко уменьшается, при этом максимум значений, как правило, остается в поверхностном слое.

Таким образом, несмотря на длительность прошедшего периода (50–60 лет) со времени проведения атмосферных испытаний, максимум содержания выпавших на поверхность почвы радионуклидов остается в поверхностном горизонте, и глубина проникновения в почвы не превышает 15–20 см. Такое поведение радионуклидов обусловлено резким дефицитом влаги (количество осадков 200–250 мм), что не позволяет им переместиться в растворе или под действием водного потока вниз. С другой стороны, количество испаряемой влаги в 4–5 раз превышает количество осадков, что обуславливает накопление растворимых солей, в том числе и растворимой части радионуклидов, в поверхностных горизонтах почв. Эти данные позволяют сделать прогноз, что и в будущем картина распределения радионуклидов останется такой же, но уменьшится содержание в верхнем горизонте и несколько увеличится глубина их проникновения, так как, несмотря на дефицит влаги, процесс перераспределения веществ и элементов в почвогрунтах все-таки происходит в масштабе геологического времени.

Можно предположить, что если техногенные радионуклиды за 50 лет, прошедших со времени ядерных испытаний, переместились на глубину в 15 см, то и в дальнейшем скорость их проникновения останется прежней, то есть около 0,3 см в год.

Деятельность ветра как главного рельефообразующего фактора в условиях континентального развития данного региона будет по-прежнему играть роль в пространственном перераспределении радионуклидов. Так, с пылевыми частицами размером <100 мкм часть радионуклидов может находиться во взвешенном состоянии в приземном слое и может быть унесена во время бурь или сильных ветров при скорости более 10 м/с на большие расстояния. Пылевые частицы размером от 100 до 500 мкм являются наиболее активными участниками пыльных бурь, частота возникновения которых весной и осенью может быть максимальной. К этим частицам приурочено около 50 % содержания радионуклидов. Следовательно, это количество радионуклидов очень редко, не более 4–5 раз в году, но может участвовать в перемещении в пространстве. Почвенные частицы размером более 500 мкм могут быть вовлечены в процессы волочения вихрями при скорости ветра более 10–12 м/с. Перемещение частиц на небольшие расстояния возможно также скачками при порывах ветра. Таким образом, дефляционные процессы могут затушевывать границы прежних следов выпадения из радиоактивных облаков и разубоживать концентрации радионуклидов в почвенном покрове.

2.4. Состояние водных объектов

2.4.1. Инвентаризация потенциальных объектов водопользования

Водные объекты исследуемой «западной» территории представлены как поверхностными, так и грунтовыми водами. Поверхностные воды в основном представляют собой соленые озера, стоки поверхностных вод в низинах, небольшие ручьи; грунтовые воды – колодцы, скважины. Все обследованные объекты потенциально являются объектами питьевого и хозяйственного назначения.

Поскольку в пределах западной территории СИП жилых хозяйственных объектов, либо объектов водопользования, активно используемых человеком, не обнаружено, основным видом хозяйственной деятельности является выпас крупно- и мелкорогатого скота. В данной ситуации исследование подземных и поверхностных вод, используемых для водопоя животных, имеет большое значение.

Поверхностные воды на исследуемой территории, как правило, для водопоя животных не используются. В местах раннего проживания людей и разведения животных (брошенные летники и зимовки) для питьевого и хозяйственного назначения были оборудованы скважины или колодцы с поилками для скота (далее по тексту – объекты водопользования), что не исключает их регенерации и дальнейшего использования в случае передачи земель в хозяйственный оборот.

Для оценки пригодности объектов водопользования, с точки зрения возможности их использования в питьевых, хозяйственных либо иных целях, было проведено подробное обследование, включая выявление, учет всех потенциальных объектов водопользования. Поиск объектов водопользования осуществлялся на основании архивных данных и имеющегося картографического материала. Основная часть объектов водопользования была обнаружена по имеющимся координатам расположения этих объектов, часть объектов была выявлена во время визуального осмотра территории. Координаты найденных объектов водопользования были зафиксированы и нанесены на карту.

В общей сложности на территории западной части СИП выявлено и обследовано 64 объекта водопользования. Из них 3 объекта (колодцы с водой) находятся на разрушенных зимовках, 6 – обособленные колодцы, 17 – скважины, 37 – небольшие озера и поверхностные водотоки, образованные стоком поверхностных вод, а также 1 – ручей.

Расположение всех выявленных на территории западной части СИП потенциальных объектов водопользования представлено на рисунке 25.

Полевое обследование включало в себя:

- визуальный осмотр объекта водопользования, фотографирование;
- измерение радиационных параметров (МЭД, плотности потока β-частиц);
- визуальная оценка состояния водного объекта (действующий/не действующий, наличие/отсутствие воды, наличие вблизи жилых построек, проживание людей, выпас скота и т.д.);
- выяснение причин и степени использования объекта водопользования (по мере возможности), а также его состояние с точки возможности дальнейшего использования в питьевых, сельскохозяйственных и др. целях;
- отбор проб воды для проведения аналитических исследований.

Отбор проб воды проводился в соответствии с ГОСТ 51592-2003 [17].

Пробы отбирались в пластиковые ёмкости объемом от 2-х до 30 л в зависимости от вида лабораторных исследований.

Отбор проб воды был произведен из 27 объектов водопользования, имеющих воду на момент проведения полевых выездов. Остальные объекты оказались либо безводными, либо были сильно загрязнены, что вызвало затруднение при отборе проб. Местоположение объектов, на которых был произведён отбор проб воды, приведено на рисунке 25.

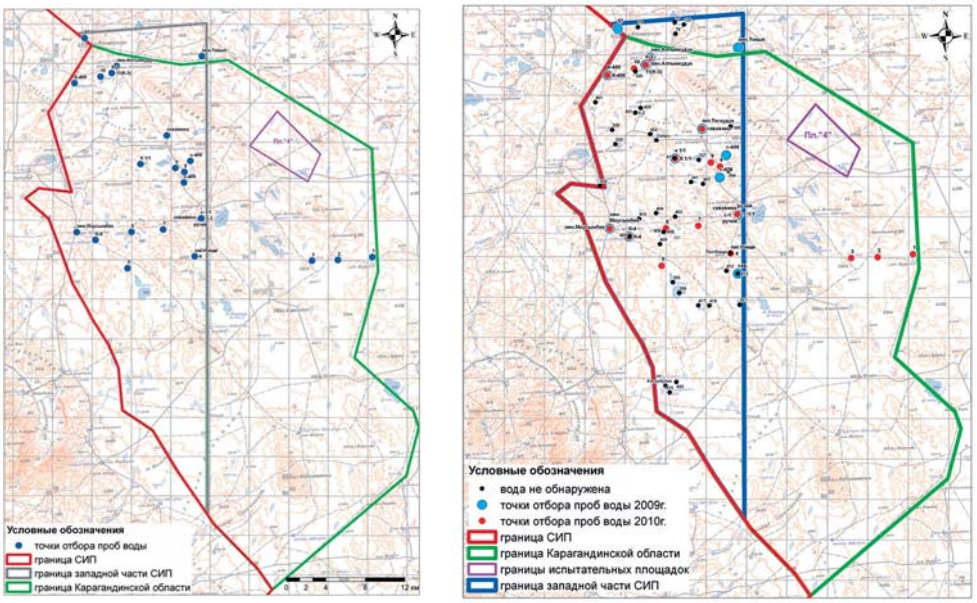


Рисунок 25. Объекты водопользования (а) иточки отбора проб воды (б) на «западной»территории СИП

2.4.2. Оценка качества вод потенциальных объектов водопользования

В отобранных пробах воды были проведены следующие лабораторные исследования:

- исследование содержания техногенных радионуклидов ^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{3}H, $^{239+240}Pu$;
- исследование общего химического состава;
- исследование содержания микро/макроэлементного состава.

Содержание техногенных радионуклидов в поверхностных и подземных водах исследуемого района

Для исследования уровней загрязненности техногенными радионуклидами воды в объектах водопользования западной части СИП все отобранные из 27 водных объектов пробы воды были проанализированы на содержание ^{3}H, ^{137}Cs и ^{90}Sr и $^{239+240}Pu$ [18, 19].

Пределы обнаружения использованного аппаратурно-методического обеспечения составили порядка 0,01 Бк/кг для ^{90}Sr, 0,02 Бк/кг для ^{137}Cs, 15 Бк/кг для ^{3}H и от 0,001 до 0,06 Бк/кг для $^{239+240}$Pu, что ниже предельно допустимых концентраций для данных изотопов в 10–1000 раз.

Результаты лабораторных анализов показали, что удельная активность ^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{3}H, $^{239+240}$Pu в отобранных пробах воды находится ниже предела обнаружения используемой аппаратуры (таблица 10).

Таблица 10.

Удельная активность техногенных радионуклидов в воде

№ п/п	Точка отбора	Удельная активность ^{137}Cs, Бк/кг	Удельная активность ^{90}Sr, Бк/кг	Удельная активность $^{239/240}$Pu, Бк/кг	Удельная активность ^{3}H, Бк/кг
1	97	<0,02	< 0,01	-	<13
2	з-ка Токыл	<0,02	< 0,01	-	<13
3	С-405	< 0,01	< 0,01	-	<10
4	С-406	<0,02	< 0,01	<0,002	<10
5	С-1/1	<0,03	< 0,01	<0,0006	<10
6	С-1	<0,02	< 0,01	<0,002	<10
7	скважина Пастбище	<0,02	< 0,01	<0,004	<10
8	2	< 0,01	< 0,01	<0,0009	<9
9	1	< 0,01	< 0,01	<0,012	<8
10	3	<0,02	<0,02	<0,004	<7
11	пастбище	< 0,01	< 0,01	<0,0007	<7
12	4	< 0,01	< 0,01	<0,004	<11
13	5	< 0,01	< 0,01	<0,005	<8
14	К 4	< 0,01	< 0,01	<0,003	<8
15	з-ка Маусымбек	< 0,01	< 0,01	<0,004	<7
16	6	<0,02	<0,02	<0,005	<8
17	7	< 0,01	< 0,01	<0,004	<12
18	скважина	< 0,01	< 0,01	<0,002	<7
19	8	<0,02	<0,02	<0,028	<13
20	9	<0,04	<0,04	<0,007	<8
21	К 1/1	<0,02	< 0,01	<0,007	<8
22	скважина (летник Тескудук)	<0,02	< 0,01	<0,02	<8
23	зим. Алтынкудук	<0,02	< 0,01	<0,0009	<8
24	К-400	<0,02	< 0,01	<0,007	<8
25	10	<0,01	<0,01	<0,005	<8
26	11 (К-3)	<0,04	<0,04	<0,003	<7
27	ручей	<0,03	< 0,01	<0,0007	<9

Согласно результатам лабораторных исследований присутствия техногенных радионуклидов в воде выявлено не было. Полученные данные показали, что значения удельной активности ^{3}H, ^{137}Cs, ^{90}Sr и $^{239+240}$Pu в воде исследуемых объектов водопользования находятся значительно ниже уровня вмешательства при возможном поступлении данных радионуклидов с водой и пищей, согласно НРБ-99.

Оценка качества водных объектов по общехимическим показателям

С целью оценки качества вод по химическим показателям был проведен анализ общего химического состава 20 отобранных образцов воды [20]. По содержанию основных определяемых компонентов вода всех точек отбора проб на исследуемой территории имеет различный состав.

По степени минерализации (по классификации В.И. Вернадского) большая часть проб воды относится к солоноватым (1300–5500 мг/дм^3) и соленым (20 000 мг/дм^3), что не соответствует нормам СанПиН для питьевой воды.

По анионному составу вода относится к гидрокарбонатно-сульфатно-хлоридной (38 %), гидрокарбонатно-хлоридно-сульфатной (11 %), сульфатно-гидрокарбонатно-хлоридной (25 %), сульфатно-хлоридно-гидрокарбонатной (21 %) и хлоридно-гидрокарбонатно-сульфатной (5 %). Среднее содержание сульфатов – 790 мг/дм^3 (диапазон 16–7200 мг/дм^3). Среднее содержание хлоридов – 350 мг/дм^3 (диапазон 35,0–6100 мг/дм^3). Среднее содержание гидрокарбонатов – 510 мг/дм^3 (диапазон 61–1800 мг/дм^3).

По содержанию сульфатов 66 % воды и по содержанию хлоридов 85 % воды соответствует нормам СанПиН (до 500 и 350 мг/дм^3 соответственно). По оценке жесткости вода в 24 % проб относится к жесткой (8–12 мг-экв/л) и очень жесткой (более 12 мг-экв/л). Водородный показатель (pH) воды варьирует от 5 до 8,5 (среднее значение – 6,2). Из отобранных образцов 25 % проб не соответствует нормам СанПиН (pH = 6–9).

Таким образом, согласно результатам проведения сокращенного общего химического анализа из 20 проанализированных проб воды, отобранных из объектов водопользования, расположенных в западной части СИП, вода только в 8 объектах по качеству соответствует нормам СанПиН № 3.02.003.04 [21] по всем исследуемым параметрам. Вода во всех остальных исследованных объектах водопользования нежелательна для использования в питьевых целях из-за повышенного значения контрольных показателей, в основном общей минерализации и жесткости.

Оценка микро/макроэлементного состава

В ходе проведения микро/макроэлементного анализа отобранных проб воды было проведено исследование концентрации основных элементов, таких как натрий, калий, кальций, магний, стронций, барий, цезий, цинк, бериллий, свинец. По данным анализа значения концентраций некоторых микроэлементов выходят за пределы значений ПДК – предельно-допустимых концентраций по нормам СанПиН № 3.02.003.04.

Магний. Значения концентрации магния в воде объектов водопользования изменяются в пределах от 1 до 122 мг/л, что в ряде случаев превышает предельно допустимые уровни по содержанию этого элемента в питьевой воде, который составляет от 10 до 85 мг/л (СанПиН). Превышение магния в воде зафиксировано в 2-х точках исследования – скважина К 1/1 и скважина К-4.

Калий. Значения концентрации калия в исследуемых пробах воды изменяется в пределах от 0,5 до 14 мг/л. Небольшое превышение по норме (14 мг/л) зафиксировано лишь в одном поверхностном водном объекте – ручье, расположенном на исследуемой территории.

Барий. Концентрация бария в 5 объектах водопользования превышает предельно-допустимые концентрации в 2 и более раза. Это объекты водопользования

под номерами 1, 2, 4, 7, 8, все они являются поверхностными объектами водопользования (небольшие озера, стоки поверхностных вод). Во всех остальных исследованных образцах воды содержание бария находится значительно ниже предельно допустимой концентрации (0,1 мг/л) и изменяется в пределах от 0,02 до 0,09 мг/л.

Бериллий. Превышение допустимого уровня по бериллию было выявлено в 7 объектах водопользования, являющихся поверхностными водными источниками, зарегистрированными под номерами 1, 2, 3, 4, 7, 8, 97. Значение концентрации бериллия в образцах воды, отобранных из указанных водоемов, изменяется в пределах от 0,0002 до 0,003 мг/л, что в некоторых случаях превышает установленные нормы практически на порядок. Во всех остальных объектах водопользования, расположенных на исследуемой территории, содержание бериллия в воде находится значительно ниже предела чувствительности используемых методик и аппаратуры. Значения ПДК в питьевой воде для бериллия составляет 0,0002 мг/л.

Бор. Содержание бора в исследованных пробах воды колеблется в пределах от 0,12 до 1,3 мг/л. Полученные показатели по содержанию бора в воде превышают установленные нормы практически во всех пробах. Согласно СанПиН, содержание данного микроэлемента в воде не должно превышать 0,5 мг/л.

Содержание свинца, мышьяка, ртути, никеля во всех исследованных пробах воды не превышает предельно допустимых концентраций.

Исследование проб воды на микро/макроэлементный состав показал, что концентрация некоторых элементов в различной степени превышает предельно допустимые уровни, установленные для питьевой воды. Это такие элементы, как магний, калий, барий и бериллий. Особое внимание следует обратить на содержание бериллия. Его концентрация в некоторых исследованных пробах воды более чем на порядок превышает установленные СанПиН нормы для питьевой воды. Вместе с тем необходимо отметить, что вышеописанные показатели являются лишь дополнительной информацией и не должны использоваться при принятии решения о передаче земель в хозяйственный оборот, так как они являются природным свойством поверхностных и подземных вод исследуемой территории.

Вода всех остальных обследованных объектов водопользования по содержанию в ней микро/макроэлементов является удовлетворительной и пригодной для использования в питьевых либо других целях.

Необходимо отметить, что вода во всех обследованных объектах водопользования имеет природное происхождение, большинство из обследованных объектов – поверхностные водные источники. В природной воде степень токсичности различных групп веществ определяются различными факторами водной среды, такими как минерализация, жесткость, pH, соотношение ионов, наличие комплексонов, содержание кислорода, температура и т.д. Все это связано, прежде всего, с климатическими особенностями, гидрохимическим режимом, сложившимся на исследуемой территории, физико-химическим составом почв, способностью к самоочищению и так далее. Возможно, что для исследуемой территории такое содержание микроэлементов и картина общего химического состава воды являются нормой в связи с особенностьюместоположения СИП.

Так как в ходе исследования почвенного покрова исследуемой территории не было отмечено радионуклидного загрязнения почв, учитывая физико-химические

свойства почв данной территории, высоких концентраций радионуклидов в водных объектах в будущем также не ожидается. Об этом свидетельствует еще и тот факт, что исследуемая территория по гидрогеологическим параметрам не имеет подтоков с условно «грязной» территории СИП.

Учитывая все вышеперечисленные факторы, водные объекты исследуемой территории с точки зрения радиационной опасности являются безопасными.

2.4.3. Прогноз изменения радионуклидного загрязнения поверхностных и подземных вод

Исследуемый «западный» участок территории СИП расположен на северном склоне Балхаш-Иртышского водораздела и имеет общий уклон на северо-восток к долине р. Иртыш.

Гидрогеологическая система территории включает в себя водоносные горизонты поровых вод и региональный комплекс трещинных вод. В основном район западной части полигона представлен водоносными горизонтами:

- озерных отложений современного возраста;
- аллювиально-пролювиальными отложениями от среднечетвертичного до современного возраста;
- преимущественно трещинными водами в породах палеозоя и мезозоя.
- Большую часть описываемого района занимают подземные воды палеозойских и мезозойских отложений.

Данные по геологическому строению и гидрогеологическим условиям, а также механизмы радиоактивного загрязнения водной среды в зонах проведения ядерных испытаний на территории СИП достаточно подробно представлены в материалах по «северным» территориям [1]. В данной главе основное внимание будет уделено рассмотрению и оценке возможных путей поступления загрязненных подземных вод из мест проведения ПЯВ в подземные воды «западных» территорий, а также проведена оценка миграционных параметров этих путей.

Атмосферные ядерные взрывы

Площадка «Опытное поле». Возможность поступления загрязненных подземных вод из мест проведения атмосферных ядерных взрывов (АЯВ) в подземные воды «западных» территорий рассматривается в связи с возможным проникновением техногенных радионуклидов с поверхности земли в подземные воды. Данный вопрос достаточно подробно рассмотрен в материалах по «северным» территориям, где представлены варианты возможного проникновения радиоактивных выпадений, образовавшихся при проведении атмосферных ядерных испытаний в нижележащие слои до уровня грунтовых вод. Оценочные расчеты показали, что до уровня грунтовых вод, залегающих на «Опытном поле» на глубине 5 м, фронт радионуклидного загрязнения достигнет не ранее чем через $5*10^3$ лет. Более того, отсутствие техногенных радионуклидов в подземных водах, распространенных в пределах площадки «Опытное поле», подтвердилось результатами бурения гидрогеологической скважины. Скважина была пробурена в 2009 г. в северной части «Опытного поля», в пограничном районе предполагаемого выхода поверхностного водного стока за пределы площадки.

Возможность поступления загрязненных подземных вод из мест проведения испытаний боевых радиоактивных веществ в подземные воды «западных» территорий не рассматривается в связи тем, что основным направлением движения регионального потока подземных вод является север и северо-запад, притом что «западные» территории расположены юго-западнее от данных испытательных зон. Такого движения подземных вод с участка проведения испытаний БРВ в сторону «западных» территорий не предполагается.

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

Подземные ядерные взрывы

При рассмотрении вероятности поступления загрязненных радиоактивными продуктами ядерных взрывов подземных вод в подземные воды «западных» территорий взяты за основу такие факторы, как особенности геологического строения территории СИП и данные опробования гидрогеологических скважин на содержание техногенных радионуклидов. В геологическом строении СИП стоит отметить наличие ряда региональных разломов северо-западного простирания и крупных разломов меридионального и северо-восточного простирания. Комплекс факторов, объединяющий особенности геологического строения территории и результатов воздействия подземных ядерных взрывов на геологическую среду, способствовал образованию в блоках горных пород сложного геолого-физического состояния среды миграции радионуклидов с подземными водами. Установлено, что основную роль в распределении водных ресурсов здесь играют зоны тектонических нарушений (рисунок 26), где скорость движения подземных вод более интенсивна по сравнению с водами окружающих пород.

Площадка «Дегелен»

При рассмотрении основных возможных путей поступления загрязненных подземных вод из мест проведения ПЯВ на площадке «Дегелен» в воды «западных» территорий можно выделить следующие основные направления.

К первому пути перемещения загрязненных подземных вод можно отнести направление по бассейну ручья Карабулак с дальнейшим поступлением вод в зоны влияния Западно-Аркалыкского и Калба-Чингизского региональных разломов. Эта версия подтверждается данными исследований 2009 г. В ряде скважин, пробуренных в зоне влияния Западно-Аркалыкского регионального разлома, концентрация ^{3}H в грунтовых водах составила до 30 кБк/л. В скважине С-32р, расположенной в 40 км от гор Дегелен и пробуренной в зоне Калба-Чингизского разлома, концентрация ^{3}H составила 0,06 кБк/л [22].

Результаты работ 2010 г. Для изучения возможного перемещения загрязненных подземных вод по зоне влияния Западно-Аркалыкского разлома в сторону западных территорий в 2010 г. на трассе разлома проведены исследования на двух участках. Первый участок (Участок С) заложен в 12 км от места пересечения трассы разлома с долиной ручья Карабулак (рисунок 26). Целью исследований на этом участке являлось установление возможного радионуклидного загрязнения подземных вод, распространенных в зоне влияния данного разлома, в водном потоке за пределами микробассейна ручья Карабулак. Важно было установить наличие радионуклидной миграции по зоне разлома в сторону «западных» территорий. Второй участок (Участок D) был заложен

также в зоне влияния этого разлома, но уже непосредственно на «западной» территории. Исследования на данном участке необходимы для установления возможного поступления загрязненных подземных вод как с площадки «Дегелен», так и с площадок «Сары-Узень» и «Балапан».

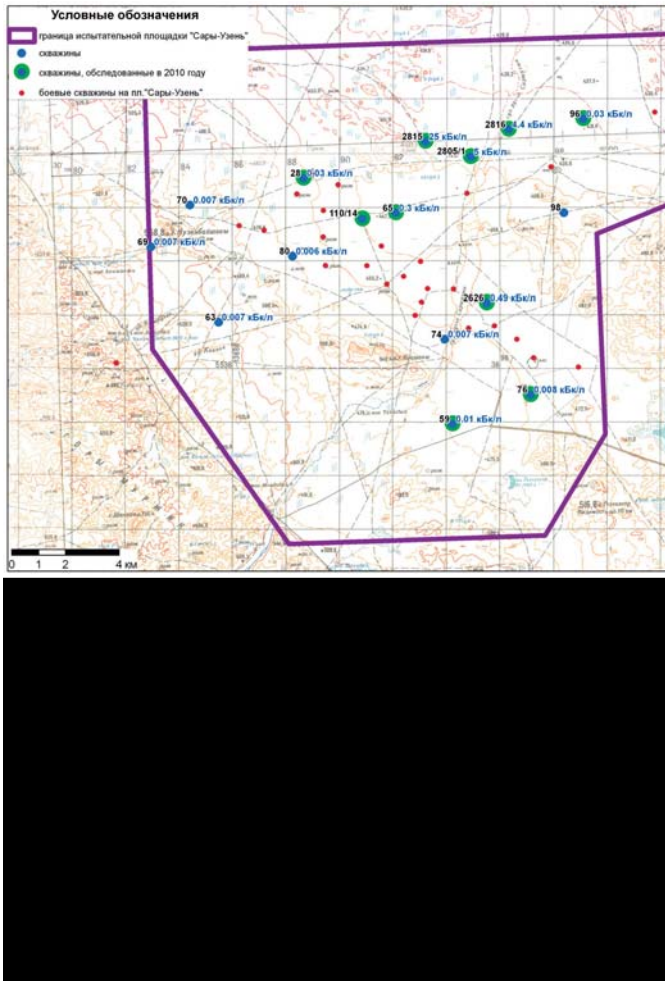


Рисунок 26. Территория СИП. Возможные основные направления движения загрязненных подземных вод

По результатам геофизических исследований на исследуемых участках были выделены зоны с наибольшим обводнением, где затем были пробурены гидрогеологические скважины 36р и 37р. Скважинами были вскрыты подземные воды регионального потока, приуроченные к зоне экзогенной трещиноватости. Лабораторные анализы показали, что содержание техногенных радионуклидов в подземных водах на исследуемых участках находится ниже минимально-допустимой активности (МДА) используемого оборудования (таблица 11).

Таблица 11.

Результаты анализа проб пробуренных скважин

№ скв.	Трасса разлома	^{137}Cs, Бк/л	^{90}Sr, Бк/л	^{3}H, кБк/л
36Р	Западно-Аркалыкский	<0,01	*	<0,018
37Р	Западно-Аркалыкский	<0,01	<0,01	<0,019
Примечание: * – нет данных				

Данные значения радиационной опасности не представляют и находятся значительно ниже уровней вмешательства для населения при поступлении данных радионуклидов с водой и пищей, установленных НРБ-99 (Приложение П-2).

Таким образом, результаты проведенных работ позволяют считать, что поступления загрязненных подземных вод по зоне регионального Западно-Аркалыкского разлома в подземные воды западных территорий не происходит.

Для оценки времени возможного поступления загрязненных техногенными радионуклидами подземных вод к границам «западных» территорий воспользуемся данными по гидрогеологическим условиям, полученными при детальной разведке месторождения «Караджал», которое расположено в северной части площадки «Дегелен». Расчет проведем для радионуклида трития. Известно, что ^{3}H перемещается с подземными водами в виде тритиевой воды и не сорбируется вмещающими горными породами. В связи с чем, расчетное время поступления ^{3}H к границам «западных» территорий определено с учетом расстояния от участка пересечения ручья Карабулак с трассой Аркалыкского разлома до восточной границы «западных» 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 «западных» территорий получим расчетное время перемещения подземных вод на данном участке – примерно 70 лет. Имея в виду то, что со дня проведения первого ядерного взрыва на площадке «Дегелен» прошло более 40 лет, загрязненные тритием подземные воды с площадки «Дегелен» могут появиться у южной границы западных территорий примерно через 35 лет.

Площадка «Сары-Узень»

С площадки «Сары-Узень» загрязненные подземные воды могут поступить в подземные воды «западных» территорий по оперяющим тектоническим структурам Западно-Аркалыкского регионального разлома. Для получения общего представления об уровнях радиоактивного загрязнения подземных вод ниже представлены имеющиеся данные, а также данные 2010 г. В 2005 г. на площадке «Сары-Узень» было опробовано 20 гидрогеологических скважин (рисунок 27).

Результаты лабораторных анализов показали, что концентрация радионуклидов в подземных водах, распространенных в пределах территории площадки, достигает следующих величин: ^{137}Cs до 3 мБк/л, ^{90}Sr до 10 мБк/л, ^{3}H более 500 кБк/л. По представленным данным можно отметить, что основным радиоактивным загрязнителем подземных вод на данной площадке является ^{3}H. При этом значения концентрации в воде ^{137}Cs и ^{90}Sr радиационной опасности не представляют и не превышают допустимые значения для питьевой воды.

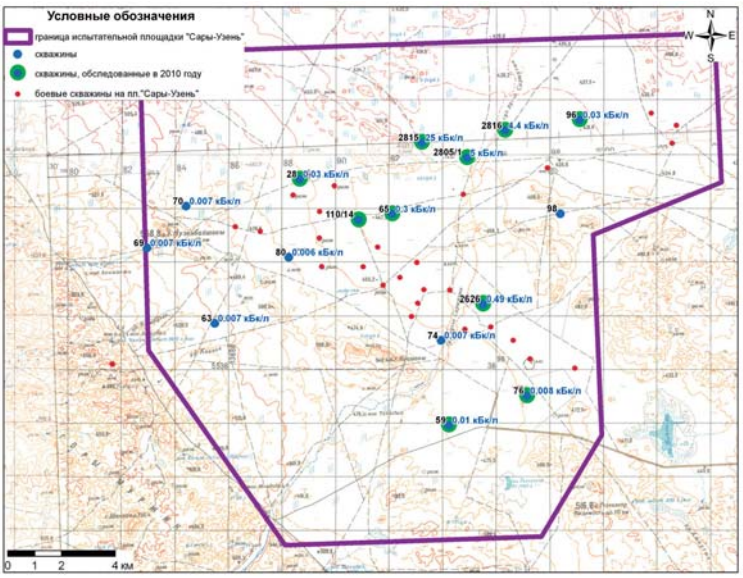


Рисунок 27. Схема расположения скважин на площадке «Сары-Узень»

Результаты работ 2010 г. Для верификации имеющихся данных в 2010 г. на площадке «Сары-Узень» было опробовано 10 гидрогеологических скважин (таблица 12).

Таблица 12.

Сравнительные результаты удельной активности трития в пробах воды, отобранных из гидрогеологических скважин площадки «Сары-Узень»

№ скважины	Удельная активность ^{3}H, кБк/л		№ скважины	Удельная активность ^{3}H, кБк/л	
	до 2010 г.	2010 г.		до 2010 г.	2010 г.
59	0,01	<0,008	**2818**	0,01	-
76	<0,007	<0,008	**С-28**	0,06	-
2626	0,49	0,2	**С-98**	0,009	-
28	<0,21	0,03	**С-2627**	0,012	-
2815	-	25	**С-2692**	0,012	-
2816	4,4	4	**С-2815**	0,8	25
2805/1	-	5	**80**	<0,006	-
63	<0,007	-	**104/1**	46,8	-
69	<0,007	-	**116**	<0,007	-
70	<0,007	-	**125**	482	-
74	<0,007	-	**110/14**	65,8	30
189В	0,017	-	**96**	0,031	0,03
2805	0,018	-	**65**	0,045	0,3
2811	3,2	-			

Анализ полученных данных показал, что характер динамики концентрации ^{3}H на площадке имеет неоднозначный характер, но в целом можно отметить тенденцию постепенного снижения его концентрации в подземных водах.

Необходимо иметь ввиду, что площадка «Сары-Узень» расположена в непосредственной близости от границ «западных» территорий. К тому же эта площадка является пока самой неизученной по сравнению с другими площадками СИП. Геологической карты на территорию площадки нет, подземные воды изучены очень слабо. 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.

Площадка «Новая»

Для изучения возможного поступления загрязненных подземных вод за пределы площадки «Сары-Узень» в сторону «западных» территорий в настоящее время используются данные опробования гидрогеологических скважин, расположенных на площадке «Новая» (рисунок 28).

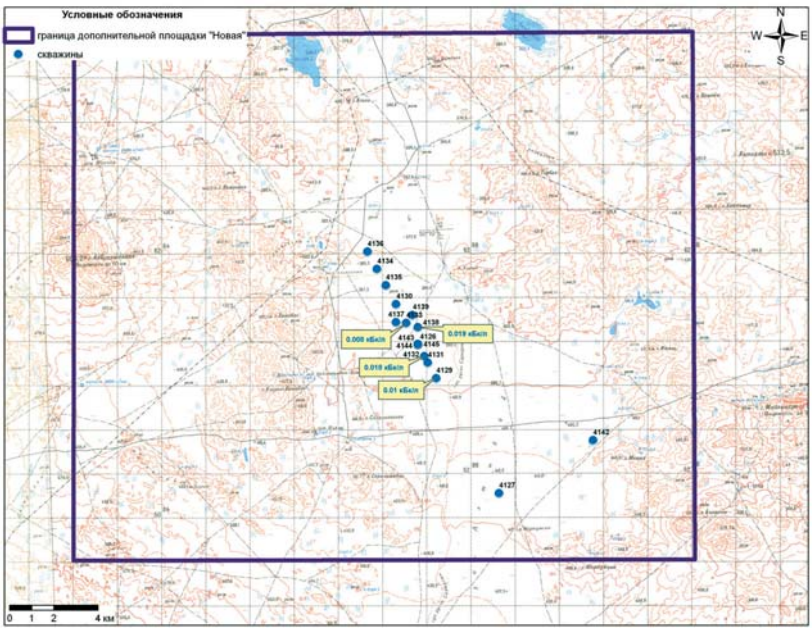


Рисунок 28. Схема расположения наблюдательных скважин на площадке "Новая"

Данная площадка расположена на северной границе площадки «Сары-Узень», т.е. на возможном пути перемещения подземных вод в сторону «западных» территорий. В период проведения ядерных испытаний на площадке «Новая» проводились подготовительные работы для проведения ПЯВ в скважинах. С этой целью на площадке было оборудовано 19 гидрогеологических скважин. Для изучения характера миграции техногенных радионуклидов на площадке «Новая» в 2007 г. было опробовано 7 скважин. Результаты анализов представлены в таблице 13.

Таблица 13.

Результаты анализа проб воды из скважин

№ скважины	^{3}H,кБк/кг, кБк/л	Погрешность
4133	<0,007	-
4129	0,021	0,005
4132	0,010	0,004
4138	0,012	0,005
4133	0,008	0,004
4137	0,010	0,005
4142	<0,006	-

Результаты анализов проб показали, что концентрация ^{3}H в подземных водах на данном участке изменяется в пределах от <7 до 20 Бк/л, что значительно ниже уровня вмешательства при поступлении с водой отдельных радионуклидов для населения (НРБ-99, Приложение П-2).

Результаты работ 2010 г. Для оценки возможного перемещения потока загрязненных вод с площадки «Сары-Узень» в сторону «западных» территорий на площадке «Новая» были опробованы 3 ранее пробуренные скважины (рисунок 26). По результатам лабораторных анализов техногенных радионуклидов в подземных водах на исследуемых участках не обнаружено. Таким образом, по данным опробования гидрогеологических скважин движения загрязненных техногенными радионуклидами потоков подземных вод с площадки «Сары-Узень» в сторону «западных» территорий в настоящее время не наблюдается.

Площадка «Балапан»

Для изучения характера радиоактивного загрязнения подземных вод на площадке «Балапан» в настоящее время используются гидрогеологические скважины, которые были оборудованы для режимных наблюдений за подземными водами в период проведения подземных ядерных испытаний. Они бурились на различных расстояниях от «боевых» скважин и основным их назначением являлось изучение влияния ПЯВ на динамику подземных вод. По имеющимся сведениям, на площадке «Балапан» имеется более 100 таких скважин. На рисунке 29 показана схема расположения найденных и опробованных скважин на площадке «Балапан».

Результаты исследований разных лет показали, что высокие значения удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в подземных водах в пределах границ можно наблюдать только в непосредственной близости от эпицентральных зон ядерных взрывов. При удалении от устья «боевых» скважин до 300 мзначения удельной активностиуказанных радионуклидов снижаются до уровня мБк/л. Таким образом, по имеющимся данным можно отметить, что каких-либо особенностей в характере распространения ^{137}Cs и ^{90}Sr в подземных водах пока не установлено из-за их низкой концентрации. В то же время концентрация ^{3}H в подземных водах изменяется в широком диапазоне значений от минимально-детектируемой активности (7 Бк/л) до максимальных значений, достигающих $5*10^{6}$ Бк/л.

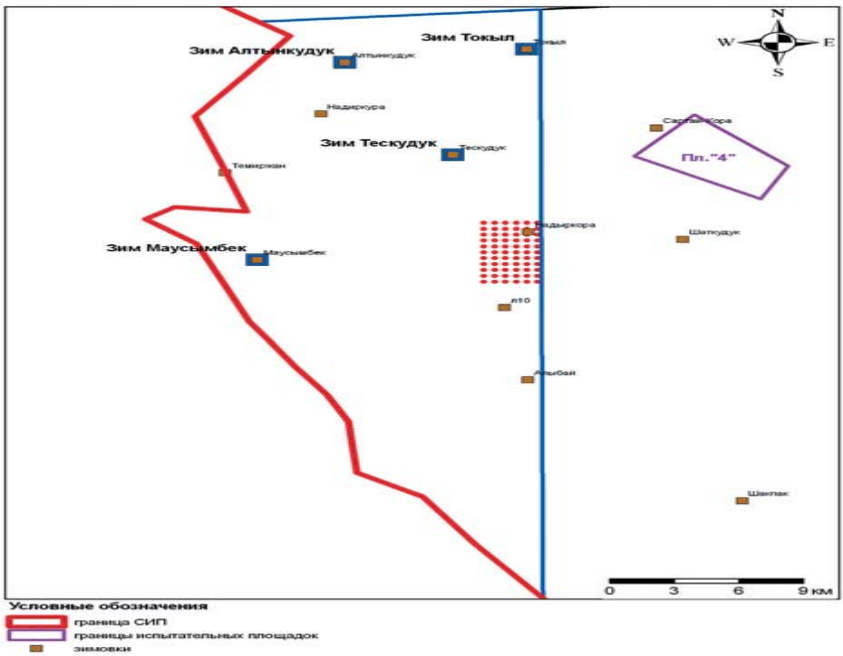


Рисунок 29. Схема расположения скважин на площадке «Балапан»

Результаты работ 2010 г.

Опробование имеющихся гидрогеологических скважин. Для верификации данных в 2010 г. были опробованы 8 гидрогеологических скважин, расположенных в пределах границ испытательной площадки «Балапан» (рисунок 29). В таблице 14 представлены результаты лабораторных анализов по определению концентрации ^{3}H, а также данные максимальных значений концентрации ^{3}H, полученные по результатам ранее проведенных работ.

Таблица 14.

Сравнительные результаты удельной активности трития в пробах воды, отобранных из гидрогеологических скважин площадки «Балапан»

№ скважины	Удельная активность ^{3}H, кБк/л	
	до 2010 г.	в 2010 г.
4009	10,5	5
4018	5,4	0,05
4020	1,24	0,24
4027	1,2	1,8
4057	0,03	<0,013
4075	394	22
4093	400	300
4096	15	5

Результаты лабораторных анализов по определению концентрации ^{3}H, а также данные максимальных значений концентрации ^{3}H, полученные по результатам ранее проведенных работ, показали, что на площадке «Балапан», в основном, имеет место тенденция постепенного снижения концентрации ^{3}H в подземных водах.

Исследования зон Калба-Чингизского и Чинрауского региональных разломов. Наиболее вероятным направлением движения загрязненных подземных вод с площадки «Балапан» является северо-западное направление по зоне влияния регионального Калба-Чингизского разлома (рисунок 26). Менее вероятным является путь, связанный с первоначальным движением вод по зоне Чинрауского разлома с последующим перемещением водных потоков в сторону «западных» территорий по зонам субширотных разломов.

Для изучения возможной миграции техногенных радионуклидов на обозначенных направлениях в 2010 г. проведены радиоэкологические исследования подземных вод, включая геофизические исследования, буровые работы, опытно-фильтрационные наблюдения в пробуренных гидрогеологических скважинах и лабораторные анализы по определению радионуклидного и химического состава проб подземных вод. Все работы проводились в зонах влияния региональных разломов на двух участках А и В (рисунок 26). Предварительно для установления основных водопроводящих зон на участках были проведены геофизические исследования. С учетом полученных геофизических данных на каждом участке были пробурены по одной скважине глубиной до 15 м для изучения поровых вод и по одной скважине глубиной до 60 м для изучения подземных вод, приуроченных к зоне экзогенной трещиноватости. В зоне влияния Чинрауского разлома поровых вод не обнаружено. В остальных трех скважинах были проведены опытно-фильтрационные работы, после чего был проведен отбор проб подземных вод для химического и радионуклидного анализа.

Результаты лабораторных анализов показали, что в подземных водах зоны Калба-Чингизского разлома (Участок В) содержание техногенных радионуклидов ^{137}Cs и $^{239+240}Pu$ меньше МДА, концентрация ^{3}H составила 0,05 кБк/л. В подземных водах, распространенных в зоне влияния Чинрауского разлома, концентрация $^{239+240}Pu$ составила 0,0024 Бк/л, а ^{3}H– 0,75 кБк/л.

Обнаруженные значения концентрации радионуклидов радиационной опасности не представляют и находятся значительно ниже установленного НРБ-99 уровня вмешательства для населения при поступлении с водой и пищей. Таким образом, полученные данные позволяют утверждать, что каких-либо неблагоприятных тенденций в развитии радиоэкологической обстановки, связанных с возможным поступлением загрязненных подземных вод по зонам региональных разломов с площадки «Балапан» к границам «западных» территорий, в настоящее время не наблюдается.

Для оценки времени возможного поступления загрязненных техногенными радионуклидами подземных вод к границам «западных» территорий примем гидрогеологические параметры, полученные 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 данное значение скорости движения подземных вод и расстояние от площадки «Балапан» до «западных» территорий, загрязненные ^{3}H подземные воды с площадки «Балапан» могут появиться у южной границы «западных» территорий не раньше, чем через 480 лет.

Объекты водопользования. В качестве дополнительной информации был проведен анализ данных по изучению объектов водопользования, расположенных как непосредственно на площади западной части СИП, так и на окружающей её территории.

При анализе полученных данных по водным объектам, расположенным на пути возможного перемещения загрязненных водных потоков из мест проведения ПЯВ в сторону «западных» территорий, отмечено, что содержание техногенных радионуклидов в воде объектов водопользования находится значительно ниже установленных НРБ-99 уровней вмешательства для населения при поступлении с водой и пищей.

Таким образом, результаты проведенных исследований дают основание считать, что по уровням радиоактивного загрязнения подземных и поверхностных вод «западные» территории СИП могут использоваться в любых видах сельскохозяйственной деятельности без каких-либо ограничений.

Стоит отметить, что при планировании работ по разработке полезных ископаемых на данной территории необходимы дополнительные исследования. Актуальность данного вопроса обусловлена расположением в 16 км от восточной границы «западных» территорий испытательной площадки «Сары-Узень». Стоит учитывать, что в процессе отработки месторождения под влиянием карьерного водоотлива будет наблюдаться процесс образования депрессионной воронки (воронка осушения). В дальнейшем в сферу влияния данной воронки могут войти площади, на которых проводились ПЯВ, а, следовательно, и участки с подземными водами, которые загрязнены радиоактивными продуктами ПЯВ. Образование такой воронки осушения, как правило, сопровождается увеличением уклонов пьезометрических поверхностей подземных вод, что вызывает адекватное усиление процессов миграции и движения подземных вод в сторону разрабатываемых горных выработок. Развитие подобной ситуации связано с возможным поступлением загрязненных вод к границам месторождения и может представлять радиационную опасность для рабочих, а также радиоактивное загрязнение продукции месторождения.

Ниже даны рекомендации по организации системы наблюдений за состоянием подземных вод в районе расположения «западных» территорий с включением их в государственную систему мониторинга.

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

1. Провести ревизию всех имеющихся скважин на площадке «Сары-Узень». По результатам опробования выбрать 3 скважины для долгосрочного мониторинга подземных вод. Периодичность контроля – 1 раз в год. Основной контролируемый радионуклид – ^{3}H. Назначение поста – контроль за распространением радионуклидов с потоком подземных вод, выходящих за пределы площадки «Сары-Узень».
2. Провести ревизию всех имеющихся скважин на площадке «Новая». По результатам опробования выбрать 3 скважины для долгосрочного мониторинга подземных вод. Периодичность контроля – 1 раз в год. Основ-

ной контролируемый радионуклид – ^{3}H. Назначение поста – контроль за распространением радионуклидов с потоком подземных вод, выходящих за пределы площадки «Сары-Узень».

3. Вдоль восточной границы «западных» территорий пробурить и оборудовать для наблюдений 3 скважины. Периодичность контроля – 1 раз в год. Основной контролируемый радионуклид – ^{3}H. Назначение поста – контроль за распространением радионуклидов с потоком подземных вод, выходящих за пределы площадки «Сары-Узень» в сторону «западных» территорий.

2.5. Состояние воздушного бассейна

Для изучения качества воздушной среды на СИП и прилегающей территории ранее был проведен ряд целенаправленных исследований. Информация об исследованиях воздушной среды на территории г. Курчатова и «северной» территории полигона представлена в работе [1]. Установлено, что объемная активность радионуклидов в воздухе исследуемых территорий ниже нормативных величин, установленных НРБ-99, на несколько порядков.

Исследования объемной активности техногенных радионуклидов в районе испытательной площадки «Опытное поле» выявили значительные превышения допустимых величин. Это означает, что находиться и тем более вести активную хозяйственную деятельность (в процесс которой происходит пылеподъем) в течение длительного времени вблизи таких объектов опасно. Тем не менее, трансграничный перенос радиоактивности за пределы этих площадок, а тем более за границы полигона, несущественный и не представляет опасности ни в настоящее время, ни в будущем [23].

При проведении исследования воздушного бассейна западной части СИП была выполнена теоретическая оценка возможного радиоактивного загрязнения воздушной среды. Проведены полевые экспериментальные исследования, в ходе которых были отобраны пробы воздушных аэрозолей, определена эквивалентная равновесная объемная активность радона и торона, поверхностная эксхаляция радона. Ввиду отсутствия на территории жилых населенных пунктов пункты наблюдений располагались на брошенных зимовках и летниках.

2.5.1. Теоретическая оценка содержания естественных и искусственных радионуклидов в воздухе исследуемого района

По результатам проведенных исследований определено, что на территории западной части СИП в поверхностном слое почвы средние значения удельной активности искусственных радионуклидов составляют: ^{90}Sr – 6 Бк/кг, ^{137}Cs – 18 Бк/кг, $^{238+239+240}$Pu – 6,5 Бк/кг, ^{241}Am – 1,1 Бк/кг. Также определены удельные активности искусственных радионуклидов в зоне с повышенным содержанием искусственных радионуклидов в поверхностном (5 см) слое почвы:^{137}Cs – 29 Бк/кг, $^{238+239+240}$Pu– 8,6 Бк/кг, ^{241}Am – 3,7 Бк/кг. Значения удельной активности радионуклида ^{90}Sr приняты средние для всей исследуемой территории.

Легкие почвы, распространенные на исследуемой территории, наиболее подвержены пылеобразованию,что способствует подъему искусственных радионуклидов с поверхности почвы в воздух. Климатические условия исследуемой территории

(пыльные бури, сильные ветры) также могут привести к вторичному подъему содержащихся на поверхности почвы техногенных радионуклидов. Поэтому при проведении теоретической оценки целесообразно учитывать содержание радионуклидов в мелкой фракции (<100 мкм), которая будет принимать участие в ветровом подъеме и переносе при скорости ветра до 6 м/с.

В результате изучения гранулометрического состава почв было определено, что 22 % от общего веса почвы приходится на долю мелкой фракции (<100 мкм). В таблице 15 приведены результаты содержания радионуклидов ^{137}Cs, ^{90}Sr, $^{238+239+240}$Pu и ^{241}Am в поверхностном (5 см) слое почвы в этой гранулометрической фракции.

Таблица 15.

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

Среднее содержание радионуклидов в гранулометрической фракции размером <100 мкм почвы, %			
^{137}Cs	^{90}Sr	$^{238+239+240}$Pu	^{241}Am
42,4	34,3	58,0	38,9

Учитывая среднее содержание мелкой фракции и средние значения удельной активности искусственных радионуклидов в почве, а также среднее процентное содержание радионуклидов в этой фракции, можно рассчитать удельную активность радионуклидов в гранулометрической фракции почвы размером <100 мкм. Результаты расчета приведены в таблице 16.

Таблица 16.

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

^{137}Cs	^{90}Sr	$^{238+239+240}$Pu	^{241}Am
Средние значения концентрации радионуклидов, Бк/кг			
35	9,4	17	1,9
Средние значения удельной активности радионуклидов для зоны с повышенным содержанием искусственных радионуклидов, Бк/кг			
56	9,4*	23	6,5
Примечание: * – приняты средние значения удельной активности радионуклидов для всей территории			

Соответственно, при проведении оценки содержания искусственных радионуклидов в воздухе использовались значения удельной активности радионуклидов в гранулометрической фракции почвы размером <100 мкм.

Объемная активность радионуклидов в воздухе западной части территории СИП определялась как:

$$C_{air} = C_i \cdot \rho_{sus},$$

где: C_{airi} – объемная активность i-ого радионуклида в воздухе (Бк/м^3);
C_i – удельная активность i-го радионуклида в мелкой фракции почвы, Бк/кг;
ρ_{sus} – среднегодовая запыленность воздуха, кг/м^3.

Среднегодовая естественная запыленность воздуха, согласно [24], на открытом воздухе и в помещении составляет $1 \cdot 10^{-7}$ кг/м^3. Из отчета, опубликованного Европейской комиссией [25], при естественном пылении или деятельности человека запыленность воздуха может увеличиваться до 10 раз, то есть до $1 \cdot 10^{-6}$ кг/м^3. Поэтому при проведении оценки содержания радионуклидов в воздухе рассмотрим оба значения.

Оценка содержания искусственных радионуклидов в воздухе западной части территории СИП проводилась по средним значениям удельной активности и повышенным значениям содержания искусственных радионуклидов в поверхностном слое почвы. Исходные данные приведены в таблице 16.

Вычисленные значения объемной активности искусственных радионуклидов в воздухе исследуемого района с учетом среднегодовой запыленности воздуха приведены в таблице ниже (таблица 17).

Таблица 17.

Ожидаемая объемная активность искусственных радионуклидов в воздухе западной территории и участков с повышенным содержанием искусственных радионуклидов

Среднегодовая запыленность воздуха (ρ_{sus}), кг/м^3	**Объемная активность радионуклидов в воздухе при средних значениях удельной активности в почве, Бк/м^3**			
	^{137}Cs	**^{90}Sr**	**$^{238+239+240}$Pu**	**^{241}Am**
10^{-6}	$3{,}5 \cdot 10^{-5}$	$9{,}4 \cdot 10^{-6}$	$1{,}7 \cdot 10^{-5}$	$1{,}9 \cdot 10^{-6}$
10^{-7}	$3{,}5 \cdot 10^{-6}$	$9{,}4 \cdot 10^{-7}$	$1{,}7 \cdot 10^{-6}$	$1{,}9 \cdot 10^{-7}$
	Объемная активность радионуклидов в воздухе в зоне с повышенным содержанием искусственных радионуклидов в почве, Бк/м^3			
10^{-6}	$5{,}6 \cdot 10^{-5}$	$9{,}4 \cdot 10^{-6}$	$2{,}3 \cdot 10^{-5}$	$6{,}5 \cdot 10^{-6}$
10^{-7}	$5{,}6 \cdot 10^{-6}$	$9{,}4 \cdot 10^{-7}$	$2{,}3 \cdot 10^{-6}$	$6{,}5 \cdot 10^{-7}$
ДОА$_{нас}$, Бк/м^3	$2{,}7 \cdot 10^{1}$	2,7	$2{,}5 \cdot 10^{-3}$*	$2{,}9 \cdot 10^{-3}$
Примечание: * - допустимая объемная активность $^{238+239+240}$Pu принята $2{,}5 \cdot 10^{-3}$ для одного радионуклида ^{239}Pu				

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

Проведенные в 2009 году теоретические оценки содержания искусственных радионуклидов в воздухе северной части территории СИП при ветровом переносе их с загрязненного участка (площадка «4а»), который расположен на данной территории, в приземную атмосферу показали, что на расстоянии 500 м вклад искусственных радионуклидов в воздух «северной» территории не будет вносить значительных изменений. Поэтому оценка возможного изменения объемной активности искусственных радионуклидов в воздухе «западной» территории с учетом ветрового переноса радионуклидов с наиболее загрязненных участков территории СИП не проводилась.

Таким образом, проведенные теоретические оценки содержания радионуклидов в воздухе западной части территории СИП показали, что объемная активность радионуклидов при средних значениях удельной активности и значениях удельной активно-

сти в зоне с повышенным содержанием искусственных радионуклидов не превышают допустимых значений для населения.

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

Для получения данных, наиболее полно характеризующих состояние воздушного бассейна, отбор проб проводился в нежилых населенных пунктах летом, в период наибольшей запыленности атмосферного воздуха. На рисунке 30 представлено местоположение населенных пунктов на обследованной территории.

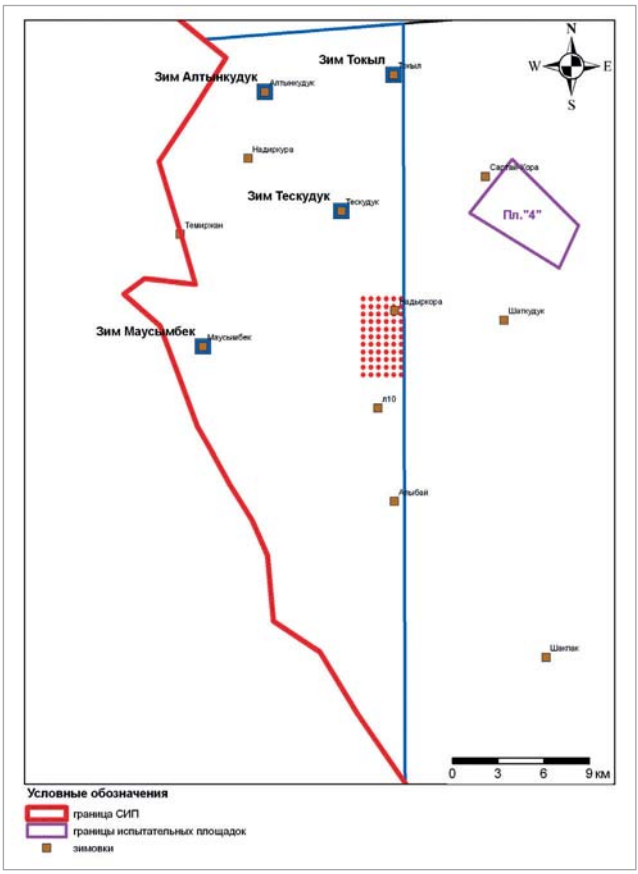


Рисунок 30. Схема расположения населенных пунктов на «западной» территории

Пробоотбор осуществлялся в центре населенного пункта с помощью переносного пробоотборника воздуха "JAP-50", оборудованного механическим счетчиком объема прокачанного воздуха (в $м^3$). Производительность данной установки составляет 50–60 $м^3$/ч. В качестве фильтрующего материала использовалась ткань "Петрянова". Площадь рабочей поверхности используемого фильтра составляет 250 $см^2$.

Время аспирации на одну пробу было рассчитано исходя из технических характеристик спектрометрической аппаратуры, используемой при проведении лабораторных измерений, при этом время отбора одной пробы составляло 8 часов, объем прокачанного воздуха – порядка 400 м^3.

Отобранные пробы поступали в лаборатории Института для проведения лабораторных анализов с целью определения содержания естественных и техногенных радионуклидов. Результаты гамма-спектрометрических и радиохимических измерений представлены в таблице 18.

Таблица 18.

Результаты гамма-спектрометрических и радиохимических измерений проб воздушных аэрозолей

№ п/п	Точка отбора	Объемная активность радионуклидов в воздухе, Бк/м^3									
		^{7}Be	^{40}K	^{232}Th	^{226}Ra	^{241}Am	^{137}Cs	^{60}Co	^{152}Eu	^{90}Sr	$^{239+240}$Pu
1	Тескудук	$<9*10^{-4}$	$<7*10^{-3}$	$<7*10^{-4}$	$<9*10^{-4}$	$<9*10^{-5}$	$<2*10^{-4}$	$<4*10^{-4}$	$<3*10^{-4}$	<0,03	$<9*10^{-5}$
2	Маусымбек	$<9*10^{-4}$	$<7*10^{-3}$	$<1*10^{-3}$	$<1*10^{-3}$	$<1*10^{-5}$	$<1*10^{-4}$	$<4*10^{-4}$	$<3*10^{-4}$	<0,04	$<5*10^{-5}$
3	Токыл	$<8*10^{-4}$	$<7*10^{-3}$	$<7*10^{-4}$	$<9*10^{-4}$	$<8*10^{-5}$	$<2*10^{-4}$	$<4*10^{-4}$	$<3*10^{-4}$	<0,04	$<4*10^{-4}$
4	Алтынкудук	$<9*10^{-4}$	$<8*10^{-3}$	$<8*10^{-4}$	$<5*10^{-4}$	$<1*10^{-5}$	$<2*10^{-4}$	$<4*10^{-4}$	$<3*10^{-4}$	<0,02	$<9*10^{-5}$
5	Надиркура	$<9*10^{-4}$	$<6*10^{-3}$	$<6*10^{-4}$	$<6*10^{-4}$	$<6*10^{-5}$	$<1*10^{-4}$	$<4*10^{-4}$	$<3*10^{-4}$	<0,03	$<6*10^{-5}$
$ДОА_{нас}$, Бк/м^3		$5,0*10^{3}$	$3,1*10^{1}$	$4,9*10^{-3}$	$3,0*10^{-2}$	$2,9*10^{-3}$	$2,7*10^{1}$	$1,1*10^{1}$	$0,29*10^{1}$	2,7	$2,5*10^{-3}$

По результатам лабораторных исследований было установлено, что содержание техногенных радионуклидов в воздухе исследуемого района не превышает значений, регламентированных НРБ-99.

2.5.3. Содержание радона в воздухе исследуемой территории

Для проведения оценки радоноопасности территории были проведены измерения эксхаляции радона, эквивалентной равновесной объемной активности (ЭРОА)^{222}Rn и ^{220}Rn. Измерение эксхаляции радона проводилось с помощью прибора Рамон-Радон-01 и альфа-радиометра РЗА-01-СОЛО в хозяйственных постройках на территории населенных пунктов, согласно [26]. Результаты измерений представлены в таблице 19.

Таблица 19.

Результаты полевых измерений

№ п/п	Точка измерений	ЭРОА ^{222}Rn, Бк/м^3	ЭРОА ^{220}Rn, Бк/м^3	Эксхаляция радона мБк/(м^2*с)
1	Тескудук	13	<8	57
2	Маусымбек	11	<8	67
3	Токыл	10	<8	65
4	Алтынкудук	15	<8	53
5	Надиркура	12	<8	60

В результате проведенных исследований было установлено, что данная территория не относится к категории радоноопасной, т.к. значение эксхаляции радона меньше 80 мБк/(м^2*с).

Объемная активность радона и торона в атмосферном воздухе за наблюдаемый период не превышала значений допустимой среднегодовой объемной активности для населения, установленной НРБ-99, и составляющей 200 Бк/м^3.

2.5.4. Прогноз изменения радионуклидного загрязнения воздушного бассейна

Теоретической оценкой содержания естественных и искусственных радионуклидов в воздухе исследуемого района, проведенной для «северных» территории СИП, было определено, что трансграничный перенос радиоактивности за пределы испытательных площадок, имеющих площадные загрязнения, несущественный и не представляет опасности ни в настоящее время, ни в будущем [1]. Полученные результаты теоретической оценки состояния воздушной среды западной части СИП позволили сделать аналогичные выводы.

Кроме того, с течением времени происходит процесс миграции радионуклидов в почвенный слой на глубину, поэтому загрязнение радионуклидами за счет ветрового переноса сводится к минимуму. Таким образом, изменение радиоэкологического состояния воздушного бассейна возможно только в лучшую сторону.

2.6. Состояние растительного покрова

2.6.1. Содержание естественных радионуклидов в растительности исследуемой территории

Оценка содержания естественных радионуклидов в растительном покрове исследуемой территории производилась на основании средних значений коэффициентов накопления (Кн) ^{40}K, ^{232}Th и ^{226}Ra, полученных по материалам МАГАТЭ «Количественные параметры переноса радионуклидов в наземной и пресноводной окружающей среде для радиологической оценки» (2009 г.) [28] и экспериментальным данным для северной части территории СИП, представленным в «Материалах комплексного обследования «северных» территорий СИП» [1], а также Кн ^{40}K, ^{232}Th и ^{226}Ra, рассчитанных на основании данных удельной активности радионуклидов в почвах и растениях (степном разнотравье), отобранных на исследуемой территории (2002 г.) и территории СИП, характеризующейся степной растительностью (2000–2005 гг.). Средние значения Кн ^{40}K, ^{232}Th и ^{226}Ra представлены в таблице 20.

Таблица 20.

Средние значения Кн радионуклидов в некоторых группах растений

Растения	Кн		
	^{40}K	^{232}Th	^{226}Ra
Исследуемая территория			
Степное разнотравье	0,4 (n=5)	0,2 (n=5)	0,2 (n=5)
Территория СИП			
Степное разнотравье	0,6 (n=171)	0,2 (n=92)	0,3 (n=118)
Примечание: в скобках – число случаев			

Представленные величины Кн ^{40}K, ^{232}Th и ^{226}Ra не противоречат ни международным, ни экспериментальным значениям, приведенным в «Материалах комплексного

обследования «северных» территорий СИП» [1], и поэтому далее использованы для расчета удельной активности (УА) данных радионуклидов в растениях (таблица 21).

Таблица 21.

Расчет удельной активности естественных радионуклидов в растениях исследуемой территории

Средние значения	Естественные радионуклиды		
	^{40}K	^{232}Th	^{226}Ra
Кн	0,5	0,2	0,25
УА в почве, Бк/кг	685	29	26
УА в растениях, Бк/кг	342,5	5,8	6,5

Так, по данным расчета, наибольшее содержание в растениях наблюдается для ^{40}K как одного из наиболее распространенных в природе естественных радионуклидов, который, в свою очередь, является одним из основных источников естественной радиоактивности. Концентрация ^{232}Th и ^{226}Ra в растениях исследуемой территории – на 2 порядка ниже.

2.6.2. Характер загрязненности растительного покрова искусственными радионуклидами

Для выявления характера загрязненности искусственными радионуклидами растительного покрова западной части территории СИП проведены исследования уровней и параметров перехода радионуклидов ^{137}Cs, ^{90}Sr, $^{239+240}$Pu, ^{241}Am, ^{151}Sm и ^{99}Tc из почвы в растения. В течение 2-х лет выполнялись экспедиционные работы по сопряженному отбору проб почв и растений для дальнейшего расчета Кн радионуклидов ^{137}Cs, ^{90}Sr, $^{239+240}$Pu и ^{241}Am. В 2009 году на участках с повышенными значениями удельной активности радионуклидов в почве, установленных по ранее полученным данным (до 2009 г.), заложено 10 исследовательских площадок (точек отбора). На каждой площадке сопряженно произведен отбор проб почвы (площадь отбора – 10×10 см, на глубину 5 см) и надземной части растений (площадь отбора ~ 2–4 м^2), представленных смешанными образцами степного разнотравья, в состав которых, в основном, входили ковыли (*Stipa capillata*, *S. sareptana*, *S. lessingiana*), типчак (*Festuca valesiaca*) и полыни (*Artemisia gracileccens, A. frigida*). Для получения статистически более достоверных значений Кн растениями западной части территории СИП в местах установленного в 2009 г. повышенного содержания данных радионуклидов в почвах в 2010 году дополнительно произведен сопряженный отбор 12 смешанных проб степного разнотравья и 12 проб почв. При этом распределение точек отбора на исследуемой территории выполнено с учетом результатов изучения растительного покрова в 2009 г. и максимально охватывает основные геоботанические контура – участки гранитного низкогорья, высокий грядовый и увалистый мелкосопочник, низкий мелкосопочник, делювиально-пролювиальные равнины, а также антропогенно нарушенные территории (рисунок 19).

Методами гамма-спектрометрии (^{137}Cs и ^{241}Am) и радиохимии (^{90}Sr и $^{239+240}$Pu) проведено измерение удельной активности радионуклидов ^{137}Cs, ^{90}Sr, $^{239+240}$Pu и ^{241}Am в пробах почв и растений. Концентрация ^{137}Cs в растениях определялась в сухих (пред-

варительно вымытых) измельченных образцах, ^{241}Am, ^{90}Sr и $^{239+240}$Pu – в золе, с последующим пересчетом на сухое вещество. Для оценки параметров перехода радионуклидов из почвы в растения рассчитаны Кн – отношение содержания радионуклида в единице массы растений и почвы соответственно [27]. Значения Кн и удельной активности ^{137}Cs, ^{90}Sr, $^{239+240}$Pu и ^{241}Am в пробах растений представлено в таблице 22.

Таблица 22.

Значения удельной активности и Кн радионуклидов ^{137}Cs, ^{90}Sr, $^{239+240}$Pu и ^{241}Am в пробах растений

№ исследовательской площадки	Удельная активность радионуклидов в растениях, Бк/кг				Кн			
	^{241}Am	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}$Pu	^{241}Am	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}$Pu
1	<0,15	1,11±0,12	<1,8	<0,07	<0,26	0,06	<0,23	<0,08
2	<0,15	1,36±0,05	3,2±0,6	0,35±0,04	<0,26	0,14	<0,32	<0,60
3	<0,15	0,95±0,07	<2,1	<0,04	<0,45	0,04	<0,18	<0,01
4	<0,15	0,32±0,03	<1,7	0,15±0,03	<0,38	0,01	<0,23	0,04
5	<0,15	0,96±0,08	4,3±0,9	<0,06	<0,41	0,02	0,15	<0,02
6	<0,15	0,51±0,05	3,7±0,9	<0,22	<0,09	0,02	<0,27	<0,06
7	<0,15	0,86±0,11	<1,7	<0,05	<0,08	0,02	<0,12	<0,01
8	<0,15	0,86±0,16	<2,6	0,18±0,03	<0,15	0,01	<0,15	0,03
9	<0,15	0,67±0,07	<2,1	0,18±0,04	<0,30	0,15	<0,20	0,12
10	<0,15	0,48±0,09	<2,3	<0,04	<0,12	0,03	<0,24	<0,001
11	<0,22	< 0,42	8,6±2,9	0,169± 0,047	<0,07	<0,04	<8,6*	0,002
12	<0,15	< 0,42	< 3,9	< 0,061	<0,07	<0,01	<1,95	<0,002
13	<0,27	< 0,47	5,2±1,9	0,167± 0,042	<0,02	<0,01	<5,2*	0,003
14	<0,15	< 0,24	< 3,8	0,082± 0,037	<0,15	<0,004	<1,9	0,004
15	<0,15	< 0,47	< 3,9	0,214±0,054	<0,15	<0,02	<1,95	0,01
16	<0,27	< 0,39	8,9±2,9	< 0,056	<0,10	<0,04	0,56	<0,05
17	<0,15	< 0,42	< 5,3	0,212±0,041	<0,15	<0,02	<0,19	0,05
18	<0,35	< 0,56	10,4±2,0	0,090±0,041	<0,12	<0,01	1,73	0,01
19	<0,15	< 0,31	7,3±4,0	0,130± 0,033	<0,07	<0,01	<3,65*	0,01
20	<0,31	< 0,39	8,8±2,8	0,066± 0,033	<0,19	<0,01	<4,4*	0,01
21	<0,28	0,60±0,29	7,8±2,2	0,309±0,049	<0,38	0,02	<3,9*	0,21
22	<0,25	4,38±0,43	9,1±4,2	0,306±0,051	<0,17	0,1	<4,55*	0,05
Средние количественные значения Кн					**	0,05	0,81	0,04

Примечание: * – удельная активность радионуклида в почве на данной исследовательской площадке ниже предела обнаружения

** – среднее оценочное значение Кн ^{241}Am - <0,20

По данным проведенного анализа выявлено, что максимальные значения удельной активности ^{137}Cs в растениях западной части территории СИП не превышают ~4 Бк/кг, ^{90}Sr ~10 Бк/кг, $^{239+240}$Pu ~0,3 Бк/кг, ^{241}Am – находятся ниже предела обнаружения.

Средними коэффициентами накопления ^{137}Cs и $^{239+240}$Pu в данной работе было принято считать значения, основанные на экспериментальных данных, полученных для степного разнотравья исследуемой территории в 2009–2010 гг., ^{90}Sr–экспериментальных материалов института, представленных в "Материалах комплексного обследования «северных» территорий СИП" [1]. Средние коэффициенты накопления ^{241}Am, ^{151}Sm и ^{99}Tc выбраны на основании данных МАГАТЭ (2009 г.) [28]. Учитывая принятые значения Кн и средние значения удельной активности (УА) радионуклидов в почве как для всей территории, так и для зоны с повышенными концентрациями отдельных элементов рассчитано среднее содержание ^{137}Cs, ^{90}Sr, $^{239+240}$Pu, ^{241}Am, ^{151}Sm и ^{99}Tc в растениях (таблица 23).

Таблица 23.

Расчет удельной активности искусственных радионуклидов в растениях исследуемой территории

Средние значения	Искусственные радионуклиды					
	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}$Pu	^{241}Am	^{151}Sm	^{99}Tc
Кн	0,05	0,7	0,04	0,01	0,5	5
Средняя УА в почве, Бк/кг	18	6	6,5	1,1	1,4	0,3
Средняя максимальная УА в почве, Бк/кг	29	-	22	3,7	-	-
Расчетная УА в растениях, Бк/кг	0,9	4,2	0,26	0,011	0,7	1,5
Расчетная УА в растениях (средняя максимальная), Бк/кг	1,45	-	0,88	0,037	-	-
Допустимые уровни в растениях, Бк/кг	74	111	~10*	~10*	~1000*	~1000*
Примечание: * – предполагаемые допустимые уровни, см. ниже.						

Результаты расчета в целом не противоречат полученным аналитическим данным – средние значения расчетной удельной активности ^{137}Cs, ^{90}Sr, $^{239+240}$Pu, ^{241}Am в растениях для всей исследуемой территории ниже содержания данных радионуклидов в растениях, отобранных с участков с повышенным уровнем загрязнения почв.

Предполагаемое содержание радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в растениях не превышает предельно-допустимых уровней радиоактивного загрязнения кормовых растений (^{137}Cs – 74 Бк/кг, ^{90}Sr – 111 Бк/кг), установленных Минсельхозом Республики Казахстан (1994) [29].

Удельная активность радионуклидов $^{239+240}$Pu, ^{241}Am, ^{151}Sm и ^{99}Tc в растениях не нормируется, однако, исходя из степени общей радиотоксичности каждого, можно предположить, что допустимые уровни по $^{239+240}$Pu, ^{241}Am будут ориентировочно на порядок меньше, а ^{151}Sm и ^{99}Tc – на порядок больше, чем по ^{90}Sr [30]. При этом предполагаемые допустимые уровни в растениях для всех перечисленных радионуклидов значительно выше средних расчетных значений удельной активности в них.

2.6.3. Оценка качества и прогноз изменения радионуклидного загрязнения растительного покрова

Растительный покров исследуемой территории представлен в основном сухими степями. Содержание в растениях искусственного радионуклида ^{137}Cs не превышает 6 %, ^{90}Sr – 10 % от предельно-допустимых уровней [29]. Концентрация $^{239+240}$Pu, ^{241}Am и ^{99}Tc в растениях составляет менее 1 %, ^{151}Sm – менее 0,1 % от предполагаемых допустимых уровней. Аномально высоких значений удельной активности естественных радионуклидов в растениях на данной территории не выявлено.

Уровень радионуклидного загрязнения растительного покрова, прежде всего, зависит от способности самих растений к накоплению радионуклидов и от степени доступности последних, определяемой почвенными характеристиками. Внесенные «свежие» радионуклиды в первый период пребывания в почве могут быть более доступными для усвоения растениями, чем в более поздние сроки, когда произошло достижение равновесного состояния радионуклидов. Интенсивность этого достижения зависит от физико-химических свойств радионуклидов. Так, для ^{137}Cs характерно заметное уменьшение поступления в растения с течением времени, тогда как у ^{90}Sr подвижность в системе почва-растение меняется медленно [31]. Приведенные факты позволяют сделать прогноз скорее о возможном снижении уровня радионуклидного загрязнения растительного покрова в будущем, чем о его возможном повышении.

Таким образом, растительный покров исследуемой территории с точки зрения характера его загрязнения, причем как на данный момент, так и на неограниченный период времени в целом не представляет опасности для населения и может считаться пригодным для ведения соответствующих видов хозяйственной деятельности (в том числе выпас сельскохозяйственных животных).

2.7. Оценка состояния животного мира по радиационному признаку. Прогноз изменения радионуклидного загрязнения организмов животных

Из 46 видов млекопитающих, обитающих на исследуемой территории, 11 относятся к объектам любительской охоты, из них 9 видов являются объектами промысловой охоты. Из 147 видов птиц 22 вида являются объектами любительской охоты, 18 видов –объектами промысловой охоты и 28 видов используются в иных хозяйственных целях (кроме охоты). 3 вида пресмыкающихся из 7 используются в иных хозяйственных целях (кроме охоты) [32].

В ходе данных исследований на «западной» части СИП были проведены радионуклидные анализы трех водоплавающих птиц. Из них одна особь – чироксвистунок, промысловое значение которого весьма велико. Высокие вкусовые качества мяса, обширный ареал и высокая численность делают его одним из наиболее массовых объектов спортивной охоты и промысла [32]. Две особи – лысуха обыкновенная, которая не имеет большого промыслового значения, однако является объектом спортивной охоты и может использоваться в пище человека.

Результаты гамма-спектрометрических исследований образцов показали, что содержание радионуклида ^{137}Cs, накопление которого в мышечной массе животных вероятней других радионуклидов, не превышает нижних пределов аппаратуры и

ни в одном образце не достигло количественных значений. Допустимые значения в мясе дичи для ^{137}Cs, согласно СанПиН РК, составляют 320 Бк/кг [33].

Оценка содержания радионуклидов в мясе некоторых промысловых видов диких животных проводилась в ходе исследования «северных» территорий СИП [1]. Тогда полученные прогнозные величины, рассчитанные на основании средних значений концентрации радионуклидов в почвах «северной» части СИП, были значительно ниже допустимых значений. Так, например, максимальная прогнозируемая концентрация радионуклидов в мясе промысловых животных составила от допустимых уровней ^{137}Cs и ^{90}Sr 0,44 и 0,008 % соответственно. В случае включения в зону выпаса промысловых животных территорию испытательной площадки 4«А», которая характеризуется повышенными концентрациями ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвенно-растительном покрове, прогнозные величины концентрации этих радионуклидов в мясе промысловых животных также не превысили допустимых значений и составили 0,6 и 5,3 % соответственно. Оценочные значения содержания радионуклидов $^{239+240}$Pu и ^{241}Am тогда не превысили 0,0003 и 0,002 % от допустимого, соответственно.

Прогнозные величины удельной активности радионуклидов в мясе диких промысловых животных не превышают допустимых значений содержания радионуклидов в пищевых продуктах [33].

2.8. Теоретическая оценка уровней загрязненности растениеводческой и животноводческой продукции

В связи с отсутствием на исследуемой территории объектов, на которых ведется сельскохозяйственная деятельность, оценка радиационных характеристик продукции, производимой на территории исследуемого района, проводилась расчетным методом на основании средних значений содержания радионуклидов в почве исследуемой территории и коэффициентов перехода (Кп) радионуклидов в различные виды растениеводческой продукции.

Для оценки содержания радионуклидов в сене использовались Кп радионуклидов $^{239+240}$Pu и ^{137}Csиз почвы в степное разнотравье, полученные в результате исследований, проведенных на территории западной части СИП (таблица 24). Для ^{90}Sr и ^{241}Am Кп взяты из материалов МАГАТЭ [28].

Таблица 24.

Коэффициент перехода ^{137}Cs, ^{90}Sr, $^{239+240}$Pu и ^{241}Am в степное разнотравье

Радионуклид	N	Кп	Радионуклид	N	Кп
^{137}Cs	12	$5*10^{-2}$	**$^{239+240}$Pu**	12	$4*10^{-2}$
^{90}Sr	106	$7*10^{-1}$	**^{241}Am**	*	$1*10^{-2}$
Примечание: * – Кп взяты из материалов МАГАТЭ [28]					

Исследования миграции радионуклидов в сельскохозяйственную растениеводческую продукцию на территории СИП не проводились, поэтому для оценки возможных концентраций радионуклидов в растениеводческой продукции были использованы Кп, принятые для оценки «северных» территорий СИП на основе максимальных Кп, встречаемых в литературе [1] (таблица 25).

Таблица 25.

Принятые для прогноза коэффициенты перехода ^{137}Cs, ^{90}Sr и $^{239+240}$Pu и ^{241}Am в растениеводческую продукцию

Вид продукции	Кп			
	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}$Pu	^{241}Am
Зерновые злаки				
Рожь	$1{,}1*10^{-1}$	$1{,}6*10^{-1}$	$4{,}7*10^{-5}$	$1{,}7*10^{-2}$
Пшеница	$1{,}1*10^{-1}$	$1{,}6*10^{-1}$	$4{,}7*10^{-5}$	$1{,}7*10^{-2}$
Ячмень	$1{,}7*10^{-1}$	$1{,}6*10^{-1}$	$4{,}7*10^{-5}$	$1{,}7*10^{-2}$
Овес	$2{,}1*10^{-1}$	$1{,}6*10^{-1}$	$4{,}7*10^{-5}$	$1{,}7*10^{-2}$
Кормовая продукция				
Сено (степное разнотравье)	$5{,}0*10^{-2}$	$7{,}0*10^{-1}$	$4{,}0*10^{-2}$	$1{,}0*10^{-2}$
Кукуруза	$2{,}9*10^{-1}$	$4{,}0*10^{-1}$	$3{,}0*10^{-6}$	$2{,}9*10^{-1}$
Листовые овощи				
Капуста, шпинат, листовой сельдерей, салаты	$1{,}8*10^{-1}$	2,0	$2{,}8*10^{-4}$	$2{,}4*10^{-4}$
Бобовые				
Фасоль, горох	$4{,}3*10^{-2}$	1,5	$6{,}7*10^{-5}$	$4{,}8*10^{-4}$
Плодовые овощи				
Помидоры, огурцы, перец, баклажаны	$9{,}4*10^{-2}$	1,5	$8{,}5*10^{-5}$	$7{,}9*10^{-4}$
Корнеклубнеплоды				
Картофель	$1{,}3*10^{-1}$	$2{,}0*10^{-1}$	$9{,}9*10^{-4}$	$9{,}1*10^{-4}$
Свекла и морковь (корнеплоды)	$1{,}3*10^{-1}$	1,3	$1{,}7*10^{-3}$	$8{,}6*10^{-4}$

В ходе подготовки материалов комплексного обследования были приняты средние удельные активности радионуклидов в почвах исследуемой территории (слой 0–5 см): для ^{137}Cs – 18, ^{90}Sr – 6, $^{239+240}$Pu – 6,5, ^{241}Am – 1,1 Бк/кг. Эти значения использовались для расчета содержания радионуклидов в продукции растениеводства. Исходя из того, что принятые для расчета коэффициенты перехода радионуклидов в огородную продукцию были получены для слоя почвы 0–20 см (кроме степного разнотравья) [1], был произведен расчет удельной активности радионуклидов в слое почвы 0–20 см. Полученные средние значения удельной активности почвы (слой 0–20 см) составили: для ^{137}Cs – 4,6, ^{90}Sr – 1,8, $^{239+240}$Pu – 1,6, ^{241}Am – 0,3 Бк/кг.

Рассчитанные в итоге значения содержания радионуклидов в растениеводческой продукции были получены для сухой массы растительной продукции, поэтому для пересчета их на сырую массу использовались данные о процентном содержании сухой массы в растениях, приведенные в рекомендациях МАГАТЭ [28].

Прогноз концентрации радионуклидов рассчитывался по формуле:

$$C_{прогноз} = C_{почва} \times K_{п} \times \frac{K_{\%}}{100},$$

где: $C_{прогноз}$ – прогнозируемое содержание (Бк/кг);
$C_{почва}$ – средняя концентрация радионуклидов в почве (Бк/кг);
$K_{п}$ – коэффициент перехода;
$K_{\%}$ – процент содержания сухого вещества в общей массе растения.

В таблице 26 приведены результаты прогнозируемого содержания радионуклидов в продукции растительного происхождения (на сырую массу), в случае ее производства на исследуемой территории, и допустимые значения содержания радионуклидов в пищевых продуктах, согласно СанПиН 4.01.071.03 [33]. Содержание радионуклидов $^{239+240}$Pu и ^{241}Am в пищевых продуктах не нормируется, однако, ввиду того что в НРБ-99 (Приложение П-2) предел годового поступления с пищей для населения на порядок меньше, чем аналогичная величина для ^{90}Sr ($^{239+240}$Pu –2,4*10^{3}, ^{241}Am – 2,7*10^{3}, ^{90}Sr – 1,3*10^{4} Бк/год), и с учетом их большой радиотоксичности можно предположить, что допустимые уровни по ним будут на порядок меньше, чем по ^{90}Sr [30]. Допустимые уровни для $^{239+240}$Pu и ^{241}Am в таблице 26 приведены из этого расчета.

Таблица 26.

Прогнозируемое содержание радионуклидов в растениеводческой продукции (на сырую массу) в случае ее получения на исследуемой территории (расчет на основании средних концентраций радионуклидов в почве исследуемой территории)

Вид продукции	Прогнозируемая и допустимая удельная активность, Бк/кг			
	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}$Pu	^{241}Am
Зерновые злаки				
Рожь	4,4*10^{-1} (70)	2,5*10^{-1} (40)	2,2*10^{-5} (4,0)	4,1*10^{-3} (4,0)
Пшеница	4,5*10^{-1} (70)	2,5*10^{-1} (40)	6,7*10^{-5} (4,0)	4,1*10^{-3} (4,0)
Ячмень	6,9*10^{-1} (70)	2,5*10^{-1} (40)	6,7*10^{-5} (4,0)	4,1*10^{-3} (4,0)
Овес	8,5*10^{-1} (70)	2,5*10^{-1} (40)	6,7*10^{-5} (4,0)	4,1*10^{-3} (4,0)
Кормовая продукция				
Сено (степное разнотравье)	7,7*10^{-1} (74^{x})	3,6 (111^{x})	2,2*10^{-1} (11,1)	9,4*10^{-3} (11,1)
Кукуруза	1,1 (70)	6,1*10^{-1} (40)	4,2*10^{-6} (4,0)	6,8*10^{-2} (4,0)
Листовые овощи				
Капуста	1,0*10^{-1} (600)	4,3*10^{-1} (200)	5,5*10^{-5} (20)	7,9*10^{-6} (20)
Шпинат	6,7*10^{-2} (600)	2,9*10^{-1} (200)	3,7*10^{-5} (20)	5,3*10^{-6} (20)
Листовой сельдерей, салаты	5,0*10^{-2} (600)	2,1*10^{-1} (200)	2,7*10^{-5} (20)	4,0*10^{-6} (20)
Бобовые				
Фасоль, Горох	1,7*10^{-1} (50)	2,3 (60)	9,3*10^{-5} (6,0)	1,1*10^{-4} (6,0)
Плодовые овощи				
Помидоры, перец, баклажаны	2,6*10^{-2} (600)	1,6*10^{-1} (200)	8,3*10^{-6} (20)	1,3*10^{-5} (20)
Огурцы	2,2*10^{-2} (600)	1,3*10^{-1} (200)	6,9*10^{-6} (20)	1,1*10^{-5} (20)
Корнеклубнеплоды				
Картофель	1,3*10^{-1} (120)	4,5*10^{-1} (40)	3,4*10^{-4} (4,0)	5,3*10^{-5} (4,0)
Свекла (корнеплоды)	9,7*10^{-2} (600)	3,7*10^{-1} (200)	4,4*10^{-4} (20)	3,8*10^{-5} (20)
Морковь (корнеплоды)	8,5*10^{-2} (600)	3,2*10^{-1} (200)	3,9*10^{-4} (20)	3,3*10^{-5} (20)
Примечание: ^{x} – допустимые уровни для кормовой растительности (трава, сено) установлены Минсельхозом Республики Казахстан (^{137}Cs – 74 Бк/кг, ^{90}Sr –111 Бк/кг) [29].				

В ходе исследований площадного распределения радионуклидов в почвенном покрове исследуемой территории выделена зона повышенной удельной активности радионуклидов ^{137}Cs, $^{239+240}$Pu и ^{241}Am. Средние значения удельных активностей радионуклидов в этой зоне составили для ^{137}Cs – 29, $^{239+240}$Pu – 22 и ^{241}Am – 3,7 Бк/кг. В таб-

лице 27 приведены результаты прогнозируемой концентрации радионуклидов в продукции растительного происхождения (на сырую массу), в случае ее производства на исследуемой территории.

Таблица 27.

Прогнозируемое содержание радионуклидов в растениеводческой продукции (на сырую массу) в случае ее получения в зоне повышенных значений техногенных радионуклидов (расчет на основании средних концентраций радионуклидов в почве)

Вид продукции	Прогнозируемая и допустимая удельная активность, Бк/кг		
	^{137}Cs	$^{239+240}$Pu	^{241}Am
Зерновые злаки			
Рожь	$7{,}2*10^{-1}$ (70)	$2{,}2*10^{-4}$ (4,0)	$1{,}4*10^{-2}$ (4,0)
Пшеница	$7{,}2*10^{-1}$ (70)	$2{,}3*10^{-4}$ (4,0)	$1{,}4*10^{-2}$ (4,0)
Ячмень	1,1 (70)	$2{,}2*10^{-4}$ (4,0)	$1{,}4*10^{-2}$ (4,0)
Овес	1,4 (70)	$2{,}2*10^{-4}$ (4,0)	$1{,}4*10^{-2}$ (4,0)
Кормовая продукция			
Сено (степное разнотравье)	1,2 (74)	$7{,}5*10^{-1}$ (11,1)	$3{,}1*10^{-2}$ (11,1)
Кукуруза	1,8 (70)	$1{,}4*10^{-5}$ (4,0)	$2{,}3*10^{-1}$ (4,0)
Листовые овощи			
Капуста	$1{,}6*10^{-1}$ (600)	$1{,}9*10^{-4}$ (20)	$2{,}7*10^{-5}$ (20)
Шпинат	$1{,}1*10^{-1}$ (600)	$1{,}2*10^{-4}$ (20)	$1{,}8*10^{-5}$ (20)
Листовой сельдерей, салаты	$8{,}1*10^{-2}$ (600)	$9{,}3*10^{-5}$ (20)	$1{,}3*10^{-5}$ (20)
Бобовые			
Фасоль, Горох	$2{,}7*10^{-1}$ (50)	$3{,}1*10^{-4}$ (6,0)	$3{,}8*10^{-4}$ (6,0)
Плодовые овощи			
Помидоры, перец, баклажаны	$4{,}2*10^{-2}$ (600)	$2{,}8*10^{-5}$ (20)	$4{,}4*10^{-5}$ (20)
Огурцы	$3{,}5*10^{-2}$ (600)	$2{,}3*10^{-5}$ (20)	$3{,}7*10^{-5}$ (20)
Корнеклубнеплоды			
Картофель	$2{,}0*10^{-1}$ (120)	$1{,}1*10^{-3}$ (4,0)	$1{,}8*10^{-4}$ (4,0)
Свекла (корнеплоды)	$1{,}6*10^{-1}$ (600)	$1{,}5*10^{-3}$ (20)	$1{,}3*10^{-4}$ (20)
Морковь (корнеплоды)	$1{,}4*10^{-1}$ (600)	$1{,}3*10^{-3}$ (20)	$1{,}1*10^{-4}$ (20)

Для оценки содержания радионуклидов в животноводческой продукции, как и растениеводческой, используются коэффициенты перехода (отношение концентрации радионуклидов в продукции животноводства к суточному поступлению с рационом).

Для прогноза были приняты Кп, использованные при оценке «северных» территорий СИП, выбранные на основании проведенного анализа как литературных данных, так и собственных исследований [1]. Тогда для прогноза содержания радионуклидов были приняты наиболее высокие значения Кп для различных видов сельскохозяйственной продукции, встречаемые в литературе, для радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в баранине – максимальные Кп, полученные в ходе постановки экспериментов на СИП. Для мяса и молока лошади в литературных источниках Кп не найдены, поэтому для них взяты Кп, принятые для КРС.

При прогнозе содержания радионуклидов в продукции животноводства учитывается их удельная активность в рационе и коэффициенты перехода (Кп) из рациона

в продукцию. Прогноз содержания радионуклидов в продуктах животноводства ($С_{прод}$) рассчитывают по формуле:

$$C_{прод} = C_{рац} \times Кп,$$

где: $C_{рац}$ – активность радионуклидов суточного рациона, Бк;
$Кп$ – коэффициент перехода радионуклида из рациона в 1 л (кг) продукции.

Среднесуточное поступление с рационом складывалось из следующих показателей: поступление радионуклидов с растительным кормом, поступление с частицами почвы на растениях и поступление с заглатываемой почвой с поверхности земли.

Для расчета поступления радионуклидов с частицами почвы на растительном корме (пылью) выполнено экспериментальное определение количества почвенных частиц на растениях. Для этого проведены смывы с основных доминантных степных растений (19 смывов). Среднее значение количества почвенных частиц с килограмма сухой массы растений для разных видов растительности различны: для типчака – 10,1 г, полыни – 11,6 г, житняка – 6,2 г, ковыля – 5,1 г. В итоге для расчета поступления с пылью растений было принято среднее значение для степного разнотравья – 8,1 г/кг, рассчитанное по всем имеющимся значениям.

Расчет суточного поступления радионуклидов с почвой, заглатываемой животными при выпасе, проведен исходя из того, что за пастбищный период КРС может потреблять до 600 кг почвы, МРС до 75 кг почвы [34, 35]. Таким образом, суточное поступление почвы для лошадей и КРС составило 1,78 кг, для МРС – 0,22 кг.

На основании этих данных и на основании данных о прогнозируемой концентрации радионуклидов в растительном корме, полученных путем расчета по средним значениям содержания радионуклидов в почве (степное разнотравье) с использованием информации о суточной норме потребления пастбищного корма [36], рассчитаны данные суточного поступлениярадионуклидов в организм выпасаемых животных. Данные представлены в таблице 28.

Таблица 28.

Результаты расчета возможного поступления радионуклидов в организм сельскохозяйственных животных на исследуемой территории (на основании расчета по средним значениям содержания радионуклидов в почве)

С/х животные	Средняя масса особи, кг	Суточная норма потребления пастбищного корма (на сухой вес), кг	Поступление радионуклидов в организм 1 животного, Бк							
			^{137}Cs				^{90}Sr			
			Суточное поступление с кормом (без учета пыли)	Суточное поступление с пылью на растениях	Суточное поступление с почвой	Общее суточное поступление	Суточное поступление с кормом (без учета пыли)	Суточное поступление с пылью на растениях	Суточное поступление с почвой	Общее суточное поступление
Лошадь	350-400	18	13,8	2,6	32,1	48,6	6,4	0,9	10,7	18,0
Корова	400	16	12,2	2,3	32,1	46,7	5,7	0,8	10,7	17,2
Овца	50-60	2,5	1,9	0,4	4,0	6,3	0,9	0,1	1,3	2,4

С/х животные	Средняя масса особи, кг	Суточная норма потребления пастбищного корма (на сухой вес), кг	Поступление радионуклидов в организм 1 животного, Бк							
			^{137}Cs				^{90}Sr			
			Суточное поступление с кормом (без учета пыли)	Суточное поступление с пылью на растениях	Суточное поступление с почвой	Общее суточное поступление	Суточное поступление с кормом (без учета пыли)	Суточное поступление с пылью на растениях	Суточное поступление с почвой	Общее суточное поступление
Коза	50-60	2	1,5	0,3	4,0	5,8	0,7	0,1	1,3	2,2
Птица	4-6	0,1[x]	0,04	-	-	0,04	0,03	-	-	0,03
Поступление трансурановых радионуклидов										
			$^{239+240}$Pu				^{241}Am			
Лошадь	350-400	18	4,0	1,0	11,6	16,5	0,2	0,2	2,0	2,3
Корова	400	16	3,5	0,8	11,6	16,0	0,1	0,1	2,0	2,3
Овца	50-60	2,5	0,5	0,1	1,5	2,1	0,02	0,02	0,2	0,3
Коза	50-60	2	0,4	0,1	1,5	2,0	0,02	0,02	0,2	0,3
Птица	4-6	0,1[x]	$6,7*10^{-6}$	-		$6,7*10^{-6}$	$4,1*10^{-4}$	-	-	$4,1*10^{-4}$
Примечание: [x] – суточная норма для домашней птицы дана на сухой вес пшеницы (зерна)										

В таблице 29 приведены результаты прогнозируемой концентрации радионуклидов в животноводческой продукции, в случае ее производства на исследуемой территории, и допустимые концентрации содержания радионуклидов в пищевых продуктах, согласно СанПиН 4.01.071.03 [33]. Допустимые уровни в животноводческой продукции для $^{239+240}$Pu и ^{241}Am рассчитаны так же, как для растениеводческой продукции.

Таблица 29.

Прогнозируемые величины удельной активности радионуклидов в продукции животноводства (на основании расчета по средним значениям содержания радионуклидов в почве)

Вид продукции	Прогнозируемая концентрация, Бк/кг (допустимая концентрация, Бк/кг)			
	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}$Pu	^{241}Am
Лошадь				
молоко (кумыс)	1,12(100)	$5,05*10^{-2}$ (25)	$1,65*10^{-4}$ (2,5)	$9,63*10^{-7}$ (2,5)
мясо (конина)	2,48 (160)	$1,44*10^{-1}$ (50)	$9,92*10^{-4}$ (5,0)	$1,15*10^{-3}$ (5,0)
Крупный рогатый скот				
молоко	1,07 (100)	$4,82*10^{-2}$ (25)	$1,60*10^{-4}$ (2,5)	$9,48*10^{-7}$ (2,5)
мясо (говядина)	2,38 (160)	$1,38*10^{-1}$ (50)	$9,59*10^{-4}$ (5,0)	$1,13*10^{-3}$ (5,0)
Овцы				
молоко	$4,85*10^{-1}$ (100)	$1,32*10^{-1}$ (25)	$2,14*10^{-4}$ (2,5)	-
мясо (баранина)	1,45(160)	$2,59*10^{-4}$ (50)	$1,13*10^{-4}$ (5,0)	$3,20*10^{-5}$ (5,0)
Козы				
молоко	$7,59*10^{-1}$ (100)	$6,02*10^{-2}$ (25)	-*	$1,95*10^{-6}$ (2,5)
мясо	2,80 (160)	$6,45*10^{-3}$(50)	-	-

Вид продукции	Прогнозируемая концентрация, Бк/кг (допустимая концентрация, Бк/кг)			
	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}$Pu	^{241}Am
Домашняя птица				
мясо	5,4 (180)	$2{,}01*10^{-3}$ (80)	-	-
яйца	$2{,}02*10^{-2}$ (80)	$2{,}21*10^{-2}$ (50)	-	-
Примечание: * - нет прогнозируемых величин из-за отсутствия Кп				

В таблице 30 приведено возможное поступление радионуклидов в организм сельскохозяйственных животных при их выпасе в зоне повышенных концентраций радионуклидов ^{137}Cs, $^{239+240}$Pu и ^{241}Am на исследуемой территории.

Таблица 30.

Результаты расчета возможного поступления радионуклидов в организм сельскохозяйственных животных при их выпасе в зоне повышенных концентраций радионуклидов на исследуемой территории (на основании расчета по средним значениям содержания радионуклидов в почве этой зоны)

С/х животные	Средняя масса особи, кг	Суточная норма потребления пастбищного корма (на сухой вес), кг	Поступление радионуклидов в организм 1 животного, Бк											
			^{137}Cs				$^{239+240}$Pu				^{241}Am			
			суточное поступление с кормом (без учета пыли)	суточное поступление с пылью на растениях	суточное поступление с почвой	общее суточное поступление	суточное поступление с кормом (без учета пыли)	суточное поступление с пылью на растениях	суточное поступление с почвой	общее суточное поступление	суточное поступление с кормом (без учета пыли)	суточное поступление с пылью на растениях	суточное поступление с почвой	общее суточное поступление
Лошадь	350–400	18	22,2	4,3	51,8	78,2	13,6	3,2	39,3	56,0	0,6	0,5	6,6	7,7
Корова	400	16	19,7	3,8	51,8	75,3	12,0	2,9	39,3	54,1	0,5	0,5	6,6	7,6
Овца	50-60	2,5	3,1	0,6	6,5	10,1	1,9	0,4	4,9	7,2	0,08	0,07	0,8	1,0
Коза	50-60	2	2,5	0,5	6,5	9,4	1,5	0,4	4,9	6,8	0,06	0,06	0,8	0,9

Получены прогнозируемые удельные активности сельскохозяйственной продукции животноводства при выпасе сельскохозяйственных животных в зоне повышенных концентраций радионуклидов на исследуемой территории (таблица 31).

Таблица 31.

Прогнозируемые величины удельной активности радионуклидов в продукции животноводства при выпасе сельскохозяйственных животных в зоне повышенных концентраций радионуклидов на исследуемой территории (на основании расчета по средним значениям содержания радионуклидов в почве этой зоны)

Вид продукции	Прогнозируемая и допустимая удельная активность, Бк/кг		
	^{137}Cs	$^{239+240}$Pu	^{241}Am
Лошадь			
молоко (кумыс)	1,80 (100)	$5{,}60*10^{-4}$ (2,5)	$3{,}24*10^{-6}$ (2,5)
мясо (конина)	3,99 (160)	$3{,}36*10^{-3}$ (5,0)	$3{,}86*10^{-3}$ (5,0)
Крупный рогатый скот			
молоко	1,73 (100)	$5{,}41*10^{-4}$ (2,5)	$3{,}19*10^{-6}$ (2,5)
мясо (говядина)	3,84 (160)	$3{,}25*10^{-3}$ (5,0)	$3{,}80*10^{-3}$ (5,0)
Овцы			
молоко	$7{,}81*10^{-1}$ (100)	$7{,}20*10^{-4}$ (2,5)	-
мясо (баранина)	2,33 (160)	$3{,}82*10^{-4}$ (5,0)	$1{,}08*10^{-4}$ (5,0)
Козы			
молоко	$7{,}59*10^{-1}$ (100)	-*	$6{,}55*10^{-6}$ (2,5)
мясо	2,80 (160)	-	-
Домашняя птица			
мясо	5,4 (180)	-	-
яйца	$2{,}02*10^{-2}$ (80)	-	-
Примечание: * - нет прогнозируемых величин из-за отсутствия Кп			

Проведенные исследования показали, что в сельскохозяйственной продукции как растительного, так и животного происхождения, получаемой на «западной» территории СИП, концентрация радионуклидов не будет превышать установленных норм, несмотря на то, что для расчетов использовались самые консервативные значения используемых параметров.

3. ОЦЕНКА ДОЗОВЫХ НАГРУЗОК НА НАСЕЛЕНИЕ И ПЕРСОНАЛ ПРИ ПРОЖИВАНИИ И ВЕДЕНИИ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ НА ИССЛЕДУЕМОЙ ТЕРРИТОРИИ

Хозяйственная деятельность, проводимая на радиоактивно загрязненных землях, может привести к повышенному риску облучения людей. Источниками повышенного облучения могут являться радиоактивно загрязненные объекты природной среды, а также продукты питания, получаемые и производимые на радиоактивно загрязненной территории. Искусственные радионуклиды, поступающие в организм человека с вдыхаемым воздухом, водой и пищей, вносят дополнительный вклад в ожидаемую годовую эффективную дозу облучения населения, которая характеризует степень радиационной опасности исследуемой территории. Для оценки доз были рассмотрены все пути облучения человека и выбраны те, которые вносят значимый вклад в ожидаемую годовую эффективную дозу облучения с учетом условий проживания, особенностей

питания населения и ведения хозяйственной деятельности. Описание этих условий сформировали различные сценарии жизнедеятельности. По предварительным оценкам, наибольший риск повышенного облучения населения возникает в случае, когда человек живет и ведет хозяйственную деятельность в пределах исследуемой территории, здесь же производит большинство видов продукции и потребляет ее. Такой сценарий условно назван «фермер, ведущий натуральное хозяйство» [37]. Использование такого подхода позволяет дать консервативную оценку ожидаемой годовой эффективной дозы облучения населения при проживании и ведении деятельности на «западной» части территории СИП.

Мерой радиационного риска является ожидаемая годовая эффективная доза от техногенного облучения, которая не должна превышать 1 мЗв в год для населения, согласно НРБ-99 [30].

В данной работе при оценке ожидаемой годовой эффективной дозы облучения населения не учитывается доза от естественной радиации, включая:

- внешнее облучение от космического излучения;
- внешнее и внутреннее облучение от дочерних продуктов распада радона и торона;
- внешнее и внутреннее облучение от естественных радионуклидов, содержащихся в поверхностном слое почвы.

Для упрощения работы при оценке дозовых нагрузок приняты следующие допущения:

- не учитывалось снижение мощности доз внешнего облучения при укрытии почвы снежным покровом (зимний период) и при использовании средств индивидуальной защиты;
- не учитывались изменения запыленности воздуха в зависимости от времени года;
- не учитывалось увеличение высоты (до 1,5–2 метров) над поверхностью земли и экранирование техникой (для фермера) или телом лошади (для чабана) при проживании и ведении деятельности на «западной» части территории СИП;
- не учитывалась доза внутреннего облучения радионуклидами от потребления населением воды из местных источников водоснабжения, т.к. уровни удельной активности искусственных радионуклидов в воде находятся ниже пределов обнаружения используемой аппаратуры: ^{137}Cs, ^{90}Sr составляют < 0,02 Бк/кг, $^{239+240}$Pu< 0,001, ^{3}H< 15 Бк/кг, что на 1–3 порядка ниже уровней вмешательства для питьевой воды, согласно НРБ-99;
- не учитывалась доза внутреннего облучения от привозных продуктов питания.

Предполагается, что радиоактивное загрязнение распределено по площади участка равномерно, а распределение в почвенном горизонте экспоненциально.

Согласно НРБ-99, дозовые коэффициенты, используемые для оценки доз при поступлении радионуклидов с воздухом, не подразделяются на возрастные группы.

Предварительные оценки содержания радионуклидов в поверхностном слое почвы исследуемой территории по средним значениям удельной активности составляют: ^{238}Pu – 0,1; ^{241}Pu – 3,1; $^{239+240}$Pu – 6,5 Бк/кг. Поскольку дозовые коэффициенты ^{241}Pu на 2–4 порядка ниже $^{239+240}$Pu для различных путей поступления для населения, при

оценке доз радионуклид ^{241}Pu не учитывался. Дозовые коэффициенты ^{238}Pu соизмеримы с $^{239+240}$Pu, при оценке доз учитывались изотопы $^{238+239+240}$Pu.

Так как удельная активность и дозовые коэффициенты радионуклидов ^{99}Tc (0,3 Бк/кг), ^{151}Sm (1,4 Бк/кг) на 1–2 порядка меньше, чем удельная активность и дозовые коэффициенты ^{90}Sr, то при оценке дозовой нагрузки ожидаемый вклад от ^{99}Tc, ^{151}Sm составит менее 1 %. Поэтому при оценке ожидаемой годовой эффективной дозы радионуклиды ^{99}Tc, ^{151}Sm в расчет не принимались.

3.1. Выбор значений параметров

3.1.1. Параметры, используемые при расчете дозовых нагрузок

По результатам проведенных исследований определено, что на территории «западной» части СИП в поверхностном слое почвы содержатся следующие основные дозообразующие искусственные радионуклиды: ^{90}Sr, ^{137}Cs, $^{238+239+240}$Pu, ^{241}Am. Результаты экспериментально определенных средних значений содержания искусственных радионуклидов в поверхностном (5-см) слое почвы и для участков с повышенным содержанием искусственных радионуклидов исследуемой территории СИП представлены в таблице 32.

Таблица 32.

Удельная и площадная активности искусственных радионуклидов в поверхностном слое почвы «западной» территории СИП

^{137}Cs	^{90}Sr	$^{238+239+240}$Pu	^{241}Am
Средние значения удельной активности, Бк/кг			
18	6	6,5	1,1
Площадная активность радионуклидов при средних значениях удельной активности, Бк/м^2			
1170	390	429	71,5
Повышенные значения удельной активности, Бк/кг			
29	6*	22,2	3,7
Площадная активность радионуклидов при повышенных значениях удельной активности, Бк/м^2			
1885	390	1443	240,5
Примечание: * - приняты средние значения удельной активности радионуклида для всей территории			

3.1.2. Выбор значения параметров годового потребления продуктов питания и ожидаемые величины удельной активности радионуклидов в продукции

Для проведения оценки дозы внутреннего облучения от продуктов питания, произведенных на загрязненной территории, необходимо знать объем годового потребления продуктов питания.

Нормы потребления основных продуктов питания для различных социальных групп населения, которые представляют собой минимальный набор продуктов питания, необходимых для обеспечения жизнедеятельности человека, указаны в Законе Республики Казахстан от 16 ноября 1999 г. № 474-I «О прожиточном минимуме» [38].

Данные нормы представляют собой усредненные величины для жителей Казахстана и могут значительно отличаться для различных групп и слоев населения. Поэтому для оценки дозовой нагрузки от потребления продуктов питания, произведенных в пределах исследуемой территории, былиприняты параметры пищевой корзины, приведенные в работе [1]. Населению было предложено ответить на следующие вопросы: основные характеристики домашнего хозяйства; наличие огорода; виды хозяйственной деятельности, осуществляемые на территории СИП; годовой объем потребления производимых продуктов питания. По данным проведенного опроса установлено, что объем и структура питания населения, проживающего на территории СИП, отличается от минимальных норм потребления основных продуктов питания в сторону увеличения объемов потребления мясомолочной продукции. На основании проведенного опроса и условий проживания населения были внесены изменения в нормы потребления основных продуктов питания, которые могут производиться и потребляться населением на исследуемой территории.

Прогнозируемые величины удельной активности радионуклидов в продукции животноводства и растениеводства рассчитаны с использованием коэффициентов перехода радионуклидов, представленных в документах МАГАТЭ [28]. На основании выбранных коэффициентов перехода в растениеводческую и животноводческую продукцию были рассчитаны ожидаемые удельные активности радионуклидов, которые в дальнейшем использовались для проведения оценки дозовых нагрузок от поступления искусственных радионуклидов по пищевым цепочкам.

3.2. Сценарий поведения населения на территории «западной» части СИП

При оценке дозовых нагрузок (в случае заселения территории «западной» части СИП) рассматривался сельскохозяйственный сценарий поведения.

3.2.1. Сельскохозяйственный сценарий

Данный сценарий рассматривает условия жизнедеятельности населения на исследуемой территории.

Семья фермера (чабана) состоит из 4-х человек (взрослые – фермер (чабан) и домохозяйка; дети – один ребенок 1–2-х, другой 7–12 лет). Они употребляют продукты растительного и животного происхождения, производимые на исследуемой территории. Выбором такой возрастной группы детей послужило то, что основными продуктами питания для ребенка 1–2-х лет являются молочные продукты, ребенок от 7 до 12 лет рассматривался по параметрам объема вдыхаемого воздуха и нормам потребления продуктов питания как среднее звено.

Запыленность воздуха в помещении для всех возрастных групп принимаем 10^{-7} кг/м^3. Коэффициент экранирования (стены дома) принимался равным 0,4 [39].

В сельскохозяйственном сценарии рассматриваются следующие виды деятельности.

1. Фермер занимается выращиваниемсельскохозяйственных культур и заготовкой сена на земельномучастке (ферме), расположенном недалеко от места его проживания. Предполагается, что фермер часть рабочего времени проводит при возделывании участка и ухаживании за растения-

ми, все остальное время он проводит на приусадебном участке, на подворье, ухаживая за скотом, и в доме. Доза для фермера рассчитывается, из предположения, что он проводит на открытом воздухе 8 часов в день. Запыленность воздуха при работе на ферме и приусадебном участке принимаем 10^{-6} кг/м^3. В роли фермера выступает только взрослый работник (мужчина, женщина). При работе на ферме интенсивность дыхания принимаем 5,6 м^3/ч – для взрослого человека.

2. Чабан занимается выпасом скота на территории в радиусе 10–15 км от места проживания и ухаживает за скотом при стойловом содержании. Рабочий день чабана в среднем составляет 10 часов на открытом воздухе, все остальное время он проводит и в доме. Запыленность воздуха при пастьбе животных, при уходе за скотом принимаем 10^{-6} кг/м^3, в доме 10^{-7} кг/м^3. В роли чабана выступает только взрослый работник (мужчина).
3. Домохозяйка (женщина) занимается домашним хозяйством, работает на приусадебном участке и на подворье, ухаживая за скотом. Она проводит на открытом воздухе 8 часов в день. Запыленность воздуха принимаем 10^{-6} кг/м^3
4. Дети 7–12 лет проводят на улице (играя) в среднем 8 часов в день. Запыленность воздуха принимаем 10^{-6} кг/м^3.
5. Ребенок 1–2 года проводит на открытом воздухе в среднем 4 часа в день. Запыленность воздуха принимаем 10^{-6} кг/м^3.

Обобщенные данные о времени нахождения населения на открытом воздухе и в помещении приведены в таблице 33.

Таблица 33.

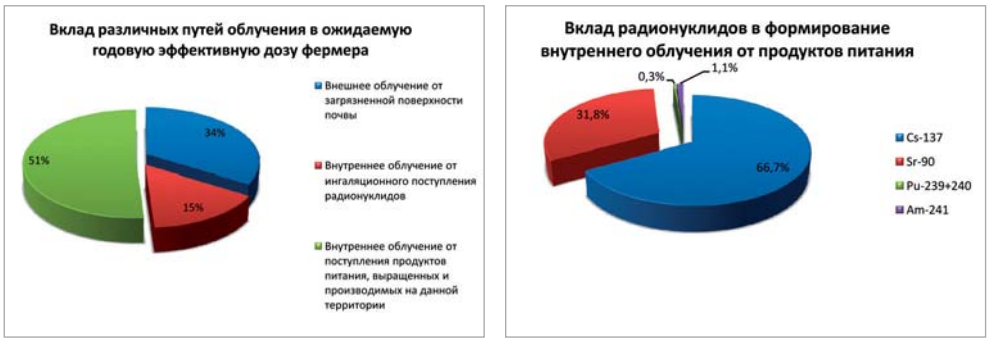
Время Т, проведенное на открытом воздухе и внутри дома

Фактор	Ед. изм.	Жилищный сценарий
		Значение
Время, проведенное на открытом воздухе	час/год	2920 (фермер, домохозяйка) 3600 (чабан) 2920 (ребенок 7–12 лет) 1460 (ребенок 1–2 года)
Время, проведенное внутри дома	час/год	5840 (фермер, домохозяйка) 5160 (чабан) 5840 (ребенок 7–12 лет) 7300 (ребенок 1–2 года)

3.3. Результаты оценки дозовой нагрузки населения, проживающего и ведущего деятельность на исследуемой территории

В ходе проведения расчетной оценки дозовых нагрузок на население при проживании и ведении хозяйственной деятельности на «западной» части территории СИП получены следующие результаты.

Основной вклад в дозовую нагрузку населения вносит доза от продуктов питания, выращенных и производимых на исследуемой территории (51 %). Доза внутреннего облучения от ингаляции загрязненных пылевых частиц составляет 15 %, доза внешнего облучения от загрязненной поверхности почвы составляет 34 % от общей годовой эффективной дозы (рисунок 31).



а) б)

Рисунок 31. а) вклад основных путей облучения в ожидаемую годовую эффективную дозу фермера при средних значениях удельной активности радионуклидов в поверхностном слое почвы;
б) вклад искусственных радионуклидов в формирование дозы внутреннего облучения от продуктов питания, выращенных и производимых на данной территории

Основной вклад в дозу от внешнего облучения радионуклидами вносит ^{137}Cs. Вклад в дозу внутреннего облучения от ингаляционного поступления радионуклидов вносит $^{238+239+240}$Pu (88 %).

Основными дозообразующим радионуклидами в продуктах питания являются ^{137}Cs и ^{90}Sr. На рисунке 31 и в таблице 34 представлены значения эффективной годовой дозы от поступления радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr с продуктами питания, которые могут быть получены населением при использовании «западной» части территории СИП.

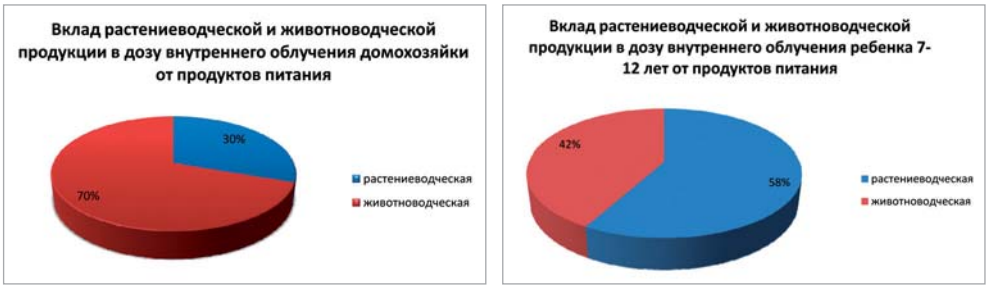
Таблица 34.

Ожидаемая эффективная доза для фермера и ребенка 1–2 года от поступления продуктов питания по основным дообразующим радионуклидам, ^{137}Cs и ^{90}Sr

Вид продукции	Эффективная доза при средних значениях удельной активности радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr, мЗв/год			
	Фермер		Ребенок 1–2 года	
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Растениеводческая продукция	$1{,}2\cdot10^{-3}$	$3{,}4\cdot10^{-3}$	$2{,}4\cdot10^{-4}$	$1{,}1\cdot10^{-3}$
Животноводческая продукция	$7{,}5\cdot10^{-3}$	$7{,}7\cdot10^{-4}$	$2{,}4\cdot10^{-3}$	$7{,}2\cdot10^{-4}$

По приведенным в таблице значениям можно сделать вывод, что основной вклад в растениеводческую продукцию вносит ^{90}Sr, в животноводческую – ^{137}Cs. Вклад в эффективную годовую дозу при поступлении с продуктами питания для взрослого человека составляет: 36 % в растениеводческой и 64 % в животноводческой продукции,

для ребенка 1–2 года 29 % в растениеводческой и 71% в животноводческой продукции. На рисунке 32 представлен вклад растениеводческой и животноводческой продукции в эффективную годовую дозу внутреннего облучения при поступлении с продуктами питания для домохозяйки и ребенка 7–12 лет. Основной вклад в ожидаемую годовую дозу от поступления животноводческой продукции при средних значениях удельной активности радионуклидов в поверхностном слое почвы дает молочная продукция, 50 % – для взрослого человека, 96 % – для ребенка 1–2 года.



а) б)

Рисунок 32. Вклад растениеводческой и животноводческой продукции, выращенной и производимой на данной территории, в дозу внутреннего облучения домохозяйки (а) и ребенка 7-12 лет (б)

В ходе проведения расчетной оценки дозовых нагрузок на население при проживании и ведении деятельности на «западной» территории СИП получены следующие результаты:

1. Ожидаемая годовая эффективная доза облучения по сельскохозяйственному сценарию поведения для фермера и чабана по основным путям воздействия от искусственных радионуклидов при средних значениях удельной активности в поверхностном слое почвы не превышает нормативных пределов и составляет ~3,0·10^{-2} мЗв. Дозовая нагрузка при повышенных значениях удельной активности искусственных радионуклидов в поверхностном слое почвы составит для фермера и чабана ~ 5,7·10^{-2} мЗв. Основной вклад в дозовую нагрузку вносит доза внутреннего облучения от поступления продуктов питания – 1,3·10^{-2} мЗв.
2. Ожидаемая годовая эффективная доза облучения по сельскохозяйственному сценарию поведения по основным путям воздействия искусственных радионуклидов при средних значениях удельной активности для домохозяйки составит 2,2·10^{-2} мЗв, для ребенка 7–12 лет – 1,9·10^{-2} мЗв и для ребенка 1–2 года – 1,2·10^{-2} мЗв. Дозовая нагрузка при повышенных значениях удельной активности искусственных радионуклидов в поверхностном слое почвы составит 3,9·10^{-2} мЗв для домохозяйки, 3,2·10^{-2} для ребенка 7–12 лет и 1,9·10^{-2} мЗв для ребенка 1–2 года. Основной вклад в дозовую нагрузку от искусственных радионуклидов по сельскохозяйственному сценарию поведения вносит доза от поступления продуктов питания.

3. Основной вклад в дозовую нагрузку внутреннего облучения от поступления продуктов питания и внешнего облучения от загрязненной поверхности почвы вносит ^{137}Cs. Дозовая нагрузка от изотопов $^{238+239+240}$ Pu и ^{241}Am при поступлении с продуктами питания и при внешнем облучении составляет менее 1 %.

Проведенные оценки дозовых нагрузок на население при его проживании и ведении деятельности на исследуемой территории показали, что ожидаемая годовая эффективная доза облучения не превысит основные пределы доз и составит не более 3% от допустимых норм для населения (1 мЗв/год).

ВЫВОДЫ

В течение 2009–2010 годов были проведены комплексные радиоэкологические исследования западной части территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона общей площадью 560 км^2, расположенной в Карагандинской области. Предметами исследований являлись объекты природной среды (почвенно-растительный покров, водная и воздушная среды, животный мир). Дополнительные исследования 2009–2010 гг. выполнялись с учетом ранее проведенных на данной территории радиологических исследований.

В результате проведенных исследований было определено следующее. Содержание искусственных радионуклидов в объектах природной среды западной части территории СИП обусловлено, в основном, глобальными радиоактивными выпадениями. В настоящее время потенциальными источниками вторичного радиоактивного загрязнения «западной» территории СИП могут являться локальные участки радиоактивного загрязнения, расположенные на площадках «Опытное поле» и «4», на которых содержание радионуклидов в почвенно-растительном покрове сравнимо с твердыми радиоактивными отходами (РАО).

Радионуклидный анализ отобранных проб природной среды показал, что среднее содержание естественных радионуклидов в почвах исследуемой территории является типичным для почв Казахстана, каких-либо геохимических аномалий не выявлено. Ни в одной из исследованных гамма-спектральным анализом проб не обнаружено каких-либо иных искусственных радионуклидов, кроме ^{137}Cs и ^{241}Am, при этом в случае наличия радионуклидов ^{60}Co, ^{152}Eu их содержание будет ниже пределов обнаружения использованной аппаратуры, что не представляет опасности для человека и окружающей среды. Радиохимический анализ проб природной среды позволил определить в них содержание таких долгоживущих радионуклидов, как ^{90}Sr и $^{239+240}$Pu.

В целом, распределение радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr по площади достаточно равномерное. При анализе площадного распределения ^{241}Am выявлены зоны с повышенными значениями удельной активности.Средние значения удельной активности радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвах на данной территории находятся на уровне фона глобальных выпадений. Максимальные значения удельной активности радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr ниже уровней, характеризующих экологическое состояние территорий, как «относительно удовлетворительная ситуация», согласно критериям классификации почв по параметру поверхностной загрязненности долгоживущими продуктами ядер-

ных испытаний, установленным Постановлением Кабинета Министров РК № 653 от 31 июля 2007 г. «Об утверждении критериев оценки экологической обстановки территорий». Согласно этим же критериям, обследуемые территории по содержанию в почвах радионуклидов $^{239+240}$Pu относятся к территориям с «относительно удовлетворительной экологической ситуацией».

Содержание радионуклидов в растительном покрове исследуемой территории не превышает величин, установленных «Временными допустимыми уровнями содержания радионуклидов в объектах контроля Минсельхоза Республики Казахстан». В целом, содержание радионуклидов в растительном покрове не представляет опасности для населения и являетсяпригодным для ведения соответствующих видов хозяйственной деятельности (в том числе выпас сельскохозяйственных животных), причем как на данный момент, так и на неограниченный период времени.

Удельная активность техногенных радионуклидов в организме диких животных, обитающих на «западной» части СИП, будет находиться на приемлемом уровне даже с учетом их миграции с ближайших испытательных площадок СИП. Прогнозные величины содержания радионуклидов в мясе диких промысловых животных, полученные в ходе исследований, намного ниже допустимых значений. Потребление мяса животных, являющихся объектами охоты, не представляет опасности для людей в радиационном плане.

В подготовленных материалах сделана прогнозная оценка радиационных характеристик продукции, которая может производиться на территории исследуемого района. Прогнозируемые величины удельной активности искусственных радионуклидов в растениеводческой и животноводческой продукции существенно ниже допустимого содержания, даже в случае их получения в зоне повышенных значений удельной активности трансурановых элементов.Таким образом, ожидаемое содержание радионуклидов в продуктах питания, произведенных на данной территории, не будет превышать допустимые уровни, согласно Санитарным правилам и нормам № 4.01.071.03 «Гигиенические требования к безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов», утвержденным приказом министра здравоохранения Республики Казахстан от 11 июня 2003 г. № 447.

Результаты проведенных исследований дают основание считать, что по уровням содержания радионуклидов в подземных и поверхностных водах, западная часть территории СИП может использоваться в любых видах хозяйственной деятельности без каких-либо ограничений. Содержание радионуклидов в водах обследованной территории не превышает уровня вмешательства при поступлении с водой и пищей для населения, согласно Нормам радиационной безопасности (НРБ-99). Содержание радионуклидов в атмосферном воздухе в пределах обследованной территории не представляет опасность для человека, находящегося непосредственно на этой территории. Радиоактивное загрязнение атмосферы может представлять опасность для человека, находящегося только непосредственно на территории радиационно-опасных объектов полигона и только в том случае, если в этот момент в воздухе содержится большое количество пыли (при пыльных бурях, техногенном пылении и т. д.). Вместе с тем, трансграничный перенос радиоактивности за пределы этих площадок, а тем более за границы полигона, несущественный и не представляет опасности ни в настоящее время, ни в будущем.

Окончательный вывод о пригодности исследованной территории для проживания и ведения хозяйственной деятельности основывался на результатах оценки дозовых нагрузок на население, которое в дальнейшем будет проживать на данной территории. Предельно допустимая эффективная доза для населения составляет 1 мЗв/год. В результате проведения оценки ожидаемых дозовых нагрузок на население при условии «наихудшего» сценария «фермер, ведущий натуральное хозяйство» в пределах загрязненной территории, ожидаемая годовая эффективная доза на человека не превысит 0,3 мЗв, что является ниже уровня вмешательства, согласно Нормам радиационной безопасности (Приложение 5, НРБ-99).

Таким образом, по результатам оценки распределения интегральных радиационных параметров, с учетом существующих требований нормативной базы РК, **вся обследованная территория может использоваться без ограничений**.

Ниже представлены карта территории, рекомендованной для передачи земель в хозяйственный оборот (рисунок 33).

Рисунок 33. Карта «западной» территории, рекомендованной для передачи в хозяйственный оборот

При передаче территории в хозяйственный оборот также необходимо учесть,что для контроля возможного поступления загрязненных подземных вод из мест проведения ядерных испытаний в подземные воды «западных» территорий, а также для оперативного обнаружения на начальной стадии каких-либо неблагоприятных тенденций

в развитии радиоэкологической обстановки, необходимо оборудовать дополнительные наблюдательные гидрогеологические посты, местоположение которых указано в главе 2.4.3, с введением их в состав единой государственной системы мониторинга.

ЛИТЕРАТУРА

1. Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Радиоэкологическое состояние «северной» части территории Семипалатинского испытательного полигона] / под рук. Лукашенко С.Н. – Вып. 1. – Павлодар: Дом печати, 2010. – 234с.: ил.- Библиогр.: С.224-231. - ISBN 978-601-7112-28-8.
2. Завершение 1 этапа радио-эколого-гео-химического обследования территории Карагандинской области, возвращаемой Семипалатинским ядерным полигоном: отчет о НИР (заключительный), договор № 8 от 29.07.02 / ИРБЭ НЯЦ РК; рук Ю.Г. Стрильчук . - Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2002. - Инв. № О - 408. -101с.
3. Бюллетень центра общественной информации по атомной энергии: Спецвыпуск. – Москва: ЦНИИатоминформ, 1993. - № 9. – С. 10-20.
4. Ядерные испытания СССР. Семипалатинский полигон / под ред. В.А. Логачева – Москва: ИздАТ, 1997.
5. Логачев В.А. Влияние ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне на состояние здоровья населения Кемеровской и Новосибирской областей / В.А. Логачев // Бюллетень центра общественной информации по атомной энергии: Спецвыпуск. – Москва: ЦНИИатоминформ, 1996. - № 12. – С. 10-11.
6. Сайбеков Т.С. Атлас. Радиационная обстановка на территории Республики Казахстан с 1954 по 1994 годы. Семипалатинская область / Т.С. Сайбеков, Ж.А. Абылаев. – Т. 16.– Алматы: Министерство экологии и биоресурсов РК, 1997. – 400 с.
7. Материалы по вопросам радиоэкологического состояния территории бывшего СИП в результате воздействия значимых ядерных испытаний: окончательный доклад. Арзамас-16. – Москва-Санкт-Петербург, 1994.
8. Андрюшин И.А. Ядерные испытания СССР. Гидроядерные эксперименты. Инвентаризация затрат плутония / И.А. Андрюшин, Н.П. Волошин, Р.И. Илькаев, А.М. Матущенко, В.Н. Михайлов, А.К. Чернышев [и др.]. // Бюллетень центра общественной информации по атомной энергии. – Москва: ЦНИИатоминформ, 1998. – №12. – С. 60-63.
9. Логачев В. Радиоэкологические последствия испытаний БРВ на Семипалатинском полигоне / В. Логачев // Бюллетень по атомной энергии. – 2002. – №12. – С. 62-67.
10. Инструкция и методические указания по оценке радиационной обстановки на загрязненной территории. – Введ. 1989- 17-04. - М.: Госкомгидромет СССР, 1989. – 118с.
11. 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».

12. Учебно-методическое руководство по радиоэкологии и обращению с радиоактивными отходами для условий Казахстана / ред. Т.Е. Каткова. - Алматы: ОАО "Волковгеология", 2002. - 304 с.
13. 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. – 527с.: ил.- Библиогр.: С.518. - ISBN 978-601-7112-32-5.
14. Исаков К.И. Пастбища и сенокосы степной зоны / К.И. Исаков. – Алматы, 1993. - С. 38-42.
15. Бельгибаев М.Е. Эколого-географические условия дефляции почв Северного и Центрального Казахстана / М.Е. Бельгибаев, Г.В. Зонов, Э.М. Паракшина. – Алма-Ата, 1982. – С.15.
16. Постановление Правительства РК от 31.07.2007 №653. Об утверждении критериев оценки экологической обстановки территорий // Казахстанская правда. – 2007. – 08 июля, №124 (25369).
17. СТ РК ГОСТ Р 51592-2003 Вода. Общие требования к отбору проб. – Введ. 2005-01-01. – Астана: Госстандарт, 2003. - 58с. – Инв. № Т -863.
18. Методика определения содержания искусственных радионуклидов плутония-(239+240), стронция -90 и цезия-137 в природных водах методом концентрирования. – Алматы, 2001.
19. Качество воды – определение активности трития, соответствующей данной концентрации – жидкостной метод сцинтилляционного счета. Международный стандарт ISO 9698:1989 (E).– Введ. 1989-12-01.– Москва: ВЦП НТЛИД, 1990. – 17с. – Инв. № Т-1008.
20. СТ РК ГОСТ 26449.1-85 Установки дистилляционные опреснительные стационарные. "Методы химического анализа солёных вод". – Введ. 1987 – 01 – 01. – М.: Изд-во стандартов, 1985. -71с. – Инв. № Т – 980.
21. Санитарно-эпидемиологические правила и нормы РК № 3.02.003.04
22. Обеспечение безопасности бывшего семипалатинского испытательного полигона. Республиканская бюджетная программа 011 "Обеспечение радиационной безопасности: отчет о НИР (информационный отчет) / рук. Дроздов А.В. – Алматы: ИГИ НЯЦ РК, 2009.
23. Комплексные исследования радиоактивного загрязнения системы атмосфера-подстилающая поверхность и оценки радиационных рисков для населения Семипалатинского региона: технический отчет по проекту МНТЦ К-928 / рук. Артемьев О.И. – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2005-2006.
24. Oatway W. B. Methodology for Estimating The Doses to Members of the Public from the Future Use of Land Previously Contaminated with Radioactivity / W. B. Oatway and F. Mobbs // Report NRPB W36 National Radiological Protection Board. – Great-Britain, 2003.
25. Brown J. FARMLAND: A dynamic model for the transfer of radionuclides trough terrestrial food chains / Brown J and Simmonds JR. // Chilton, NRPB – R 272. – 1995.

26. Рекомендация "Методика определения эксхаляции (плотности потока) радона с поверхности почв и грунтов с помощью прибора “Ramon-01” и его модификаций. - Алматы, 1998.
27. Гулякин И.В. Сельскохозяйственная радиобиология / И.В.Гулякин, Е.В. Юдинцева– М.: Колос, 1973. – 272 с.
28. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Quantification of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments for radiological assessments, IAEA -TECDOC-1616. – Vienna: IAEA, 2009.
29. Временные допустимые уровни содержания радионуклидов в объектах контроля Минсельхоза РК, не вошедших в перечень Минздрава Республики, 22.02.94.
30. Государственные санитарно-эпидемиологические правила и нормативы. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99): СП 2.6.1. 758-99. - Введ. 2000 -01-01. – Алматы: Агентство по делам Здравоохранения РК, 1999. - 80с. – ISBN 9965-501-42-4.
31. Сельскохозяйственная радиоэкология / под ред. академиков ВАСХНИЛ Р.М. Алексахина и Н.А. Корнеева. – Москва, 1991. – С. 57-58.
32. Постановление Правительства Республики Казахстан "Об утверждении ставок платы за пользование животным миром" от 14 ноября 2008 года № 1061 // "Казахстанская правда". - 2008. - 22 ноября, № 255 (25702).
33. Гигиенические требования к безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов: Санитарные правила и нормы № 4.01.071.02: утв. Приказом Министра здравоохранения РК от 11.06.2003 г. № 447.
34. Корнеев П.А. Основы радиоэкологии сельскохозяйственных животных / П.А. Корнеев, А.Н. Сироткин – М.: Энергоатомиздат, 1987.– С. 184.
35. Алексахин Р.М. Сельскохозяйственная радиоэкология /под ред. Р.М. Алексахина, Н.А. Корнеева. – М.: Экология, 1992. – 400 с.
36. Исаков К.И. Пастбища и сенокосы степной зоны / К.И. Исаков. – Алматы: Гылым, 1993. - С.51-62.
37. 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 / АрджунМакхиджани и Шрирам Гопал. – Колорадо, 2001. – 53с.
38. Минимальные нормы потребления основных продуктов питания для различных социальных групп населения Республики Казахстан // Министерство труда и социальной защиты населения РК от 2005г. № 307 / 1 –п. Гусев Н.Г. Радиоактивные выбросы в биосфере: справочник / Н.Г. Гусев, В.А. Беляев. - 2-изд. - М.: Энергоатомиздат, 1991.

ССП АУМАҒЫ «БАТЫС» БӨЛІГІНІҢ РАДИОЭКОЛОГИЯЛЫҚ АХУАЛЫ

Стрильчук Ю.Г., Айдарханов А.О., Генова С.В., Каширский В.В., Құндузбаева А.Е., Ларионова Н.В., Магашева Р.Ю., Паницкий А.В., Субботин С.Б., Топорова А.В., Тоневицкая О.В., Яковенко Ю.Ю., Лукашенко С.Н.

ҚР ҰЯО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты, Курчатов, Қазақстан

Мақалада Қарағанды облысының 560 км^2 алаң шегінде орналасқан, Семей сынақ полигоны (ССП) аумағы батыс бөлігінің радиоэкологиялық ахуалының нәтижелері ұсынылған. Қоршаған ортра элементтерінің: құмдақтопырақ, су нысандары, ауа бассейні, өсімдік жамылғысы, жануарлар әлемінің қазіргі радиоэкологиялық ахуалы бағаланды. Зерттеліп жатқан аумақтың топырақтарындағы табиғи радионуклидтердің орташа құрамы Қазақстанның топырақтары үшін үйреншікті болып табылады, қандай да бір геохимиялық ауытқулар анықталған жоқ. ССП аумағы батыс бөлігінің табиғат ортасының нысандарындағы жасанды радионуклидтер құрамы, негізінен, ауқымды радиоактивті түсулерге байланысты. Тұтасымен алғанда, ^{137}Cs және ^{90}Sr радионуклидтерінің алаң бойынша таралуы жеткілікті тегіс. ^{241}Am алаңдық таралуын талдау кезінде тиесілі белсенділіктің жоғары мәндері бар аймақтар анықталды. ^{137}Cs және ^{90}Sr радионуклидтерінің тиесілі белсенділігінің максималды мәндері аумақтың экологиялық жағдайын "салыстырмалы қанағаттанарлық жағдай" ретінде сипаттайтын деңгейлерден төмен. Зерттелген аумақтар $^{239+240}$Pu радионуклидтерінің топырақтағы құрамы бойынша "экологиялық салыстырмалы қанағаттанарлық жағдай" бар аумақтарға жатады. Радионуклидтердің өсімдік жамылғысы, су және ауадағы құрамы, сондай-ақ жануар және өсімдік тектес азық-түлік тағамдарындағы күтілетін құрамы рауалы деңгейлерден көп төмен. Радионуклидтерінің құрамы туралы деректен негізінде табиғат ортасы нысандары мен азық-түлік тағамдарында тұрғындардың дозалық жүктемесіне бағалау жасалды. "Ластанған аумақ шектерінде табиғи шаруашылық жүргізетін фермер" сценарийінің «аса нашар» жағдайы кезінде күтілетін жылдық тиімді доза бір адамға 0,3 мЗв аспайды, бұл Радиациялық қауіпсіздік нормаларына сәйкес арасу деңгейінен төмен болып табылады. Сонымен, жүргізілген кешенді зерттеулер нәтижесінде ҚР нормативтік базасының қолданыстағы талаптарын ескере отырып, барлық зерттелген аумақты шектеусіз пайдалануға болады.

Аталған зерттеулер жерлерді ары қарай шаруашылық айналымға беру мақсатында жүргізілді.

Түйін сөздер: ядролық сынақтар, радиоэкология, радиоактивтік ластану, радионуклидтер, өсімдік жамылғысы, супайдалану нысандары, тәртіп сценарийі, дозалық жүктемелер.

RADIOLOGICAL SITUATION IN THE "WESTERN" PART OF THE STS TERRITORY

Yu.G. Strilchuk, A.O. Aidarkhanov, S.V. Genova, V.V. Kashirskiy, A.E. Kunduzbaeva, N.V. Larionova, R.Yu. Magasheva, A.V. Panitskiy, S.B. Subbotin, A.V. Toporova, O.V. Tonevitskaya, Yu.Yu. Yakovenko, S.N. Lukashenko

Institute of Radiation Safety and Ecology NNC RK, Kurchatov, Kazakhstan

The paper presents the results of radioecological research in western part of the Semipalatinsk Test Site (STS), located within Karaganda Region at an area of 560 km^2. The current state of the radioecological features of the environment was assessed: soil, water bodies, air basin, vegetation, animal world. The average content of natural radionuclides in soils in the studied area is typical for the soils of Kazakhstan, no geochemical anomalies have been revealed. The content of artificial radionuclides in the environment of western part of the STS is due mainly to global fallout. In general, the distribution of radionuclides ^{137}Cs and ^{90}Sr in the area is fairly evenly. Analysis of areal distribution of ^{241}Am identified the zones with high values of specific activity. Maximal values of specific activity of radionuclides ^{137}Cs and ^{90}Sr are below the levels that characterize the ecological status of the territories as "relatively satisfactory situation". The surveyed areas for the content of radionuclides $^{239+240}$Pu in soil are areas with "relatively satisfactory ecological situation". Contents of radionuclides in vegetation, water and air, as well as the expected contents in foods of animal and plant origin are much lower than permissible levels. Based on the content of radionuclides in the environment and the food there was estimated the dose loads to the population. Subject to the "worst" scenario, "a subsistence farmer within the contaminated territory", the expected annual effective dose per person will not exceed 0.3 mSv, which is below the interference level, according to Radiation Safety Standards. Thus, in accordance with the results of comprehensive research, taking into account the existing requirements of the regulatory framework of the RK, the entire surveyed area can be used without any restrictions.

These studies were conducted for further release of the lands into economic use.

Keywords: nuclear tests, radioecology, radioactive contamination, radionuclides, vegetation, water facilities, behavior scenario, dose loads.

УДК 504.4.054:546.11.02.3:577.4:539.16

ИССЛЕДОВАНИЯ ХАРАКТЕРА И УРОВНЕЙ РАДИОНУКЛИДНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОД Р. ШАГАН (РЕЗУЛЬТАТЫ 2010 ГОДА)

Генова С.В., Лукашенко С.Н., Айдарханов А.О.

Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, Курчатов, Казахстан

В 2010 году было продолжено исследование русла р. Шаган и его притока р. Ашису. Обследовано русло от южной до северной границы СИП. Получены данные по содержанию в водах реки техногенных радионуклидов, минерализации вод. Удельная активность ^{3}H в русловых водах на участке с максимальными значениями, на порядок ниже значений 2009 года. Численные значения удельной активности ^{3}H в поверхностных водах фиксируются на всем протяжении р. Шаган до впадения в р. Иртыш. Удельная активность ^{3}H в водах р. Шаган и её притока р. Ашису до «Атомного» озера находится ниже пределов обнаружения. Удельная активность ^{137}Cs, $^{239+240}$Pu на всем протяжении исследованного русла р. Шаган находится ниже пределов обнаружения применяемых методов.

Воды р. Ашису имеют высокое солесодержание и относятся к соленым водам. Значения минерализации стабильны на всем протяжении исследованного русла.

Ключевые слова: тритий, радионуклидное загрязнение, Атомное озеро, удельная активность, минерализация, грунтовые воды, русловые воды.

ВВЕДЕНИЕ

Исследования радионуклидного загрязнения р. Шаган ведутся с 2006 года. Концентрация ^{3}H в поверхностных водах реки на протяжении всего периода исследований изменяется в широком диапазоне значений. Максимальные значения были первоначально установлены в 4,7 км от «Атомного» озера, минимальные значения обнаружены в районе слияния р. Шаган с р. Иртыш. В 2009 г. был обнаружен максимум значений удельной активности трития на участке 4,3 км от «Атомного» озера [1].

Основным путем поступления тритиевого загрязнения в русло р. Шаган является вынос с грунтовыми водами. Основной участок разгрузки грунтовых вод находится между 4 и 5 км от «Атомного» озера, для которого характерны максимальные значения удельной активности трития. Для всего исследованного русла характерны резкие колебания как показателей минерализации, так и удельной активности трития. Факт увеличения значений удельной активности трития после минимальных свидетельствует о миграции трития с грунтовыми водами, выходящими на поверхность на протяжении русла. Судя по показателям удельной активности трития и общей минерализации, таких участков несколько на протяжении русла. ^{90}Sr, ^{137}Cs, $^{239+240}$Pu, ^{241}Am и ^{152}Eu поступают в русловые воды вероятнее всего в результате процесса вымывания из береговых грунтов и донных отложений.

На настоящий момент имеется значительное количество накопленных данных исследований вод р. Шаган на участке от «Атомного» озера до 12 км. До «Атомного» озера воды р. Шаган и её притока р. Ашису почти не исследовались на радионуклидный

и химический состав. Также имеется недостаточно данных о составе вод реки Шаган на протяжении русла до впадения в р. Иртыш.

Целью настоящей работы является исследование вод русла реки Шаган от «Атомного» озера до впадения в р. Иртыш, а также определение степени распространения радионуклидного загрязнения на всем протяжении русла как до, так и после «Атомного» озера. Для изучения изменения ситуации во времени необходимо проведение мониторинга содержания трития на участке максимальных значений.

1. ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

Все исследования были проведены в течение 2010 г. Полевые исследования включали в себя следующее: визуальный осмотр объектов; оценка дебита в выбранных точках; отбор проб воды для проведения лабораторных исследований. Лабораторные исследования проб воды включали в себя: определение содержания техногенных радионуклидов – ^{3}H, ^{90}Sr, ^{137}Cs, $^{239+240}$Pu, ^{241}Am и ^{152}Eu; определение общей минерализации вод.

1.1. Схема отбора проб

1.1.1. Реки Шаган и Ашису до «Атомного» озера

Отбор проб на р. Ашису и р. Шаган до «Атомного» озера производился на участках русла от границы СИП до «Атомного» озера. Интервалы между точками отбора составляли около 2 км, однако на некоторых участках точки отбора смещены вдоль русла от запланированных ввиду недостаточного количества воды в русле. Точки отбора проб вдоль русла р. Шаган и р. Ашису до «Атомного озера» приведены на рисунке 1.

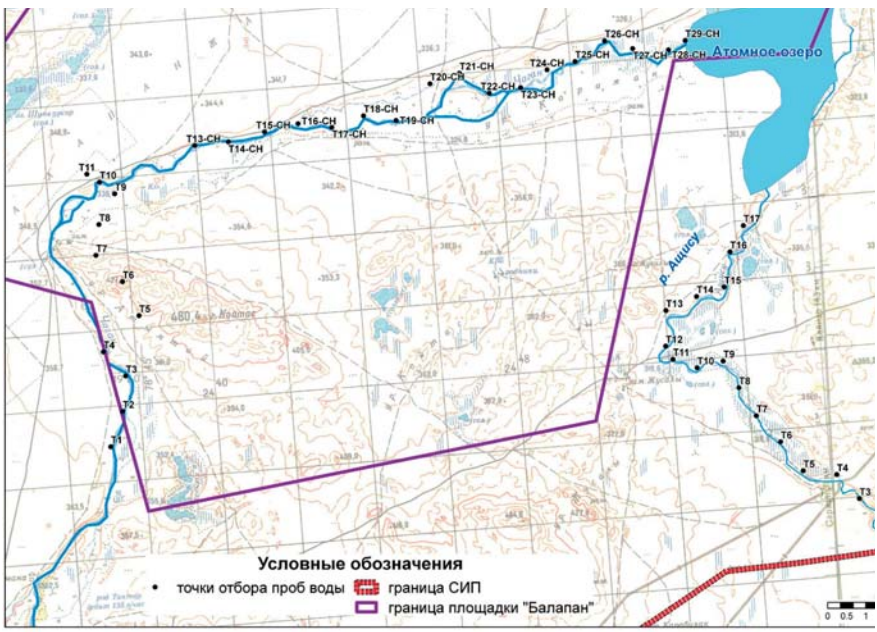


Рисунок 1. Точки отбора проб вдоль русла р. Шаган и р. Ашису до «Атомного» озера

1.1.2. Река Шаган после «Атомного» озера

Выбор точек отбора проб на участке русла р. Шаган после выхода из «Атомного» озера основывался на данных исследований предыдущих лет. До 12 км от «Атомного» озера, на участках с наибольшими значениями тритиевого загрязнения интервал между точками отбора составлял от 100 до 200 м. От границы СИП до р. Иртыш пробы вдоль русла отбирались с интервалом от 1 до 5 км. Точки отбора проб воды вдоль русла р. Шаган после выхода из «Атомного» озера приведены на рисунке 2.

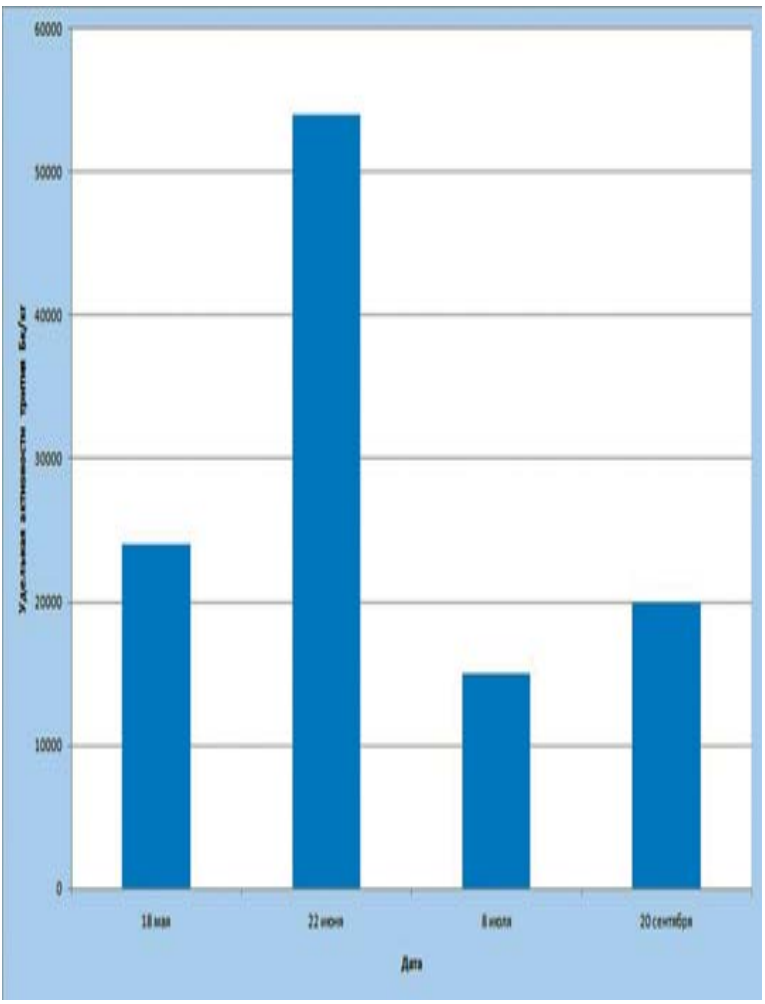


Рисунок 2. Точки отбора проб воды вдоль русла р. Шаган после выхода из «Атомного» озера

1.2. Отбор проб

Отбор проб проводился в течение всего полевого сезона с апреля по ноябрь. Все пробы отбирались в герметичные пластиковые ёмкости.

Пробы для определения содержания трития отбирались объемом 0,2 л, согласно СТ РК ГОСТ Р 51592-2003 «Вода. Общие требования к отбору проб».

Пробы для определения ^{90}Sr, ^{137}Cs, $^{239+240}Pu$ отбирались объемом 10 литров, для определения ^{241}Am и ^{152}Eu – объемом 100 литров. Пробы для определения ^{90}Sr, ^{137}Cs, $^{239+240}Pu$, ^{241}Am и ^{152}Eu отфильтровывались сразу после отбора и консервировались азотной кислотой (ОСЧ) из расчета 3 мл/1л пробы.

Для определения общей минерализации пробы воды отбирались объемом 1 литр, согласно СТ РК ГОСТ Р 51592-2003 «Вода. Общие требования к отбору проб».

Сразу после отбора пробы доставлялись в лабораторию для исследований.

1.3. Определение радионуклидного состава

Определение содержания ^{3}H проводилось методом жидкосцинтилляционной спектрометрии на β-спектрометре TriCarb-2900 TR согласно ISO 9698/1989 [2].

Определение содержания ^{90}Sr, ^{137}Cs, $^{239+240}Pu$ осуществлялось спектрометрическими методами после радиохимического выделения [3] из предварительно сконцентрированных осадков солей – соосадителей с радионуклидами. Осаждение ^{90}Sr проводилось с карбонатом кальция, ^{137}Cs - с гексацианоферратом меди, $^{239+240}Pu$ – с гидроксидом железа (III) [4]. Определение содержания ^{241}Am и ^{152}Eu проводилось после предварительного их концентрирования с гидроокисью железа (III) согласно разработанной внутренней методики концентрирования. Измерения удельной активности ^{137}Cs, ^{241}Am и ^{152}Eu проводились на γ-спектрометре ORTEC GMX 20P4 . Измерение удельной активности ^{90}Sr проводилось в соответствии с методикой [5] с использованием бета-спектрометра TriCarb-2900 TR. Альфа-спектрометрические измерения удельной активности $^{239+240}Pu$ проводились на спектрометре Canberra.

1.4. Определение общей минерализации

Определение общей минерализации проводилось гравиметрическим методом согласно ГОСТ 26449.1-85 «Методы химического анализа соленых вод». Метод заключается в упаривании и прокаливании пробы воды до сухого остатка и определение его массы.

1.5. Определение дебита водотока

Для измерения расхода воды на участке 4,7 км от «Атомного» озера русло перегораживалось специальным коробом так, что вода текла только по коробу. Измерялась глубина потока в начале и конце короба – H_1 и H_2 (в метрах), вычислялось среднее значение. Через короб запускался поплавок и по секундомеру засекалось время его прохождения через короб t (с). Процедура повторялась несколько (3-5) раз. Средняя скорость потока (м/с) вычислялась по формуле $V_{ср} = L/t_{ср}$, где L – длина короба (м). Дебит водотока ($м^3$/с) рассчитывается по формуле $Q = S_{ср} * V_{ср}$.

2. РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

2.1. Результаты исследований вод р. Ашису до «Атомного» озера

2.1.1. Радионуклидный состав

Результаты исследования радионуклидного состава вод р. Ашису представлены в таблице 1.

Таблица 1.

Удельная активность радионуклидов в водах р. Ашису

№ п/п	Точка отбора	^{3}H, Бк/кг	^{137}Cs, Бк/кг	^{90}Sr, Бк/кг	$^{239+240}$Pu, Бк/кг
1	T1	<8	<0,01	0,027±0,007	<0,0007
2	T2	<8	<0,02	0,15±0,01	-
3	T3	<7	-	-	-
4	T4	<7	-	-	-
5	T5	<8	<0,01	0,049±0,008	<0,0008
6	T6	<8	-	-	-
7	T7	<7	<0,01	0,103±0,006	-
8	T8	<8	-	-	-
9	T9	<7	<0,01	0,054±0,005	-
10	T10	<7	-	-	-
11	T11	<8	<0,01	0,041±0,005	-
12	T12	<7	-	-	-
13	T13	<7	<0,01	0,039±0,006	<0,0007
14	T14	<7	-	-	-
15	T15	<7	<0,01	0,065±0,006	-
16	T16	<7	-	-	-
17	T17	<7	<0,01	0,021±0,005	<0,0007

2.1.2. Минерализация

Средние значения общей минерализации вод реки Ашису приведены в таблице 2.

Таблица 2.

Общая минерализация вод р. Ашису

№ п/п	Точка отбора	Минерализация мг/дм^3	№ п/п	Точка отбора	Минерализация мг/дм^3	№ п/п	Точка отбора	Минерализация мг/дм^3
1	T1-A	22480±200	7	T7-A	22000±200	13	T13-A	22480±200
2	T2-A	22440±200	8	T8-A	21720±200	14	T14-A	22520±200
3	T3-A	22440±200	9	T9-A	21720±200	15	T15-A	22400±200
4	T4-A	22240±200	10	T10-A	21400±200	16	T16-A	22280±200
5	T5-A	22200±200	11	T11-A	21840±200	17	T17-A	19760±200
6	T6-A	22040±200	12	T12-A	23560±200			

2.2. Результаты исследования вод р. Шаган до «Атомного» озера

2.2.1. Радионуклидный состав

Результаты исследования радионуклидного состава вод р. Шаган до «Атомного» озера представлены в таблице 3.

Таблица 3.

Удельная активность радионуклидов в водах р. Шаган до «Атомного» озера

№ п/п	Точка отбора	^{3}H, Бк/кг	^{137}Cs, Бк/кг	^{90}Sr, Бк/кг	$^{239+240}$Pu, Бк/кг
1	Т1	<7	-	-	-
2	Т2	<7	-	-	-
3	Т3	<7	<0,01	<0,0083	<0,00067
4	Т4	<8	-	-	-
5	Т5	<7	<0,01	<0,0084	-
6	Т6	<7	-	-	-
7	Т7	<8	<0,02	0,01±0,005	<0,00076
8	Т8	<8	-	-	-
9	Т9	<7	<0,01	<0,008	-
10	Т10	<8	-	-	-
11	Т11	<8	<0,01	<0,008	
12	Т13	<8	<0,01	<0,008	<0,00058
13	Т14	<8	-	-	-
14	Т15	<7	<0,01	<0,008	-
15	Т16	<7	-	-	-
16	Т17	<7	<0,01	0,018±0,003	<0,00067
17	Т18	<8	-	-	-
18	Т22	<8	-	-	-
19	Т23	<8	<0,01	<0,0055	-
20	Т24	<9	-	-	-
21	Т25	<8	-	-	-
22	Т26	<8	-	-	-
23	Т27	<8	-	-	-

2.2.2. Минерализация

Значения общей минерализации приведены в таблице 4.

Таблица 4.

Общая минерализация вод р. Шаган до впадения в «Атомное» озеро

№ п/п	Точка отбора	№ п/п	Минерализация мг/дм³	№ п/п	Точка отбора	Минерализация мг/дм³	№ п/п	Точка отбора	Минерализация мг/дм³
1	Т1-СН	6	2600±20	11	Т6-СН	3880±40	16	Т11-СН	2200±20
2	Т2-СН	7	2400±20	12	Т7-СН	3560±30	17	Т13-СН	2760±20
3	Т3-СН	8	2180±20	13	Т8-СН	3580±30	18	Т14-СН	4620±40
4	Т4-СН	9	3120±30	14	Т9-СН	3420±30	19	Т15-СН	5629±50
5	Т5-СН	10	3260±30	15	Т10-СН	3480±30	20	Т16-СН	5020±50

2.3. Результаты исследования вод р. Шаган после выхода из «Атомного» озера

2.3.1. Оценка дебита

Дебит русловых вод по сравнению с предыдущими годами увеличился на порядок. Средние значения дебита в 2009 г. составляют 130 л/мин., в 2010 г. – 1500 л/мин. В связи с этим следует ожидать увеличения скорости распространения радионуклидов вдоль русла на фоне общего снижения удельной активности радионуклидов в связи с разбавлением.

2.3.1. Радионуклидный состав

Данные по распределению удельной активности трития в водах р. Шаган вдоль русла от «Атомного» озера до участка впадения в р. Иртыш приведены на рисунке 3 (на участке между 53 км и 82 км от «Атомного» озера русловые воды отсутствовали).

Максимальные значения удельной активности трития наблюдаются на участке 4,7 км и составляют 54 кБк/кг. Удельная активность трития изменяется скачкообразно. Особое внимание привлекает тот факт, что численные значения удельной активности трития в поверхностных водах фиксируются на всем протяжении р. Шаган до впадения в р. Иртыш.

По результатам исследований уровни удельной активности трития значительно отличаются от уровней предыдущих лет.

В целом, удельная активность трития в воде на участке с максимальными значениями на порядок ниже значений 2009 года. Это, вероятно, связано с большим притоком талых вод. Дебит русловых вод по сравнению с предыдущими годами увеличился на порядок. С поступлением талых вод в русло произошло значительное разбавление, вследствие чего фиксируются более низкие значения удельной активности трития по сравнению с исследованиями прошлых лет.

Начиная с 20 км от «Атомного» озера наблюдается общая тенденция к уменьшению удельной активности трития в русловых водах, и, начиная с 80 км от «Атомного» озера до впадения р. Шаган в р. Иртыш удельная активность трития составляет в среднем порядка 200 Бк/кг.

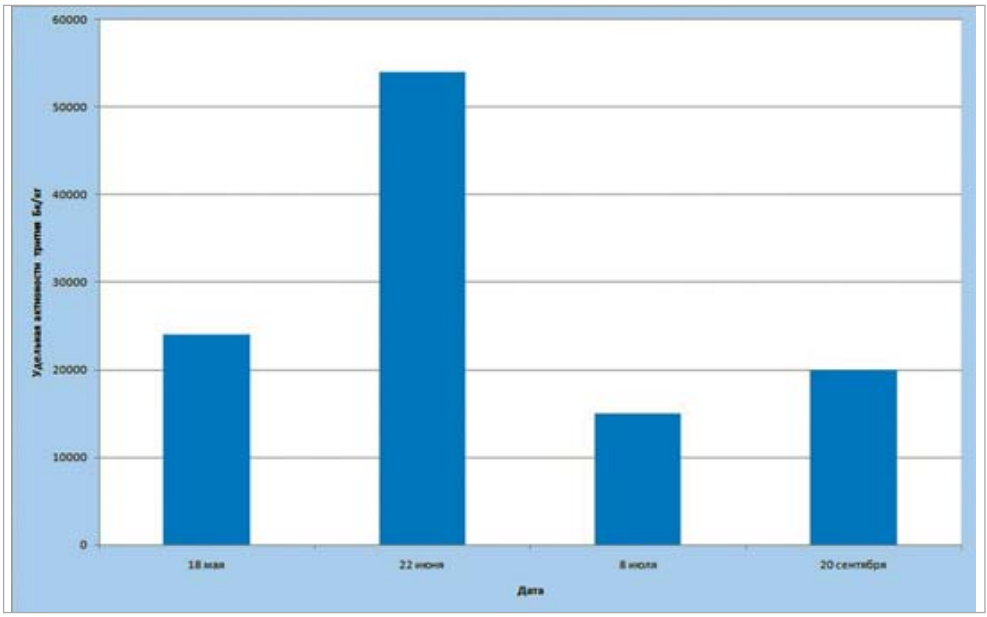


Рисунок 3. Распределение удельной активности трития и общей минерализации в водах р. Шаган

В 2010 году проводился мониторинг удельной активности трития на участке максимальных значений (рисунок 4).

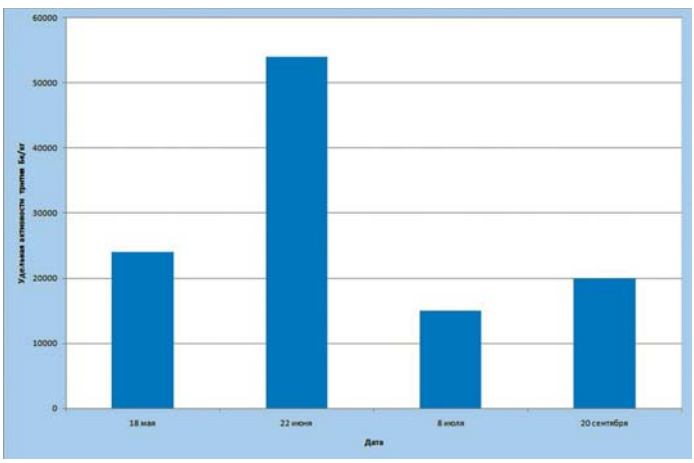


Рисунок 4. Значения удельной активности трития в точке максимума (4,7 км от «Атомного» озера)

По результатам проведенного мониторинга установлено, что удельная активность ^{3}H на протяжении всего периода исследований на порядок ниже значений прошлого года. При этом содержание ^{3}H в одной точке в течение года может изменяться

весьма значительно – от 15 до 54 кБк/кг. Установлено также, что концентрация ^{3}H находится в прямой связи с дебитом водотока. Чем больше дебит, тем меньше активность ^{3}H. Необходимо отметить также, что от дебита водотока зависит и характер распределения ^{3}H по руслу реки, т.е. в паводковый период определяемые концентрации ^{3}H могут наблюдаться на очень больших расстояниях от точки максимума, вплоть до впадения в р. Иртыш.

По результатам исследований удельная активность ^{137}Cs, $^{239+240}Pu$ находится ниже пределов обнаружения применяемых методов. Содержание ^{90}Sr зафиксировано в нескольких пробах воды, отобранных до 6 км от «Атомного» озера, что связано с вымыванием радионуклидов из донных отложений (таблица 5).

Таблица 5.

Удельная активность радионуклидов в водах р. Шаган

№ п/п	Точка отбора	^{137}Cs, Бк/кг	^{90}Sr, Бк/кг	$^{239+240}Pu$, Бк/кг	^{241}Am, Бк/кг	^{152}Eu, Бк/кг
1	АО плотина	<0,01	<0,01	-	-	-
2	АО	<0,01	<0,01	-	<0,01	<0,01
3	1650м	<0,01	0,1±0,01	-	-	-
4	2590м	<0,02	0,12±0,01	-	-	-
5	2770м	<0,03	0,06±0,01	-	-	-
6	3180м	<0,02	0,07±0,01	-	<0,01	<0,01
7	23/7м	<0,01	0,21±0,01	<0,001	-	-
8	5810м	<0,01	0,11±0,01	-	<0,01	<0,01
9	М1	<0,01	<0,01	-	-	-
10	М1/2	<0,01	<0,01	-	-	-
11	М1/3	<0,01	<0,01	-	-	-
12	М22	<0,01	<0,01	-	-	-
13	М23/2	<0,02	<0,01	<0,004	-	-
14	М24/7	<0,01	<0,01	-	-	-
15	М24	<0,03	<0,01	-	-	-
16	М26/1	<0,02	<0,01	-	-	-
17	М27/6	<0,01	<0,01	-	-	-
18	М29/5	<0,01	<0,01	<0,006	-	-
19	М31/1	<0,01	<0,01	-	-	-
20	М32	<0,02	<0,01	-	-	-
21	М33/3	<0,02	<0,01	-	-	-
22	М34	<0,03	<0,01	<0,0025	-	-
23	М35	<0,01	<0,01	-	-	-
24	М36	<0,01	<0,01	-	-	-
25	М37/9	<0,01	<0,01	-	-	-
26	М39/5	<0,01	<0,01	-	-	-
27	М41/1	<0,02	<0,01	-	-	-
28	М43	<0,1	<0,01	-	-	-
29	М47	<0,1	<0,01	-	-	-

№ п/п	Точка отбора	^{137}Cs, Бк/кг	^{90}Sr, Бк/кг	$^{239+240}$Pu, Бк/кг	^{241}Am, Бк/кг	^{152}Eu, Бк/кг
30	М78/9	<0,1	<0,01	-	<0,01	<0,01
31	М78/37	<0,1	<0,01	-	-	-
32	8км	<0,03	<0,01	<0,002	-	-
33	9км	<0,04	<0,01	<0,007	<0,01	<0,01
34	10км	<0,01	<0,01	<0,0018	-	-
35	11км	<0,04	<0,01	<0,00144	-	-
36	12км	<0,01	<0,01	<0,00125	<0,01	<0,01
37	13км	<0,02	<0,01	<0,00108	-	-
38	14,5км	<0,04	<0,01	<0,0014	-	-
39	15км	<0,01	<0,01	<0,00205	-	-
40	16км	<0,01	<0,01	-	-	-
41	17км	<0,01	<0,01	<0,00184	-	-
42	18км	<0,03	<0,01	-	-	-
43	19км	<0,03	<0,01	-	-	-
44	20км	<0,04	<0,01	<0,00184	-	-
45	21км	<0,01	<0,01	<0,00204	-	-
46	22км	<0,01	<0,01	<0,00487	-	-
47	23км	<0,01	<0,01	<0,00447	-	-
48	24км	<0,01	<0,01	<0,0046	-	-
49	25км	<0,02	<0,01	<0,0048	-	-
50	26км	<0,01	<0,02	<0,0064	-	-
51	27км	<0,01	<0,01	<0,013	-	-
52	28км	<0,02	<0,01	<0,0007	-	-
53	29км	<0,01	<0,01	<0,0028	-	-
54	30км	<0,01	<0,01	<0,003	-	-
55	35 км	<0,02	<0,02	<0,00068	-	-
56	50 км	<0,01	<0,01	-	-	-
57	55 км	<0,02	<0,01	<0,00062	-	-
58	60 км	<0,01	<0,01	-	-	-
59	65 км	<0,03	-	<0,00065	-	-
60	70 км	<0,01	-	-	-	-
61	75 км	<0,01	-	<0,00067	-	-
62	80 км	<0,01	<0,0077	-	-	-
63	90 км	<0,01	-	<0,00056	-	-
64	95 км	<0,01	-	-	-	-
65	100 км	<0,02	-	-	-	-
66	110 км	<0,01	<0,01	-	-	-

2.3.2. Минерализация

Данные общей минерализации вод р. Шаган после выхода из «Атомного» озера приведены в таблице 3 и на рисунке 3.

Таблица 5.

Общая минерализация вод р. Шаган после выхода из «Атомного» озера

№ п/п	Точка отбора	Минерализация мг/дм³	№ п/п	Точка отбора	Минерализация мг/дм³	№ п/п	Точка отбора	Минерализация мг/дм³
1	Т-6км	9880±100	19	Т-28км	3840±30	37	Т-91км	5200±50
2	Т-7км	10200±100	20	Т-29км	4040±40	38	Т-92км	5240±50
3	Т-8км	10120±100	21	Т-30км	2220±20	39	Т-93км	2760±30
4	Т-9км	10280±100	22	Т-31км	5160±50	40	Т-94км	4240±40
5	Т-10км	10440±100	23	Т-35км	2120±20	41	Т-95км	4480±40
6	Т-11км	10720±100	24	Т-36км	3160±30	42	Т-96км	4200±40
7	Т-12км	10640±100	25	Т-47км	7320±70	43	Т-97км	3160±30
8	Т-13км	10960±100	26	Т-50км	9720±100	44	Т-98км	3852±40
9	Т-14км	10160±100	27	Т-51км	9840±100	45	Т-99км	3320±30
10	Т-15км	10640±100	28	Т-52км	9120±90	46	Т-100км	1620±15
11	Т-16км	10800±100	29	Т-53км	3880±40	47	Т-101км	3920±40
12	Т-17км	11000±100	30	Т-84км	5600±60	48	Т-102км	3720±40
13	Т-18км	11040±100	31	Т-85км	5120±50	49	Т-103км	3600±40
14	Т-19км	9200±90	32	Т-86км	5960±60	50	Т-104км	3760±40
15	Т-20км	9400±90	33	Т-87км	5600±60	51	Т-105км	4080±40
16	Т-21км	15120±150	34	Т-88км	5600±60	52	Т-106км	3680±40
17	Т-22км	4680±40	35	Т-89км	5600±60	53	Т-107км	3400±30
18	Т-26км	5440±50	36	Т-90км	5480±50	54	Т-108км	3320±30

Содержания радионуклидов ^{137}Cs, $^{239+240}$Pu в русловых водах находятся ниже пределов обнаружения. Содержание ^{90}Sr варьирует в пределах 0,03–0,15 Бк/кг.

Воды р. Ашису имеют высокое солесодержание и относятся к соленым водам. Минерализация на всем протяжении исследованного участка изменяется незначительно.

Содержания радионуклидов ^{3}H, ^{137}Cs, $^{239+240}$Pu в русловых водах р. Шаган до впадения в «Атомное» озеро находятся ниже пределов обнаружения измерительной аппаратуры. Содержание ^{90}Sr в большинстве точек также ниже пределов обнаружения, однако были получены численные значения в двух пробах воды порядка 0,01 Бк/кг.

По значениям общей минерализации вод видно, что высокое солесодержание привносится в р. Шаган с водами р. Ашису.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

В результате исследований 2010 года выявлено, что удельная активность ^{3}H в водах р. Шаган и её притока р. Ашису до «Атомного» озера находится ниже пределов обнаружения измерительной аппаратуры, что указывает на то, что тритиевое загрязнение поступает в русло реки Шаган после выхода из «Атомного» озера. Удельная активность ^{3}H в русловых водах на участке с максимальными значениями на порядок ниже значений 2009 года. Это, вероятно, связано с большим разбавлением талыми водами

в весеннее-летний период 2010 года. Численные значения удельной активности ^{3}H в поверхностных водах фиксируются на всем протяжении р. Шаган до впадения в р. Иртыш. Начиная с 80 км от «Атомного» озера до впадения р. Шаган в р. Иртыш удельная активность ^{3}H составляет в среднем порядка 200 Бк/кг. После 80 км наблюдается некоторое увеличение удельной активности трития в водах реки, что нехарактерно при миграции с поверхностными водами от источника загрязнения, находящегося выше по течению.

Удельная активность ^{90}Sr в водах р. Шаган и р. Ашису до впадения в «Атомное» озеро находится в пределах 0,01–0,03 Бк/кг. Удельная активность ^{137}Cs, $^{239+240}$Pu на всем протяжении исследованного русла р. Шаган находится ниже пределов обнаружения измерительной аппаратуры. Высокая минерализация вод р. Шаган обусловлена привнесением большого количества растворимых солей с водами правого притока р. Ашису, так как минерализация вод р. Ашису в разы выше минерализации вод р. Шаган.

Уровень минерализации на протяжении русла р. Ашису меняется незначительно, минерализация р. Шаган после выхода из «Атомного» озера изменяется в широком диапазоне значений.

ВЫВОДЫ

Тритиевое загрязнение попадает в р. Шаган после выхода из «Атомного» озера. Так как после 80 км от «Атомного» озера наблюдается увеличение удельной активности трития в воде, на данном участке существуют области подтока загрязненных тритием грунтовых вод. В таком случае вероятность попадания тритиевого загрязнения в р. Иртыш намного выше, чем предполагалось ранее.

В водах рек Шаган и Ашису присутствует ^{90}Sr, это связано с вымыванием радионуклидов из донных отложений. В дальнейшем необходимо изучение динамики уровней стронциевого загрязнения в водах рек Шаган и Ашису. Радионуклиды ^{137}Cs, $^{239+240}$Pu в водах рек Шаган и Ашису обнаружены не были, это связано с высоким разбавлением русловых вод талыми, и, вследствие чего, уменьшением удельной активности радионуклидов по сравнению с предыдущими годами.

Весь комплекс имеющихся к настоящему времени данных позволяет дать общую картину характера минерализации р. Шаган и её притока р. Ашису. В целом ситуация характеризуется следующими особенностями: общий уровень минерализации р. Ашису в разы выше уровня минерализации р. Шаган; значения минерализации вод р. Ашису стабильны на протяжении всего исследованного русла, резких изменений солесодержания на протяжении русла не наблюдается, что свидетельствует об отсутствии подтоков грунтовых вод, уровень минерализации р. Шаган до «Атомного» озера меняется незначительно, однако после выхода из «Атомного» озера наблюдаются резкие колебания уровней минерализации вод, что свидетельствует о присутствии участков водообмена с грунтовыми водами на протяжении русла.

Для прогнозирования распространения радионуклидного загрязнения в водах р. Шаган необходимы дальнейшие исследования, в частности, проведение постоянного мониторинга русловых, подрусловых и грунтовых вод, определение точного направления движения тритиевого загрязнения с грунтовыми водами.

Авторы выражают благодарность сотрудникам лаборатории экспериментальных исследований механизмов переноса ИРБЭ Ляховой О.Н., Айдархановой А.К., Коростелевой С.В., Белых Н.А., Тимоновой Л.В., Борисовой Г.В., Ульянкину В.А., за помощь в проведении лабораторных анализов и полевых исследованиях.

ЛИТЕРАТУРА

1. Обеспечение безопасности бывшего семипалатинского испытательного полигона. Республиканская бюджетная программа 011 "Обеспечение радиационной безопасности: отчет о НИР (информационный отчет) / рук. Дроздов А.В. – Алматы: ИГИ НЯЦ РК, 2009.
2. Качество воды – определение активности трития, соответствующей данной концентрации – жидкостной метод сцинтилляционного счета. Международный стандарт ISO 9698:1989 (E). – Введ.1989-12-01.– Москва: ВЦП НТЛИД, 1990. – 17с. – Инв. № Т-1008.
3. Методика определения содержания искусственных радионуклидов $^{239+240}$Pu, ^{90}Sr в объектах окружающей среды. KZ/07/00/00471-2005/.
4. Методика определения содержания искусственных радионуклидов плутония-(239+240), стронция -90 и цезия-137 в природных водах методом концентрирования. - Алматы, 2001.
5. Методика определения содержания искусственных радионуклидов $^{239+240}$Pu, ^{90}Sr в объектах окружающей среды, KZ/07/00/00471-2005/

ШАҒАН ӨЗ. СУЛАРЫНЫҢ РАДИОНУКЛИДТІ ЛАСТАНУ ДЕҢГЕЙІ МЕН СИПАТЫН ЗЕРТТЕУ (2010 ЖЫЛДЫҢ НӘТИЖЕЛЕРІ)

Генова С.В., Лукашенко С.Н., Айдарханов А.О.

ҚР ҰЯО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты, Курчатов, Қазақстан

2010 жылы Шаған өз. мен оның құйылысы болатын Ащысу өз. арнасына зерттеу жалғастырылды. ССП оңтүстік шекарасынан солтүстік шекарасына дейінгі арнасы зерттелді. Өзен суларындағы техногенді радионуклидтердің, судың минералдануының құрамы бойынша деректер алынды. Максималды мәндері бар телімдердегі арна суларында ^{3}H тиесілі белсенділігі 2009 жылдың мәндерінен бір ретке төмен. Беткі сулардағы ^{3}H тиесілі белсенділігінің сандық мәндері Шаған өз. бойымен Ертіс өз. дейін тіркеледі. Шаған өз. мен оның құйылысы Ащысу өз. арна суларындағы ^{3}H тиесілі белсенділігі «Атом көліне» дейін табу шегінен төмен жатыр. ^{137}Cs, $^{239+240}$Pu Шаған өз. зерттелген арнасының бүкіл бойымен қолданылатын әдістердің табу шектерінен төмен.

Ащысу өз. суларының құрамы жоғары тұзды және тұзды суларға жатады. Минералдану мәндері зерттелген арна бойымен тұрақты.

Түйін сөздер: тритий, радионуклидті ластану, Атом көлі, тиесілі белсенділік, минералдану, топырақасты сулар, арнаасты сулар.

STUDY OF NATURE AND LEVELS OF RADIONUCLIDE CONTAMINATION OF SHAGAN RIVER (2010 RESULT)

S.V. Genova, S.N. Lukashenko, A.O. Aidarkhanov

Institute of Radiation Safety and Ecology NNC RK, Kurchatov, Kazakhstan

In 2010, research was continued at Shagan river bed and its tributary Ashchisu. We examined the bed from the southern to the northern boundary of the STS. Data were obtained on the content of artificial radionuclides, mineralization of waters in the river. Specific activity of ^{3}H in the bed waters in the area with the highest values is and order of magnitude lower the values of 2009. The numerical values of ^{3}H specific activity in the surface waters are recorded throughout the Shagan River to its confluence with Irtysh River. The specific activity of ^{3}H in the waters of Shagan River and its tributary Ashchisu to «Atomic» Lake is below the detection limits. Specific activity of ^{137}Cs, $^{239+240}Pu$ throughout the studied Shagan river bed is below the detection limit of the instrumentation.

Ashchisu River has a high salinity and belongs to salty waters. The values of salinity are stable throughout the investigated bed.

Keywords: tritium, radionuclide contamination, Atomic Lake, specific activity, salinity, groundwater, bed water.

УДК 504.4.054:631.432:539.16

ИССЛЕДОВАНИЕ МЕХАНИЗМОВ ФОРМИРОВАНИЯ ПОВЕРХНОСТНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЧВОГРУНТОВ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ В ЗОНЕ РЕКИ ШАГАН

Айдарханов А.О., Лукашенко С.Н., Субботин С.Б., Яковенко Ю.Ю.

Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, Курчатов, Казахстан

Река Шаган является единственным поверхностным водотоком в пределах бывшего Семипалатинского испытательного полигона (СИП). Для изучения вопросов возможной миграции техногенных радионуклидов с поверхностными водами на значительные расстояния, а, следовательно, попадания в р. Иртыш, были проведены соответствующие исследования в долине р. Шаган. В результате проведенных исследований было установлено, что радиоактивное загрязнение почвогрунтов, в первую очередь, обусловлено первым подземным ядерным испытанием с выбросом грунта, проведенным на площадке «Балапан» в скважине 1004. Незначительный вклад в загрязнение внесли наземные ядерные испытания, проведенные на площадке «Опытное поле» и глобальные выпадения. Наиболее загрязненным является участок в непосредственной близости от воронки «Атомного» озера. Загрязнение на данном участке носит площадной характер. Общая площадь загрязнения ограничена 10–12 км от гребня воронки. Выявлено, что хорошим идентификационным параметром для определения источника загрязнения почвогрунтов является соотношение изотопов плутония. Лабораторный анализ донных отложений позволил выявить и скорректировать положение следов от испытаний ядерного оружия на площадке «Опытное поле». В процессе работ установлено практическое отсутствие миграции техногенных радионуклидов с поверхностными водами, и опасения о возможном трансграничном переносе радионуклидов с водами рек Шаган и Иртыш не подтверждаются.

Ключевые слова: ядерные испытания, «Атомное» озеро, поверхностное радиоактивное загрязнение, радионуклиды, механизмы формирования, миграция.

ВВЕДЕНИЕ

Река Шаган является единственным поверхностным водотоком в пределах бывшего Семипалатинского испытательного полигона (СИП). Она течет вдоль восточной границы СИП и является левобережным притоком р. Иртыш. В результате ядерных испытаний на СИП, долина р. Шаган в той или иной степени подверглась радиоактивному загрязнению. При этом существует вероятность возможного переноса радионуклидов водами р. Шаган и радиоактивного загрязнения р. Иртыш.

На формирование радионуклидного загрязнения долины р. Шаган могли повлиять следующие факторы: глобальные атмосферные выпадения, атмосферные выпадения от наземных ядерных взрывов на «Опытном поле», атмосферные выпадения и выброс загрязненной породы от экскавационного взрыва в скважине 1004, перенос радионуклидов ветром и поверхностными водами из зоны навала грунта вокруг «Атомного» озера, поступление загрязненных радионуклидами подземных вод из района «боевых» скважин.

Наиболее значительное загрязнение местности произошло в результате проведенного в 1965 году в месте слияния рек Шаган и Ащису подземного ядерного взрыва с выбросом грунта «Шаган» в скважине 1004. 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. В результате взрыва в зоне навала грунта выпало 30–40% радионуклидов от «наработанного» количества. Всего было «наработано» долгоживущих радионуклидов: ^{239,240}Pu – 8,5 Ки; ^{137}Cs – 800 Ки; ^{60}Co – 80 Ки; ^{152}Eu – 120 Ки; ^{90}Sr – 400 Ки; ^{3}H – $4 \cdot 10^{5}$ Ки [1].

Ранее проведенными исследованиями установлено, что максимальные значения содержания радионуклидов в почве отмечаются в зоне навала грунта, за пределами которой они снижаются до фоновых значений [2]. Концентрации техногенных радионуклидов в донных отложениях и береговых грунтах максимальны вблизи «Атомного» озера и убывают по мере удаления от него, а на расстояниях более 10 км становятся сопоставимы со значениями, характерными для фона глобальных выпадений [3]. Характерной особенностью данного загрязнения является присутствие в донных отложениях продуктов активации: ^{152}Eu, ^{154}Eu, ^{155}Eu, ^{60}Co на значительных расстояниях – до 12 км от «Атомного» озера. Кроме этого, на участках р. Шаган, наиболее доступных для водопользования, удалось обнаружить изотопы ^{241}Am и ^{152}Eu в воде. Удельная активность ^{241}Am в среднем составляла $2 \cdot 10^{-3}$ Бк/кг. Удельная активность ^{152}Eu составляла не более $3 \cdot 10^{-4}$ Бк/кг. Присутствие этих радионуклидов в воде на расстояниях до 6 км от предполагаемого источника загрязнения вызывает озабоченность, так как р. Шаган является притоком одной из крупнейшей водной артерии Казахстана р. Иртыш и, в таком случае, не исключается трансграничный перенос радионуклидов с поверхностными водами.

Наличие нескольких источников, неравномерность пространственного распределения загрязнения от каждого источника создают весьма сложный механизм формирования радиоактивного загрязнения почвогрунтов долины р. Шаган. В связи с чем, основной целью данных исследований является изучение механизмов формирования радиоактивного загрязнения и возможной миграции техногенных радионуклидов из зоны навала грунта «Атомного» озера с поверхностными водами р. Шаган.

1. ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

Для достижения поставленной цели было проведено измерение уровней содержания техногенных радионуклидов в донных отложениях, береговых грунтах и почвогрунтах долины р. Шаган. Оценка вклада в загрязнение почвогрунтов р. Шаган от атмосферных ядерных испытаний, проводилась определением концентрации радионуклидов на профилях, перпендикулярно пересекающих предполагаемые оси следов от взрывов, проведенных на площадке «Опытное поле».

1.1. Отбор проб

Полевые работы включали в себя: координатную привязку точек пробоотбора и отбор поверхностных проб почвогрунтов и донных отложений.

Схема расположения точек отбора проб показана на рисунке 1.

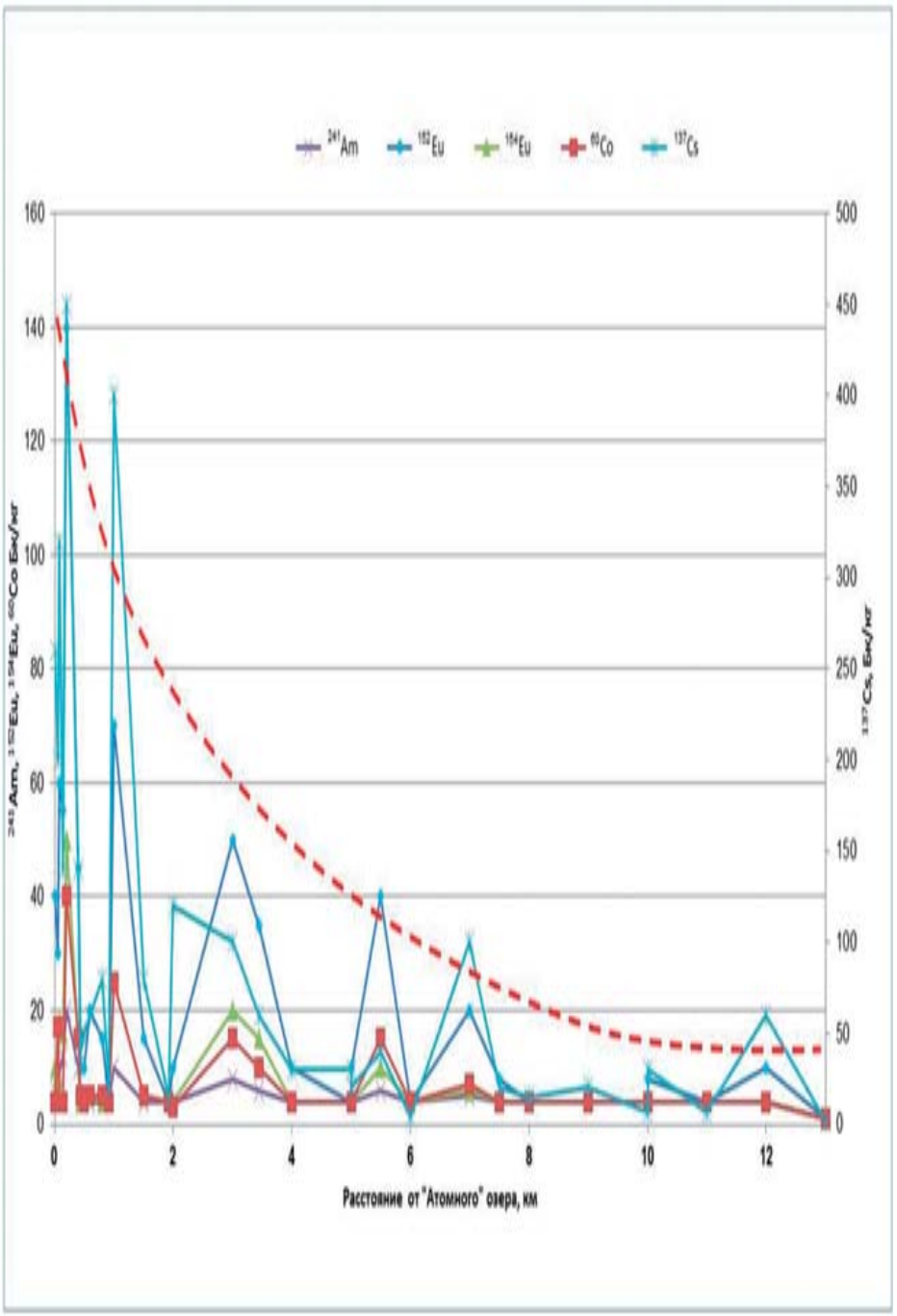


Рисунок 1. Схема отбора проб почвогрунтов и донных отложений

Координатная привязка точек пробоотбора осуществлялась с использованием спутникового прибора глобального позиционирования (GPS-приемник), который позволяет определять местоположение точек в географической системе координат WGS-84. Местоположение точек обследования определялось в геодезической системе координат, где: B – геодезическая широта, L – геодезическая долгота (в градусах, минутах и секундах). Точность определения координат GPS-приемником составляет 3–5 метров с вероятностью 95%.

Отбор проб проводился специальным пробоотборным инструментом. Площадь отбора точечной пробы составляла 100 см^2, глубина 5 см. Пробы отбирались и упаковывались в соответствии с требованиями к отбору проб почвы при общих и локальных загрязнениях [4].

1.1.1. Донные отложения и береговые грунты

Для получения более детальной картины распределения загрязнения вдоль русла был проведен отбор проб донных отложений. Отбор проб проводился от места выхода р. Шаган из плотины «Атомного» озера до впадения в р. Иртыш с шагом 1 км. Расстояние от точки до точки определялось непосредственно на местности с учетом изгибов русла реки. Пробы донных отложений отбирались непосредственно из русла. При наличии воды в русле, отобранные пробы помещались на поддон для предварительного высушивания. Особое внимание при данном отборе уделялось максимально возможному сохранению геометрии отбираемой пробы (5x10x10 см).

Для определения концентраций техногенных радионуклидов в береговой зоне и выяснения роли переноса загрязнения поверхностным водотоком был проведен отбор проб береговых грунтов по перпендикулярным профилям, пересекающим русло через каждые 10 км от «Атомного» озера.

1.1.2. Почвогрунты

Пробы почвогрунта отбирались с шагом 1 км по 5 перпендикулярным профилям. Целью данного пробоотбора являлось выяснение степени влияния локальных выпадений и идентификации мест прохождения «следов».

С целью получения данных о соотношениях исследуемых радионуклидов в эпицентре взрыва, в зоне навала грунта воронки были отобраны пробы грунта. Для получения наиболее достоверных данных и исключения возможных внешних факторов (смыв части породы и, соответственно, некоторых радионуклидов водой, влияние атмосферных выпадений от других ядерных испытаний) пробы отбирались в точках с максимальными значениями радиационных параметров. При этом отбор проб производился с глубины 5–10 см.

1.2. Лабораторные работы

Анализ объектов донных отложений и почвогрунтов долины р. Шаган проводился в двух аналитических лабораториях НЯЦ РК: в лаборатории радиохимических исследований ИРБЭ НЯЦ РК и в лаборатории инженерной экологии ИЯФ НЯЦ РК.

Все измерения и анализы проб окружающей среды выполнялись согласно существующим ГОСТам, СТ РК, нормативным и методическим документам РК [5–9].

Определение содержания изотопов плутония проводилось α-спектрометрическим методом после его радиохимического выделения. Использовалось полное кислотное разложение пробы. Для учета потерь плутония вводили изотопную метку – трассера ^{242}Pu, α-спектрометрический источник изготавливали методом электролитического осаждения. Общий химический выход плутония колебался в интервале 30–65%.

В работе были использованы альфа-спектрометры фирмы Canberra, состоящие из вакуумных камер, детекторов α-излучения, анализатора импульсов и программного обеспечения GENIE2000. Пределы обнаружения рассчитывались, исходя из вида образца и времени измерений.

Подготовка проб к γ-спектрометрическому анализу проводилась в следующей последовательности: отделение включений (растительности и камней) от основной массы почвы, высушивание пробы до постоянного веса, просеивание пробы через сито с диаметром ячеек 2 мм, истирание фракции менее 2 мм на мельнице до крупности 200 меш (≤0,074 мм), квартование, отбор навески в сосуд калиброванной геометрии для измерения. Подготовленный образец передавался на γ-спектрометрические измерения.

Для определения содержания γ-излучающих радионуклидов в объектах окружающей среды использовались гамма-спектрометры фирм Canberra и Ortec состоящие из детектора γ-излучения, выполненного на основе кристалла из сверхчистого германия, анализатора импульсов и пакета программного обеспечения.

Относительная эффективность регистрации, используемых для анализа спектрометров, не ниже 20%. Пределы обнаружения рассчитывались, исходя из геометрии приготовленного препарата и времени измерений (таблица 1).

Для энергетической калибровки спектрометров использовался комплект стандартных γ-источников (ОСГИ), для калибровки геометрий использовались объемные меры активности специального назначения (ОМАСН), содержащие следующие радионуклиды: ^{137}Cs, ^{152}Eu, ^{241}Am.

Таблица 1.

Значения минимально детектируемых удельных активностей (МДУА)

Бк/кг					
^{137}Cs	^{241}Am	^{152}Eu	^{154}Eu	^{60}Co	$^{239+240}$Pu
0,2–3	0,6–3	1–4	1–4	1–4	0,2

2. РЕЗУЛЬТАТЫ РАБОТ

2.1. Характер загрязнения донных отложений

2.1.1. Распределение ^{241}Am, ^{60}Co, ^{152}Eu, ^{154}Eu

Характер распределения техногенных радионуклидов в донных отложениях русла р. Шаган, представлен на рисунке 2.

По результатам, представленным на рисунке 2, видно, что содержание всех техногенных радионуклидов максимально в месте выхода из плотины «Атомного» озе-

ра, что, несомненно, обусловлено экскавационным взрывом в скважине 1004. Спад активности ^{241}Am, ^{60}Co, ^{152}Eu, ^{154}Eu, близкой к фоновым значениям, происходит на отрезке длиной приблизительно 12 км от «Атомного» озера, на остальном участке русла до впадения в р. Иртыш отмечаются несколько точек, в которых были зафиксированы единичные значения, не превышающие 3 Бк/кг. При этом концентрация радионуклидов спадает неравномерно, а в виде нескольких ярко выраженных пиков, максимальная концентрация в которых уменьшается в зависимости от расстояния до «Атомного» озера.

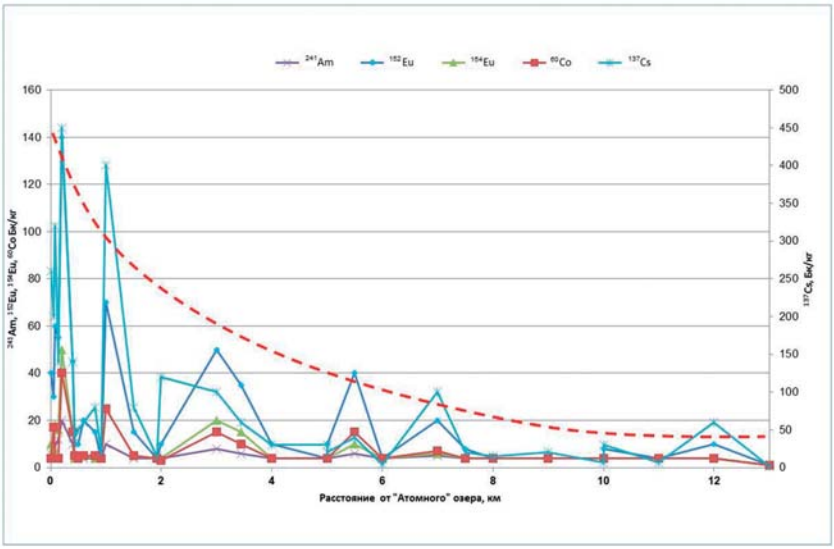


Рисунок 2. Характер распределения техногенных радионуклидов в донных отложениях

Учитывая различные миграционные способности рассматриваемых радионуклидов, такой характер распределения никак не может быть обусловлен их миграцией с поверхностным водотоком. Такой характер загрязнения можно объяснить разбросом, в процессе взрыва, радиоактивно загрязненной породы. Для подтверждения данной версии были проанализированы соотношения рассматриваемых радионуклидов в донных отложениях в точках «пиковых» значений и на гребне воронки «Атомного» озера (рисунок 3).

В таблице 2 представлены сравнительные данные по средним соотношениям изотопов в грунтах гребня воронки и донных отложениях.

Таблица 2.

Средние соотношения изотопов

Место отбора	^{137}Cs	^{152}Eu	^{154}Eu	^{60}Co	^{241}Am
Донные отложения	23,1±6,0	6,7±2,2	2,4±1,0	2,1±1,0	1
Гребень воронки	7,8±2,5	6,4±2,2	2,2±1,0	1,7±0,9	1
Профиль 2	24,9±6,5	3,8±1,1	2,6±1,1	1,4±0,8	1

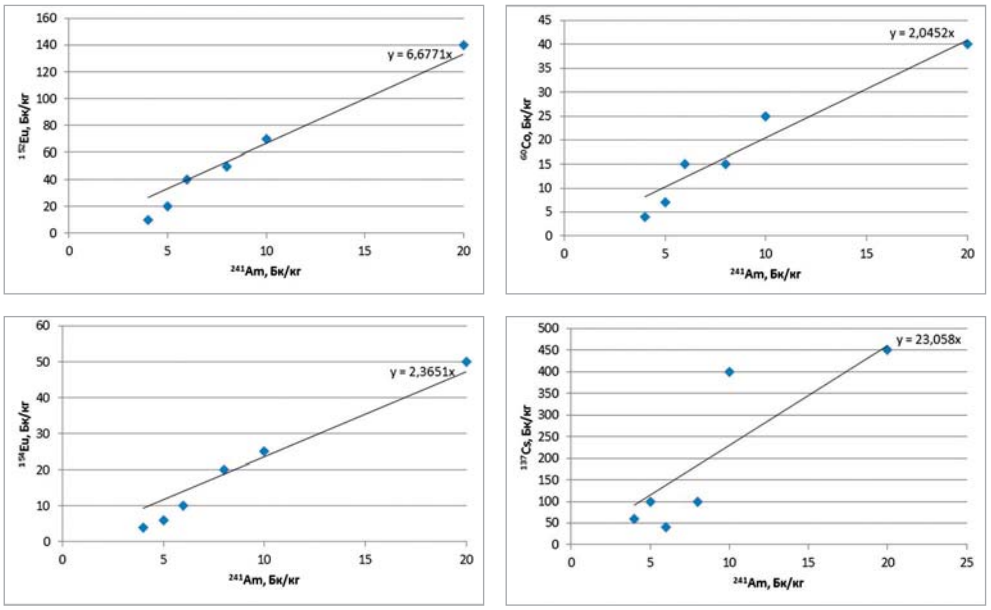


Рисунок 3. Соотношения отдельных изотопов в пробах донных отложений

Представленные на рисунке 3 и в таблице 2 данные позволяют подтвердить предположение о том, что основное радиоактивное загрязнение донных отложений русла реки образовалось непосредственно в результате взрыва в скважине 1004 и к настоящему моменту является сформировавшимся, практически не изменяющимся со временем. Можно предположить, что основой выброс продуктов ядерного взрыва произошел именно в северо-восточном направлении, что подтверждается направлением оси следа от взрыва в скважине 1004, построенного по архивным материалам. Полученная картина распределения радионуклидов может являться базой при проведении оценки загрязнения почвогрунтов в других направлениях от «Атомного» озера.

По данным, изображенным на рисунке 2, можно сделать вывод о том, что загрязнение техногенными радионуклидами (продуктами активации) фиксируются на расстоянии до 12 км. Отличительной особенностью данного загрязнения является то, что общая картина распространения техногенных радионуклидов не носит характер повсеместного загрязнения с монотонно убывающей концентрацией. При общей картине спада активности по мере отдаления от гребня воронки «Атомного» озера можно выделить участки радиоактивного загрязнения 0,2 км; 1,2 км; 3 км; 5,5 км; 6,5 км; 12 км, между которыми присутствие техногенных радионуклидов не обнаружено.

В пользу предположения о 12-километровой зоне влияния взрыва в скважине 1004 говорят и результаты лабораторных исследований в пробах береговых грунтов. Количественные значения по техногенным радионуклидам ^{241}Am и ^{152}Eu получены только на I профиле, расположенном в 10 км от гребня воронки (рисунок 4).

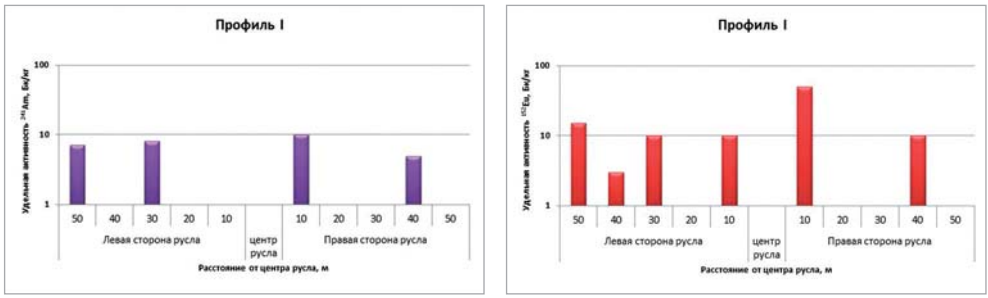


Рисунок 4. Распределение ^{241}Am и ^{152}Eu в береговых грунтах

2.1.2. Распределение ^{137}Cs

Иной характер изменения концентраций имеет ^{137}Cs, присутствие которого отмечается на всем протяжении русла водотока (рисунок 5). Соотношение ^{137}Cs к ^{241}Am в донных отложениях и на гребне воронки отличается почти в 3 раза. Отчетливо выделяются области повышенных концентраций ^{137}Cs на 13-22, 43-46, 68-72 км от «Атомного» озера, при этом на данных участках отсутствуют продукты активации. Возможным механизмом появления зон с повышенными концентрациями ^{137}Cs являются атмосферные выпадения от испытаний на «Опытном поле». Для подтверждения высказанного предположения на график распределения ^{137}Cs в донных отложениях были нанесены оси следов от ядерных испытаний, произведенных на площадке «Опытное поле».

Согласно данным, представленным на рисунке 5, можно сделать следующие предположения:

- пик, находящийся на 12 км, вероятнее всего, связан с взрывом 25.09.1962 г. мощностью 7 кт, при этом ширина следа, оставленного данным взрывом, находится в области от 8 по 14 км и составляет 6 км;
- ось следа от взрыва, произведенного 16.03.1956 г. и отмеченная на 20 км, имеет незначительное смещение относительно пика концентрации ^{137}Cs, приходящегося на 18-й км от «Атомного» озера, с шириной следа 10 км;
- пик, расположенный на 44 км, связан с взрывом 24.08.1956 г. мощностью 27 кт, ширина данного следа 8 км;
- на участке с 64 по 72 км наблюдается область с несколькими пиками, однако по имеющейся на данный момент информации следы от атмосферных ядерных испытаний через данный участок не проходили.

Результаты, представленные на графике (рисунок 5), позволяют выделить некоторые особенности распределения ^{137}Cs в донных отложениях. Обращает на себя внимание полное отсутствие ^{137}Cs (<3 Бк/кг) на части русла, при том что фон глобальных выпадений, согласно [10], для ^{137}Cs составляет 4–29 Бк/кг. Связано это, по всей видимости, с процессом заглубления данного радионуклида в грунт с инфильтрационным потоком. Полученные результаты, несмотря на хорошую корреляцию между осями следов и пиками распределения ^{137}Cs, не позволяют сделать утверждение об их взаимосвязи. Так, максимальная удельная активность ^{137}Cs в пике составляет 35 Бк/кг, что вполне сопоставимо с фоном глобальных выпадений. Пик с активностью ^{137}Cs, равный 60 Бк/кг и расположенный на 12 км, вполне может быть связан и с взрывом в скважине 1004.

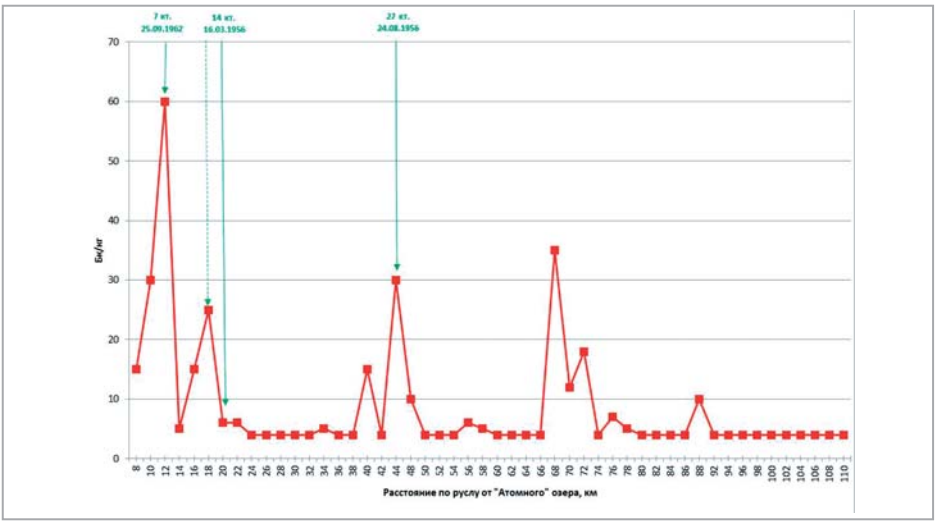
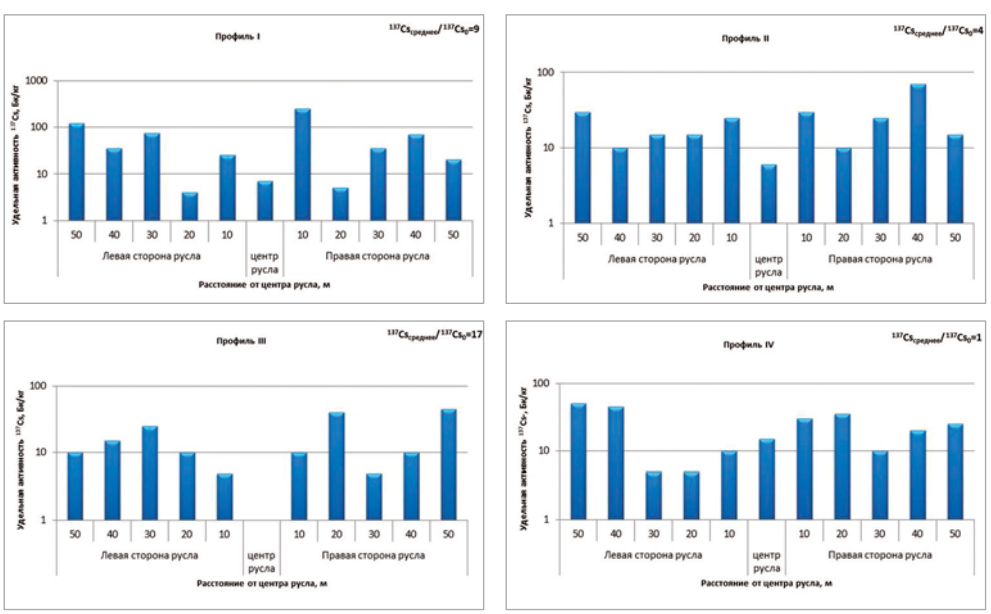


Рисунок 5. Характер распределения ^{137}Cs в донных отложениях

Для подтверждения предположения о связи пиков ^{137}Cs в донных отложениях и следов от атмосферных ядерных испытаний были проанализированы абсолютные активности ^{137}Cs в береговых грунтах и донных отложениях (рисунок 6). С помощью этих данных была проведена оценка возможного содержания ^{137}Cs в береговой линии реки. Для этого были рассчитаны отношения средних значений удельной активности $^{137}Cs_{ср}$ в береговых грунтах по профилю к удельной активности $^{137}Cs_0$ в донных отложениях на этом профиле.



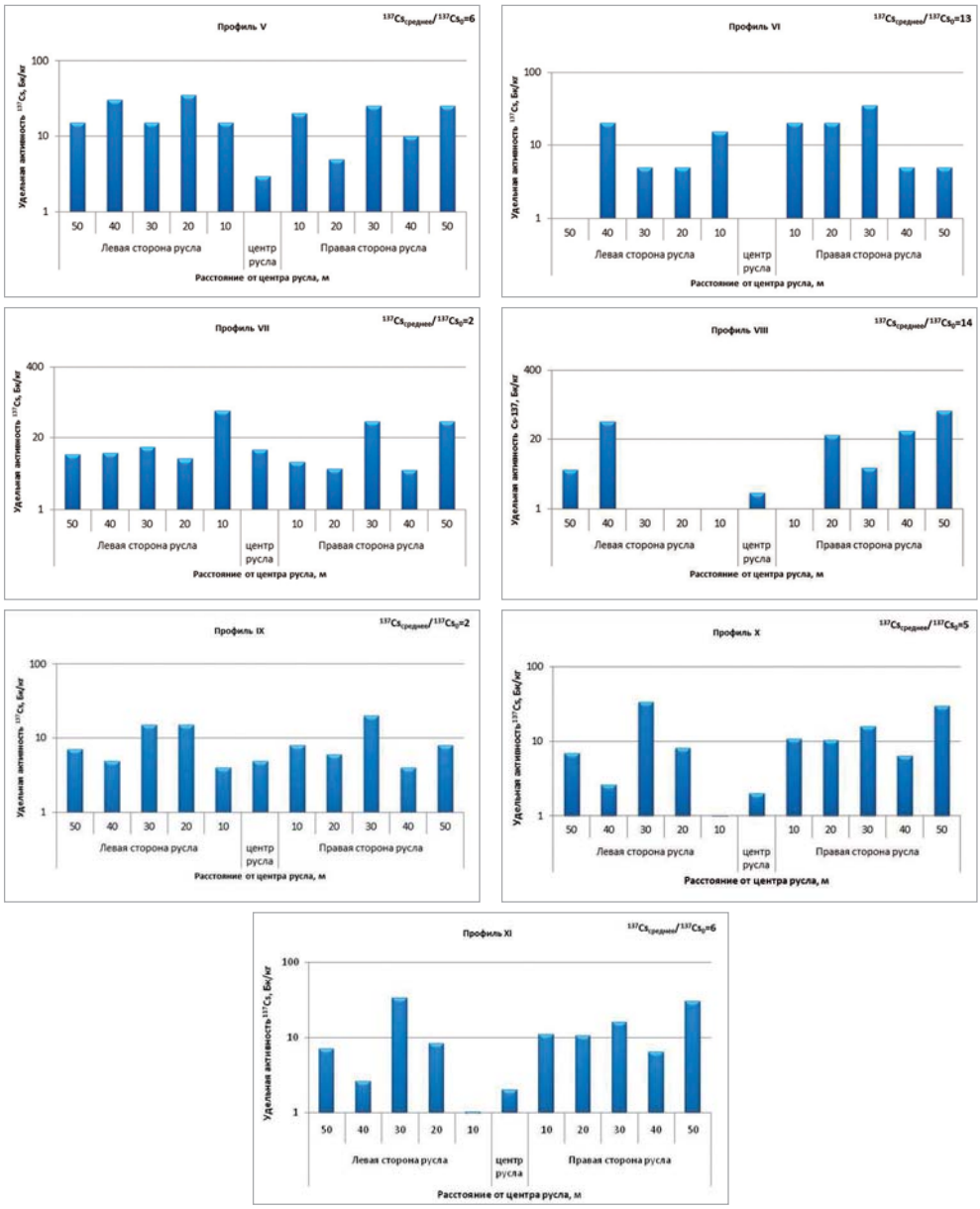


Рисунок 6. Характер распределения ^{137}Cs в береговых грунтах

Полученные данные позволили оценить уровни загрязнения береговых грунтов ^{137}Cs. Так, отношение концентрации ^{137}Cs в береговых грунтах к концентрации ^{137}Cs в донных отложениях колеблется в диапазоне от 2 до 35. При этом среднее значение составляет 7. Можно предположить, что концентрация ^{137}Cs в береговых грунтах на

пиковых участках может составить от 70 до 2100 Бк/кг, что значительно выше фона глобальных выпадений.

Таким образом, можно с уверенностью утверждать, что участки с повышенными концентрациями ^{137}Cs в донных отложениях связаны с осями прохождения следов от испытаний на площадке «Опытное поле».

2.2. Почвогрунты

Для изучения радиоактивного загрязнения почвогрунтов были проведены исследования по определению удельной активности техногенных радионуклидов в грунтах долины р. Шаган. Целью данных работ было определение характера и механизмов формирования радиационной обстановки исследуемой территории. Предполагалось, что, как и в случае с донными отложениями, на данной территории будут существовать, как минимум, два источника загрязнения – это экскавационный взрыв в скважине 1004 и глобальные выпадения от атмосферных ядерных испытаний.

Характер распределения ^{137}Cs и ^{241}Am по профилям показан на рисунках 7–11. Ориентация профилей было принята с юга на север. Для удобства восприятия при построении графика по профилю 2 использовалась логарифмическая шкала.

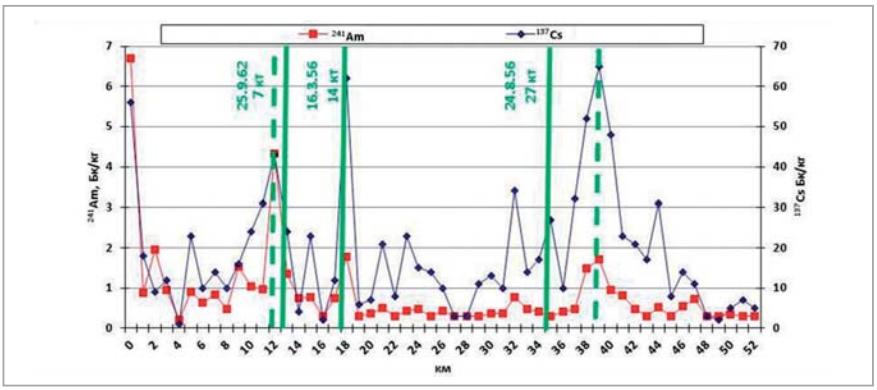


Рисунок 7. Характер распределения ^{137}Cs и ^{241}Am по профилю 1

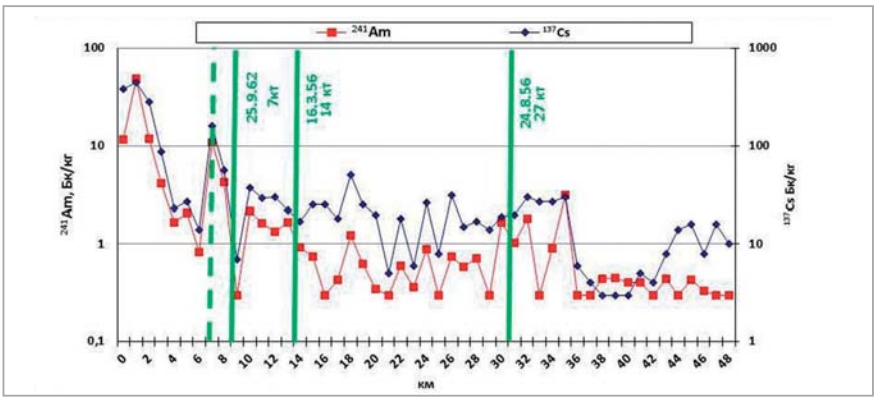


Рисунок 8. Характер распределения ^{137}Cs и ^{241}Am по профилю 2

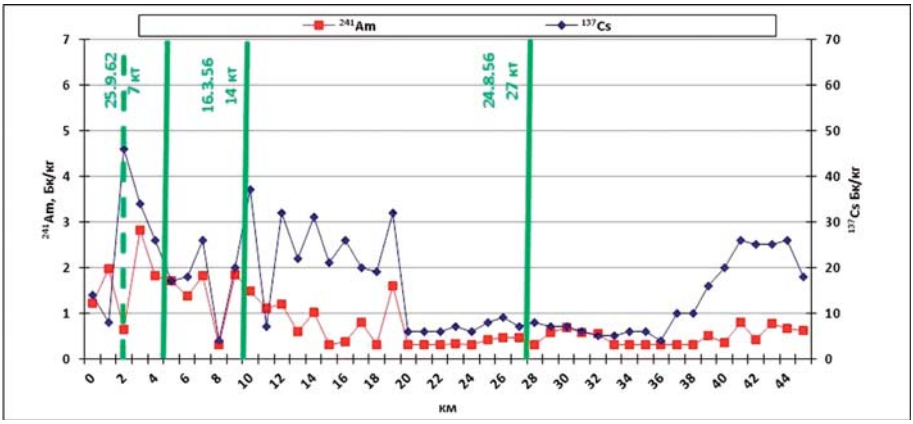


Рисунок 9. Характер распределения ^{137}Cs и ^{241}Am по профилю 3

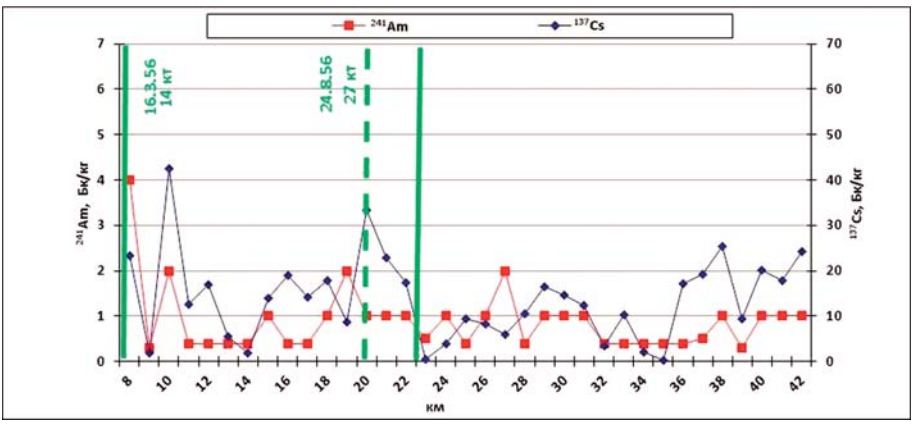


Рисунок 10. Характер распределения ^{137}Cs и ^{241}Am по профилю 4

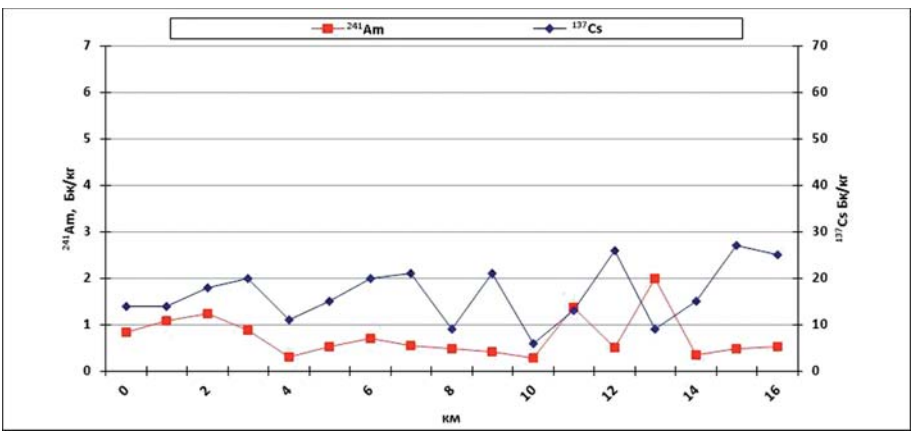
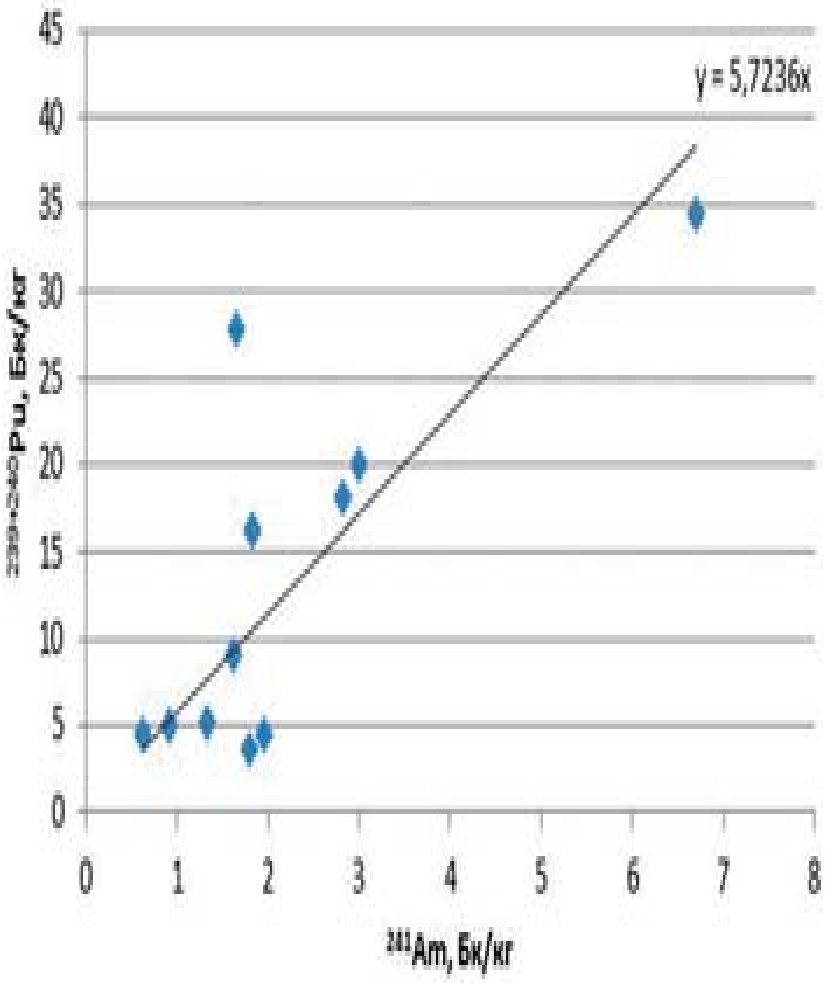


Рисунок 11. Характер распределения ^{137}Cs и ^{241}Am по профилю 5

По результатам, представленным на рисунках 7–11, видно, что удельная активность ^{137}Cs находится в широком диапазоне значений от 1 до 500 Бк/кг, удельная активность ^{241}Am изменяется от 1 до 48 Бк/кг. Пики указанных радионуклидов практически везде изменяются синхронно, что может говорить об одном источнике их происхождения. Наложением на графики следов от атмосферных ядерных испытаний (зеленая сплошная полоса) можно объяснить происхождение пиков активности ^{137}Cs и ^{241}Am. В ряде случаев, с помощью полученных данных стало возможным провести коррекцию прохождения осей (зеленая пунктирная линия) этих следов.

Результаты определения продуктов активации ^{152}Eu, ^{154}Eu, ^{60}Co показали, что количественные значения получены лишь в единичных пробах, отобранных в зоне влияния «Атомного» озера. Данные лабораторных исследований представлены в виде карт загрязнения на рисунке 12.



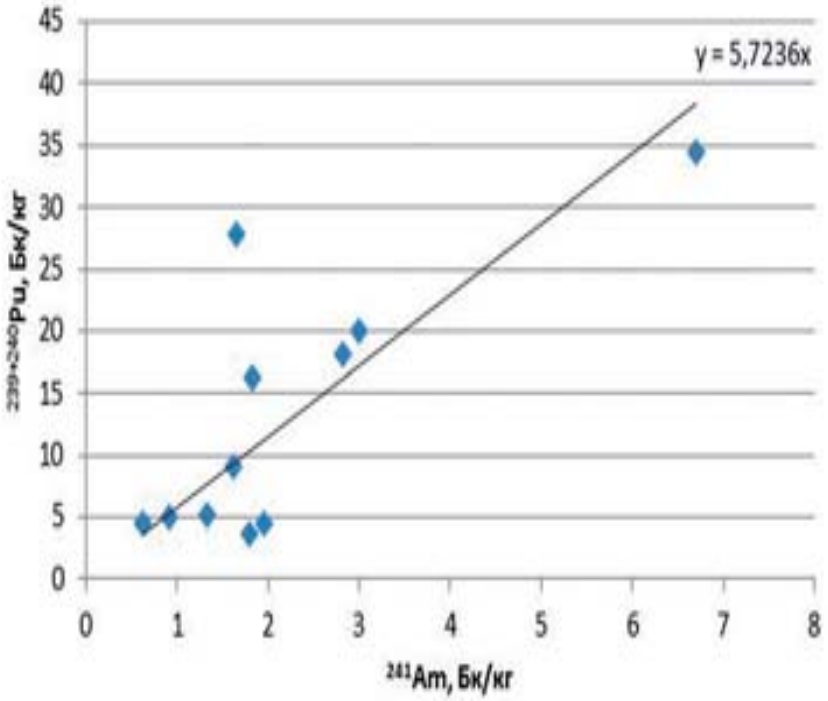


Рисунок 12. Карта загрязнения ^{152}Eu, ^{154}Eu, ^{60}Co

Согласно полученным данным можно сделать выводы о том, что источником радиоактивного загрязнения продуктами активации является взрыв в скважине 1004. При этом полученные значения составили: ^{152}Eu от 0,5 до 270 Бк/кг, ^{154}Eu от 5 до 100 Бк/кг, ^{60}Co до 90 Бк/кг.

С помощью полученных данных было проведено определение уровней радионуклидного загрязнения грунтов, коррекция осей и определена ширина следов наземных ядерных испытаний (рисунок 13).

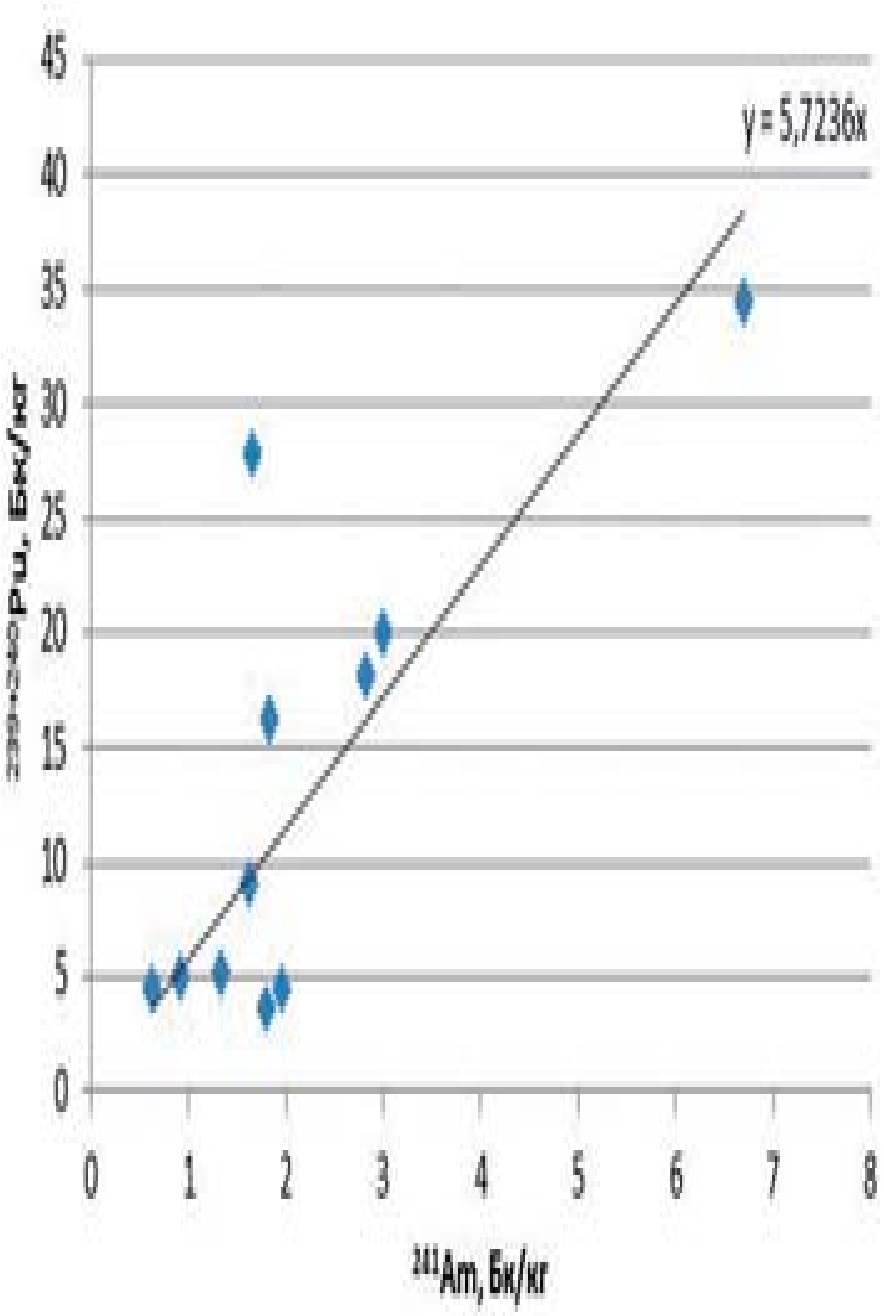
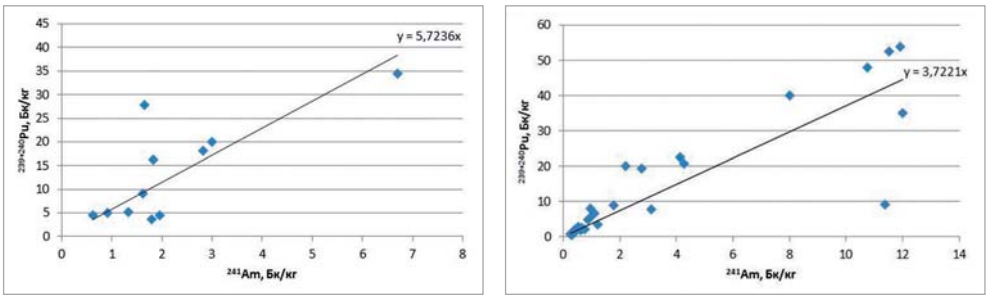


Рисунок 13. Карта загрязнения ^{137}Cs

2.3. Характер загрязнения изотопами плутония

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

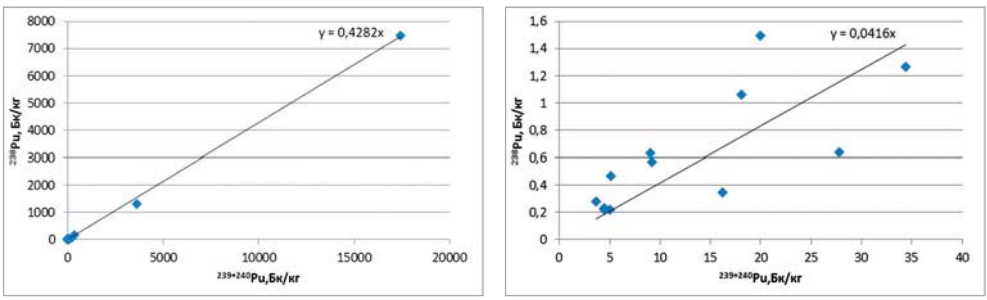
Проанализировав данные о характере загрязнения территории техногенными радионуклидами, результаты лабораторных анализов по определению изотопов плутония, были разбиты на две группы. Первая группа включала в себя результаты лабораторных анализов проб, отобранных в зоне влияния «Атомного» озера и вторая – все остальные. Для выбранных групп были построены графики отношений $^{239+240}$Pu/^{241}Am (рисунок 14).



а) зона влияния «Атомного» озера б) остальная территория

Рисунок 14. Соотношение $^{239+240}$Pu/^{241}Am на различных участках

Таким образом, удалось получить два отношения $^{239+240}$Pu/^{241}Am, что подтвердило версию о двух источниках загрязнения. Другим параметром, позволяющим идентифицировать источник происхождения техногенных радионуклидов, является соотношение ^{238}Pu/$^{239+240}$Pu. Для одного и того же источника данное соотношение должно быть примерно одинаковым. Для указанных групп были построены точечные графики отношений ^{238}Pu/$^{239+240}$Pu (рисунок 15).



а) зона влияния «Атомного» озера б) остальная территория

Рисунок 15. Соотношение изотопов плутония ^{238}Pu/$^{239+240}$Pu

В результате для зоны влияния «Атомного» озера мы имеем отношение $^{238}Pu/^{239+240}Pu$, равное 0,4, что подтверждается исследованием проб отобранных в эпицентральной части воронки, в которой указанное отношение равно 0,39. Для остальной территории отношение $^{238}Pu/^{239+240}Pu$ будет равным 0,04, что примерно равно отношению, полученному при обследовании «северных» территорий СИП, где данное отношение составило 0,02–0,03 [10].

Таким образом, при консервативной оценке плутониевого загрязнения исследуемой территории по корреляционной связи с ^{241}Am можно использовать следующие исходные данные. Для территории ограниченной радиусом 12 км, т.е. зоной влияния «Атомного» озера отношение $^{239+240}Pu/^{241}Am$ можно принять равным 5,7, а для остальной территории оно будет равно 3,7.

ВЫВОДЫ

Результаты проведенных исследований позволили провести оценку и определить механизмы радиоактивного загрязнения территории долины р. Шаган. Источниками загрязнения территории являются: глобальные выпадения, выпадения от испытаний на площадке «Опытное поле», экскавационный взрыв в скважине 1004.

Практически на всей территории обнаружено присутствие ^{137}Cs, ^{241}Am, обусловленное глобальными выпадениями, на уровне до 30 Бк/кг. Основной вклад в загрязнение долины р. Шаган внесли выпадения от испытаний на площадке «Опытное поле» и экскавационный взрыв в скважине 1004, образовавшие две зоны радиоактивного загрязнения.

Первая зона является следствием ядерного испытания с выбросом грунта и имеет сравнительно небольшой радиус, порядка 10–12 км от гребня воронки «Атомного» озера, при этом максимальное загрязнение наблюдается в северо-восточном направлении, по предполагаемому следу прохождения облака взрыва. Для нее характерно повсеместное наличие продуктов активации ^{60}Co, ^{152}Eu, ^{154}Eu. Соотношение $^{238}Pu/^{239+240}Pu$ на данной территории равно 0,4, $^{239+240}Pu/^{241}Am$ – 5,7.

Вторая зона, подверглась загрязнению вследствие выпадений от испытаний на площадке "Опытное поле". В основном, на данной территории присутствуют площадные загрязнения ^{137}Cs, ^{241}Am, которые пространственно приурочены к следам от наземных ядерных взрывов на "Опытном поле" и имеют ширину порядка 10 км. Отношение $^{238}Pu/^{239+240}Pu$ для данного участка будет равным 0,04, $^{239+240}Pu/^{241}Am$ – 3,7.

Таким образом, в настоящее время на данной территории имеется вполне сформировавшаяся радиационная обстановка. В процессе работ установлено практическое отсутствие миграции техногенных радионуклидов с поверхностными водами, и опасения о возможном трансграничном переносе радионуклидов ^{60}Co, ^{152}Eu, ^{154}Eu с водами рек Шаган и Иртыш не подтверждаются.

Авторы статьи выражают благодарность сотрудникам лаборатории радиохимических исследований, лаборатории геоинформационных технологий Института радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, лаборатории инженерной экологии Института ядерной физики НЯЦ РК, оказавшим помощь в проведении данной работы и предоставившим отчетные и фактические материалы.

ЛИТЕРАТУРА

1. Мирные ядерные взрывы: обеспечение общей и радиационной безопасности при их проведении / под ред. В.А. Логачева. - М., 2001. - 519 с.
2. 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) / рук. Л.Д. Птицкая. Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2003. -109с.
3. Айдарханов А.О. Состояние экосистемы р. Шаган и основные механизмы его формирования /А.О. Айдарханов, С.Н. Лукашенко, С.Б. Субботин, В.И. Эдомин, С.В. Генова, А.В. Топорова, Н.В. Ларионова, Е.Ю. Пестов // 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. 9-54. - ISBN 978-601-7112-28-8.
4. ГОСТ 17.4.3.01-83 (СТ СЭВ 3847 82) Охрана природы. Почвы. Общие требования к отбору проб. Введ. 1984-01-07. М.: ГСС СССР, 1983. Инв. № 19/а.
5. ГОСТ 17.4.4.02.-84. Методы отбора и подготовки проб для химического, бактериологического, гельминтологического анализа. - Введ.1986-01-01. // Сборник. Охрана природы. Почвы. М.: Изд-во стандартов, 1998. С.48-54.
6. ГОСТ 17.4.4.02-84 Почвы. Методы отбора и подготовки проб для химического, бактериологического, гельминтологического анализа
7. Качество воды определение активности трития, соответствующей данной концентрации жидкостной метод сцинтилляционного счета. Международный стандарт ISO 9698:1989 (E). Введ.1989-12-01. Москва: ВЦП НТЛИД, 1990. 17с. Инв. № Т-1008.
8. Методические указания по методам контроля. Радиационный контроль. Стронций-90, цезий 137. Пищевые продукты. Отбор проб, анализ и гигиеническая оценка. МУК №5.05.009.2000. Министерство здравоохранения Республики Казахстан, 2001 г.
9. 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.

10. 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».
11. 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

ШАҒАН ӨЗЕНІ АЙМАҒЫНДАҒЫ ҚҰМДАҚТОПЫРАҚТАР МЕН ТҮПТІК ШӨГІНДІЛЕРДІҢ БЕТКІ ЛАСТАНУЫНЫҢ ҚАЛЫПТАСУ МЕХАНИЗМДЕРІН ЗЕРТТЕУ

Айдарханов А.О., Лукашенко С.Н., Субботин С.Б., Яковенко Ю.Ю.

ҚР ҰЯО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты, Курчатов, Қазақстан

Шаған өзені бұрынғы Семей сынақ полигоны (ССП) шектеріндегі жалғыз жерүсті суағыны болып табылады. Техногенді радионуклидтердің жерүсті суларымен ұзақ арақашықтыққа болжамды жылыстау, яғни, Ертіс өз. түсу мәселелерін зерттеу үшін Шаған өз. алқабында тиісті зерттеулер жүргізілді. Жүргізілген зерттеу нәтижелерінде құмдақтопырақтардың радиоактивті ластануы, ең бірінші, «Балапан» алаңында 1004 штольняда жүргізілген топырақ шығарындысы бар алғашқы жерасты ядролық сынаққа байланысты екендігі анықталды. «Тәжірибе даласы» алаңында жүргізілген жерүсті ядролық сынақтар, ауқымды түсулер ластануға аздаған үлес қосты. «Атом» көлі шұңқырына тікелей жақын телім аса ластанған болып табылады. Аталған телімдегі ластану алаңдық сипатқа ие. Ластанудың жалпы алаңы шұңқырдың ернеуінен 10–12 км шектелген. Плутоний изотоптарының арақатынасы құмдақтопырақтардың ластану көздерін анықтау үшін жақсы идентификациялық параметр болатыны анықталды. Түптік шөгінділердің зертханалық талдамасы «Тәжірибе даласы» алаңындағы ядролық қару сынақтары іздерінің орналасуын анықтап, түзетуге мүмкіндік берді. Жұмыстар процесінде техногенді радионуклидтердің жерүсті суларымен жылыстауының іс жүзінде жоқ болуы анықталды, және радионуклидтердің Шаған және Ертіс өзендерінің суларымен болжамды трансшекаралық тасымалдануы туралы қауіп расталмайды.

Түйін сөздер: ядролық сынақтар, «Атом» көлі, жерүсті радиоактивті ластану, радионуклидтер, қалыптасу механизмдері, жылыстау.

INVESTIGATION OF MECHANISMS FOR FORMATION OF SURFACE CONTAMINATION OF SOILS AND BOTTOM SEDIMENTS IN THE SHAGAN RIVER ZONE

A.O. Aidarkhanov, S.N. Lukashenko, S.B. Subbotin, Yu.Yu. Yakovenko

Institute of Radiation Safety and Ecology NNC, Kurchatov, Kazakhstan

Shagan River is the only surface watercourse within the former Semipalatinsk Test Site (STS). To study the possible migration issues of artificial radionuclides with surface waters for long distances, and thus falling into the Irtysh River, related research was carried out in the Valley of Shagan River. The investigations revealed that the contamination of soil primarily is due to the first underground nuclear test with soil outburst, conducted at the site «Balapan» in the borehole 1004. Minor contribution to contamination was made by ground nuclear tests conducted at «Experimental filed» site and global fallouts. The most polluted is an area in the immediate vicinity of «Atomic» lake crater. Contamination at this area is of areal nature. The total area of contamination is limited to 10–12 km from the crest of the crater. It was revealed that a good identification parameter to determine the source of contamination of soil is the ratio of plutonium isotopes. Laboratory analyses of sediments revealed and correct the position of traces from nuclear weapons tests at «Experimental filed» site. The works carried out set the virtual absence of migration of artificial radionuclides with surface waters, and the fear of possible transboundary transport of radionuclides with the waters of the rivers Irtysh and Shagan has not been confirmed.

Keywords: nuclear tests, «Atomic» lake, surface contamination, radionuclides, mechanisms for formation, migration.

РАЗДЕЛ: РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ДРУГИХ МЕСТ ПРОВЕДЕНИЯ ЯДЕРНЫХ ИСПЫТАНИЙ В КАЗАХСТАНЕ

УДК 577.4:504.064:539.16

ЛИКВИДАЦИЯ ПОСЛЕДСТВИЙ ЯДЕРНЫХ ИСПЫТАНИЙ НА ПОЛИГОНЕ «АЗГИР» И СОВРЕМЕННАЯ РАДИАЦИОННАЯ ОБСТАНОВКА

Полешко А.Н., Лукашенко С.Н., Глущенко В.Н., Ахметов Е.З., Мухамбетжанов Б.Т., Севериненко М.А.

Институт ядерной физики НЯЦ РК, Алматы, Казахстан

В статье представлен обзор работ по созданию подземных полостей на полигоне «Азгир», приведено описание параметров ядерных взрывов, состояния скважин и подземных полостей. Рассмотрены основные механизмы возможной миграции радионуклидов в окружающую среду. На основании анализа результатов проведенных радиоэкологических исследований и данных постоянного мониторинга показано, что современная радиационная обстановка на территории полигона и в прилегающих поселках не выходит за пределы установленных санитарно-гигиенических нормативов. Сделан вывод об эффективности примененных методов и технологий снижения радиационных рисков.

1. ФИЗИКО-ГЕОГРАФИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ РЕГИОНА

1.1. Географическое положение

Полигон «Азгир» находится на территории бывшего совхоза «Балкудук», административно входящего в состав Курмангазинского района Атырауской области Республики Казахстан. Ближайшая железнодорожная станция Харабалинская (Астраханская обл. РФ) находится в 75 км от объекта. Полигон расположен в полупустынной зоне на окраине Рын-песков, где встречаются редкие фермы и кошары. К востоку на расстоянии 400 км расположен полигон Тайсойган, к северу на расстоянии 250 км – полигон Капустин Яр, к югу на расстоянии 60 км – полигон Ашулук. Географической особенностью региона являются относительная близость Волги и Каспийского моря. Дорожная сеть состоит из грунтовых дорог, соединяющих все населенные пункты между собой, которые в дождливую погоду становятся непроезжими. Все площадки связаны между собой проселочными дорогами.

1.2. Рельеф местности

Территория характеризуется почти плоской равниной с абсолютными отметками от 10 до 20 м над уровнем моря (исключая массивы грядово-бугристых песков).

Рельеф участка – слабовсхолмленная равнина, в большинстве занятая массивами песков, представленных слабо закрепленными барханами и буграми высотой 3–5 м, придающих местности более волнистый и пустынный характер. Поднятие в районе горы Чапчачи (достигает высоты 60 м) характеризуется сильнорасчлененным профилем.

Для всей территории характерно присутствие микрорельефа, который создает неодинаковые гидроклиматические и микроклиматические условия почвообразования, вызывая комплексность почвенного покрова.

1.3. Климат

По природным условиям территория относится к пустынной зоне. Климат ее формируется под преобладающим влиянием арктических, иранских и туранских воздушных масс. В зимний период здесь господствуют холодные арктические массы, в летний период они смещаются перегретыми массами из пустынь Средней Азии и Ирана. Под влиянием этих масс в регионе формируется резкоконтинентальный, засушливый климат.

Среднегодовая температура воздуха по многолетним данным метеостанций областного центра равна +7,4 °С. Средняя температура воздуха в июле +25,1 °С, в январе -10,7°С. Абсолютный максимум +45°С, а минимум -42 °С. Среднегодовая амплитуда колебаний температуры воздуха составляет 35,4 °С.

Годовое количество осадков составляет 157 мм, за теплый период (апрель-октябрь) – 100 мм, за холодный период – 57 мм. Наибольшее количество осадков выпадает весной. В холодный период года преобладают ветры восточных и юго-восточных направлений, начиная с мая они сменяются на западные и северо-западные. Средняя скорость ветра составляет 5–7 м/сек, число дней с сильными ветрами (более 15 м/сек), достигает за год 55 дней.

1.4. Почвы

Территория участка «Азгир» относится к подзоне северных пустынь и характеризуется распространением бурых почв, формирующихся в условиях резкоконтинентального климата, и засоленных почвообразующих пород [1].

Характерными особенностями этих почв являются:

- низкое содержание гумуса, как в верхнем горизонте, так и по всему профилю;
- солонцеватость, присущая в той или иной степени почти всем почвенным разновидностям;
- широкое распространение почв легкого механического состава, что связано с господством на этой территории материнских пород легкого механического состава. Для почв описываемой территории характерна резковыраженная комплексность.

1.5. Растительность

Во флористическом отношении территория небогата и насчитывает 160–170 видов высших цветковых растений, относящихся к 22 семействам. Наиболее широкое распространение как по числу входящих в него видов, так и по его роли в формировании растительного покрова получило семейство сложноцветных. Ведущее место в этом семействе занимают полыни. Значительную роль в формировании растительного покрова имеет семейство злаков. Виды этого семейства – наиболее ценные в кормовом отношении растения, формирующие наряду с полынями основу кормозапаса пастбищ. Довольно широко на территории участка распространено семейство маревых. Эфемеры и эфемероиды играют существенную роль в сложении растительного

покрова весной и отчасти осенью. По результатам ботанико-кормового обследования на территории участка выделено 18 типов пастбищ и 39 модификаций, объединенных в 14 групп. Суровые климатические условия, недостаток влаги, отсутствие кормовой базы обуславливает использование данной территории в качестве сезонных пастбищ для отгонного животноводства. Но в тоже время большое количество тепла и продолжительный вегетационный период позволяют возделывать здесь ценные теплолюбивые культуры в условиях орошения.

2. ГЕОЛОГИЧЕСКОЕ СТРОЕНИЕ

Солянокупольная структура Большой Азгир состоит из двух геологических образований: соляной купол Западный Азгир, на котором расположены площадки А1 и А2, и соляной купол Восточный Азгир, в пределах которого находятся остальные технологические площадки бывшего полигона «Азгир». В геологическом отношении оба образования составляют единый комплекс.

Солянокупольная структура Большой Азгир сложена палеозойскими, мезозойскими и кайнозойскими отложениями. Наиболее древними отложениями на исследуемой территории являются нижнепермские галогенные и сульфатно-галогенные комплексы. Мощная сульфатно-галогенная толща играет активную роль в соляном тектогенезе. Вышележащие верхнепермские и более молодые отложения входят в единый надсолевой комплекс. Покровные плейстоценовые отложения распространены повсеместно и представлены как морскими, так и континентальными образованиями различного генезиса. В надсолевом комплексе наблюдаются перерывы и стратиграфические несогласия, выраженные в плане трансгрессивным налеганием.

Выходы тектонических и пликативных нарушений на поверхность в других частях описываемой площади, не отмечены. На пологопогружающемся северном крыле южной брахиантиклинали проявления солянокупольной тектоники выражены менее интенсивно, чем на крутопогружающемся южном.

Соляные купола Западный и Восточный Азгир ограничивают структуру с запада и востока. Это брахиантиклинальные складки второго порядка, вытянутые в субмеридианальном направлении, примерно на 15 км, при ширине 7–8 км. Разделяющая их компенсационная мульда Ужантатор является брахисинклиналью, имеющей в плане округлые очертания. В ядре структуры залегает каменная соль. Кровля подсолевых отложений находится на глубине около 7000 м.

Западный купол открытый – в его юго-восточной части каменная соль залегает непосредственно у дневной поверхности, достигая абсолютных отметок плюс 5–6 м, это наивысшая точка купола, так называемая гора Чапчачи. Отсюда соляной массив полого погружается в северном направлении и очень круто в южном. Западное крыло массива сравнительно пологое, восточное – более крутое, причем крутизна последнего значительно возрастает в южном направлении.

Восточный купол закрытый – каменная соль здесь повсеместно перекрыта доантропогеновыми образованиями. В сводовой части купола каменная соль вскрыта на глубинах 238 м (скв. А10) – 347 м (скв. А5).

Предполагается повсеместное распространение каменной соли также в пределах компенсационной мульды Ужантатор, являющейся отрицательным гомологом со-

ляных куполов Западный и Восточный Азгир. Об этом свидетельствует продолжающееся погружение ее со скоростью, равной скорости роста наивысших точек Западного купола.

Ориентировка слоев соли внутри массива, в общих чертах, соответствует его конфигурации. Соляной массив вместе с надсолевыми породами имеет тектонический контакт, образующийся в процессе роста диапира. Надсолевые породы падают в сторону от соляного массива, как правило, под углами, меньшими, чем падение крыльев последнего. Растягивающие напряжения, возникавшие в толще подсолевых пород в процессе поднятия диапира, обусловили образование дизъюнктивных нарушений. При этом степень дислоцированности надсолевых пород определяется удаленностью их от поверхности соляного массива, а также интенсивностью проявлений солянокупольной тектоники на данном участке. Яркие следы проявлений этой тектоники носят, практически, все надсолевые образования – от кунгурской гипсово-ангидритовой толщи до нижнехвалынских глин включительно.

Территория относится к району исключительно низководообеспеченному. Поверхностные воды (реки, озера) отсутствуют, в связи с этим исключительное значение принадлежит подземным водам.

Пресные воды залегают в виде «плавающих линз» на горькозасоленных водах и при их неумеренном использовании колодцы дают соленую воду, степень минерализации которой достигает 15–18 г/л, по составу солей преобладают хлоридно-натриевые и сульфатно-натриевые грунтовые воды.

Наиболее мощные колодцы находятся в поселках и кошарах: Азгир, Батырбек, Алгабас, Карагайте, Аккудук, Балкудук, Асан. Эти колодцы вскрывают небольшие линзы пресной и солоноватой воды четвертичных и неогеновых (апшеронских) отложений.

Гидрогеологические условия региона Азгира обусловлены геологическим строением, тектонической и геоморфологической обстановкой описываемой площади, расположением его в зоне континентального засоления, бедностью пресными водами и малыми скоростями потоков подземных вод.

Здесь выделены следующие горизонты и комплексы:

- водоносный горизонт хвалынских отложений ($Q_{III}hv$) распространен в восточной и западной частях участка, выклиниваясь к центральной зоне солянокупольного поднятия. Глубина залегания и мощность увеличиваются к западу и востоку от центральной части участка. Водоносный горизонт безнапорный. Глубина залегания уровня подземных вод определяется геоморфологическими особенностями и изменяется от 2 м до 15 м, увеличиваясь к ценрральной части участка. Коэффициент фильтрации колеблется в пределах 0,14–0,16 м/сут. Питание хвалынского водоносного горизонта происходит за счёт инфильтрации атмосферных осадков;
- водоносный горизонт хазарских отложений ($Q_{II}hz$) в восточной части солянокупольного поднятия Западный Азгир залегает ниже водоносного горизонта хвалынских отложений и приурочен к морским образованиям, представленным пылеватыми и, реже, мелкозернистыми песками. Глубина их залегания достигает 80–90 м, увеличиваясь к востоку. Вскрытая мощность водовмещающих пород составляет 19 м (скв. 1082). Водоносный горизонт напорный,

высота напора в скв. 1082 достигает 90 м, пьезометрический уровень установился на глубине 1 м. Фильтрационные свойства водовмещающих пород – слабопроницаемые. Питание водоносного горизонта осуществляется как за счёт перелива из водоносного горизонта хвалынских отложений, так и из нижележащего горизонта неогеновых отложений.

Водоносный комплекс неогеновых отложений распространён практически повсеместно, кроме поднятия Западный Азгир. Глубина залегания кровли водоносных песков изменяется в очень широких пределах – от нескольких метров до 500 метров на периферии участка. Подземные воды напорные, глубина залегания пьезометрического уровня изменяется от 15 до 60 м. Питание водоносного комплекса осуществляется за пределами описываемой площади, а также в местах выхода неогеновых образований на дневную поверхность.

Водоносные горизонты меловых ($_{K1}+_{K2}$), юрских (J), пермо-триасовых ($_{P2}-_{T1}$), казанских и уфимских ($_{P2}kz+_{P2}uf$), кунгурских ($_{P1}kg$) отложений имеют спорадическое распространение, перекрыты сверху чехлом глинистых водонепроницаемых пород, имеют высокую минерализацию, не используются в хозяйственной деятельности, и поэтому не могут служить агентом переноса техногенных радионуклидов.

Скрытая разгрузка в виде восходящей фильтрации проявляется в зоне распространения соляных куполов и антиклиналей, а также повсюду через толщи слабопроницаемых пород. Ей благоприятствуют высокое пластовое давление и температура, повышающая проницаемость коллекторов и глинистых прослоев.

В результате, можно сделать заключение, что опасными по загрязнённости радионуклидами являются пресные подземные воды первого водоносного горизонта на глубинах от 1,5 до 15 м (рисунок 1), которые могут использоваться местным населением для хозяйственно-питьевого водоснабжения, поэтому необходимо сосредоточить основное внимание на мониторинге именно этого водоносного горизонта, в то же время, не упуская из виду контроль качества подземных вод нижележащих водоносных горизонтов и комплексов на глубинах до 90 м.

3. ОПИСАНИЕ И ПАРАМЕТРЫ ЯДЕРНЫХ ВЗРЫВОВ, СОСТОЯНИЕ СКВАЖИН И ПОДЗЕМНЫХ ПОЛОСТЕЙ

3.1. Основные данные о подземных ядерных взрывах (ПЯВ)

Подземные ядерные взрывы проводились с целью отработки технологии создания в массивах каменной соли подземных полостей - хранилищ большого объема и многоцелевого назначения. В небольших масштабах проводились и другие эксперименты: декаплинг - изучение сейсмических последствий и получение трансплутониевых элементов. Всего за период с 22.04.1966 г. по 24.10.1979 г. в 10 скважинах было осуществлено 17 подземных ядерных взрывов различной мощности на глубинах от 161 до 1491 м, в результате чего образовались 9 полостей разного объема (от 10000 м^3 до 240000 м^3) и провальная воронка глубиной 30 м и диаметром 500 м [2].

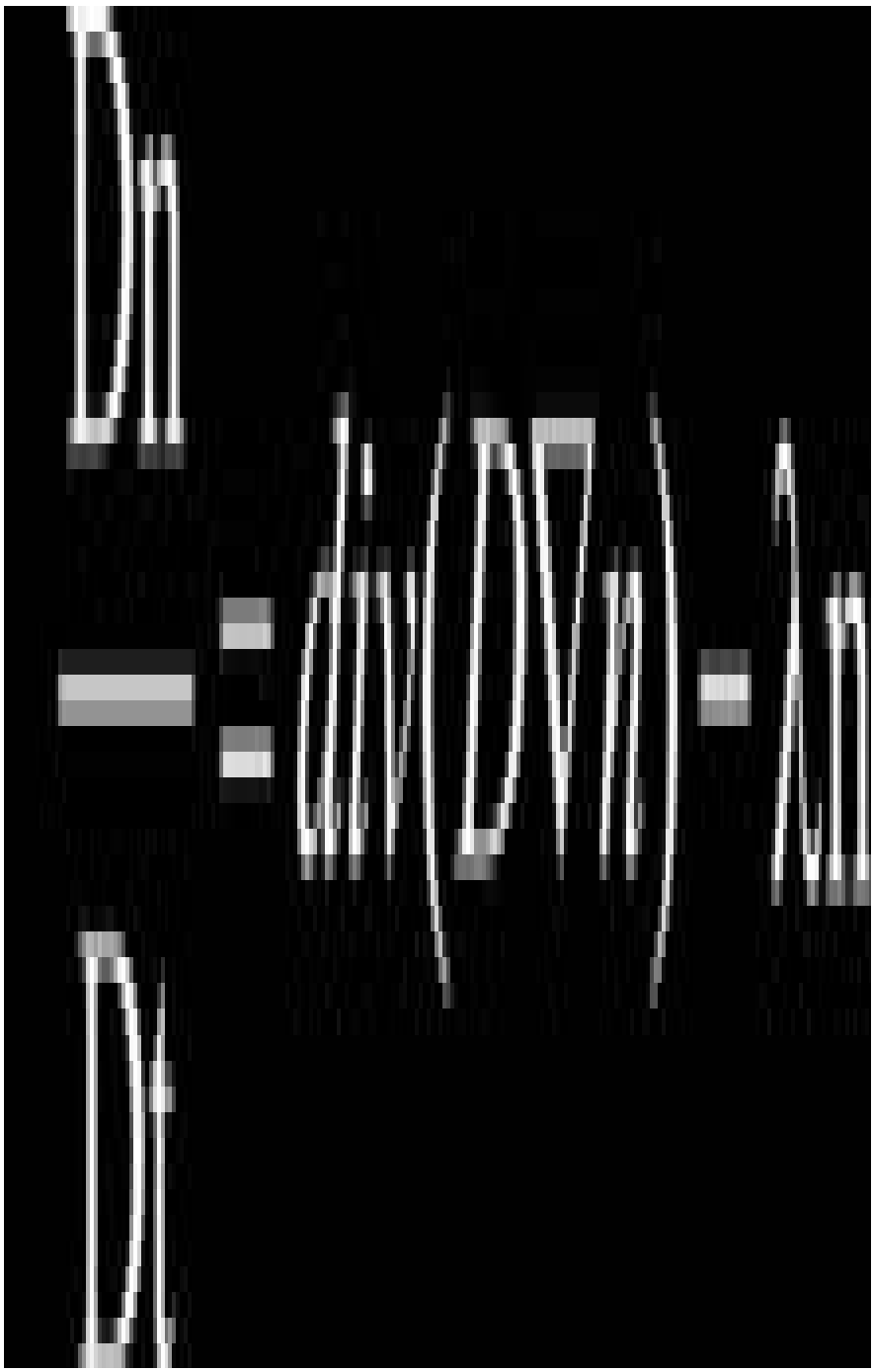


Рисунок 1. Схематическая гидрогеологическая карта участка Большой Азгир

На площадке А9 скважина значительно отклонилась от вертикали и на рабочей глубине 630 м (место заложения заряда) близко подошла к границе соль-глина на склоне купола, поэтому большая часть энергии взрыва после отдачи от соляного тела образовала неустойчивую полость на стыке соляного и глинистого массивов, после обрушения которой и образовалась провальная воронка, заполненная паводковыми и дождевыми водами объемом 20000 м^3, связанная с подземными водоносными горизонтами [3], т. е. происходит частичная подпитка водоема подземными водами.

Полости А1÷А5 заполнены водой, полости А8 и А11 сухие, полости А7 и А10 заполнены водой частично. Полости А7, А8, А10 и А11 образованы групповыми взрывами - одновременными подрывами нескольких зарядов. Полость А5 на глубине ~ 1500 м создана для изучения стабильности существования хранилищ в условиях поддержания в них постоянного противодавления. В полости А2 дополнительно было проведено 6 ядерных взрывов.

Все взрывы проектировались как камуфлетные, т.е. без выхода радиоактивных продуктов взрыва на поверхность. Однако это не удалось, о чем свидетельствуют данные о продолжительности выбросов радиоактивных инертных газов из полостей - от нескольких дней до нескольких месяцев и об их суммарных активностях до 10^{17}÷10^{18} Бк. Общая активность находящаяся в подземных полостях, составляет 0,5÷1,0 млн. Ки. При вскрытиях полостей в атмосферу было инжектировано 10 млн. Ки радиоактивных газов.

Географические координаты, параметры взрывов, характеристики и состояние скважин и полостей на Азгирском полигоне представлены в таблице 1.

В результате всех проведенных взрывов в массиве каменной соли образовались устойчивые герметичные полости разного объема, существующие на протяжении более двух десятков лет. Исключение составили:

- полость А5: герметичная, сжимающаяся, специально создана для проверки теоретических предположений о заплывании на больших глубинах пустот в массиве каменной соли за счет резкого увеличения ее пластичности при высоких давлениях;
- полости А1, А2, А3 и А4: устойчивые, негерметичные.

Исходя из данных по выходу радиоактивных газов на поверхность, поступление подземных вод в полости А1 и А2 началось в первый час после взрыва. Заполнение их закончилось: А1 – через 20 дней, А2 – через 9 дней. В соответствии с программой работ в некоторые из полостей специально закачивался рассол, например в полости А3 – А5.

Таблица 1.

Некоторые параметры ядерных взрывов и состояние скважин и полостей на Азгирском полигоне

Индекс площадки (скважины, полости) геогр. координаты град./мин. с.ш. град./мин. в.д.	Рабочие скважины			Полости и их состояние		Технолог. скважины	Наблюд. скважины
	Дата проведения 1-го эксп./годы проведения последующих (кол-во взрывов)	Ø в "свету", мм/глубина, м/ мощн. 1-го взрыва, кт/расст. от заряда: до кровли соли/до водн. горизонтов	Продолж. выбросов радиоактивных газов в атмосферу, сумм. выброс, 37 ГБк	Ø, м/объем, тыс. $м^3$/сумм. акт. α-излуч. в полости, 37 ГБк		Ø в "свету", мм/глубина, м /кол-во, шт.	Обознач./ Ø обсад. колонны, мм
A1 / 47 / 49,75 47 / 56,00	22.04.66	820/161/1,1 160/160	20 дней, $1,9*10^5$	31/14/79	ЗВ	168/510/16	A1-1 / 219 A1-2 / 219 A1-3 / 219
A2 / 47 / 54,43 47 / 54,58	01.07.68 / 75(1) 77(2) / 78(2) / 79(1)	630/597/27 300/410	9 дней, $5,4*10^6$	64/140/1500	ЗВ	630/600/2	A2-1 / 219 A2-2 / 219
A3 / 47 / 53,76 48 / 07,91	22.12.71/1976 (1)	820/986/64 730/790	9 дней, $5.4*10^6$	78/250/420	ЗВ	820/1000/1	
A4 / 47 / 52,27 48 / 08,25	29.07.76.	1120/995/58 745/800	11 месяц., 500	70/160/1500	ЗВ		A4-1 / 219 A4-2 / 219
A5 / 47 / 53,29 48 / 09,20	30.09.77.	630/1491/10 1180/1190	4 дня, $1,2*10^5$	37/15/130	ЗВ		A5-1 / 219 A5-2 / 219/
A7 / 47 / 50,80 48 / 07,20	17.10.78	1120/1040/73 640/770	49 дней, 3	70-100/ 209/520	ЗВ частично	820/995/1 590/931/1	
A8 / 47 / 55,03 48 / 07,36	17.01.79	1020/1004/65 670/770	26 час., $4*10^6$	36-76/232/ 520	сухая	219/913/1	
A9 / 47 / 51,42 48 / 09,62	18.12.78	920/630/103 -	16 дней, 200	— / — 270	водоем		
A10 / 47 / 51,10 48 / 08,65	24.10.79	975/983/33 680/740	9 мес., 5	62/118/370	ЗВ		
A11 / 47 / 52,94 48 / 07,20	14.07.79	1020/983/22 570/680	2 мес., 40	36-50/110/ 750	сухая		

3.2. Описание подземных ядерных взрывов

Полость А1 - создана на южном участке Западного купола. Заряд мощностью 1,1 кт был взорван 22.04.1966 г. на глубине 161 м.

Участок экспериментального взрыва представляет собой мощное куполообразное поднятие соляного массива. Мощность надсолевых отложений по стволу боевой скважины незначительна и составляет 7–8 м. Соль средне- и крупнокристаллическая с отдельными кристаллами размером до 2–3 см и четко выраженной слоистостью.

Слои соли мощностью от 2 до 15 см падают под углом 70° на северо-запад и чередуются с прослойками карбонатов и сульфитов толщиной от 0,1 до 0,3 см. Контакт соли с покрывающими породами кавернозный, сильно обводненный.

Взрыв был задуман камуфлетным, максимальный подъем породы в эпицентре взрыва составил 2 м. Общий подъем грунта наблюдался в радиусе около 60 м. Примерно в 20 м от устья боевой скважины была пробурена и обсажена специальная исследовательская скважина на глубину 185 м, оголовок скважины был оборудован для замера давления через трещины в соли, через несколько минут после взрыва в скважине образовался вакуум, начался интенсивный подсос воздуха через отверстие в оголовке, который продолжался в течение нескольких часов. Через несколько дней после взрыва полость была вскрыта сначала вертикальной, а потом наклонно-горизонтальной скважинами с отбором проб расплавленной взрывом соли. Полость взрыва А1 изначально закладывалась как экспериментальная, она наиболее изучена из всех полостей, образованных ядерными взрывами в каменной соли.

Это позволило определить конфигурацию полости, ее размер, объем, изучить приконтурную зону разрушенных взрывом пород. Полость по форме близка к эллипсоиду вращения с большой вертикальной полуосью. В первые годы после взрыва она имела следующие размеры: максимальную высоту 37 м и горизонтальный радиус на уровне заложения заряда 12–14 м. Общий объем полости 14,2 тыс. м^3. Примерно одну треть этого объема занимает навал из обрушенных кусков соли, а также из расплавленной соли. Полость сравнительно быстро заполнилась водой, что позволило хорошо изучить ее конфигурацию с помощью гидролокатора. Внутренний контур полости окаймлен зоной дробленного галита мощностью от 1,5 до 6,5 м. Отдельные трещины разрыва прослеживаются вверх до 100 и более метров, вниз до 30 и в стороны до 35–40 м. Для получения сухой герметичной емкости принятая глубина заложения заряда оказалась недостаточной.

Почти на всем протяжении существования объекта «ГАЛИТ» полость А1 с комплексом прилегающих скважин использовалась для отработки методик по изучению механического и радиационного действия взрыва, а также для других исследований.

Полость А2 - создана на северном участке Западного купола. Заряд мощностью 27 кт был взорван на глубине 597 м 01.07.1968 г. Объем полости около 140 тыс. м^3. Несмотря на увеличение глубины заложения заряда, при вскрытии полость оказалась залита водой, поступившей из кепрока и налегающих пород. В момент взрыва в пределах контура откольной воронки наблюдались водяные грифоны с выносом мелкого песка.

В период с 1975 по 1979 гг. в полости было проведено шесть модельных экспериментов с целью отработки ядерно-взрывной технологии получения трансурановых элементов в индикаторных количествах. Мощности зарядов находились в пределах

от 0,01 до 0,5 кт, они взрывались в воде на глубине 597 м и не могли оказать заметного влияния на форму и размеры полости.

Взрывы на Западном куполе оказывали довольно ощутимое сейсмическое влияние на поселок Азгир, к тому же этот купол имел сравнительно небольшую горизонтальную площадь, поэтому дальнейшие взрывы были перенесены на Восточный купол.

Полость А3 создана примерно в центре Восточного купола на участке с наименьшей мощностью налегающих пород - 256 м, заряд мощностью 64 кт был взорван 22.12.1971 г. на глубине 986 м. В образовавшейся сухой полости радиусом около 40 м через несколько лет (29.03.1976 г.) на той же глубине был произведен повторный взрыв мощностью 10 кт с целью изучения снижения сейсмического эффекта (декаплинг). В полость было специально залито примерно 60000 м^3 воды, которая образовала слой толщиной 12 м (дно 998,7 м, поверхность 986,7 м).

Полость А4 создана на Восточном куполе 29.07.1976 г., заряд мощностью 58 кт был взорван на глубине 995 м.

Расчетный объем полости 160 тыс. м^3. При вскрытии полости путем разбуривания цементного моста произошла авария и была нарушена герметичность обсадной колонны на контакте соли и налегающих пород. Полость быстро заполнилась водой, на оголовке боевой скважины была поставлена заглушка.

Полость А5 была создана 30.09.1977 г. зарядом мощностью 10 кт, взорванным на глубине 1491,5 м. Мощность надсолевых отложений на площадке А5 составила 325 м. Основное назначение этого эксперимента заключалось в изучении устойчивости полости на большой глубине. Скважина снизу до отметки ≈11,0 м заполнена песчано-цементным тампонажным раствором. Канал внутри спускной трубы был заполнен рапой, на оголовке трубы имелся гермовентиль, рассчитанный на избыточное давление до 300 атм.

На основании данных о мощности изделия были подсчитаны проектные размеры полости и ее объем, которые составили:

радиус, м	17,8
объем, тыс. м^3	23,6
объем расплава, тыс. м^3	4,65
свободный объем полости, тыс. м^3	19,04

В течение 1977–78 гг. полость заполнялась водой с целью последующего ее испытания на внутреннее давление и наблюдений за затеканием в длительном режиме. На 10.10.1978 г. было залито 16,5 тыс. м^3 рапы с плотностью 1,17 г/см^3.

Фактически свободный объем полости, полученный на основании закачки воды и воздуха, составил с учетом утечки воды и воздуха в зону трещиноватости 21,0 тыс. м^3 (на 10.10.1978 г.).

Вскрытие полости произошло через три с половиной года после взрыва в марте 1981 г. при разбуривании скв. А5 на полное сечение. Разбуривание шло практически по цементному камню. По данным гидролокации на это время полость имела форму в вертикальном сечении, близкую к эллипсовидной. В ее верхней части вписывается полушар радиуса 17,5-18,0 м. Свободный объем полости составил около 15,1 тыс. м^3. Сопоставление данных, полученных при определении объема полости через год после ее образования, с данными гидролокационной съемки свидетельствуют о том, что за

период, прошедший после первоначального замера (два с половиной года) объем полости уменьшился на 25%.

В соответствии с программой в 1981–83 гг. проводились опрессовка полости и наблюдение за ее длительной устойчивостью. Программа не была полностью выполнена, т.к. в 1982 г. произошло частичное перекрытие канала, соединяющего полость с поверхностью. Результаты проведенных исследований сводятся к следующим.

Полость опрессована на давление около 250 атм., избыточное давление на устье в течение суток, равное 62 атм., снизилось лишь (приблизительно) на 2,0 атм. В полость было закачано около 120 м^3 рапы. На основании этих закачек был определен модуль деформации окружающего полость массива, который оказался равным $0{,}4 \cdot 10^5$ кг/см^2. При откачках жидкости также был определен модуль деформации массива, который оказался равным $0{,}45 \cdot 10^5$ кг/см^2. Эти два показателя близки между собой и совпадают с характеристикой, полученной при испытании образцов, выбуренных из массива вблизи полостей А1 и А2.

В результате анализа полученных данных можно сделать следующие выводы:

- первоначальный объем полости (через один год после взрыва) примерно соответствовал расчетному по формуле Накколса;
- в течение последующего периода полость интенсивно затекала и ее объем за 2,5 года уменьшился на 25%;
- на основе проведенных наблюдений можно считать, что на глубине около 1500 м возможно существование емкостей-хранилищ, используемых для эксплуатации при поддержании в полости постоянного противодавления.

Полость А7 была создана 17.10.1978 г. в скважине глубиной 1039 м одновременным подрывом двух зарядов суммарной мощностью 73 кт. В районе площадки массив соли залегает на глубине 344 м. Скважина обсажена трубой диаметром 1120 мм до глубины 400 м.

На основании данных о фактических мощностях зарядов подсчитаны проектные размеры полостей и их объемы:

верхняя полость	
радиус, м	35,1
объем, тыс.м^3	182,0
объем расплава, тыс.м^3	27,0
свободный объем, тыс.м^3	155,0
нижняя полость	
радиус, м	23,5
объем, тыс.м^3	57,6
объем расплава, тыс.м^3	9,0
свободный объем, тыс.м^3	48,0
общий свободный объем полостей, тыс.м^3	203,0

Объем полости А7, замеренный путем закачки воздуха, составил 209 тыс.м^3. Отметки кровли, полученные при вскрытии полости, в основном совпадают с расчетными, полученными по формуле Накколса, что свидетельствует об отсутствии существенного обрушения кровли верхней полости.

Полость А8 была создана 17.01.1979 г. путем одновременного подрыва двух зарядов: верхнего на глубине 931,0 м и нижнего на глубине 1004 м суммарной мощностью 65 кт.

Во время эксперимента оголовок скважины был разгерметизирован, и произошла незначительная утечка газообразных продуктов взрыва.

На основании данных о фактических мощностях зарядов подсчитаны размеры полостей (без учета совместного действия зарядов):

верхняя полость	
радиус, м	21,7
объем, тыс.м^3	42,3
объем расплава, тыс.м^3	6,0
свободный объем, тыс.м^3	36,3
нижняя полость	
радиус, м	35,4
объем, тыс.м^3	186,0
объем расплава, тыс.м^3	28,0
свободный объем, тыс.м^3	158,0
суммарный свободный объем полости, тыс.м^3	192,3
общий свободный объем полостей, замеренный путем закачек воздуха, тыс.м^3	232,0

Отметка верхней полости, полученная при вскрытии, совпадает с расчетной. Отметка поверхности расплава на дне полости на 5-6 м ниже расчетной, что свидетельствует о практическом отсутствии расплава в верхней части полости. Отметка кровли нижней полости существенно выше расчетной, что связано с обрушением значительной (не менее 5-6 м) по мощности толщи соли. Дно нижней полости на 17-19 м выше расчетного, что подтверждает фактические данные об обрушении кровли.

Объем обрушенной породы составляет не менее 8,0 тыс. м^3. Объем навала около 11,2 тыс.м^3. Количество навала рассчитано с учетом разрыхления обрушенной породы. Общий свободный объем полостей оценивается в 190,0 тыс.м^3.

Во время обследования полость была сухая. В период бурения вскрывающей скважины в полость попало около 2000 м^3 воды.

Полость А10 была создана 24.10.1979 г. в скважине диаметром 975 мм и глубиной 1025 м путем подрыва двух зарядов суммарной мощностью 33 кт.

На основании данных о фактических мощностях зарядов определены проектные размеры полостей:

верхняя полость	
радиус, м	29,5
объем, тыс.м^3	108,0
объем расплава, тыс.м^3	15,0
свободный объем, тыс.м^3	93,0
нижняя полость	
радиус, м	21,2

объем, тыс.м^3	39,6
объем расплава, тыс.м^3	6,0
свободный объем, тыс.м^3	33,6
общий свободный объем полостей, тыс.м^3	126,6

Полость А11 была создана 14.07.1979 г. одновременным подрывом трех зарядов суммарной мощностью 22 кт на глубинах 849,3, 917 и 983 м. Скважина А11 пробурена на глубину 1003,0 м, диаметр скважины в необсаженной части 985-1150 мм. В районе площадки массив соли находится на глубине 280 м, в налегающих породах скважина обсажена трубой диаметром 1020 мм до глубины 400 м.

На основе данных о фактических мощностях зарядов ниже приводятся проектные размеры полостей:

верхняя полость	
радиус, м	26,2
объем, тыс.м^3	75,2
объем расплава, тыс.м^3	10,0
свободный объем, тыс.м^3	65,2
средняя полость	
радиус, м	16,1
объем, тыс.м^3	18,8
объем расплава, тыс.м^3	2,5
свободный объем, тыс.м^3	16,3
нижняя полость	
радиус, м	20,2
объем, тыс.м^3	34,4
объем расплава, тыс.м^3	5,0
свободный объем, тыс.м^3	29,3
общий свободный объем трех полостей, тыс.м^3	110,8

Площадка А9. Самый мощный из одиночных взрывов – А9 был проведен на южном склоне Восточного купола на глубине 630 м, т.е. вполне достаточной для камуфлета, но в эпицентре взрыва образовалась провальная воронка диаметром около 500 м и глубиной около 30 м, причем устье боевой скважины расположено за контуром воронки. Мощность покрывающих пород в эпицентре взрыва составляет 325 м. Дно воронки заполнилось водой. Основными причинами происшедшего обрушения полости являются: недостаточная изученность геологии южного склона Восточного соляного купола (структура кепрока, крутизна падения пород и т. п.), отклонение боевой скважины от вертикального положения во время бурения в сторону края купола, а также значительный объем, образовавшейся полости (расчетный радиус составляет около 50 м) и размеры зон трещиноватости и деформации пород [2].

4. ОСНОВНЫЕ МЕХАНИЗМЫ ВОЗМОЖНОЙ МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ ИЗ ПОДЗЕМНЫХ ПОЛОСТЕЙ В ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ

Место проведения ПЯВ на полигоне «Азгир» является уникальным для изучения процессов миграции радионуклидов в соляных формациях. Подземные полости фактически являются пунктами захоронения радиоактивных отходов – продуктов ядерного взрыва, и могут использоваться как объекты для экспериментального исследования результатов невольного внедрения геологической концепции глубинного окончательного удаления РАО, включая долгоживущие и высокоактивные, из обращения с окружающей средой. При этом фиксация тугоплавких РН (цезия, урана, плутония и др.) в зоне взрыва достаточно надежная, а их миграция - маловероятна, т.к. они сосредотачиваются в виде тонкого сферического слоя на дне первоначальной полости и затем накрываются всей толщей линзы расплава, натекающего вниз за счет оплавления ее стенок. Это в основном относится к α-активности, а что касается β-активности, то ее носители с T1/2 от 1 года до 30 лет более подвижны и обнаруживаются в небольших количествах за пределами линзы в зонах, прилегающих к контуру полости.

Радиоактивное загрязнение окружающего полость А1 массива были зафиксированы в приповерхностных зонах соляного купола Западный Азгир в месте проведения подземных ядерных взрывов. В наклонно-вертикально расположенных соляных пластах штока Чапчачи отдельные взрывные трещины вышли на поверхность под тонкий слой песчаных пород и суглинков. Радиус ореола загрязнения на поверхности составлял около 300 м вокруг боевой скважины.

Из наблюдений за скважинами вблизи полости А2 и самой скважины А2 на гидрогеологическом разрезе отмечены два участка с различными характеристиками рассолов:

- от дна полости до отметки 300 м - высокоминерализованный рассол (300 г/л) с повышенной активностью (9 мР/ч);
- от глубины 300 м до устья скважины – рассол (30 г/л) с активностью 90 мкР/ч.

Ореольная радиоактивная зона образуется в результате разрушения целостности пород вокруг полости взрыва и проникновения по трещинам и участкам дробления газообразных и летучих РН. Размеры и конфигурация ореольной зоны зависят от типа солевого тела (купол, шток, пласт) и от его внутренней стратификационной и тектонической структуры. В пластовых залежах интенсивное развитие получают субгоризонтальные разрывы, по которым во вмещающие породы внедряется радиоактивный расплав. Проведение взрыва А1 в каменной соли штока Западный Азгир привело к вскрытию первичных крутых трещин, вплоть до их выхода на дневную поверхность на расстояния до 220 м от полости (радиус полости 14 м) [4]. Конфигурация ореольной зоны в каменной соли ассиметрична относительно полости и имеет максимальное распространение по направлению к поверхности земли. Размер этой зоны равен 3–5 радиусам образовавшейся полости [5]. Ореольная радиоактивная зона является участком измененных взрывом пород, где наиболее четко проявилось явление фракционирования – радиохимического разделения РН, связанное с особенностями радиоактивного распада цепочек и химического поведения каждого элемент [6]. Например, часть образовавшихся криптона-90 и ксенона-137 инъецирует из полости

по трещинам в ореольную зону и там распадаются, оставляя в горном массиве долгоживущие РН – стронций-90 и цезий-137. При взрыве А1 первоначально в ореольную зону было инъецировано около 80 % от всего образовавшегося цезия-137 и около 50 % образовавшегося стронция-90. В случае заполнения полостей взрыва водой (хлоридно-натриевым рассолом) происходит перераспределение РН между ореольной зоной и полостью. Перераспределение происходит в два этапа: сначала надсолевые воды двигаясь сверху вниз частично «промывают» трещины, а затем, после заполнения полости раствором, радиоактивный рассол двигается снизу вверх и уже может внести дополнительное радиоактивное загрязнение в трещины. В результате такого двойного перемещения растворов для полости взрыва А1 наблюдалось следующее распределение стронция и цезия:

Зона, фаза	**Стронций-90**	**Цезий-137**
Ореольная зона	50 %	43 %
Рассол в полости	3 %	36 %
Переплавленная соль	47 %	21 %

Изучение кернового материала показало, что в пределах ореольной радиоактивной зоны РН распределены крайне неравномерно и сконцентрированы, как правило, на плоскостях трещин, разделяющих прослои галита от глинисто-карбонатных пород. Дополнительную визуальную информацию о присутствии РН в образцах каменной соли ореольной зоны дает окраска галита: от голубой до темно-фиолетовой. При этом участки с наиболее высокой концентрацией радионуклидов имеют наиболее густую окраску. В природных условиях синяя пятнистая окраска кристаллов галита обусловлена образованием коллоидных частиц натрия под воздействием радиоактивного калия. Послойно отобранные пробы из образцов ореольной зоны (спилы толщиной 1–2 мм) дали разницу концентраций цезия-137 на один-два порядка на расстояниях 4–5 мм. Максимальные концентрации его наблюдались для отдельных глинистых прослоев в 5–6 м выше кровли полости и составили $1{,}2 \cdot 10^4$ Бк/г. Следует отметить, что средняя концентрация цезия-137 в переплавленной соли донной части полости А1 составила $1{,}4 \cdot 10^3$ Бк/г.

Характеризуя миграционные процессы продуктов ПЯВ, необходимо учитывать их природные и геохимические аспекты. Так как никакого макроскопического движения вещества из полости в окружающий массив нет из-за того, что давление в полости на много меньше литостатического, миграция РН из полости будет происходить путем переноса водной средой, а также газом и паром, содержащимися в порах соляного массива, поскольку коэффициенты диффузии вещества в твердой фазе и растворах намного порядков меньше, чем коэффициенты диффузии в газах.

В природно-техногенную систему распространения продуктов ПЯВ входят:

1) Радионуклиды – продукты деления, неравномерно распределенные по различным структурно-геохимическим зонам и различным (унаследованным и новообразованным) минералам взрывного происхождения.

Значительно большей подвижностью обладают стронций-90 и цезий-137, присутствующие в различных зонах взрыва, но, в основном, в разрывных нарушениях ореольной зоны. Они присутствуют в форме хорошо растворимых хлоридов. При определенных условиях эти два сравнительно долгоживущих РН будут миграционно-способными.

2) Каналы миграции - свободные пространства в горных породах и минералах, заполненные жидкой и газовой фазами. Для солянокупольной структуры Большой Азгир следует выделить два типа таких каналов. Первый - стратификационные и структурные границы раздела двух пород или минералов и межкристальные поры и капилляры. Основной механизм миграции по этим каналам - диффузионный. Второй - естественная пористость водоносных песчаных отложений надсолевой толщи [6].

РН в среде мигрируют вместе с водяным паром. Механизм переноса пара в порах среды зависит от характерного размера (радиуса) пор и функции распределения их по размерам. Кроме того, коэффициент переноса зависит от молекулярного состава пара, температуры, а для диффузионного переноса и от давления газа.

Уравнение переноса радиоактивности имеет вид:

$$\frac{Dn}{Dt} = div(D\nabla n) - \lambda n,$$

где: n - концентрация радиоактивного вещества в единице объема, Ки/м^3;
D - коэффициент переноса (коэффициент диффузии), м^2/год;
λ - постоянная радиоактивного распада, 1/год.

Таким образом, скорость миграции РН в среде определяется величиной коэффициента переноса D. Этот коэффициент зависит от состава переносимого газа, его температуры, давления и распределения пор в среде по размерам и связан с такими характеристиками среды как пористость и проницаемость.

Для определения D надо знать химический состав летучих соединений РН, коэффициент их диффузии в воздухе, а также иметь экспериментальные данные о проницаемости массива соли вблизи полости.

Результаты расчетов показывают, что даже в предположениях, сильно завышающих уровень радиоактивности в полости и скорость переноса РН в массиве, размер области миграции РН из полости не превышает полутора радиусов полости. По видимому, на сравнимые расстояния РН могут проникать в массив в момент формирующего полость ЯВ во время сильных деформаций среды под действием высокого давления, создаваемого в полости.

На участках проведения ПЯВ, наряду с природными каналами миграции, возникают разрывные нарушения горных пород техногенного происхождения. Сюда входят зоны дробления каменной соли вокруг полости, зоны трещиноватости, откольные трещины и пр. При этом следует учитывать возможность залечивания разрывных нарушений в каменной соли на сравнительно небольших глубинах.

По имеющимся данным, основным каналом, соединяющим полость или ореольную зону с вышележащими водоносными горизонтами является, ствол и разрушенное затрубное пространство основной (боевой) скважины. Интенсивность водопритока в полость увеличивают также откольные трещины на границах пород различного состава, примыкающие к основной скважине.

3) Среда миграции - водные растворы и газово-жидкие смеси, присутствующие в каналах миграции. Миграцией РН в пористых средах управляют следующие механизмы [7]:

- течение - движение нуклида со скоростью перемещения подземных вод;

- диффузия - движение нуклида внутри потока или в неподвижной жидкости под влиянием градиента концентрации;
- дисперсия - распределение нуклидов, обусловленное различием перемещения в пористой среде;
- сорбция - обратимое взаимодействие нуклидов между подвижной и неподвижной фазами (ионный обмен, адсорбция, фильтрация), приводящее к замедлению движения по отношению к скорости водяного потока;
- потеря подвижности - осаждение и соосаждение нуклидов;
- радиоактивный распад - процесс, который определяет окончательную его концентрацию в подземных водах в зоне разгрузки.

4) Окружающая геолого-химическая среда - породы, минералы, геохимические зоны, непосредственно взаимодействующие с РН, находящимися в мигрирующих водных растворах.

Такие минералы как галит, ангидрит плохо удерживают РН, особенно в насыщенных рассолах. Однако, прослои глинистых минералов в породах солевого штока Западный Азгир являются существенным препятствием для миграции РН. Региональным барьером в районе развития структуры Большой Азгир являются монтмориллонитовые глины и суглинки неогеновых отложений (апшеронский ярус). Глинистые минералы присутствуют и в более молодых отложениях хвалынского и хазарского ярусов.

Обстановку на объекте “Галит” по условиям миграции можно характеризовать следующим образом:

- отсутствие удерживающих свойств у каменной соли компенсируется низкой проницаемостью солевых пород;
- пористые песчаные породы надсолевых отложений постоянно переслаиваются с глинистыми породами, обладающими хорошими барьерными свойствами по отношению к РН.

Наиболее вероятными каналами миграции выше полости будут трещины ореольной зоны и стволы технологических скважин в каменной соли, Первая смена физико-химических условий происходит в гипсово-ангидритовых породах, обладающих лучшими барьерными свойствами, чем соли. Далее предполагается наличие каналов по разрушенному цементу затрубного пространства, откольным трещинам. Для Западного и Восточного куполов в надсолевых толщах присутствуют природные барьеры - глины, способные задержать и поглотить такие мигрирующие РН как стронций-90 и цезий-137. При этом, чем выше по геологическому разрезу, тем более пресными становятся растворы, а следовательно, повышается удерживающая способность глин. Водоносные горизонты также могут иметь барьерные свойства, т.к. здесь происходит разбавление радиоактивных растворов, а в сульфатных водах - осаждение стронция.

При определении направлений возможной миграции РН необходимо учитывать геолого-гидрологические особенности структуры Большой Азгир. Западный и Восточный Азгир разделены достаточно большой компенсационной мульдой Ужантатор. В гидрогеологическом отношении мульда представляет локальный артезианский бассейн с самоизливом рассолов из скважин, пробуренных в ее центральной части. В системе миграции мульда играет роль локального сборника передвигающихся вод и содержащихся в них примесей (радионуклидов). Именно по направлению к мульде возможна миграция растворов из полостей А1, А2 и вероятно А3.

Миграция, т.е. распространение РН - сложный многокомпонентный процесс, происходящий при одновременном существовании нескольких благоприятных условий: наличие мигрирующего компонента, каналов миграции, благоприятной среды, отсутствие геохимических барьеров и пр. Отсутствие хотя бы одного из этих условий исключает процесс в целом.

Для условия «сухой» полости при известном коэффициенте диффузии 10^{-18} см^2/с миграция стронция-90 или цезия-137 через 500 лет произойдет на расстояния всего несколько сантиметров. Сделанный прогноз подтверждается геохимическими исследованиями соляных формаций. В солях пермского возраста Донецкого бассейна, в слоистых солевых породах Западного штока Большого Азгира установлено отсутствие в течение длительного геологического времени миграционных процессов между вмещающей породой и генетически не связанными с процессами солеобразования компонентами. В первом случае - это прослои с повышенными концентрациями марганца, титана, ванадия и меди, во втором - боросодержащие туффиты с реликтами вулканических стекол [8].

5. ПОСТВЗРЫВНАЯ РАДИАЦИОННАЯ СИТУАЦИЯ В АРЕАЛЕ ПОЛИГОНА

Статус земель полигона определен постановлением Правительства Республики Казахстан от 18 ноября 1998 года №1176, в соответствии с которым земли, занятые полигоном «Азгир», переведены в состав земель запаса Атырауской области. На части территории полигона «Азгир», прилегающей к технологическим площадкам, в соответствии с распоряжением Акима Атырауской области от 25 августа 1998 года №1659-р, до 2024 года действует запрет на производство буровых, геологоразведочных и других подземных работ (рисунок 2).

С 1966 по 1979 год на полигоне «Азгир» проводилась отработка технологий создания с помощью подземных ядерных взрывов полостей большого объема в массивах каменной соли с целью их использования в качестве хранилищ многоцелевого назначения. На десяти технологических площадках было осуществлено 17 подземных ядерных взрывов различной мощности, которыми создано девять подземных полостей с первоначальным суммарным объемом около 1,2 млн. куб. м. Не взорванных ядерных зарядов в настоящее время на территории полигона «Азгир» не имеется. Технологические площадки боевых скважин, где были проведены подземные ядерные взрывы, в настоящее время огорожены для предотвращения доступа людей, животных и транспортных средств, на них установлены знаки радиационной опасности и запрещающие знаки.

Все взрывы проектировались как полностью камуфлетные, т.е. без выхода радиоактивных продуктов взрыва на поверхность. Однако этого достичь не удалось, о чем свидетельствуют данные из таблицы 1 о продолжительности радиоактивных выбросов из полостей от нескольких дней до нескольких месяцев и об их суммарных активностях до $10^{17} \div 10^{18}$ Бк. При некоторых взрывах происходило истечение радиоактивных инертных газов (РИГ), в этих случаях радиационная обстановка на промплощадках определялась его режимом и метеоусловиями в приземном и пограничном слоях атмосферы. В частности, к таким ситуациям относятся взрывы в скважинах А1, А2 и

А8. При взрывах в скважинах А1 и А8 произошло не соответствующее прогнозным оценкам раннее истечение РИГ (T_0~12 и 60 мин, соответственно), что осложняло действия персонала. В этом отношении оба случая отнесены в соответствии с решением Межведомственной экспертной комиссии по оценке радиационной и сейсмической безопасности подземных ядерных испытаний к нештатным радиационным ситуациям. Остальные взрывы характеризуются как взрывы полного камуфлета: «газовый факел» обуславливался в основном короткоживущими радионуклидами инертных газов и при его струйном распространении не прослеживался далее 7-8 км от эпицентра взрыва. Во всех случаях, кроме взрыва А1, на указанном расстоянии не было населенных пунктов; при взрыве А1 газовая струя не проходила через поселок Азгир. Максимальная возможная доза, полученная жителем Азгира, составила 300 мБэр в момент неконтролируемых выбросов при взрыве на площадке А8.

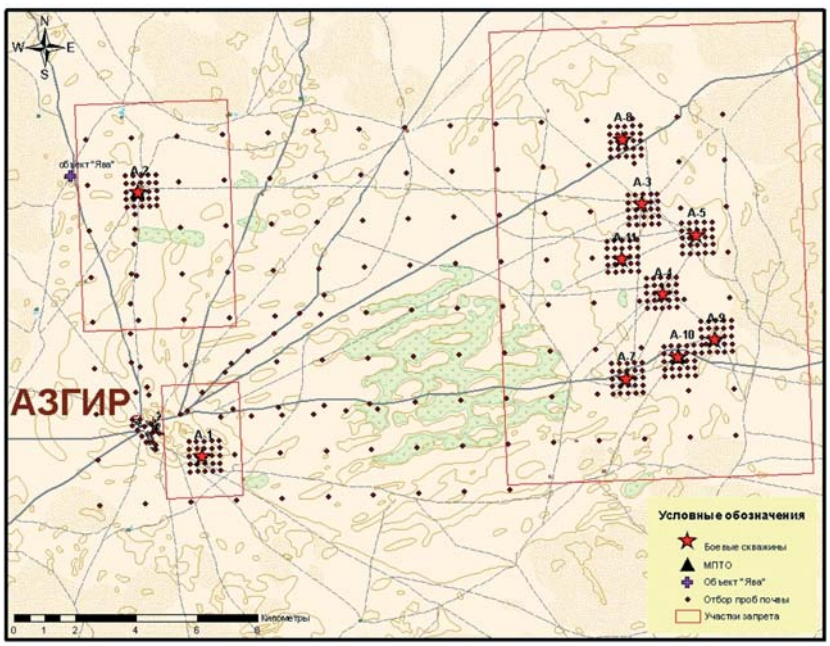


Рисунок 2. Схема полигона «Азгир» с участками запрета буровых, геологоразведочных и других работ

По данным [3, 9] при всех газово-аэрозольных проявлениях в пределах санитарно-защитной зоны измерялись мощность дозы гамма-излучения, поверхностная бета-загрязненность почвы, плотность потока бета-частиц, объемная активность радиоактивных газов и аэрозолей. По окончании выхода газов измерялось содержание радионуклидов в почве и растениях. Следы от газово-аэрозольных факелов хорошо прослеживались переносными приборами. Особенно четко фиксировались места «приземления» газовой струи. Площади загрязнения грунта площадки А5 приведены в таблице 2.

Таблица 2.

Загрязненность грунта после взрыва А5

Уровень загрязнения, бета-частиц/см^2×мин.	20-100	100-300	300-1000	1000-3000	3000-10000	>10000
Площадь, тыс.м^2	94	35	8.6	2.4	1.0	0.1

В процессе вскрытия полостей (разбуриванием цементных пробок рабочих скважин или бурением технологических скважин), при исследованиях геофизических параметров полостей, изучении миграции радионуклидов, извлечении радиоактивных пород, отборе проб рассола, выполнении технологических операций различных назначений и из-за неосторожной работы, произошли локальные загрязнения с уровнями активности до 10^5 мкР/ч участков вокруг рабочих скважин на большинстве площадок, где также загрязнялись грунт, буровые растворы, отдельные узлы оборудования и механизмов до уровня 10^6 расп/(см^2·мин) по бета излучению и 10^4 расп/(см^2·мин) по альфа-излучению. Из-за некачественного проведения дезактивационных работ по восстановлению естественных характеристик почвенного покрова на площадках вскрываются участки локальных загрязнений, являющиеся источниками радиоактивного загрязнения окружающей среды вследствие ветровой и водной эрозии поверхностного слоя почв.

В связи с неблагополучным состояния здоровья населения была сделана попытка провести реконструкцию радиационной обстановки на территории полигона и вне его в момент проведения ядерных взрывов, хотя исходные данные (таблица 3) не отличались полнотой.

Таблица 3.

Реконструкция радиационной обстановки на полигоне и в его ареале

Площадка	Азгир		Балкудук		Расстояние от скважин, м	
	расст., км	доза, бэр	расст., км	доза, бэр	доза, 10 бэр	доза, 1 бэр
А1	1,5	0,140	26	0,002	150	500
А2	8	0,080	26	0,054	900	3100
А5	18	0,002	42	0,001	110	420
А8	17	0,300	41	0,120	750	3000

Наблюдение за радиоактивностью подземных вод в течение ряда лет (таблицы 4, 5) показывает, что уровень радиоактивности подземной воды в районе технологической скважины А3 практически не изменился (или изменился очень слабо). Это даёт основание предполагать, что поступление радионуклидов в подземные воды в районе технологических площадок (исключая технологическую площадку А1) произошло одномоментно при проведении подземных ядерных взрывов, вероятно в результате просачивания газообразных предшественников радионуклидов цезия-137 и стронция-90 (ксенона-137 и криптона-90). С другой стороны, малое изменение концентрации радионуклида цезия-137 в подземной воде технологической площадки А3 может свидетельствовать как об изолированности этой водоносной структуры, так и о

малой скорости движения подземной воды в том случае, если имеют место процессы перераспределения (сорбции-десорбции) радионуклидов цезия-137 между водовмещающей породой и подземной водой.

В подземных водах площадки А5 заметное содержание цезия-137 обнаружено в подземной воде, отобранной из наблюдательной скважины А5-2, находящейся на расстоянии 100 м от основной технологической скважины [10,11]. Удельная активность подземной воды по цезию-137 составила на 1990 год 18 Бк/л, которая несколько превышает уровень вмешательства - 11 Бк/л (НРБ-99), в то же время значительно превышает уровень глобального радиоактивного загрязнения поверхностных вод Мирового океана - $10^{-4} \div 10^{-3}$ Бк/л.

Таблица 4.

Содержание радионуклида цезия-137 в подземных водах площадок Азгира, Ки/л (Бк/л)

Площадка, скважина	Год наблюдения		
	1989	1990	1991
А1-1	-	$4{,}4 \times 10^{-9}$ (161,7)	$3{,}8 \times 10^{-9}$ (141,5)
А1-2	-	-	$3{,}8 \times 10^{-9}$ (141,5)
А1-3	-	$2{,}0 \times 10^{-9}$ (74,7)	$5{,}0 \times 10^{-10}$ (18,6)
А2-1	$1{,}1 \times 10^{-12}$ (0,04)	$1{,}1 \times 10^{-12}$ (0,04)	$5{,}3 \times 10^{-12}$ (0,19)
А2-2	$8{,}1 \times 10^{-13}$ (0,03)	$6{,}8 \times 10^{-13}$ (0,025)	$3{,}7 \times 10^{-12}$ (0,14)
А4-1	$5{,}6 \times 10^{-12}$ (0,21)	$9{,}7 \times 10^{-12}$ (0,36)	$2{,}3 \times 10^{-11}$ (0,84)
А4-2	$3{,}2 \times 10^{-12}$ (0,12)	$2{,}1 \times 10^{-12}$ (0,076)	$6{,}2 \times 10^{-12}$ (0,23)
А5-1	$2{,}8 \times 10^{-10}$ (10,2)	$1{,}6 \times 10^{-10}$ (6,1)	$1{,}9 \times 10^{-10}$ (7,0)
А5-2	-	$4{,}8 \times 10^{-10}$ (17,7)	$3{,}2 \times 10^{-10}$ (12,0)

Таблица 5.

Содержание радионуклида цезия-137 в подземных и поверхностных водах площадок Азгира

Год наблюдения	А3		А7		А9	
	Бк/л	Ки/л	Бк/л	Ки/л	Бк/л	Ки/л
1981	2,5	$6{,}7 \times 10^{-11}$	-	-	1,5	$4{,}0 \times 10^{-11}$
1982	2,9	$7{,}8 \times 10^{-11}$	-	-	0,9	$2{,}4 \times 10^{-11}$
1983	1,9	$5{,}1 \times 10^{-11}$	0,14	$3{,}8 \times 10^{-12}$	0,5	$1{,}3 \times 10^{-11}$
1984	1,7	$4{,}5 \times 10^{-11}$	0,11	$2{,}9 \times 10^{-12}$	0,42	$1{,}2 \times 10^{-11}$
1985	-	-	-	-	0,24	$6{,}6 \times 10^{-10}$
1989	1,9	$5{,}1 \times 10^{-11}$	-	-	-	-
1990	0,66	$1{,}8 \times 10^{-11}$	-	-	-	-
1991	7,2	$1{,}9 \times 10^{-10}$	-	-	-	-

Как известно [12], в районах с жестким аридным климатом виды растений, сформированные в этих условиях, обладают относительно высокой радиоустойчивостью, особенно это касается ксерофитов, к экологической группе которых относится большинство имеющихся здесь растений. Это касается и культурных растений, в част-

ности, зерновых, произрастающих в засушливых условиях степей. Известно также [13], что при облучении естественной УФ-радиацией, особенно коротковолновой, происходят ощутимые сдвиги в организмах и формируется механизм защиты от лучевого поражения. Кроме того, засоление почвы отрицательно коррелирует с содержанием стронция-90 в растениях [14]. Все вышесказанное свидетельствует о том, что условия среды района исследования не способствуют, в целом, накоплению радионуклидов в растительном покрове.

6. ОЦЕНКА РАДИАЦИОННОЙ ОБСТАНОВКИ В СОВРЕМЕННЫЙ ПЕРИОД

Со времени передачи в 1998 году территорий бывшего полигона «Азгир» для выполнения радиоэкологического и радиационного мониторинга Институтом ядерной физики Национального ядерного центра РК (ИЯФ НЯЦ РК) в период с 1998 по 2003 гг. в рамках Республиканских целевых научно-технических программ «Развитие атомной энергетики в Казахстане», а по настоящее время в рамках отраслевой научно-технической программы «Развитие атомной энергетики в Республике Казахстан», а также программ по охране окружающей среды Министерства окружающей среды РК и акимата Атырауской области проводятся систематические исследования радиационной обстановки, которые послужили основой для разработки Программы системного комплексного мониторинга, утвержденной Атырауским областным управлением охраны окружающей среды 22 октября 2001 года и Положения о системе мониторинга, утвержденного Министерством природных ресурсов и охраны окружающей среды РК 21 июня 2006 года. Для проведения оперативного контроля радиационной ситуации на территории полигона «Азгир» и охраны объектов полигона создана Азгирская научно-производственная радиоэкологическая экспедиция ИЯФ НЯЦ РК, штат которой составляет 11 человек.

6.1. Радиационная обстановка на технологических площадках и прилегающих территориях

На территории бывшего полигона «Азгир» расположено 10 технологических площадок (А1÷А5, А7÷А11), 8 из которых находятся на расстоянии 17-20 км северо-восточнее п. Азгир, площадка А1 - на расстоянии 1,5 км к востоку, а площадка А2 – в 8 км к северу (рисунок 2).

В 1995 г. был проведен ряд исследований Национальным ядерным центром РК и Казгидрометом. Полученные результаты измерений мощности экспозиционной дозы гамма-фона показали, что уровни активности гамма-фона на площадках не превышали естественных уровней, а данные по содержанию цезия-137 в почве в основном подтверждают результаты Санкт-Петербургской экспедиции. Запас цезия-137 в грунте площадок местами превышал величину глобального запаса в почве (65 мКи/км^2) для Казахстана и Средней Азии. Загрязнение на территории площадок распределено неравномерно, имеет пятнистый характер и колеблется в широких пределах.

ИЯФ НЯЦ РК с 1996 г. проводит регулярный контроль радиационной обстановки на территории Азгирского полигона. Первые результаты радиометрических съемок и измерений удельного содержания радионуклидов в почвенном слое показали, что мощности экспозиционных доз (МЭД) на площадках в основном не превышали естественного уровня, кроме ограниченного количества отдельных точек, где значения МЭД доходили до 400 мкР/ч (площадки А2 и А5). Максимальное загрязнение зарегистрировано на площадке А3.

За прошедший период наиболее серьезная ситуация на полигоне сложилась в 1997 г., когда наблюдалось интенсивное образование провалов земной поверхности и массовое заболевание животных, по этому поводу комиссия ГКЧС выезжала в Азгир. Провалы имели бутылеобразную форму глубиной до 2 м и диаметром до 1,5 м. Появление провалов, очевидно, явилось следствием карстообразования в результате воздействия интенсивных в том году паводковых вод и атмосферных осадков. Это можно отнести к оползневым явлениям, возникающим как отдаленные последствия ПЯВ в виде нарушений сплошности среды в результате динамического воздействия в прошлом на надсолевые породы. Сотрудники ИЯФ НЯЦ РК, входившие в состав комиссии, провели детальное обследование радиационной ситуации, отбор проб почвы и их гамма-спектрометрический анализ и обнаружили повышение уровня концентрации цезия-137 в поверхностном слое почвы на площадках А2, А5 и А10. Вероятно, такие повышенные концентрации цезия-137 обусловлены выходом радионуклидов из траншейных захоронений, а также тем, что при проведении рекультивации силами российских специалистов отдельные радиоактивные пятна, к сожалению, остались, и произошло их обнажение из-за водной и ветровой эрозии почв. Для решения этих и других задач ИЯФ НЯЦ РК привлек средства Международного научно-технического центра (МНТЦ). В рамках проекта МНТЦ К-152 совместно с Казахским национальным университетом им. аль-Фараби были разработаны основы технологии уменьшения ветровой и водной эрозии почв Азгирского полигона с помощью использования полимерных структурообразователей.

Максимальные уровень (МЭД – 1200 мкР/ч) и количество пятен радиоактивных аномалий зафиксированы (по данным 1999 г.) на площадке А2. На площадках А3, А5 и А10 МЭД – 790, 400 и 290 мкР/ч, соответственно. Площади одиночных пятен загрязнения, где регистрировались повышенные уровни МЭД, находились в пределах 0,1÷0,2 м^2.

Радиометрические съемки в 2000 г. на Азгирском полигоне показали, что наибольший радиационный фон зафиксирован на площадках А2, А3 и А10, где максимальные уровни МЭД составили 560, 750 и 900 мкР/ч, соответственно. В результате, выполненных ИЯФ НЯЦ РК в 2000 г. работ по ликвидации радиоактивных пятен с МЭД более 1000 мкР/ч на площадках Азгирского полигона, число наиболее радиоактивных пятен уменьшилось.

6.1.1. Загрязнение почв радионуклидами искусственного происхождения

В 2005 году по заданию Министерства охраны окружающей среды РК в рамках программы 003 «Проведение научных исследований по комплексному обследованию территории военно-испытательных полигонов и прилегающих к нему регионов для выяснения их экологического состояния (Азгир)» ИЯФ НЯЦ РК было проведено де-

тальное исследование радиационного состояния территорий приустьевых площадок и прилегающих к ним территорий. Проведено изучение содержания основных дозообразующих элементов (плутоний, стронций, америций, цезий) в почвах указанных территорий. На основании полученных результатов в соответствии с «Критериями оценки экологической обстановки территорий», утвержденными Постановлением Правительства Республики Казахстан от 31 июля 2007 года № 653 сделан вывод, что уровень загрязненности территории полигона и прилегающих территорий искусственными радионуклидами практически не превышает фоновых уровней и соответствует требованиям, указанного выше документа.

Данный вывод полностью подтвержден результатами комплексного радиоэкологического обследования, выполненного ИЯФ НЯЦ РК в 2009 г. в рамках программы по исследованию бывшего полигона «Азгир» на экологическое состояние подземных вод.

В число изучаемых объектов окружающей среды были включены: почвы, поверхностные воды и основные источники водопотребления, растительность и воздух (определение радона). Аналитические исследования проводились в аккредитованных лабораториях Института ядерной физики с использованием аналитических методов, обеспечивающих количественное определение изотопов при их содержании в почвах на уровне глобальных выпадений.

На всей территории, относящейся непосредственно к полигону, площадью 265 кв. км, включая все технологические площадки, была проведена пешеходная радиометрическая съемка по сети 1,5 х 1,5 км (рисунок 2).

Территории вокруг технологических площадок размером 1 х 1 км исследованы по сети 250 х 250 м. Технологические площадки размером 100 м х 100 м исследованы по сети 10 х 10 м. Сгущение сети исследования обусловлено малыми размерами (0.5 ÷ 1 м) пятен рецидивного радиоактивного загрязнения почвенного грунта на технологических площадках. Пешеходная гамма-съемка на территориях выполнялась дозиметром-радиометром ДКС 96 при непрерывном прослушивании частоты следования импульсов. Привязка профилей и точек измерений проводилась с использованием приборов спутниковой навигации GPS с точностью ±10 м. Регистрация МЭД выполнялась на высоте 1 м от дневной поверхности. В точках исследований выполнен отбор проб почв с глубины 0-5 см. В таблице 6 представлены обобщенные результаты гамма-съемки

Таблица 6.

Обобщенные данные гамма-съемки на территории полигона (2009 г.)

Место исследования	Количество измерений	МЭД, мкЗв/ч		
		минимальное	среднее	максимальное
Территория полигона	120	0,05	0,09	0,14
Территория вокруг площадок	250	0,06	0,09	0,25
А1	25	0,07	0,10	0,11
А2	25	0,07	0,08	0,25
А3	25	0,06	0,09	0,13
А4	25	0,06	0,08	0,10
А5	25	0,07	0,08	0,11
А7	25	0,06	0,08	0,10

Место исследования	Количество измерений	МЭД, мкЗв/ч		
		минимальное	среднее	максимальное
А8	25	0,06	0,08	0,11
А9	25	0,06	0,9	0,12
А10	25	0,09	0,11	0,13
А11	25	0,06	0,08	0,11

Из приведенных данных следует, что практически везде за пределами технологических площадок на территории, непосредственно относящейся к территории полигона, интенсивность гамма-фона составляет 0,05–0,14 мкЗв/ч, что соответствует фоновым уровням и говорит об отсутствии загрязнения территории в настоящее время. Отмеченное одно значение в 0,25 мкЗв/ч по нормативам не является аномальным.

Результаты анализа проб почв по определению техногенных радионуклидов показывают:

- средние содержания изотопа цезий-137 находятся на уровне 20-30 Бк/кг, что практически является фоновым уровнем;
- уровень содержаний плутония-239+240 не превышает значения 1,2 Бк/кг, при среднем значении 0.66 Бк/кг;
- концентрации изотопа америция-241 не превышают 2 Бк/кг и в основном находятся на уровне предела определения используемой аналитической методики или ниже, что не позволяет сделать однозначные выводу об уровне его концентраций. Тем не менее, проведенные исследования позволяют говорить о пренебрежимо малом уровне загрязненности почв этим радионуклидом;
- совокупность полученных данных позволяет говорить, что уровень загрязненности территории полигона и прилегающих территорий практически не превышает уровня глобальных выпадений.
- измеренные значения удельной активности не превышают значения для $^{239+240}$Pu 2,8 Бк/кг и для ^{90}Sr (0,1 Бк/кг) в поверхностном почвенном слое.

Радиационная обстановка на технологических площадках и окружающих территориях не выходит за пределы установленных санитарно-гигиенических нормативов. Тем не менее, ввиду фактов появления рецидивных локальных пятен грунтов с повышенной радиоактивностью в пределах технологических площадок, необходимо продолжение постоянного контроля загрязненности почв на полигоне.

Ниже приведены средние значения концентраций ^{137}Cs, рассчитанные для всех изучаемых объектов:

Место исследования	Средняя концентрация ^{137}Cs, Бк/кг
Площадь, прилегающая к полигону Азгир (R-20 км)	26,1
Приустьевая площадка А1 (1*1 км)	21,2
Приустьевая площадка А2 (1*1 км)	24,1
Приустьевая площадка А3 (1*1 км)	29,5
Приустьевая площадка А4 (1*1 км)	26,6
Приустьевая площадка А5 (1*1 км)	26,3
Приустьевая площадка А7 (1*1 км)	24,0
Приустьевая площадка А8 (1*1 км)	25,8
Приустьевая площадка А9 (1*1 км)	27,3

Место исследования	Средняя концентрация ^{137}Cs, Бк/кг
Приустьевая площадка А10 (1*1 км)	39,1
Приустьевая площадка А11 (1*1 км)	29,4
Пятно 1 на площадке А2	5290 ± 120
Пятно 2 на площадке А2	1540 ± 80

Пятна радиоактивного загрязнения (ПРЗ)

Как отмечено выше, загрязнение на территории полигона отмечается лишь в пределах технологических площадок, распределено неравномерно и имеет пятнистый характер. Ниже рассмотрены особенности загрязнения на отдельных площадках.

Площадка А1. В 2000 году в пределах площадки у боевой скважины (рисунок 3) были отмечены загрязненные участки почвы со значениями МЭД до 700 мкР/ч (рисунок 4), а данные по содержанию цезия-137 в почве местами существенно превышали величину глобального запаса в почве для Казахстана и Средней Азии – 65 мКи/км^2.

Рисунок 3. Боевая скважина А1

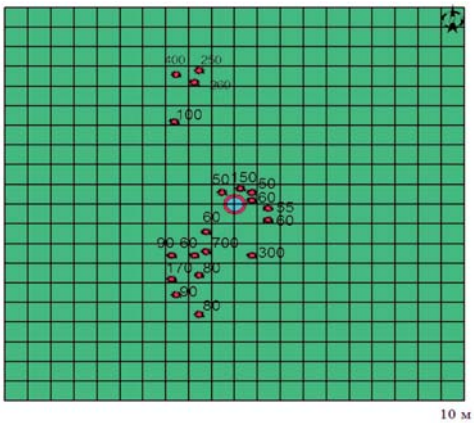


Рисунок 4. Схема расположения пятен загрязнения на площадке А1 (2000 г.)

После рекультивационных работ 2001 года в приповерхностном хранилище на площадке А2 было утилизировано 180 кг радиоактивного грунта. По данным радиоэкологического обследования (ИЯФ НЯЦ РК, 2005 г.) в настоящее время радиационная обстановка обусловлена естественным фоном. Значения МЭД не превышают 0,13 мкЗв/ч (рисунок 5). На территории площадки расположен пост мониторинга радионуклидного состава почвы. В связи с особенностями геологического строения в районе площадки периодически образуются карстовые провалы в виде воронок глубиной до 1 м. В целях ограничения доступа на площадку установлено ограждение квадратной формы с длиной сторон 45 м.

Площадка А2 (рисунок 6) характеризовалась как наиболее загрязненная среди площадок Азгирского полигона, как по числу радиоактивных участков, так и по значениям МЭД. Перед проведением работ по дезактивации загрязненных участков в 2001 г. на площадке были отмечены значения МЭД до 400 мкР/ч (рисунок 7), по-

сле их завершения максимальная МЭД зарегистрирована на уровне 95 мкР/ч. В процессе рекультивации утилизировано в приповерхностном хранилище на площадке А2 2040 кг радиоактивного грунта.

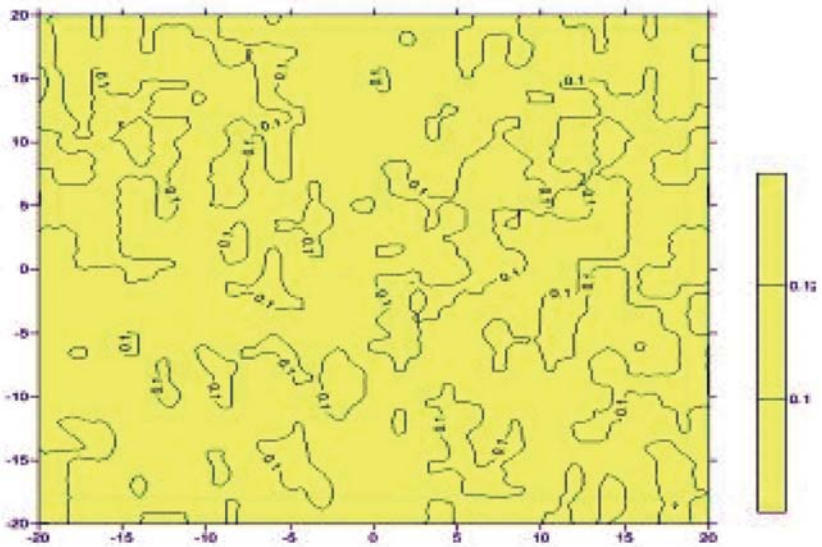


Рисунок 5. Картограмма МЭД (мкЗв/ч) на площадке А1 (2005 г.)

Рисунок 6. Технологическая площадка А2

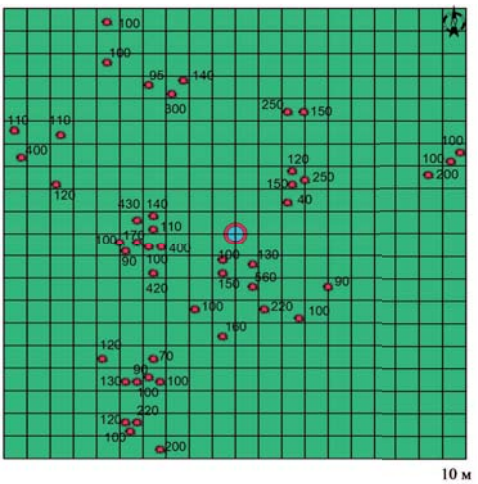


Рисунок 7. Схема расположения пятен загрязнения на площадке А2 (2000 г.)

При проведении радиоэкологического обследования в 2005 г. (ИЯФ НЯЦ РК) на площадке зафиксированы рецидивные локальные пятна радиоактивного загрязнения почвы (рисунок 8). На основании результатов обследования выполнена повторная рекультивация территории площадки, в результате которой значения МЭД на площадке не превышают 30 мкЗв/ч.

В целях ограничения доступа на площадку установлено внутреннее ограждение в виде окружности с диаметром 80 м и наружное ограждение квадратной формы с длиной сторон 120 м. На территории площадки расположен пост мониторинга радионуклидного состава почвы.

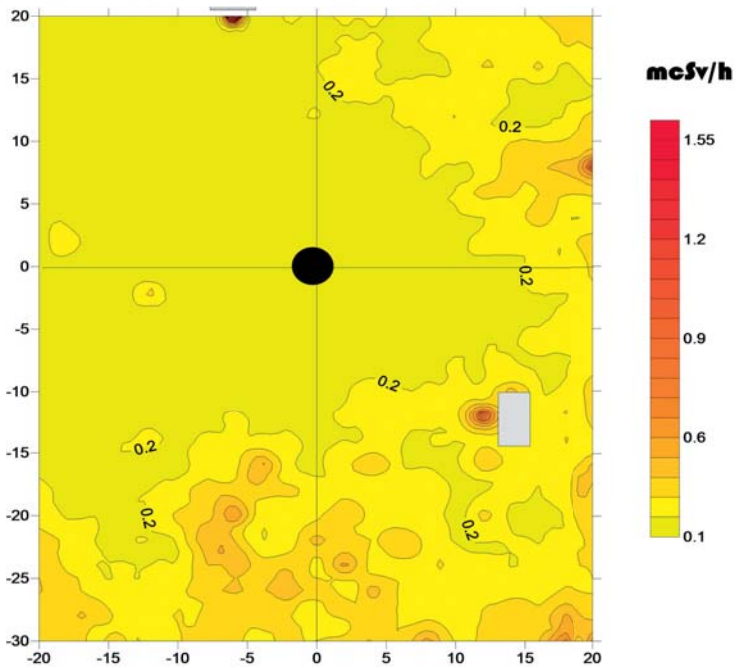


Рисунок 8. Картограмма МЭД (мкЗв/ч) на площадке А2 (2005 г.)

Площадка А3 (рисунок 9). Радиационная ситуация и радионуклидное загрязнение характеризовались здесь как достаточно умеренные. Перед рекультивационными работами 2001 года на площадке отмечались значения МЭД до 700 мкР/ч (рисунок 10), после их окончания значения МЭД зафиксированы в интервале от 25 до 40 мкР/ч. С загрязненных утилизировано 180 кг радиоактивного грунта в хранилище на площадке А10. В связи с появлением рецидивных пятен радиоактивного загрязнения почвы, обнаруженных при радиоэкологическом обследовании, выполненном ИЯФ НЯЦ РК в 2005 г. (рисунок 11) выполнена повторная рекультивация территории площадки. На территории площадки расположен пост мониторинга радионуклидного состава почвы и установлено ограждение в виде окружности с диаметром 40 м.

Рисунок 9. Технологическая площадка А3

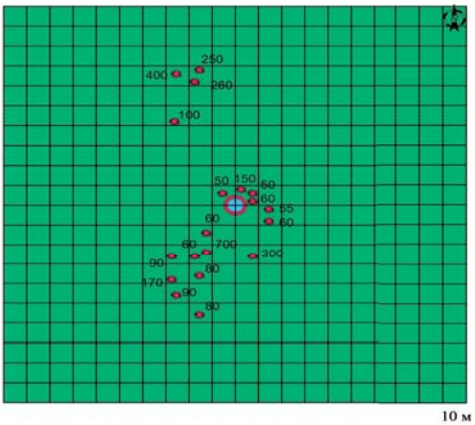


Рисунок 10. Схема расположения пятен загрязнения на площадке А3 (2000 г.)

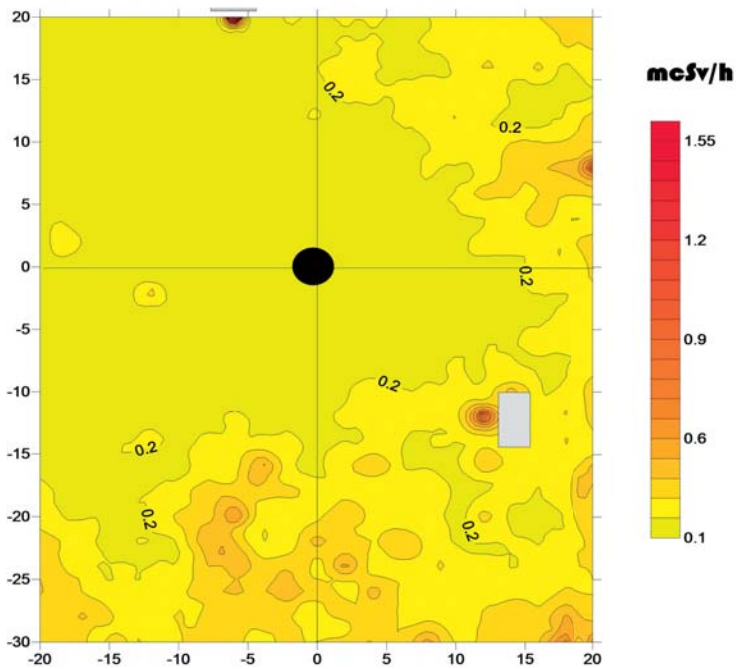


Рисунок 11. Картограмма МЭД (мкЗв/ч) на площадке А3 (2005 г.)

Площадка А4 (рисунок 12). В связи с аварией, произошедшей при вскрытии полости, работы по ее исследованию на площадке не проводились. Радиационная обстановка на территории нормальная в пределах естественного регионального фона (рисунок 13). Единичное пятно загрязненного грунта было дезактивировано в 2007 году. На площадке расположен пост мониторинга радионуклидного состава почвы и установлено ограждение в виде окружности с диаметром 40 м.

Рисунок 12. Технологическая площадка А4

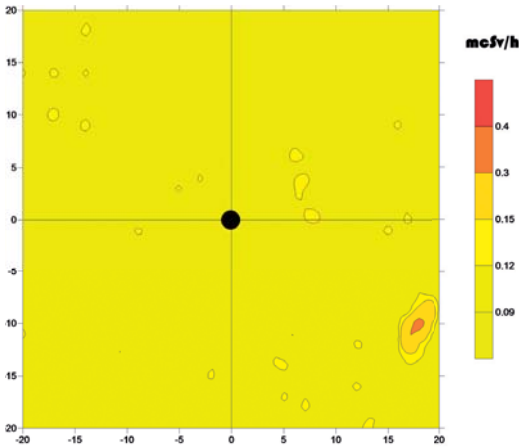


Рисунок 13. Схема расположения пятен загрязнения на площадке А4 (2000 г.)

Площадка А5 (рисунок 14) так же, как и площадка А3, характеризовалась по отношению к радиоактивным загрязнениям как имеющая достаточно умеренные параметры. До проведения очистных работ 2001 г. радиационная ситуация на площадке была следующей: значения МЭД находились в интервале от 40 до 300 мкР/ч (рисунок 15). После окончания очистных работ значения МЭД отмечались от 12 до 30 мкР/ч. На площадке в 2001 г. собрано и вывезено на хранилище (А10) 360 кг радиоактивного грунта. В связи с появлением рецидивных пятен радиоактивного загрязнения почвы, обнаруженных при радиоэкологическом обследовании, выполненном ИЯФ НЯЦ РК, в 2005 г. (рисунок 16) выполнена повторная рекультивация территории площадки. На территории площадки расположен пост мониторинга радионуклидного состава почвы. В целях ограничения доступа на площадку установлено внутреннее ограждение в виде окружности с диаметром 50 м и наружное ограждение квадратной формы с длиной сторон 100 м.

Рисунок 14. Технологическая площадка А5

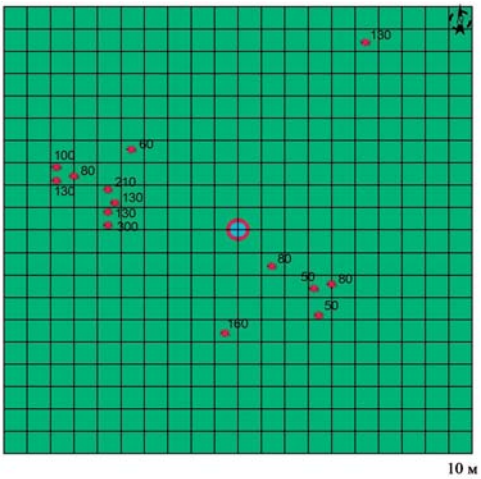


Рисунок 15. Схема расположения пятен загрязнения на площадке А5 (2000 г.)

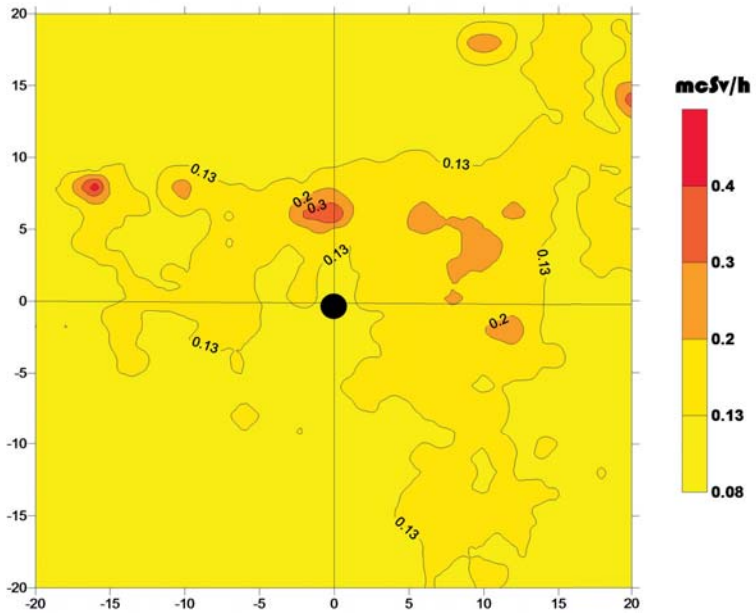


Рисунок 16. Картограмма МЭД (мкЗв/ч) на площадке А5 (2005 г.)

Площадка А7 (рисунок 17) До рекультивационных мероприятий 2001 г. значения МЭД находились в интервале от 20 до 60 мкР/ч, а после их завершения на площадке регистрируется нормальная обстановка, радиационный фон в пределах естественных значений (рисунок 18). На площадке в 2001 г. утилизировано в хранилище (А10) 60 кг грунта с одного локального пятна. На площадке расположен пост мониторинга радионуклидного состава почвы и установлено ограждение в виде окружности с диаметром 40 м.

Рисунок 17. Технологическая площадка А5

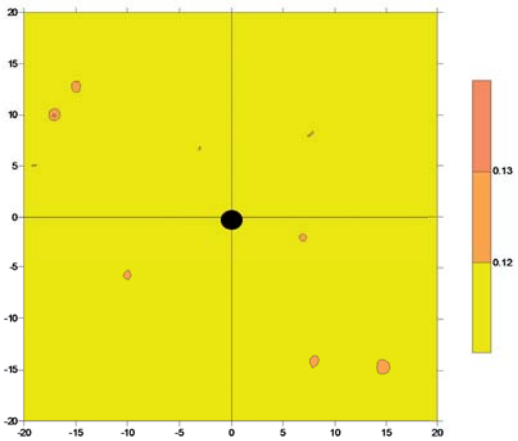


Рисунок 18. Схема расположения пятен загрязнения на площадке А5 (2000 г.)

Площадки А8 и А11 (рисунки 19, 20) - характеризуются как не имеющие на своих территориях радиоактивных аномалий. На рисунках 21 и 22 отражен характер распределения МЭД на территориях площадок. На площадках расположено по одному посту мониторинга радионуклидного состава почвы и установлены ограждения в виде окружностей с диаметром 40 м. Рекультивационные работы на площадках не проводились.

Рисунок 19. Технологическая площадка А8

Рисунок 20. Технологическая площадка А11

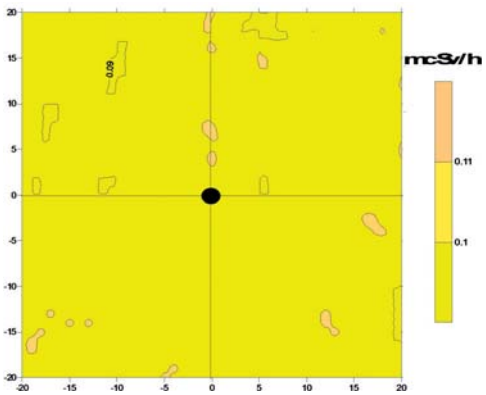


Рисунок 21. Картограмма МЭД (мкЗв/ч) на площадке А8 (2005 г.)

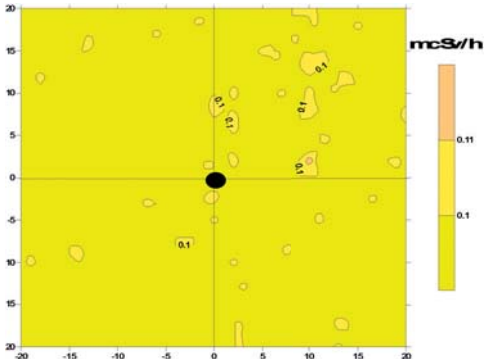


Рисунок 22. Картограмма МЭД (мкЗв/ч) на площадке А11 (2005 г.)

Площадка А9 расположена на южном склоне Восточного соляного купола. Особенностью площадки является наличие провальной диаметром около 500 м и глубиной около 30 м, причем устье боевой скважины расположено за контуром воронки (рисунок 23). На рисунке 24 показана воронка, заполненная грунтовыми водами. Вокруг образовавшегося озера широкое распространение получили карстовые воронки и провалы. По данным радиационного обследования и по результатам постоянного мониторинга территория площадки характеризуется значениями МЭД на уровне естественного гамма-фона (рисунок 25). Несмотря на то, что при определении искусственных радионуклидов использовались чувствительные методики, имеющие предел обнаружения значительно ниже предельно допустимого уровня, обнаружить данные радионуклиды в водах образовавшегося озера не удалось. На площадке расположен пост мониторинга радионуклидного состава почвы и воды.

Рисунок 23. Технологическая площадка А9

Рисунок 24. Провальная воронка на площадке А9

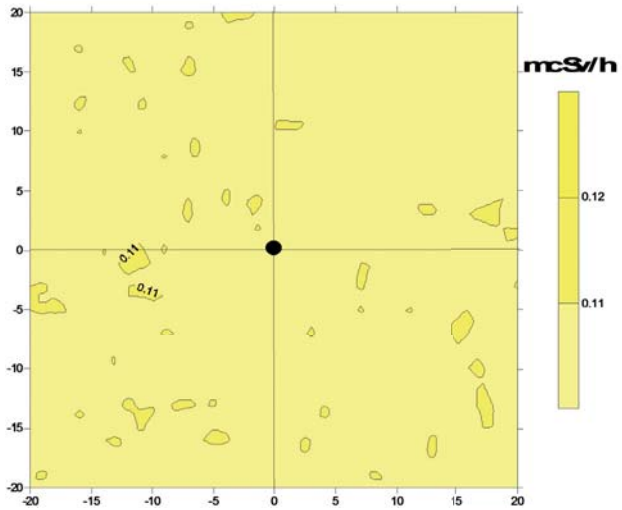


Рисунок 25. Картограмма МЭД (мкЗв/ч) на площадке А9 (2005 г.)

Площадка А10 (рисунок 26). Радиационная обстановка на площадке характеризовалась как сложная из-за большого количества участков с радиоактивным загрязнением и высокими значениями МЭД. В 2001 г. проведена очистка загрязненных участков площадки с наиболее высокими значениями МЭД. Перед ликвидацией загрязненных участков значения МЭД в 2000 г. находились в диапазоне от 80 до 800 мкР/ч на 63 загрязненных участках, после - в пределах от 40 до 70 мкР/ч (таблица 7). В 2001 г. утилизировано 420 кг радиоактивного грунта, который размещен на месте в хранилище.

Рисунок 26. Технологическая площадка А10

Основные работы по рекультивации проведены в 2007 г. (таблица 8) и, в основном, имели целью утилизацию радиоактивных металлоотходов, размещенных на временное хранение в пределах внешнего ограждения площадки. Здесь было складировано около 100 единиц непригодных к дальнейшему использованию

механизмов, оборудования и материалов. Площадь, занятая для хранения металлолома составляла около 40 000 кв. м. Однако загрязненными являлись лишь 4 объекта:

1. Платформа у ворот – 0,4 – 0,7 мкЗв/ч;
2. Гусеница – 0,62 мкЗв/ч;
3. Бункер – 0,52 мкЗв/ч;
4. Насос – на расстоянии 1 м 0,38мкЗв/ч, внутри – 9 мкЗв/ч.

Все объекты по данным полевой гамма-спектрометрии были загрязнены изотопом цезий-137. Под платформой, у гусениц и у насоса был загрязнен грунт.

В настоящее время, по данным радиоэкологического обследования (ИЯФ НЯЦ РК, 2009 г.), после выполнения рекультивационных работ радиационная обстановка на площадке нормальная. На площадке расположен пост мониторинга радионуклидного состава почвы и установлено ограждение в виде четырехугольника (130 х 170 м).

Таблица 7.

Результаты гамма- съемки загрязненных пятен на площадке А10 (2001 г.)

№ точек измерений	МЭД, мкР/ч до реабилитации	МЭД, мкР/ч после реабилитации	№ точек измерений	МЭД, мкР/ч до реабилитации	МЭД, мкР/ч после реабилитации
А2	60	20	Б103-1	150	40
А16	100	25	Б103-2	130	35
А43-1	270	35	Б117-1	200	40
А43-2	280	25	Б117-2	170	30
А51	90	20	Б117-3	80	52
А54	110	25	Б122	150	69
А62	80	20	Б124-1	150	35
Б53-1	170	30	Б124-2	90	39
Б53-2	90	35	Б124-3	150	35
Б64	190	30	Б124-4	90	25
Б70-1	100	35	Б125-1	120	30
Б70-2	110	30	Б125-2	800	42
Б72-1	90	36	Б126-1	100	32
Б72-2	80	30	Б126-2	110	30
Б80-1	160	30	Г1	60	32
Б80-2	400	30	Г2	60	30
Б87	80	30	Г11	100	32
Б90	130	40	Г21-1	110	38
Б91	110	30	Г21-2	80	36
Б102-1	90	30	Г42	80	30
Б102-2	100	37	Г52	40	30

Таблица 8.

Результаты гамма- съемки загрязненных пятен на площадке А10 (2007 г.)

Сектор, квадрат	МЭД, мкЗв/ч до реабилитации		МЭД, мкЗв/ч после реабилитации		Сектор, квадрат	МЭД, мкЗв/ч до реабилитации		МЭД, мкЗв/ч после реабилитации	
	H=3 см	H=100 см	H=3 см	H=100 см		H=3 см	H=100 см	H=3 см	H=100 см
А2	0.5	0.3	0.35	0.25	Б117	1.6	0.7	0.39	0.30
А16	0.6	0.3	0.30	0.20	Б124-1	0.7	0.4	0.30	0.28
А43	1.2	0.6	0.30	0.20	Б124-2	0.5	0.4	0.25	0.20
А52-62	0.7	0.4	0.38	0.32	Б125	1.1	0.3	0.35	0.30
А54	1.2	0.6	0.38	0.35	Б126	0.7	0.4	0.25	0.20
Б61-1	1.1	0.7	0.25	0.20	В1	0.4	0.3	0.25	0.20
Б61-2	0.7	0.4	0.20	0.15	В11	0.5	0.3	0.20	015
Б52	0.9	0.4	0.30	0.25	В21	0.7	0.4	0.30	0.25
Б53	0.8	0.4	0.30	0.25	В22-1	0.4	0.3	0.20	0.15
Б72	0.6	0.4	0.38	0.30	В22-2	0.6	0.3	0.25	0.20
Б72-82	1.2	0.8	0.20	0.15	В32	0.6	0.4	0.25	0.20
Б86	0.5	0.3	0.20	0.15	В41	0.5	0.4	0.20	0.15
Б87	0.4	0.3	0.15	0.12	В42	0.8	0.6	0.30	0.25
Б88	0.7	0.3	0.25	0.20	В53	0.4	0.3	0.20	0.15
Б90	0.5	0.3	0.20	0.15	Г27	0.6	0.3	0.30	0.25
Б91	1.1	0.6	0.35	0.30	Г28-1	1.1	0.5	0.30	0.25
Б102	0.8	0.4	0.30	0.25	Г28-2	0.6	0.3	0.35	0.30
Б103	1.2	0.4	0.36	0.33	Г49	1.2	0.5	0.35	0.30
Б112-113-122-123	2.1	1.0	0.30	0.25	Г50	0.8	0.4	0.25	0.20
Б113	0.5	0.3	0.20	0.15	Г69	1.8	0.5	0.35	0.30

6.1.2. Загрязнение почв тяжелыми металлами

Наряду с изучением техногенного радиоактивного загрязнения, ИЯФ НЯЦ РК в течение продолжительного времени проводит исследования макро- и микроэлементного состава объектов окружающей среды. По результатам исследований с использованием высокоточных методов анализа наличия в почвах 24 элементов не зафиксировано содержания в почве тяжелых металлов выше допустимых уровней.

6.2. Радиоэкологическая обстановка в близлежащих населенных пунктах

В 2005 и 2009 гг. проведены работы по комплексной оценке качества окружающей среды в трех населенных пунктах: Азгир, Балкудук и Суюндук, находящихся в зоне максимального потенциального влияния бывшего полигона «Азгир». Оценка проводилась по следующим параметрам: уровень загрязненности почв искусственны-

ми радионуклидами, уровень содержания искусственных радионуклидов в воздухе, качество поверхностных и питьевых вод по параметрам: микро- и макроэлементный состав, радионуклидный состав (включая тритий).

На территориях населенных пунктов выполнено измерение гамма-фона в 187 точках. В п. Азгир – 29 измерений на улицах, 4 – на целине и 25 – в домах; в п. Балкудук – 34 измерения на улицах, 5 – на целине и 25 – в домах; в п. Суюндук – 35 измерений на улицах, 5 – на целине и 25 – в домах. Отобраны пробы объектов окружающей среды: пробы почв в п. Азгир – 23 шт., в п. Балкудук – 31 шт., в п. Суюндук – 31 шт.; пробы растительности в количестве 12 шт. – по три пробы на поселок и пробы воды из источников питьевого и хозяйственного назначения (колодцев) в количестве 10 шт. Реестры отобранных проб приведены в приложении в таблицах П1, П2, П5. В жилых и хозяйственных помещениях произведено измерение эквивалентной объемной активности радона (ЭРОА) в количестве 68 измерений. Радоновая съемка выполнялась радонометром «Рамон-Радон-01» по стандартной методике. Результаты обследования населенных пунктов представлены в таблицах 9–11 и рисунке 27.

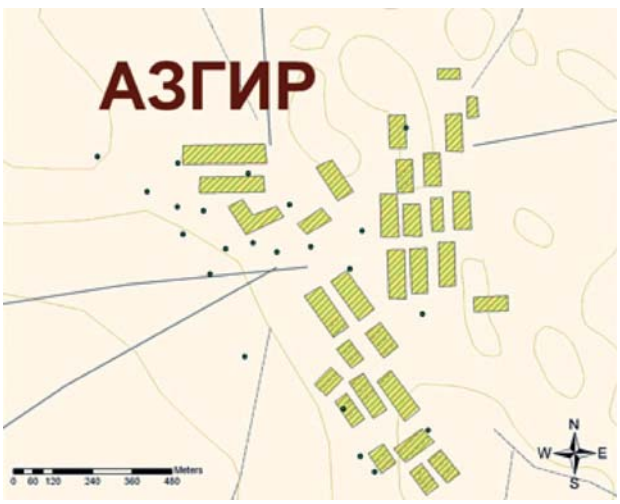


Рисунок 27. Картограмма точек измерения МЭД и отбора проб почвы в п. Азгир

Уровень гамма-фона (таблица 9) в обследованных поселках соответствует значениям естественного фона для данного региона. Как следует из таблицы 10, значения ЭРОА в среднем составляют 65–122 Бк/м^3. Отмечены единичные значения, превышающие 200 Бк/ м^3, что связано со слабым проветриванием помещений.

Выполнена выборочная индивидуальная дозиметрия населения (7 человек). Дозиметрия произведена среди персонала Азгирской научно-производственной радиоэкологической экспедиции, как наиболее критичной части населения (таблица 11).

Таблица 9.

Результаты гамма-съемки поселков

	Кол-во измерений	МЭД, мкЗв/ч		
		минимальное	среднее	максимальное
п. Азгир	33	0,05	0,07	0,11
п. Балкудук	37	0,05	0,07	0,09
п. Суюндук	40	0,05	0,08	0,1

Таблица 10.

Результаты измерения эквивалентной равновесной объемной активности радона

	Кол-во измерений	$ЭРОА_{Ra}$, Бк/м^3		
		минимальное	среднее	максимальное
п. Азгир	24	1,0	65	249
п. Балкудук	23	10	76	221
п. Суюндук	21	28	122	233

Таблица 11.

Результаты индивидуальной дозиметрии персонала Азгирской научно-производственной экспедиции за второй квартал 2009 года

№ п/п	Ф.И.О.	Эффективная доза За квартал, мЗв
1	Губашов Р.К.	0,089
2	Губашов Х.Г.	0,125
3	Жумакулов Н.Б.	0,097
4	Имангалиев А.К.	0,063
5	Калиев А.К.	0,099
6	Салихов С.Г.	0,089
7	Утешов А.	0,102

Результаты определения удельного содержания ^{137}Cs, ^{241}Am, $^{239+240}Pu$ и ^{90}Sr в поверхностном почвенном грунте поселков Азгир, Балкудук и Суюндук позволяют констатировать, что влияние полигона Азгир на уровень загрязненности почв в обследованных поселках незначимо. Сравнение средних значений концентрации ^{137}Cs в почвенном слое указанных поселков с уровнем глобальных выпадений приведено в таблице 12.

Таблица 12.

Сравнение средних значений концентрации ^{137}Cs в почвенном слое поселков с уровнем глобальных выпадений

Фоновый участок (п.Ганюшкино)	4,6 Бк/кг
п. Балкудук	7,6 Бк/кг
п. Азгир	9,0 Бк/кг
Уровень глобальных выпадений (для Северного полушария)	10-50 Бк/кг

6.3. Экологическое состояние подземных вод

К настоящему времени информация о наличии техногенных радионуклидов в подземных водах на территории бывшего полигона «Азгир» недостаточна. До настоящего времени она основывается в основном на результатах исследований загрязненности техногенными радионуклидами подземных вод при эксплуатации полигона российскими специалистами и данных мониторинга радионуклидного состава первого водоносного горизонта на территории полигона «Азгир» и прилегающих к нему территорий, проводимых ИЯФ НЯЦ РК.

6.3.1. Загрязнение подземных вод радионуклидами искусственного происхождения

По данным Радиевого института им. Хлопина (г. Санкт-Петербург) было отмечено в районе площадок А1, А2, А3, А5 заражение радионуклидами подземных вод нижних водоносных горизонтов, не используемых для водоснабжения. Радиоактивное загрязнение окружающего полость А1 массива было зафиксировано в приповерхностных зонах соляного купола Западный Азгир, также было отмечено наличие радиоактивности подземной воды в районе скважины А3. Во всех случаях концентрации техногенных радионуклидов в водах значительно ниже предельно допустимых концентраций для пресной воды. Последние измерения содержания радионуклидов в подземных водах площадок полигона были проведены российскими специалистами в 1991 году.

ИЯФ НЯЦ РК в 2009 году после восстановления части гидрогеологических скважин исследован радионуклидный состав пластовых вод первого водоносного горизонта на площадках А1 и А2. При использовании высокоточных аналитических методов зафиксированы концентрации искусственных радионуклидов в 10–100 раз ниже предельно допустимых уровней.

По результатам исследований не обнаружено наличия техногенных радионуклидов в составе воды колодцев прилегающих поселков. Дополнительно проведено исследование присутствия в воде трития – тяжелого изотопа водорода, нарабатываемого в процессе ядерных взрывов и обладающего чрезвычайно-высокой подвижностью. В результате работ установлено, что отсутствие трития в исследованных водах позволяет сделать вывод об отсутствии влияния полигона «Азгир» на качество источников водопользования, тем не менее, нельзя исключить влияние в будущем. Мониторинг состава подземных вод необходимо продолжать, так как в случае изменения геологической ситуации в регионе в результате сейсмической активности, несанкционированной технологической деятельности существует риск поступления радиоактивных рассолов из полостей в вышележащие горизонты.

6.3.2. Показатели качества подземных вод, связанные с природными факторами

В процессе комплексного обследования территории полигона «Азгир» и прилегающих к нему регионов для выяснения их экологического состояния исследованы воды, из колодцев населённых пунктов Азгир и Балкудук и из открытого водоёма на площадке А9. На рисунке 28 приведены результаты мониторинга элементного соста-

ва по данным 2010 и 2011 годов. Данные колодцы являются основными источниками водоснабжения данной местности. Во всех пробах содержание натрия превышает допустимые гигиенические нормативы, в отдельных пробах наблюдается превышение установленных санитарных нормативов по ряду показателей, таких как общая минерализация, содержание хлоридиона, содержание магния и марганца. Основываясь на интегральных показателях (суммарный показатель вредности) можно сделать однозначный вывод о непригодности исследованных поверхностных вод и источников водоснабжения для питьевых целей.

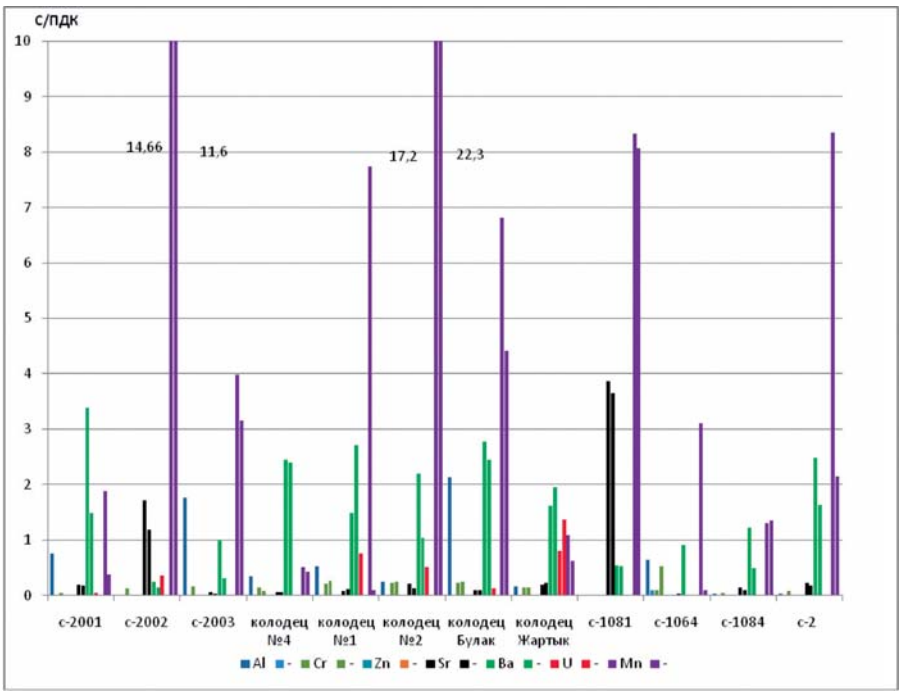


Рисунок 28. Сравнение концентраций микроэлементов с ПДК для питьевой воды

Как следует из гистограмм, приведенных на рисунке 28, значительно превышают ПДК для питьевой воды концентрации бария, стронция, марганца. В целом микроэлементный состав подземных вод в исследованных скважинах и колодцах по сравнению с данными мониторинга, проведенного в 2010 году не претерпел существенных изменений, а зафиксированные различия обусловлены сезонным фактором.

ВЫВОДЫ:

- В настоящее время радиационная обстановка на технологических площадках полигона «Азгир» и прилегающих территориях не выходит за пределы установленных санитарно-гигиенических нормативов.

- Необходимо продолжение постоянного радиоэкологического мониторинга на полигоне «Азгир» ввиду рисков появления рецидивных локальных пятен грунтов с повышенной радиоактивностью в пределах технологических площадок и распространения радионуклидов с подземными водами.
- Основным неблагоприятным экологическим фактором в поселках Азгир и Балкудук является обусловленное природными факторами качество питьевой воды.

7. РАСЧЕТ ЭФФЕКТИВНЫХ ДОЗ ИОНИЗИРУЮЩЕГО ИЗЛУЧЕНИЯ ДЛЯ НАСЕЛЕНИЯ ВБЛИЗИ ПОЛИГОНА

Основной задачей радиационного мониторинга окружающей среды является оценка эквивалентных доз от всех источников и значительная часть программы радиационного мониторинга связана с расчётом эквивалентных доз и сравнением их с установленными государственными дозовыми пределами.

Расчёт эффективной дозы проведён по Методике ИЯФ НЯЦ РК № 34-01-22/1201 от 29.12.99 года, согласованной с Республиканской СЭС РК. Дозовые коэффициенты использованы из НРБ-99 (Нормы радиационной безопасности). Представляет интерес также оценка последствий облучения по п.п. 2.7 и 2.8 НРБ-99, т.е. риска возникновения летальных стохастических эффектов от воздействия ионизирующего излучения (радиационного риска) и вероятности потери времени жизни для индивидуума из населения п. Азгир. Результаты расчёта радиационных последствий представлены в таблице 13.

Таблица 13.

Оценка эффективной дозы

Параметр	Ед. измер.	Значение
эффективная доза	Зв/год	$1{,}9 \cdot 10^{-3}$
в т.ч от искусств. радионуклидов		$2{,}2 \cdot 10^{-5}$
радиационный риск	летальный исход/год	$1{,}4 \cdot 10^{-4}$
в т.ч. за счёт искуств. радионуклидов		$1{,}6 \cdot 10^{-6}$
Вероятная потеря времени жизни за 60 лет		41 дней
в т.ч. за счёт искусств. радионуклидов		10,8 час

- Следует отметить, что результаты расчётов несколько завышены вследствие применения дозовых коэффициентов для наиболее критичных групп населения и для наиболее токсичных химических форм соединений с радионуклидами.
- Дозы от внешнего излучения искусственных радионуклидов цезия и стронция также завышены из-за неучёта процессов миграции (горизонтальной и вертикальной).

8. СОДЕРЖАНИЕ ВЫПОЛНЕННЫХ РАБОТ ПО НОРМАЛИЗАЦИИ РАДИАЦИОННОЙ ОБСТАНОВКИ

В соответствии со статьей 143 Земельного кодекса РК земельные участки, на которых проводились испытания ядерного оружия, могут быть предоставлены Правительством Республики Казахстан в собственность или землепользование только после завершения всех мероприятий по ликвидации последствий испытания ядерного оружия и комплексного экологического обследования. Во исполнение данного документа на основании результатов мониторинга ИЯФ НЯЦ РК в 2005 г. проведена инвентаризация радиоактивно-загрязненных участков грунта на территории полигона и металлолома на временной площадке хранения.

По результатам выполненных исследований разработан и согласован регламент по ликвидации участков радиоактивного загрязнения на технологических площадках полигона «Азгир». В соответствии с разработанным регламентом в 2001 и 2007 гг. проведены работы по устранению наиболее опасных пятен радиоактивного загрязнения на территории площадок А1, А2, А3. А4, А5, А10, которые могут представлять потенциальную опасность для населения, и карстовых провалов грунта в районе площадок А1 и А9.

При проведении работ учтено, что загрязнение представлено радиоактивно загрязненным грунтом (среднее значение удельной активности основного дозообразующего радионуклида ^{137}Cs составило 2687 Бк/кг) и металлоломом, не относящимися к категории радиоактивных отходов. Основанием является не превышение фактической удельной активности загрязненных материалов нормативных значений. Ликвидация пятен радиоактивного загрязнения (ПРЗ) осуществлялась путем выборки загрязненного грунта на необходимую глубину (до 30 см) без применения средств механизации. Транспортировка к могильнику производилась с соблюдением правил перевозки радиоактивных отходов. Ввиду малых размеров ПРЗ специальных мероприятий по восстановлению территории не потребовалось (кроме засыпки чистым грунтом очищенных участков).

При утилизации загрязненного металлолома возникла необходимость его предварительного фрагментирования, т. е. отделения и выборки загрязненной части металлолома от основного нерадиоактивного массива (рисунок 29).

Большеразмерные и массивные нетранспортабельные радиоактивные фрагменты подвергнуты разделке на части для оптимальной перевозки и закладки в приповерхностное траншейное захоронение.

Для захоронения радиоактивного грунта с площадок, находящихся на Западном и Восточном куполах, подготовлены приповерхностные пункты хранения материалов ограниченного использования на территориях площадок А2 и А10. Породы в этих местах представлены темно-серыми плотными мергелистыми вязкими глинами с прослоями суглинков и мелкозернистого песка. Глубина проявления первого от поверхности водоносного слоя на площадке А2 составляет 18 м, а на площадке А10 - 8 м. Утилизировано в 2007 г. в двух приповерхностных захоронениях 9150 кг грунта и 1900 кг фрагментов металлолома (рисунок 30).

Рисунок 29. Фрагментирование загрязненного металлолома

Рисунок 30. Размещение радиоактивного металлолома и грунта в МПТО-10

После выполнения рекультивационых работ проведена оценка их эффективности, которая показала, что радиационная обстановка на полигоне не превышает нормативов для почв относительно благополучных территорий по критерию радиоактивного загрязнения, установленных «Критериями оценки экологической обстановки территорий», утвержденными Постановлением Правительства Республики Казахстан от 31 июля 2007 года № 653. По результатам всех проведенных исследований в 2008 году создана база данных, которая установлена в ИЯФ НЯЦ РК и Акимате Атырауской области.

Для обеспечения надежного и гарантированного ограничения доступа в санитарно-защитные зоны технологических площадок установлены ограждения на расстоянии не ближе 30 м от репера боевой скважины.

Ограждения выполнены из металлических стоек диаметром не менее 80 мм, высотой 2200 мм (высота ограждения над землей 1500 мм), с расстоянием между стойками 3000 мм. На стойках закреплены три ряда проволоки диаметром 5 мм, один ряд арматуры диаметром 12 - 14 мм и два ряда колючей проволоки. В ограждении предусмотрены ворота шириной 5 м (рисунок 31).

Рисунок 31. Общий вид ограждений с воротами

В течение 2009-2010 гг. выполняются работы по Программе «Исследование влияния полигона «Азгир» на экологическое состояние подземных вод». Создана техническая база для мониторинга радионуклидного состава подземных вод из 10 наблюдательных гидрогеологических скважин на территории бывшего полигона «Азгир» и 5 колодцев в прилегающих населенных пунктах. Данная техническая база обеспечивает изучение характера миграционных процессов в горизонтах подземных вод до глубины 20 м.

После окончания работ в 2011 году будет дано заключение о состоянии подземных вод и перспектив возможности их использования в хозяйственных целях.

ЛИТЕРАТУРА

1. Классификация и диагностика почв СССР. - М.: «Колос», 1977.
2. Ахметов Е.З. Полигон Азгир. Препринт 1-96 ИЯФ НЯЦ РК / Ахметов Е.З. [и др.]. - Алматы: ИЯФ НЯЦ РК, 1996.
3. Анализ и поэтапная реконструкция радиационной обстановки в районе объекта «Галит»: отчет. - СПб.: НПО «Радиевый институт», 1994.
4. К вопросу об искусственном метаморфизме солевых пород: отчет. - Санкт-Петербург: НПО «Радиевый Институт» , 1967.
5. Оценка стабильности (дестабилизации) горных пород и локализации радионуклидов на объекте «Вега» (Сеитовская солянокупольная структура) и радиационное загрязнение недр: отчет НИС. – Астрахань: НПО «Радиевый институт», 1994.
6. Радиоактивные выпадения от ядерных взрывов: [пер. с англ.] /под ред. Ю.И. Израэля. - М.: Мир, 1968.
7. Concept and Examples of Safety Analyses for Radioctive Waste Repositories in Continental Geological Formations. - IAEA Safety Series, 1983. - № 58.
8. Лобанова В.В. Роль пирокластического материала в формировании соляной толщи поднятия Западный Азгир / В.В. Лобанова. - ДАН СССР, 1959. - Т.125. - № 5.
9. Кривохатский А.С. Основные характеристики радиационной обстановки после завершения серии подземных ядерных взрывов в интересах народного хозяйства на солянокупольном месторождении Большой Азгир (Казахстан). Препринт РИ-223 / Кривохатский А.С. [и др.]. – М.: НПО «Радиевый институт», ЦНИИатоминформ, 1992.
10. Общеэкологическая оценка и прогноз последствий мирных подземных ядерных взрывов на биогеоценоз территорий, прилегающих к промплощадкам “Галит”: отчет Института экологии НТА. - Алматы: “Гылым шыны”, 1995.
11. Комплексное эколого-экономическое исследование природных территорий и оценка состояния здоровья населения на Азгирском и Тайсойганском полигонах: отчет. Ч. 2. - СПб.: Санкт-Петербургского Государственного Университета, 1992.
12. Преображенская Е.И. Климатические принципы изучения радиоустойчивости высших растений / Е.И. Преображенская. - М., 1986.

13. Пастушенко-Стрелец М.А. Критический период в формировании радиоустойчивости семян / М.А. Пастушенко-Стрелец // Журнал общей биологии. – 1975. - Т.36. - № 1.
14. Шевченко В.С. О причинах снижения содержания радионуклидов в урожае сельскохозяйственных культур при выращивании их на заселенных почвах / В.С. Шевченко [и др.]. // Узбекский биологический журнал. – 1984. - № 3.

АЗҒЫР ПОЛИГОНЫНДАҒЫ ЯДРОЛЫҚ СЫНАҚ ЗАРДАПТАРЫН ЖОЮ ЖӘНЕ ҚАЗІРГІ РАДИАЦИЯЛЫҚ ЖАҒДАЙ

Полешко А.Н., Лукашенко С.Н., Глущенко В.Н., Ахметов Е.З., Мұхамбетжанов Б.Т., Севериненко М.А.

ҚР ҰЯО Ядролық физика институты Алматы, Қазақстан

Мақалада «Азғыр» полигонында жерасты қуыстарын құру бойынша жұмыстарға шолу ұсынылып, ядролық жарылыстардың параметрлерін суреттеу, ұңғымалар мен жерасты қуыстарының жағдайы келтірілген. Радионуклидтердің қоршаған ортаға болжамды жылыстауының негізгі механизмдері қарастырылған. Жүргізілген радиоэкологиялық зерттеулердің нәтижелері және тұрақты мониторинг деректері полигон аумағы мен оған іргелес ауылдардағы қазіргі радиациялық жағдайдың бекітілген санитарлық-гигиеналық нормативтерден аспайтындығын көрсетті. Радиациялық қатерлерді төмендетудің қолданылған әдістері мен технологияларының тиімділігі туралы қорытынды жасалды.

REMEDIATION OF NUCLEAR TEST CONSIQUENCES AT AZGIR TESTING GROUND AND CURRENT RADIATION ENVIRONMENT

A.N. Poleshko, S.N. Lukashenko, V.N. Glushchenko, E.Z. Akhmetov, B.T. Mukhambetzhanov, M.A. Severinenko

Institute of Nuclear Physics NNC RK, Almaty, Kazakhstan

The paper provides an overview of work on the creation of underground cavities at "Azgir" site, describes the parameters of nuclear explosions, state of boreholes and underground cavities. There were examined the basic mechanisms for possible migration of radionuclides into the environment. Based on an analysis of the results of radioecological studies and continuous monitoring data it is shown that the current radiation situation at the site and the surrounding villages do not go beyond the established sanitary standards. A conclusion was made about the effectiveness of the techniques and technologies used to reduce the radiation risks.

УДК 577.4:504.064:539.16

СТРАТЕГИЯ РАЗВИТИЯ ПРОЕКТА «КОМПЛЕКСНОЕ ИССЛЕДОВАНИЕ И МОНИТОРИНГ ОБЪЕКТОВ «ЛИРА»
(на основании результатов работ 1998-2010 гг.)

Кадыржанов К.К., Лукашенко С.Н., Солодухин В.П., Агеева Т.И., Глущенко В.Н., Силачев И.Ю., Николаев И.М., Позняк В.Л., Новозенко В.А., Кияткина Н.Г., Глущенко Г.М., Матиенко Л.Д.

Институт ядерной физики НЯЦ РК, Алматы, Казахстан

В статье проведен обзор исследований, проведенных НЯЦ РК, по оценке радиоэкологического статуса объектов «ЛИРА», определению уровня и масштабов глубинного радиоактивного загрязнения на объекте, а также поверхностного радиоактивного загрязнения прилегающих территорий и населенных пунктов. Приведены основные принципы разработанной научно обоснованной комплексной системы мониторинга объектов «ЛИРА» и прилегающих территорий. Рассмотрено развитие модели угрозы в связи с объектами «ЛИРА» и концепции обеспечения радиационной безопасности. Обоснована стратегия работ по ликвидации подземных ядерных полостей объектов «ЛИРА».

1. ИСТОРИЯ ОБЪЕКТОВ ЛИРА И ПРОЕКТА «КОМПЛЕКСНОЕ ИССЛЕДОВАНИЕ И МОНИТОРИНГ ОБЪЕКТОВ «ЛИРА»

Карачаганакское нефтегазоконденсатное месторождение (КНГКМ) расположено на территории Западного Казахстана в 30 км от города Аксай Западно-Казахстанской области Республики Казахстан

В конце 70-х годов прошлого столетия в первоначальном проекте по разработке и освоению КНГКМ одной из составных частей единого технологического комплекса было предусмотрено создание буферных подземных ёмкостей, предназначавшихся для технологического регулирования процесса транспортировки газа и конденсата на Оренбургский газоперерабатывающий завод. Традиционным методом подземного размыва построить требуемые емкости было невозможно из-за малого времени, отпускаемого на строительство, отсутствия на территории КНГКМ необходимых объёмов воды для размыва, намечаемого экологического загрязнения больших территорий земельных угодий нарабатываемыми солями. Поэтому было принято решение об использовании для строительства подземных ёмкостей специальной технологии с применением подземных ядерных взрывов.

В связи с этим на основании постановления ЦК КПСС и Совета Министров СССР № 239-96 от 25.03.83 года и № 424-107 от 08.05.84 года по проекту Всесоюзного научно-исследовательского и проектного института промышленных технологий «ВНИПИпромтехнология», согласованного 3-м Главным Управлением Минздрава СССР, Госгидрометом СССР и утверждённого Министерствами среднего машиностроения и газовой промышленности, в 1983 и 1984 годах в соляной толще северного крыла КНГКМ на глубинах 840–960 м в заранее пробуренных вдоль реки Берёзовка

скважинах были осуществлены взрывы ядерных зарядов. Созданные подземные ёмкости в соответствии кодовому названию взрывной конструкции, получили название – объекты «ЛИРА-1» и «ЛИРА-2» (рисунки 1 и 2).

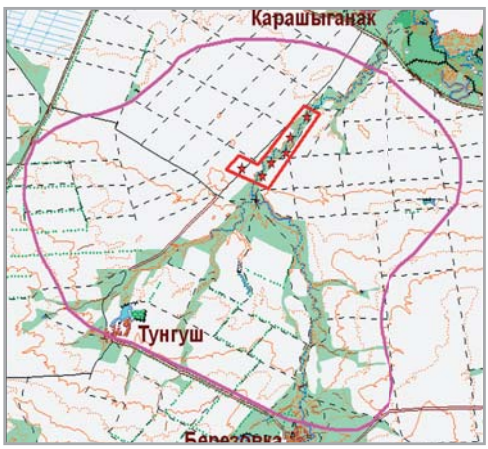


Рисунок 1. Месторождение Карачаганак и контуры объектов «ЛИРА»

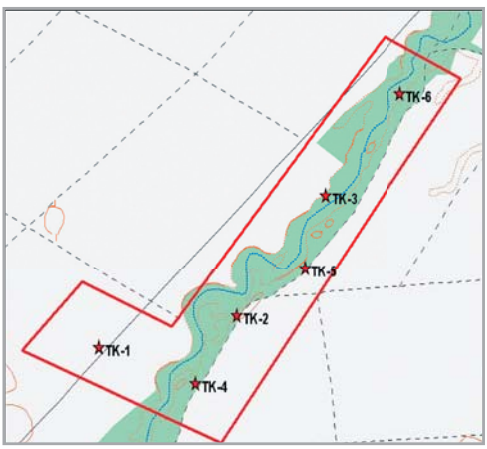


Рисунок 2. Схема объектов «ЛИРА»

По официальным данным, предоставленным институтом «ВНИПИпромтехнология» подземные ядерные взрывы на объекте «ЛИРА» и образованные полости характеризуются параметрами (таблица 1).

Таблица 1.

Характеристики ядерных взрывов и полостей на объекте «ЛИРА»

Подземная полость	Дата и время взрыва	Географические координаты широта долгота	Мощность взрыва, кт	Глубина, м	Объем, тыс. м^3	Состояние резервуара
ТК-1	10.07.83 03.59.57	51°21'47" 53°18'21"	15	881	55	Использовалась для приема конденсата. Хранится 13,6 тыс.т конденсата
ТК-2	10.07.83 04.04.57	51°21'52" 53°19'21"	15	888	66	Использовалась для приема конденсата. Хранится 50 тыс.т конденсата
ТК-3	10.07.83 04.09.57	51°22'49" 53°20'19"	15	796	45	Использовалась для приема конденсата. Хранится 15,2 тыс.т конденсата
ТК-4	21.07.84 02.59.57	51°21'33" 53°19'09"	15	820	47	Использовалась для приема конденсата. Хранится 4,6 тыс.т конденсата
ТК-5	21.07.84 03.05.57	51°22'13" 53°20'11"	15	844	49	При вскрытии оказалась заполнена водой

Подземная полость	Дата и время взрыва	Географические координаты широта долгота	Мощность взрыва, кт	Глубина, м	Объем, тыс. м^3	Состояние резервуара
ТК-6	21.07.84 03.09.57	51°23'31" 53°21'00"	15	931	49	В настоящее время имеется завал в скважине

По предоставленной институтом «ВНИПИпромтехнология» информации и в соответствии с принятой классификацией проведенные ядерные взрывы были определены как взрывы полного камуфлета, то есть взрывы, при которых не наблюдалось выбросов радиоактивных веществ в количествах, способных нанести вред здоровью населения прилегающих населенных пунктов. Вместе с тем, по неофициальной информации очевидцев наблюдалось истечение газов при проведении взрыва при создании полости ТК-2.

К тому же подземный резервуар 5ТК при вскрытии оказался полностью обводненным. Вскрытие подземного резервуара 5ТК было произведено через пробуренную рядом скважину 5РТК «бис».

После проведения предварительных работ, взрыва и последующего вскрытия и обследования подземные резервуары на скважинах 1ТК, 2ТК, 3ТК, 4ТК, 6ТК были сухими и соответствовали проектным объемам.

С целью контроля миграции радионуклидов из обводненного резервуара 5ТК была создана сеть контрольно-наблюдательных скважин 1КН-4КН глубиной до 350 м, контролирующих водоносные горизонты кепрока, 12КН глубиной 1250 м для контроля водоносных горизонтов соляной толщи. Кроме того, по направлению к реке Березовка от скважины 5ТК пробурено шесть скважин РГ-1 – РГ-6, контролирующих водоносные пласты неоген-четвертичных и триасовых отложений.

В настоящее время полости ТК-1 - ТК-4 технологически обустроены, частично заполнены конденсатом и находятся под давлением около 40 атмосфер. Работы по обустройству полости ТК-6 не были завершены из-за технологической аварии. Для контроля состояния полости ТК-5 позднее была создана сеть контрольно-наблюдательных скважин (рисунок 3).

До 1998 года объекты «ЛИРА» принадлежали и обслуживались силами АО «Карачаганакгазпром». Радиационный контроль и радиоэкологические исследования проводились по ограниченному числу параметров и не систематически.

В соответствии с Постановлением Кабинета Министров Республики Казахстан от 12 января 1998 года № 5 объекты «ЛИРА» были переданы в ведение Министерства науки – Академии наук Республики Казахстан и переданы на баланс Института ядерной физики (ИЯФ) Национального ядерного центра (НЯЦ) РК.

На основании Окончательного Соглашения о Разделе Продукции по Карачаганакскому нефтегазоконденсатному месторождению было заключено Соглашение о финансировании исследований и мониторинга объектов «ЛИРА» между ЗАО «Национальная нефтегазовая компания «Казахойл», Карачаганакской производственной структурой и НЯЦ РК. В целях координации работ на объектах «ЛИРА» было разработано и подписано между Карачаганакской производственной структурой и НЯЦ РК Соглашение о техническом взаимодействии во время комплексных исследований и мониторинга объектов «ЛИРА».

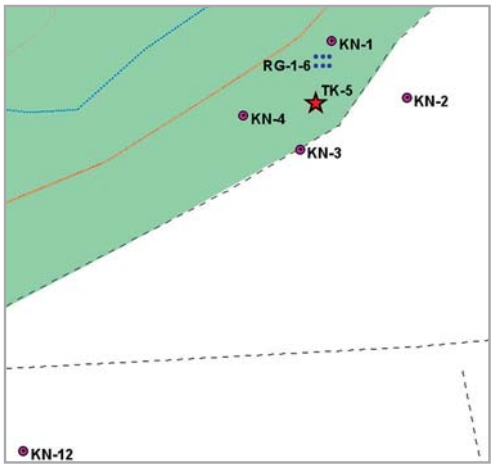


Рисунок 3. Система наблюдательных скважин в районе полости ТК-5

2. ИСХОДНОЕ СОСТОЯНИЕ И ИНФОРМАЦИЯ ОБ ОБЪЕКТЕ НА МОМЕНТ ПРИНЯТИЯ НЯЦ РК ОТВЕТСТВЕННОСТИ

На момент принятия ответственности НЯЦ РК за объекты ЛИРА регулярная информация о радиоэкологической ситуации в связи с объектами в Казахстане отсутствовала. Специалистами НПО "Радиевый институт им В.Г.Хлопина", которые до 1993 г. контролировали состояние объектов «ЛИРА» и без уведомления казахстанской стороны покинули данный объект, никакой информации о его состоянии предоставлено не было. К моменту принятия ответственности НЯЦ РК в нашем распоряжении были разрозненные данные о мощности экспозиционной дозы, суммарной бета-активности и содержании цезия-137 в некоторых точках. Очевидно, что для реальной оценки радиоэкологической ситуации в связи с объектами «ЛИРА» эти данные имели практически нулевую ценность. Приустьевые площадки были практически не огорожены, доступ на площадки свободный, уровень контроля минимальный. Полностью отсутствовали результаты относительно действительной радиоэкологической ситуации на территории месторождения и прилегающих территориях. Контрольно-наблюдательные скважины не были обустроены и, как показали проведенные в дальнейшем геофизические работы, оказались мало работоспособны.

Абсолютно понятными в этой ситуации были полное недоверие местных властей, контрольных и надзорных органов всех уровней к данным в советское время заверениям о радиационном благополучии в связи с объектами «ЛИРА»; общее недоверие населения к деятельности всех организаций, ранее работавших и контролировавших объекты «ЛИРА» и сильнейшая радиофобия, возникшая как результат полного отсутствия внимания к интересам населения со стороны предшествующих ответственных организаций. Обеспокоенность стратегического инвестора, ранее не имевшего опыта проведения крупномасштабных нефтегазовых операций непосредственно в ме-

стах проведения ядерных взрывов, о безопасности проведения нефтегазовых операций на КНГКМ ставила под угрозу разработку Карачаганакского проекта в целом.

Следует, безусловно, учесть и объективные сложности, сдерживающих проведение работ по полномасштабному исследованию и контролю объектов «ЛИРА»: удаленность объекта от основных производственных и аналитических мощностей (ряд параметров необходимо измерить в течение 1–2 суток после отбора проб); недостаточная разработанность в мировой научной практике и полное отсутствие в Казахстане аппаратурно-методического обеспечения для высокочувствительного определения элементов-свидетелей (хлор-36, тритий); отсутствие в Казахстане аппаратурно-методического обеспечения и квалифицированного персонала для массового определения с необходимой чувствительностью искусственных радионуклидов в разнообразных объектах окружающей среды.

3. МОДЕЛЬ УГРОЗЫ В СВЯЗИ С ОБЪЕКТАМИ ЛИРА НА НАЧАЛЬНОЙ СТАДИИ ОСВОЕНИЯ КНГКМ И ПЕРВИЧНАЯ КОНЦЕПЦИЯ ОБЕСПЕЧЕНИЯ РАДИАЦИОННОЙ БЕЗОПАСНОСТИ

Опасения общественности и предположения ряда специалистов относительно возможности масштабного радиоактивного загрязнения в связи с объектами «ЛИРА» имели под собой определенные объективные предпосылки.

1. На первом месте стоит известный факт о том, что геологическое строение Карачаганакского купола описывается моделью «разбитой тарелки», то есть характеризуется наличием большого количества зон трещиноватости и разуплотнений, являющихся наиболее вероятными путями транспорта радиоактивных газов при проведении подземного ядерного взрыва. В результате наложения этой специфической тектоники и огромных давлений, возникающих при проведении подземных ядерных взрывов, вполне возможно, что большие объемы горных пород и поверхностные слои почвогрунтов могли оказаться загрязненными искусственной радиоактивностью до опасных для человека уровней. При этом местоположение объемных зон загрязнения и их форма, протяженность и уровень загрязненности предсказать заранее невозможно. Сейсмическая активность ранее проведенных подземных ядерных взрывов дополнительно способствовала раскрытию отдельных швов разлома, облегчая транспорт газовых флюидов на дневную поверхность при последующих или параллельных взрывах.
2. Следующей объективной предпосылкой являлся факт аварийного заполнения водой полости ТК-5 непосредственно после ее создания в результате подземного ядерного взрыва, что привело к возникновению 50000 кубических метров жидких радиоактивных отходов высокой активности с высокой потенциальной подвижностью. В сочетании с наличием зон разуплотнения и трещиноватости в шапке соляного купола данное обстоятельство являлось дополнительным фактором способным при неблагоприятных условиях привести к масштабному радиоактивному загрязнению (рисунки 4 и 5).

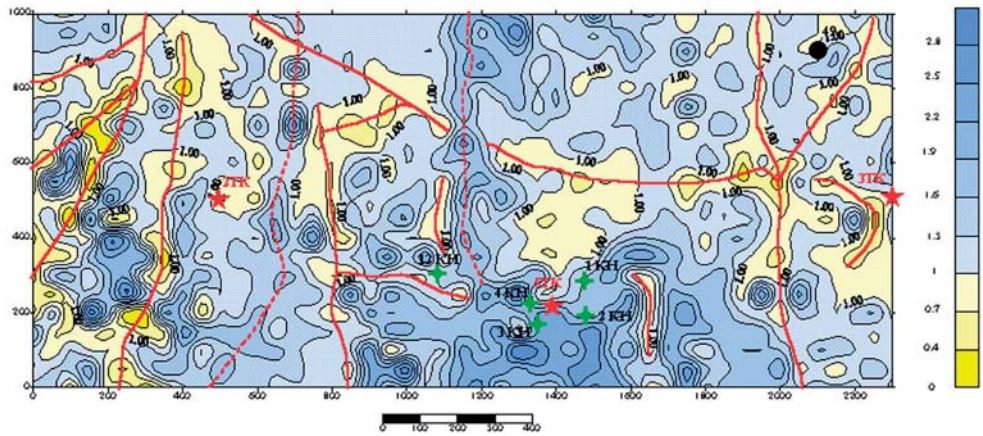


Рисунок 4. Выявленные зоны трещиноватости и разуплотнения на территории объектов «ЛИРА»

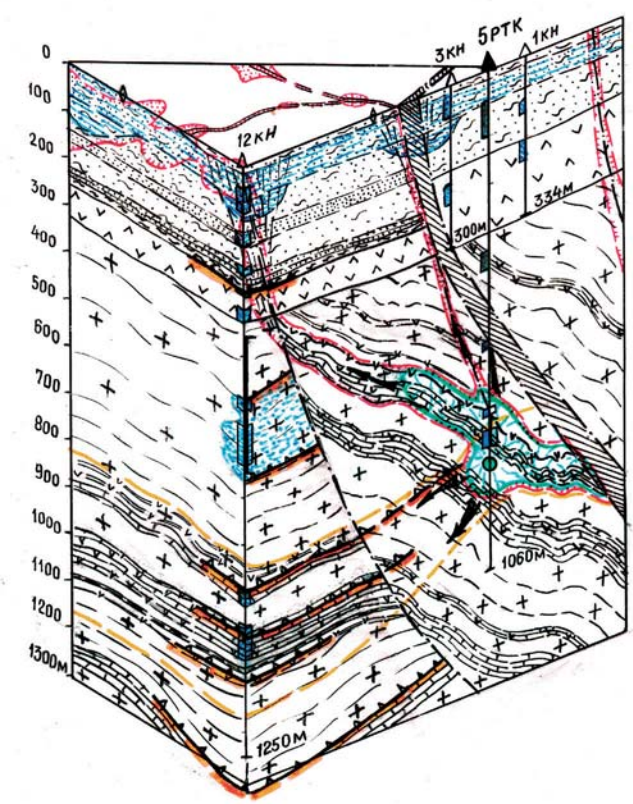


Рисунок 5. Возможная объемная модель зон миграции подземных вод в блоке пород, вмещающем полость ТК-5, в случае ее коллапсирования

3. Напряженность также усиливалась указанным выше фактом неблагополучного технологического обустройства полости ТК-6 и неопределенности ее состояния в связи с этим.
4. Объективной причиной социальной напряженности являлось также отсутствие системной и добросовестной информации.

Взаимно складываясь и усиливаясь, вышеперечисленные причины привели к появлению большого числа публикаций в различных СМИ потока негативной информации, отголоском которого является статья «Тайны Карачаганака» в газете «Уральская неделя» от 22 апреля 2004 года № 16, о якобы неблагополучной радиационной обстановке на территории КНГКМ.

На основании изложенных выше аргументов специалистами Национального ядерного центра РК была сформулирована первичная модель угрозы возникновения радиационной опасности в связи с объектами «ЛИРА», основными положениями которой являются следующие:

- радиоактивное загрязнение распространено на большой территории и в значительном объеме блока земной коры;
- полости являются негерметичными и являются источниками дополнительного радиоактивного загрязнения;
- существует тенденция к расширению загрязненных областей.

4. КОНЦЕПЦИЯ РАДИАЦИОННОЙ БЕЗОПАСНОСТИ

Для обеспечения долговременной радиационной безопасности объектов «ЛИРА» и с учетом сформулированной и принятой для проверки модели угрозы была разработана концепция, включающая следующие основные направления деятельности:

1. Поддержание технологического оборудования объектов «ЛИРА» в работоспособном, исправном состоянии;
2. Осуществление комплексного мониторинга, включающего радиоэкологический, гидрогеологический мониторинг и мониторинг газового состава подпочвенного воздуха;
3. Подготовка материально-технической базы для ликвидации потенциальных аварийных ситуаций;
4. Разработка технологии иммобилизации радионуклидов в полостях и ее реализация.

Разработанная в ИЯФ НЯЦ РК концепция обеспечения долговременной радиационной безопасности объектов «ЛИРА» была представлена и обсуждена на республиканском и международном уровне. Наиболее детально и представительно она была рассмотрена в 1999 году в г. Алматы на международном научном семинаре «Nuclear physical methods in investigation of radioecological problems of the former Nuclear Test Sites» (NATO Advanced Research Workshop) с участием ведущих ученых США, Европы и России, в том числе таких всемирно признанных ученых, как экс-директор Лос Аламосской Национальной Лаборатории США З. Хеккер и директор Российского Федерального Ядерного Центра Р. Илькаев, имеющие непосредственное отношение к созданию ядерного оружия. По результатам обсуждения был принят протокол, в котором участники семинара пришли к общему заключению, что при соответствующей техни-

ческой реализации предложенная концепция обеспечит долговременную радиационную безопасность ядерных полостей в условиях разработки КНГКМ, а предложенные методы достижения цели соответствуют принятой мировой практике выполнения подобных работ.

5. ИССЛЕДОВАНИЯ НЯЦ РК ПО ОЦЕНКЕ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОГО СТАТУСА ОБЪЕКТОВ «ЛИРА»

Для определения фактического радиоэкологического статуса объектов «ЛИРА» и прилегающих территорий и обоснованного прогнозирования ее развития в течение 1998–2003 годов были проведены масштабные системные комплексные научные исследования, целью которых являлось:

- определение уровня и масштабов радиоактивного загрязнения поверхностных и приповерхностных грунтов на территории объектов «ЛИРА» и прилегающих территориях;
- определение уровня и масштабов глубинного радиоактивного загрязнения;
- определение возможных путей и интенсивности миграции радиоактивного загрязнения из полости ТК-5;
- определение состояния полости ТК-6;
- разработка и создание системы комплексного мониторинга для получения регулярной достоверной информации о радиоэкологическом состоянии объектов «ЛИРА» и ее динамике.

5.1. Определение уровня и масштабов радиоактивного загрязнения поверхностных и приповерхностных грунтов на территории объектов «ЛИРА»

На первой стадии было проведено предварительное рекогносцировочное обследование радиационной обстановки на территории объектов «ЛИРА» и в их близлежащих окрестностях. Радиометрическая съемка показала, что мощность экспозиционной дозы излучения (МЭД) на этой территории, за некоторыми исключениями, находится в интервале 10-15 мкР/ч. На площадках ТК-5 выявлено два пятна 0.5×1 м, для которых МЭД составляет 20-30 мкР/ч, а непосредственно у скважины ТК-4 МЭД равно 50 мкР/ч. Результаты гамма-спектрометрии отобранных проб грунта показали, что для подавляющего их большинства концентрация искусственного радионуклида ^{137}Cs составляет – n*10 Бк/кг. Других гамма-излучающих искусственных относительно долгоживущих радионуклидов (^{60}Co, ^{152}Eu, ^{154}Eu, ^{241}Am) обнаружено не было. В дальнейшем выявленные участки технологического загрязнения были ликвидированы (рисунок 6).

Для определения уровня и характера поверхностного радиоактивного загрязнения проведено детальное исследование содержания искусственных радионуклидов в почвах объектов «ЛИРА» и прилегающих территорий. Исследование было подчинено выяснению следующих основных вопросов:

1. Выявление признаков поступления искусственных радионуклидов из ядерных полостей на дневную поверхность;

2. Выявление признаков дополнительного радионуклидного загрязнения, в связи со свидетельством о выходе на дневную поверхность благородных газов в процессе подготовки к эксплуатации емкости ТК-2;
3. Общая оценка уровня и характера радионуклидной загрязненности обследуемой территории;
4. Уточнение механизмов, сформировавших реальную радиационную ситуацию на объектах «ЛИРА» и в их окрестностях;
5. Оценка радиационной обстановки и уровня дозовых нагрузок на население, проживающее в прилегающих к объектам «ЛИРА» населенных пунктах.

Рисунок 6. Общий вид грунта, изъятого на ТК-4

5.2. Радиационное обследование прилегающих территорий и населенных пунктов

5.2.1. Экспериментальная часть

На первой стадии исследовательских работ было проведено предварительное рекогносцировочное обследование радиационной обстановки на территории объектов «ЛИРА» и в их близлежащих окрестностях. Радиометрическая съемка показала, что МЭД на этой территории, за некоторыми исключениями, находится в интервале 10–15 мкР/ч. На площадках ТК-5 выявлено два пятна 0,5×1 м, для которых МЭД составляет 20–30 мкР/ч, а непосредственно у скважины ТК-4 МЭД ровна 50 кР/час. Результаты гамма-спектрометрии отобранных проб грунта показали, что для подавляющего их большинства концентрация искусственного радионуклида ^{137}Cs составляет n·10 Бк/кг. Других гамма-излучающих искусственных относительно долгоживущих радионуклидов (^{60}Co, ^{152}Eu, ^{154}Eu, ^{241}Am) за пределами чувствительности метода < 1 Бк/кг обнаружено не было. Вместе с тем, были выявлены отдельные места с концентрацией ^{137}Cs > 100 Бк/кг - технологическое загрязнение. На основании этих результатов были проведены работы по ремедиации наиболее загрязненных участков.

Статистический анализ полученных результатов выявил также еще одну особенность: частота повторяемости относительно высоких (>30 Бк/кг) концентраций ^{137}Cs в наибольшей степени соответствует пойме р. Березовка, то есть территории, расположенной в непосредственной близости от боевых скважин. Дальнейшие, более детальные, исследования подтвердили этот предварительный вывод (рисунок 7). Эта особенность укрепила гипотезу (развиваемую в Институте геофизических исследований НЯЦ РК) относительно наличия постоянного притока искусственных радионуклидов из котловых полостей на поверхность по зонам разуплотнений и трещиноватостей в земной коре. Наряду с этой гипотезой, сотрудниками ИЯФ НЯЦ РК было выдвинуто предположение о другом возможном механизме, приведшем к упомянутой выше аномалии: миграция радионуклидов с поверхности всей загрязненной (глобальные выпадения, техногенное загрязнение, выход инертных газов) территории в пойму р. Березовка с талыми и дождевыми водами. С целью выяснения состоятельности этих механизмов был выполнен ряд специальных исследований, описание которых приводится ниже.

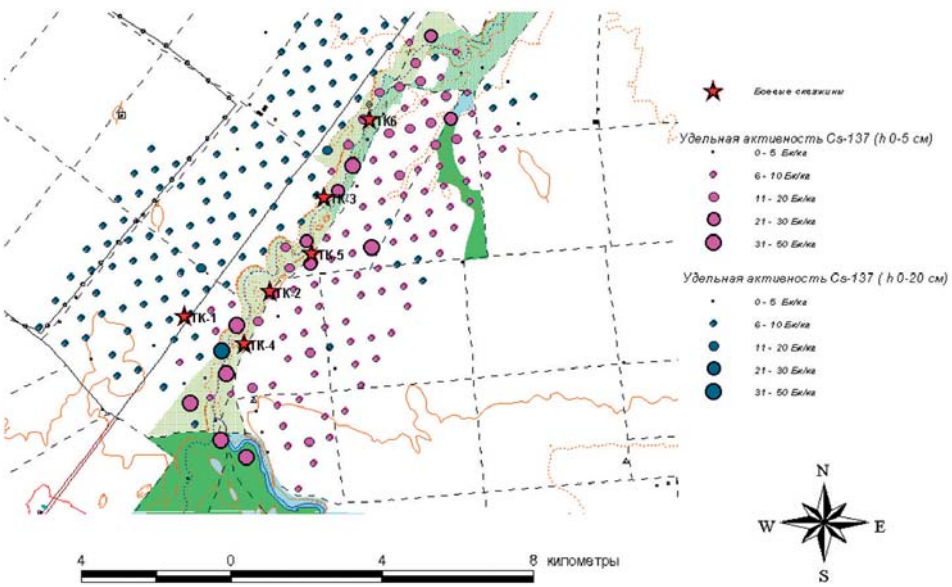


Рисунок 7. Распределение ^{137}Cs на площадке «Центральный», поверхностный слой почвы (целина 0 ÷ 5 см; пашня 0 ÷ 20 см)

В соответствии с результатами геофизических исследований, при активном участии сотрудников ИГИ НЯЦ РК, была составлена схема закладки шурфов и произведен послойный (через 10 см) отбор проб грунта на глубину до 1,6 м (рисунок 8).

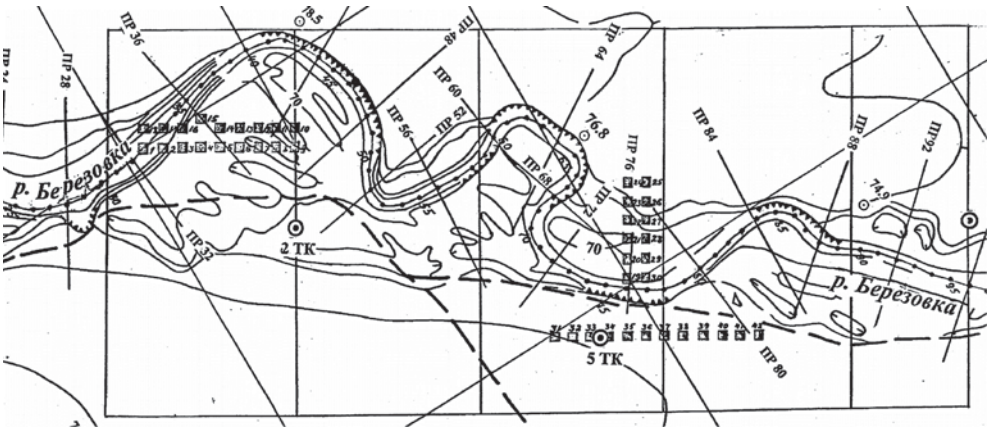


Рисунок 8. Схема отбора послойных глубинных проб почвы (шурфы)

Выполнен гамма-спектрометрический (для определения ^{137}Cs) анализ всех 600 послойных проб грунта, отобранных из 42 шурфов (рисунок 9). Грунт отдельных шурфов (в которых ^{137}Cs проявляется на наибольшей глубине) был проанализирован радиохимическим методом (для определения ^{90}Sr и $^{239+240}$Pu). Полученные результаты позволяют сделать следующие заключения:

- для подавляющего большинства шурфов ^{137}Cs сосредоточен в верхнем слое почвы, до 20–30 см;
- некоторое исключение составляют шурфы №№ 1, 14, 15, 16, 19, 30, 34, 41, для которых характерно наличие ^{137}Cs в более низких горизонтах, но не глубже 70 см; ^{90}Sr, обладающий более высокой миграционной способностью, проявляется глубже, но характер его распределения по глубине близок к таковому для ^{137}Cs;
- $^{239+240}$Pu так же, как и ^{137}Cs, обнаруживается (в концентрациях 0,2–0,7 Бк/кг) только в верхних слоях, до глубины 70 см; каких-либо закономерностей в характере его распределения по глубине не выявлено;
- отмеченные выше исключения могут быть объяснены причастностью этих шурфов к пойме р. Березовка;
- все полученные результаты (с учетом особенностей ландшафта) убедительно свидетельствуют о механизме перераспределения радионуклидов с поверхности вглубь почвы, но никак не наоборот.

С целью дополнительной проверки изложенных выше заключений и по настоянию коллег из ИГИ НЯЦ РК этот эксперимент был повторен. При этом закладка всех 18 шурфов (на глубину до 1 м) была осуществлена исключительно в пойме р. Березовка, напротив скважин ТК-2 и ТК-4 (рисунок 10). Выбор участков для закладки этих шурфов был основан на том факте, что только на этих местах, по ранее полученным результатам, концентрации ^{137}Cs в нижних слоях грунта (50–70 см) превышали таковые для верхних (0–20, 20–50 см) слоев.

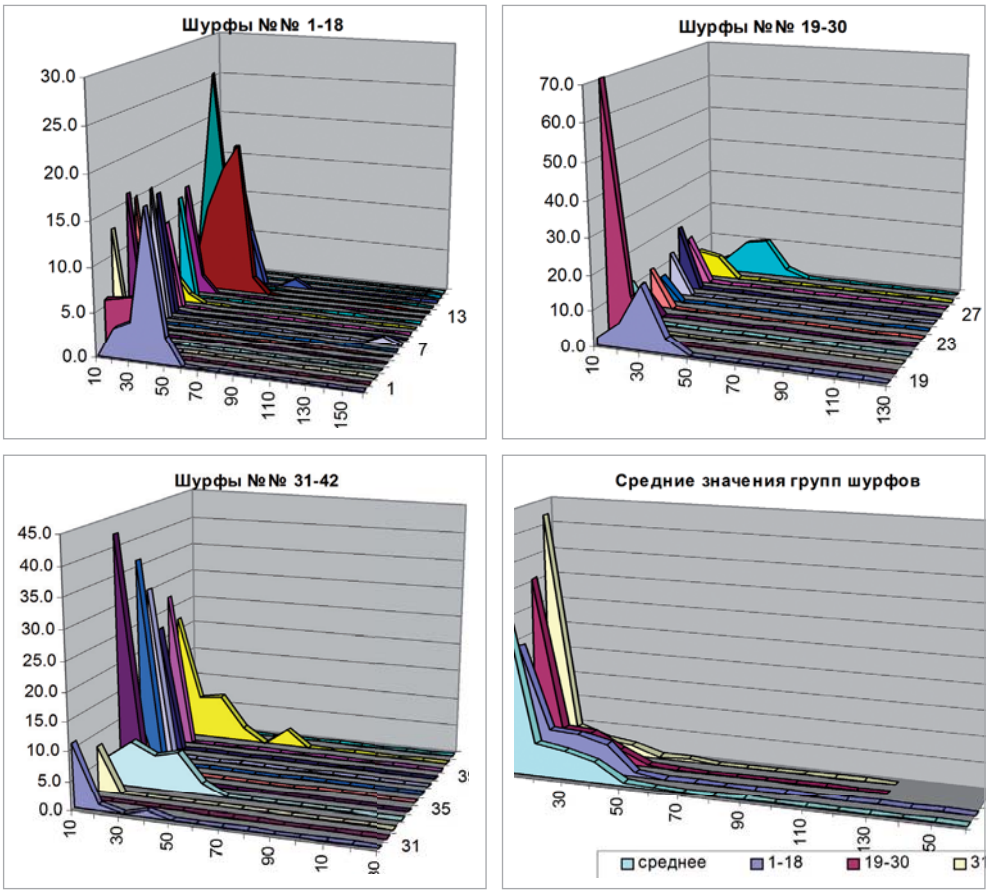


Рисунок 9. Распределение цезия-137 по глубине шурфов

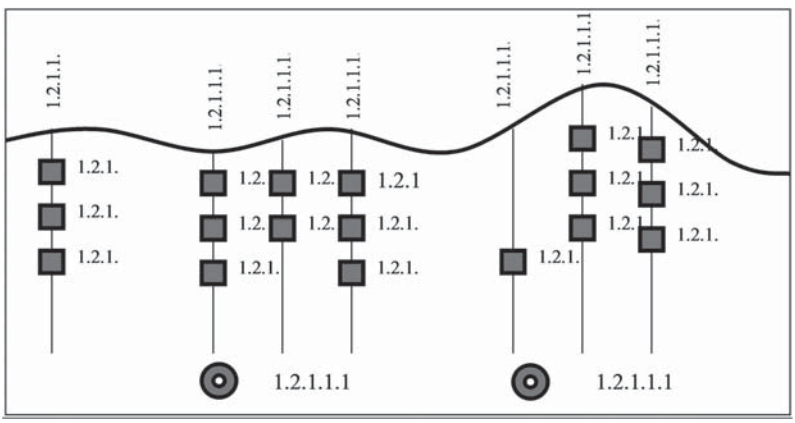


Рисунок 10. Схема расположения шурфов в пойме реки Березовка
Примечание: Расстояние от шурфа 52 до Ш - 53А=40 м. Всего шурфов – 18 шт.

По результатам гамма-спектрометрического анализа этих проб выполнено графическое построение распределения ^{137}Cs по глубине грунта для каждого шурфа в отдельности. На рисунке 11 представлены эти распределения для отдельных шурфов, в которых ^{137}Cs обнаружен на самых низких горизонтах. Ни в одном из обследованных 18 шурфов, как и во всех остальных, значимых концентраций ^{137}Cs глубже 70 см не обнаружено. Полученные результаты подтвердили состоятельность вывода об отсутствии механизма поступления радионуклидов из недр на поверхность земли.

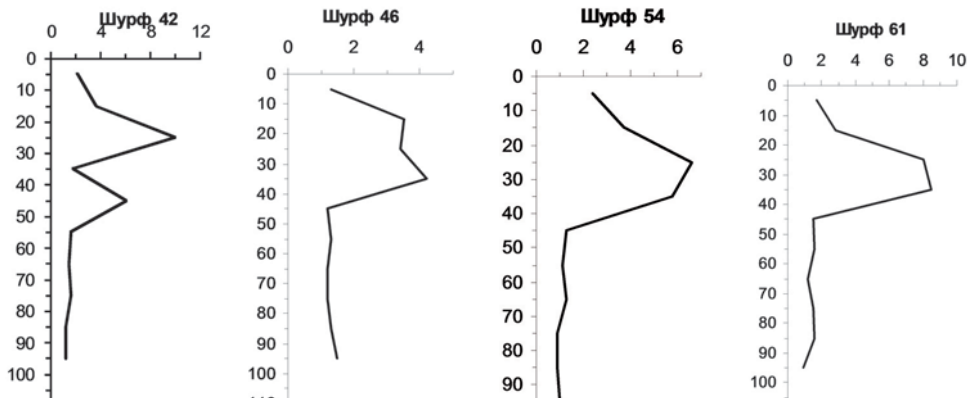
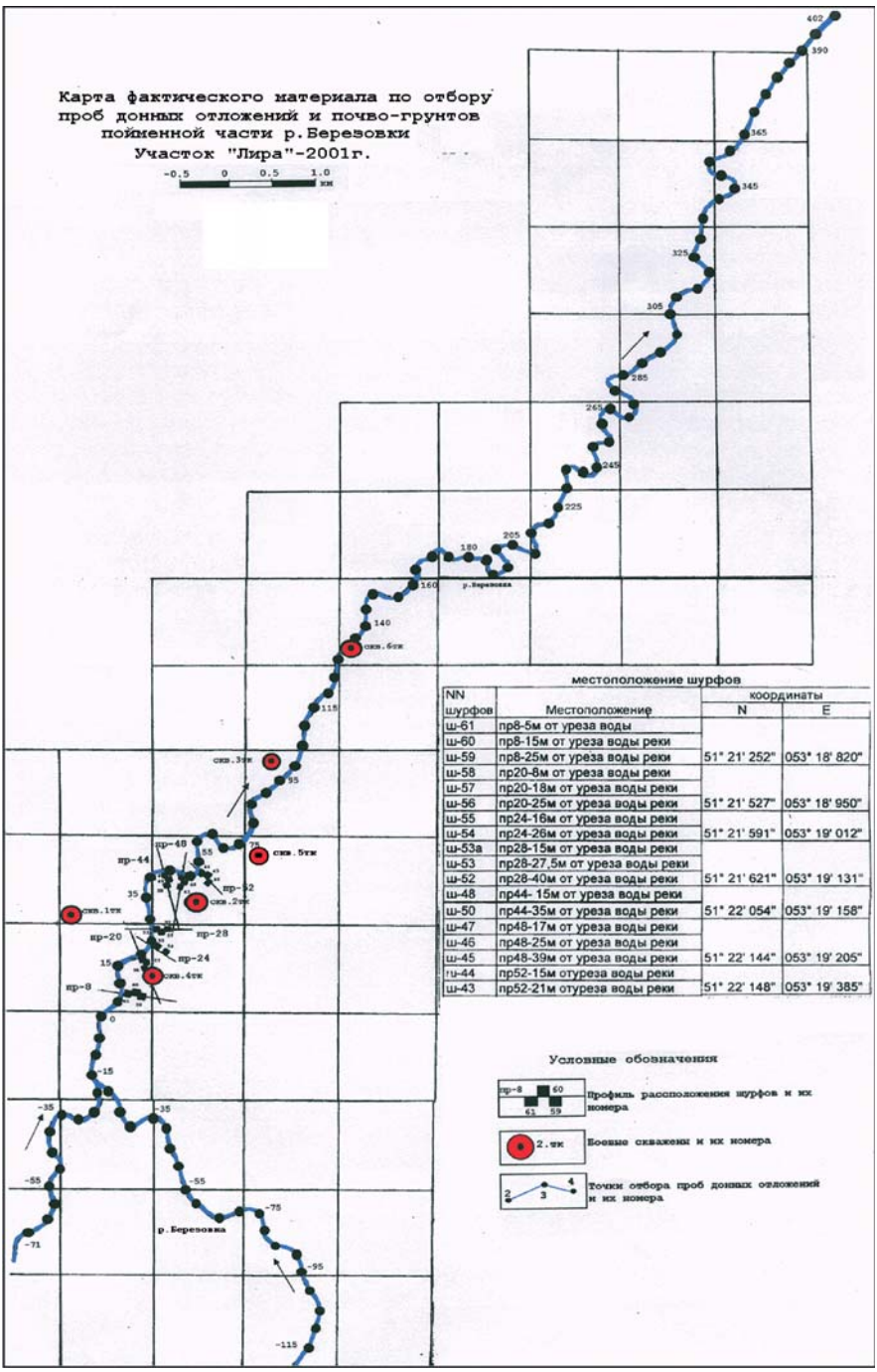


Рисунок 11. Распределение ^{137}Cs в послойных пробах грунта из шурфов в пойме р. Березовка.

Дальнейшие исследования по выявлению механизмов радионуклидного загрязнения непосредственных окрестностей объектов «ЛИРА» были продолжены в бассейне р. Березовка, как участке наиболее вероятного концентрирования радионуклидов, вследствие их поверхностей миграции под воздействием природных факторов. При этом была принята еще одна попытка обнаружения механизма возможного притока радионуклидов из недр непосредственно в русло реки. Для этого русло р. Березовка (включая приток Куншубай) на отрезке протяженностью 26 км было разбито (через 50 м) на 514 пикетов (рисунок 12). На каждом пикете с двух интервалов глубин (0–25 см и 25–50 см) были отобраны пробы донных отложений. Кроме того, на 10 пикетах (№№ 6, 42, 70, 127, 260, 309, 341, 361, 379, 401) были заложены шурфы на глубину до 1 м, отбор проб донных отложений в шурфах проводился по пяти интервалам, через 20 см. Отбор проб грунта в пойме реки был произведен (в интервале от нулевого до 156-го пикетов) с трех интервалов глубин (0–20 см, 20–50 см, 50–70 см). Часть проб отобрана с интервалом по глубине в 10 см. Всего в пойме было отобрано 516 проб грунта.

Во всех отобранных пробах (более 1500) гамма-спектрометрическим методом анализа были определены концентрации ^{137}Cs. Часть проб (примерно 10 %) была исследована радиохимическим методом анализа для определения ^{90}Sr и $^{239+240}$Pu.



NN шурфов	Местоположение	координаты N	координаты E
ш-61	пр8-5м от уреза воды		
ш-60	пр8-15м от уреза воды реки		
ш-59	пр8-25м от уреза воды реки	51° 21' 252"	053° 18' 820"
ш-58	пр20-8м от уреза воды реки		
ш-57	пр20-18м от уреза воды реки		
ш-56	пр20-25м от уреза воды реки	51° 21' 527"	053° 18' 950"
ш-55	пр24-16м от уреза воды реки		
ш-54	пр24-26м от уреза воды реки	51° 21' 591"	053° 19' 012"
ш-53а	пр28-15м от уреза воды реки		
ш-53	пр28-27,5м от уреза воды реки		
ш-52	пр28-40м от уреза воды реки	51° 21' 621"	053° 19' 131"
ш-48	пр44- 15м от уреза воды реки		
ш-50	пр44-35м от уреза воды реки	51° 22' 054"	053° 19' 158"
ш-47	пр48-17м от уреза воды реки		
ш-46	пр48-25м от уреза воды реки		
ш-45	пр48-39м от уреза воды реки	51° 22' 144"	053° 19' 205"
ш-44	пр52-15м отуреза воды реки		
ш-43	пр52-21м отуреза воды реки	51° 22' 148"	053° 19' 385"

Рисунок 12. Схема отбора проб грунта и донных отложений в пойме р. Березовка.

На основании полученных результатов выполнено графическое построение распределения радионуклидов (усредненные значения) по глубине грунта (рисунок 13) и донных отложений (рисунок 14), соответственно, в пойме и русле р. Березовка. Видно, что в пойме максимум концентрации ^{137}Cs соответствует интервалу глубин 20–30 см, далее по глубине наблюдается надежное уменьшение его концентрации. В донных отложениях максимум концентраций как ^{137}Cs, так и $^{239+240}$Pu соответствует интервалу глубин 40–60 см, далее по глубине их концентраций также уменьшаются.

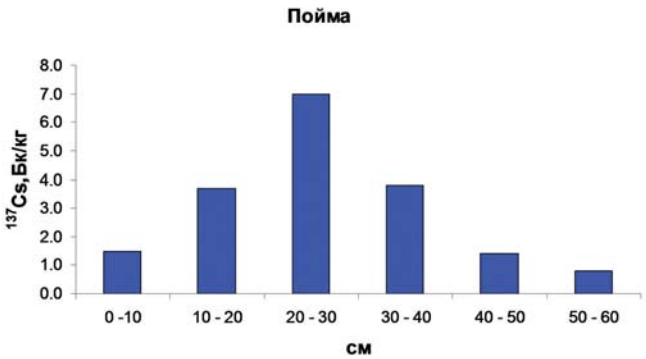


Рисунок 13. Распределение ^{137}Cs (усредненные значения) по глубине грунта бассейна р. Березовка

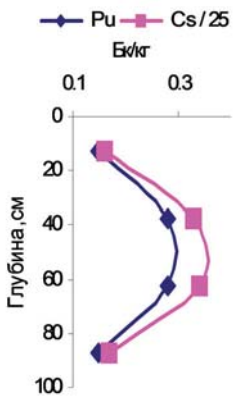
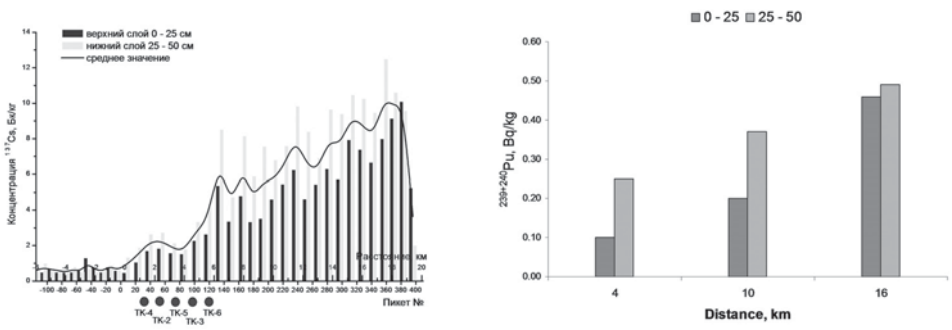


Рисунок 14. Распределение ^{137}Cs и $^{239+240}$Pu (усредненные значения) по глубине донных отложений р. Березовки

Совокупность результатов всех многочисленных исследований характера вертикального распределения искусственных радионуклидов дает полное основание для окончательного заключения о несостоятельности гипотезы радионуклидного загрязнения территории объектов «ЛИРА» на основе механизма их поступления из котловых полостей в земной коре. В связи с этим в основу дальнейшего рассмотрения принимается механизм поверхностного перераспределения радионуклидов.

На основе результатов исследования радионуклидного состава донных отложений выполнено графическое построение распределения ^{137}Cs и $^{239+240}Pu$ вдоль русла р. Березовка. Результаты представлены на рисунке 15 (a, b). Видно, что концентрации этих радионуклидов заметно повышаются по мере продвижения вниз по реке. Особо следует отметить, что изменение концентраций радионуклидов начинается с отрезка реки, примыкающего к объектам «ЛИРА» (с нулевого пикета и ниже). В верховьях р. Березовка (отрезок длиной 6 км) и в ее притоке Куншубай (отрезок, длиной 2 км) донные отложения содержат незначительные количества радионуклидов (в основном, концентрация $^{137}Cs \leq 1$ Бк/кг). Выявленная особенность является убедительным доказательством того, что территория объектов «ЛИРА» (пикеты: 20–120) является источником дополнительного (к глобальным выпадениям) радионуклидного загрязнения русла р. Березовка. Механизмом этого загрязнения, наиболее вероятно, является миграция радионуклидов к реке с талыми и дождевыми водами. Не исключен также и механизм ветрового переноса.



a *b*

Рисунок 15. Распределение ^{137}Cs (*a*) и $^{239+240}Pu$ (*b*) в донных отложениях, отобранных вдоль русла р. Березовки

В 2009 г. проведено повторное обследование русла р. Березовка, в процессе которого на 19 контрольных пунктах выполнены замеры мощности дозы рентгеновского и гамма-излучения, отобрано 180 проб донных отложений с двух (0–25 см и 25–50 см) горизонтов и 25 послойных проб донных отложений (5 шурфов) через 20 см глубиной до 1 м. На четырех контрольных пунктах отобраны пробы воды для последующих лабораторных исследований. Установлено, что показатель МД на всех контрольных пунктах находится в пределах (0,08–0,15) мкЗв/ч, что соответствует фону в этом регионе.

Методами инструментальной гамма-спектрометрии и радиохимического анализа изучен радионуклидный состав объединенных проб донных отложений, установлено, что уровень концентрации всех ЕРН соответствует фоновым значениям, концентрация ^{137}Cs во всех слоях донных отложений р. Березовка явно повышенная, но не представляет опасности для живых организмов. Распределение этого радионуклида в донных отложениях, отобранных в 2009 г. вдоль русла этой реки, в целом, соответствует таковому на период 2001 г. Методами НАА и РФА изучен элементный состав донных отложений, отобранных с двух горизонтов и методом шурфов (5 горизонтов) в русле р. Бере-

зовка. Полученные результаты свидетельствуют о том, что концентрации большинства из определенных элементов находятся в пределах значений их кларков. В донных отложениях из нижних слоев шурфа №250 обнаружены большие содержания Ca, Ba и PЬ. Установлено при этом, что концентрация свинца в донных отложениях из слоя (60–100) см этого шурфа превышает соответствующее этому элементу значение ПДК в почве (32 мкг/г) более чем в 2 раза.

По результатам повторного обследования сделан вывод о том, что радиационная и экологическая ситуация в бассейне р. Березовка нормальная и в период 2001–2009 гг. практически не изменилась. Выявлен ряд обстоятельств, требующих уточнения посредством проведения более детальных исследований.

В связи с выявленным обстоятельством было принято решение о проведении детального радиационного обследования территории объектов «ЛИРА». Площадь этой территории составляет примерно 31 км^2, в пределах которой около 70% (в основном, левобережье р. Березовка) занимают используемые и заброшенные пахотные земли, остальная часть - естественные ландшафты. Вся территория была разбита и опробована по сети 500×500 м плюс 1 точка в центре (схема «конверт»). Отдельные участки были подвергнуты более детальному обследованию. Отбор проб почвы для дальнейших лабораторных исследований проводился дифференцированно: на целине отбирались по 3 пробы (0–5 см, 5–10 см, 10–30 см) на каждом контрольном пункте, на пашне – по 2 пробы (0–20 см, 20–30 см). При отборе проб проводились также и радиометрические измерения. Зарегистрированное значение МЭД находились в пределах от 9 до 15 мкР/ч, что соответствует фону в этом регионе, обусловленному естественными радионуклидами и глобальными выпадениями. Все отобранные пробы (всего 3790 проб) были исследованы гамма-спектрометрическим методом анализа (^{137}Cs, ^{228}Th, ^{226}Ra, ^{40}K). Часть отобранных проб (примерно 10 %) была подвергнута радиохимическому анализу (^{90}Sr, $^{239+240}$Pu). Каких-либо особенностей в содержании и распределении естественных радионуклидов обнаружено не было. Концентрации $^{239+240}$Pu в изученных пробах заключены в интервал (<0.05-2) Бк/кг, ^{90}Sr – (<5-20) Бк/кг. В таблице 2 приведены средние значения концентраций ^{137}Cs в различных слоях почвы на целинном и пахотном участках обследованной территории.

Таблица 2.

Средние значения концентрации ^{137}Cs в различных слоях почвы на территории объектов «ЛИРА» (участок «Центральный»)

Состояние почвы	Целина				Пашня			Среднее
слой почвы, см	0–5	5–10	10–30	0–30	0–20	20–30	0–30	0÷30
^{137}Cs, Бк/кг	10.7±8.8	7.0±4.2	3.5±2.6	5.3±3.0	7.1±1.4	5.4±1.8	6.5±1.2	5.9±3.1

По различным литературным источникам и справочным материалам средний уровень фона, обусловленный глобальными выпадениями, для средних широт северного полушария находится в следующих интервалах, Ku/км^2: ^{137}Cs – (0,08–0,15); ^{90}Sr – (0,045–0,070); $^{239+240}$Pu – (0,001–0,005). Для слоя почвы 0–5 см эти значения соответствуют следующим концентрациям, Бк/кг: ^{137}Cs – (37–69); ^{90}Sr – (21–32);

$^{239+240}$Pu – (0,46–2,3). Соответственно, для слоя 0–30 см, Бк/кг: ^{137}Cs - (6,2-11,5); ^{90}Sr – (3,5–5,3); $^{239+240}$Pu – (0,077–0,38). Сравнивая полученные данные с литературными сведениями, можно сделать заключение о том, что уровень радионуклидной загрязненности территории объектов «ЛИРА» на сегодняшний день находится в пределах фоновых значений.

На основании полученных аналитических данных можно отметить следующие особенности. Для всех слоев почвы площадное распределение ^{137}Cs более равномерное (дисперсия 20–30 %), нежели на целине (дисперсия 60–80 %). Градиент распределения этого радионуклида по глубине на целине также значительнее, нежели на пашне. Средняя концентрация ^{137}Cs в слое почвы 0–30 см на пахотном участке несколько (на 18 %) превышает таковую для целинного участка. Все отмеченные особенности дают основание для вывода о том, что вспашка почвы приводит к усреднению концентраций радионуклидов как по площади, так и по глубине почвы и препятствует их пространственной миграции.

Общая картина распределения ^{137}Cs (слой почвы 0-30 см) на территории объектов «ЛИРА» представлена в виде изолиний на рисунке 16. Видно, что, в основном, этот радионуклид распределен равномерно. Отдельные аномалии с повышенным его содержанием, как уже отмечалось выше, причастны, в основном, к пойме р. Березовка. Это вполне может быть объяснено миграцией радионуклидов с поверхности всей загрязненной территории к руслу реки. Подтверждением этому механизму служит и картина распределения ^{137}Cs (усредненные значения) по пикетам на целинном участке территории объектов «ЛИРА» (рисунок 17). Видно, что концентрации этого радионуклида в верхних слоях почвы заметно нарастают от периферии к центру (от пикета 1 к пикету 9), то есть к руслу р. Березовка.

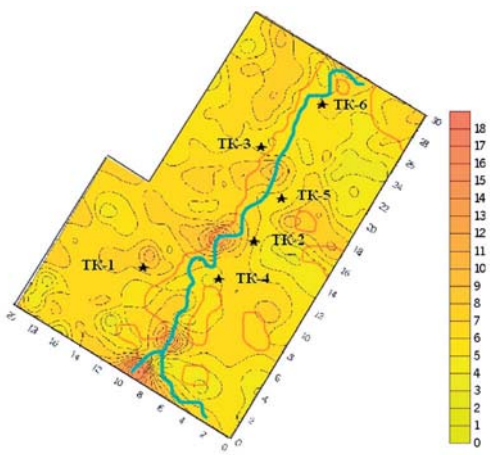


Рисунок 16. Распределение ^{137}Cs, Бк/кг по площадке «Центральная», слой 0÷30 см

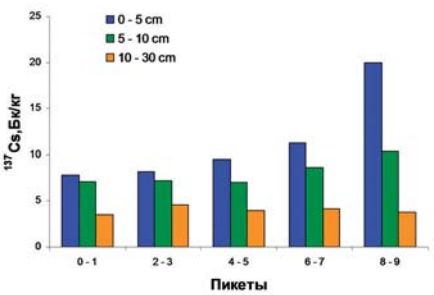


Рисунок 17. Распределение ^{137}Cs по пикетам на целинном участке территории объектов «ЛИРА»

Результаты обследования территории объектов «ЛИРА» не выявили в явном виде признаков следа радиоактивных выпадений от выхода радиоактивных газов на ТК-2. Неопределенность по этому вопросу потребовала проведения масштабных обследований прилегающих к объектам «ЛИРА» территорий, включая КНГКМ и ближайшие населенные пункты. Общая схема обследования этих территорий представлена на рисунке 17. Методология этого площадного обследования (за исключением населенных пунктов) в целом соответствует методологии обследования территорий объектов «ЛИРА». Отбор проб проводился также дифференцированно, в зависимости от состояния почвы (целина, пашня). Схемой отбора является «конверт», но шаг отбора был выбран более крупным: 1000×1000 м и 1 точка в центре. На каждом контрольном пункте проводились радиометрические замеры, которые выявили тот же уровень МЭД (9–15 мкР/ч), соответствующий фоновому значению в этом регионе. В общей сложности, в соответствии со схемой (рисунок 18) для лабораторных исследований было отобрано более 4000 проб грунта. В настоящее время основная часть этих проб (>90 %) исследована гамма-спектрометрическим (^{137}Cs) и, частично, радиохимическим (^{90}Sr, $^{239+240}$Pu) методами. Полученные результаты показали, что концентрация $^{239+240}$Pu на этих участках не превышает 1,5 Бк/кг, концентрация ^{90}Sr заключена в пределы до 15 Бк/кг, максимальные концентрации ^{137}Cs не превышают 60 Бк/кг.

Рисунок 18. Схема площадного радиационного обследования окрестностей объектов ЛИРА

На основании полученных данных выполнены многочисленные графические построения площадного распределения искусственного радионуклида ^{137}Cs в различных слоях почвы. На рисунке 19 в виде изолиний представлено распределение этого радионуклида (слой почвы 0–30 см) по площадям шести секторов, включая территорию объектов «ЛИРА» (участок «Центральный»). Все предпринятые для обнаружения следа радиоактивных выпадений попытки результата не дали. Полученное распределение (рисунок 15) по характеру в полной мере соответствует распределению глобальных выпадений. В целом все обследованные участки характеризуются единой степенью загрязненности радионуклидами. Все имеющиеся неоднородности вполне объяснимы особенностями ландшафта местности.

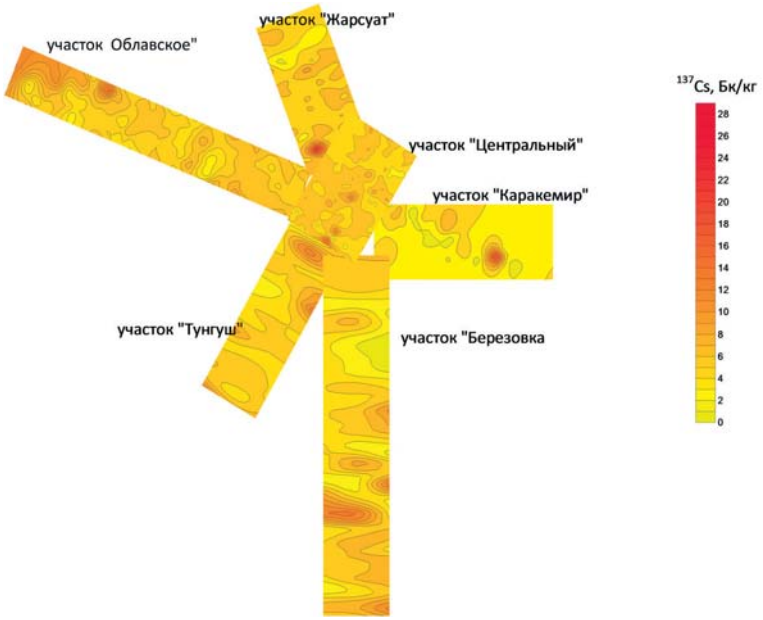


Рисунок 19. Площадное распределение ^{137}Cs (для слоя почвы 0-30 см) на различных секторах

С целью исследования возможного влияния объектов «ЛИРА» на радиационную обстановку в населенных пунктах изучен характер изменения концентраций ^{137}Cs по мере удаления от территории объектов. В таблице 3 приведены средние значения его концентраций (слой почвы 0–30 см) для всех обследованных секторов через каждые 4 км от границы территории объектов «ЛИРА». Приведенные в таблице 3 данные не дают основания для вывода о наличии такого вещества. В результате статистической обработки всех экспериментальных данных установлены средние значения (для всей обследованной территории) величин концентраций ^{137}Cs для всех слоев почвы, предусмотренных пробоотбором. Результаты приведены в таблице 4.

Таблица 3.

Усредненные значения концентрации ^{137}Cs в образцах почвы (слой 0-30 см), отобранных на территориях всех обследованных секторов, Бк/кг

Сектор	Расстояния от территории объектов «ЛИРА», км						Среднее
	0–4	5–8	9–12	13–16	17–20	21–24	
Жарсуат	7.5 ± 3.2	6.7 ± 3.0	6.2 ± 2.9	7.5 ± 3.1	-	-	7.0 ± 3.0
Облавское	6.4 ± 2.8	6.5 ± 2.5	5.7 ± 2.4	6.2 ± 2.4	6.7 ± 2.3	7.7 ± 3.0	6.5 ± 2.5
Тунгуш	7.0 ± 2.9	6.5 ± 2.5	6.6 ± 2.4	-	-	-	6.7 ± 2.5
Березовка	5.3 ± 2.2	3.4 ± 1.7	6.9 ± 3.0	5.7 ± 2.5	8.8 ± 2.6	7.6 ± 3.1	6.3 ± 2.3
Каракемир	-	6.4 ± 2.3	6.2 ± 2.3	6.5 ± 2.4	5.9 ± 2.2	-	6.3 ± 2.3
Среднее	6.6 ± 2.3	5.9 ± 2.2	6.3 ± 2.3	6.5 ± 2.4	7.1 ± 2.4	7.4 ± 3.0	6.6 ± 2.4

Таблица 4.

Средние значения концентрации ^{137}Cs в различных слоях почвы на территории окрестностей объектов «ЛИРА»

Состояние почвы	Целина			Пашня		Среднее
слой почвы, см	0–5	5–10	10–30	0–20	20–30	0–30
^{137}Cs, Бк/кг	12.0 ± 3.7	8.7 ± 2.4	4.7 ± 2.1	7.0 ± 1.5	5.8 ± 1.3	6.6 ± 1.4

Ограниченность результатов по определению ^{90}Sr, $^{239+240}Pu$ (в силу трудоемкости этих анализов) не дает основания для однозначного вывода о средних (для всех обследованных площадей) концентрациях этих радионуклидов. Кроме того, для радиохимического анализа, как правило, отбирались пробы грунта из наиболее загрязненных участков. Тем не менее, полученный массив экспериментальных аналитических данных дает основание для заключения о том, что средние значения их концентраций в слое почве 0–30 см надежно ограничиваются следующими пределами: $^{239+240}Pu \leq 0{,}3$ Бк/кг, $^{90}Sr \leq 5$ Бк/кг. Приведенные данные позволяют сделать вывод о том, что уровень радионуклидной загрязненности 20-километровой окрестности объектов «ЛИРА» находится в пределах фоновых значений.

При выборе объектов радиационного обследования были учтены рекомендации Международной комиссии по радиационной защите. Согласно этим рекомендациям настоятельно предлагается принимать в рассмотрение социальные факторы, учитывающие, что наличие потенциально-опасного объекта на территории проживания населения является для него стрессовым фактором. В связи с этим в перечень объектов обследования были включены все 16 населенных пунктов, расположенных в окрестностях объектов «ЛИРА»: Акбулак, Аксай, Аксу, Березовка, Бестау, Бурлин, Дмитров, Жанаталап, Жарсуат, Каракемир, Карачаганак, Облавское, Приуральное, Пугачево, Тунгуш, Успеновка.

Обследование всех населенных пунктов (НП) проводилось по единой методологии. Для каждого НП было намечено 20 пунктов внутри и 20 - по периметру для отбора проб почвы. В каждом пункте пробы почвы отбирались пробоотборником $S = 0{,}01$ м^2, послойно: 0–5 см, 5–10 см, 10–30 см. Пробы воды (по 2 пробы на НП) отбирались из колодцев и водопроводов. В каждом месте отбирались по 3 образца воды объемом 1,5 л. Пробы растительности (по 2 пробы на НП) отбирались из сена, заготовленного жителями.

Во всех пунктах пробоотбора определялись географические координаты с помощью спутникового топопривязчика GPS. Во всех НП, в жилых помещениях и подвалах проводились измерения концентраций радона в воздухе – по 10 замеров в каждом НП. Результаты этих измерений представлены на рисунке 20. Превышение санитарных нормативов (200 Бк/м^3) обнаружено в жилых помещениях поселка Жанаталап (390 Бк/м^3) и во многих погребах (до 5000 Бк/м^3) различных НП.

Во всех местах отбора почв проводилось измерение МЭД с помощью дозиметра-радиометра ДКС-96 на уровнях 5 см и 1 м от поверхности грунта. Результаты этих замеров показали, что МЭД составляет 7–15 мкР/ч и находится в пределах фоновых значений для этого региона.

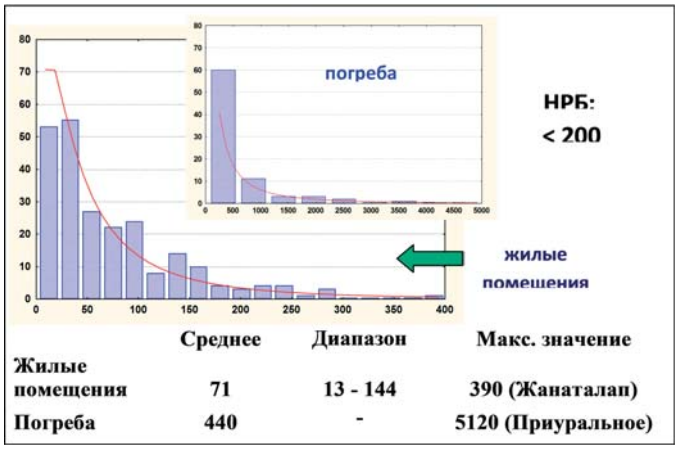


Рисунок 20. Объемная активность ^{222}Rn (Бк/м^3).

Радионуклидный состав образцов почв (^{137}Cs, ^{40}K, ^{226}Ra, ^{228}Th) исследовался гамма-спектрометрическим методом. В настоящее время выполнен анализ более 80 % всех отобранных проб. В таблице 5 приведены значения концентраций естественных радионуклидов в почвах всех 16 НП. Установлены также средние значения концентраций этих радионуклидов по всем обследованным НП, Бк/кг: ^{40}K - 588; ^{226}Ra - 23,6; ^{228}Th - 32,1.

Таблица 5.

Удельная активность естественных радионуклидов в почве поселков

Населенный пункт	^{40}K (Бк/кг)	^{226}Ra (Бк/кг)	^{228}Th (Бк/кг)
Акбулак	528	22,9	31,7
Аксай	495	21,5	25,8
Аксу	543	18,3	24,9
Березовка	522	27,1	33,3
Бестау	493	17,6	25,1
Бурлин	635	27,6	34,7
Дмитров	622	19,9	29,6
Жанаталап	665	22,5	30,7
Жарсуат	569	26,9	32,3
Каракемир	681	25,7	38,0
Карачаганак	648	22,3	35,3
Облавское	550	26,2	30,8
Приуральное	624	22,3	33,6
Пугачево	603	20,3	32,9
Тунгуш	599	26,3	25,9
Успеновка	630	23,2	35,0
n	1529	1529	1529

В таблице 6 приведены результаты определения концентраций ^{137}Cs (средние значения) в почве всех 16 НП для слоев 0–5 см, 5–10 см 10–30 см, и 0–30 см. Все приведенные значения находятся в пределах фона для этого региона. Максимальная концентрация ^{137}Cs (средние значения) для слоя почвы 0–5 см соответствует пос. Карачаганак. Не исключено, что это является следствием влияния незначительных истоков радиоактивных газов на ТК-2, след от которых, по свидетельству очевидцев, распространяется в сторону именно этого поселка. Однако такие концентрации не представляют какой-либо угрозы для здоровья населения.

Таблица 6.

Удельная активность ^{137}Cs в различных почвенных горизонтах поселков (Бк/кг)

Населенный пункт	Слой почвы, см			
	0–5	**5–10**	**10–30**	**0–30**
Акбулак	9.9	6.4	4.2	5.5
Аксай	17.8	6.5	2.3	5.6
Аксу	8.5	5.8	5.0	5.7
Березовка	16.8	6.0	3.5	6.1
Бестау	11.6	7.0	4.6	6.2
Бурлин	20.5	3.6	2.1	5.4
Дмитров	21.7	7.3	2.9	6.8
Жанаталап	8.8	4.1	2.3	3.7
Жарсуат	14.4	–	–	–
Каракемир	13.5	5.4	3.2	5.3
Карачаганак	29.2	–	–	–
Облавское	14.8	–	–	–
Приуральное	11.9	7.9	3.3	5.5
Пугачево	9.6	3.5	3.4	4.5
Тунгуш	15.6	8.7	4.5	7.0
Успеновка	12.1	7.7	4.2	6.1
Среднее	**14.8**	**6.1**	**3.5**	**5.6**

Радионуклидный состав образцов воды и растительности исследовался как инструментальными, так и радиохимическими методами анализа. Основные результаты этих анализов приведены на рисунке 21.

Рассчитаны эффективные дозовые нагрузки на население поселков, прилегающих к объекту «ЛИРА». Суммарная дозовая нагрузка составляет примерно от 2000 до 6000 мкЗв/год, причем, основная доза приходится на ингаляционное поступление радона и торона. За исключением этого источника доза от остальных источников примерно одинакова (рисунок 22).

На диаграмме (рисунок 23) показано распределение средней эффективной дозовой нагрузки на население поселков. Как видно, основная дозовая нагрузка приходится на ингаляцию ДПР радона 43,6 % доля искусственных радионуклидов составляет всего 0,1 %.

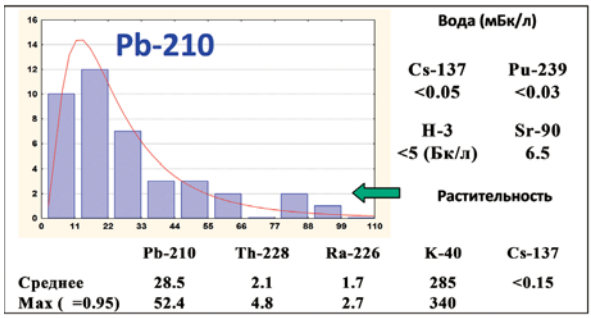


Рисунок 21. Удельная активность естественных и искусственных радионуклидов в воде и растительности поселков

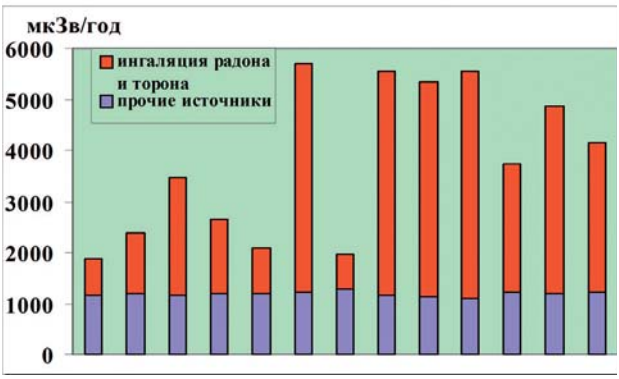


Рисунок 22. Эффективные дозовые нагрузки на население поселков, прилегающих к объекту «ЛИРА»

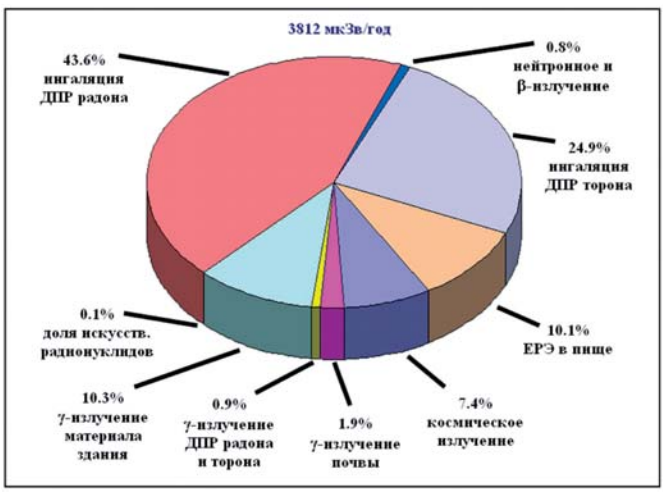


Рисунок 23. Распределение средней эффективности дозовой нагрузки на население поселков, прилегающих к объекту «ЛИРА»

Таким образом, установлено, что за вычетом ингаляционного поступления радона и торона радиационная обстановка всех поселков вокруг объектов «ЛИРА» практически одинакова. В целом, радиационная обстановка нормальная. Влияния объектов «ЛИРА» на радиоэкологическую ситуацию в поселках не обнаружено.

5.2.2. Итоги радиационного обследования окрестностей объектов «Лира»

Впервые в мировой практике радиоэкологических исследований проведено комплексное широкомасштабное радиационное обследование территорий и населенных пунктов, причастных к объектам подземных ядерных взрывов, расположенных в непосредственной близости от разрабатываемого месторождения природных углеводородов. Исследование выполнено на примере объектов «ЛИРА», расположенных на территории Карачаганакского нефтегазоконденсатного месторождения (КНГКМ), Западный Казахстан. Основные результаты выполненных работ сводятся к следующему:

1. Методом шурфов и на основе гамма-спектрометрического и радиохимического методов анализа изучен характер глубинного распределения искусственных радионуклидов (^{137}Cs, ^{90}Sr, $^{239+240}$Pu) на территории объектов «ЛИРА», а также в пойме и русле р. Березовка. Полученные результаты однозначно свидетельствуют о причастности радионуклидов к верхним слоям грунта. Ни в одном из 70 обследованных шурфов значимых концентраций ^{137}Cs и $^{239+240}$Pu на глубине ниже 70 см не обнаружено. Учитывая, что обследованию были подвергнуты наиболее ослабленные геологические зоны, установленные по результатам всесторонних геофизических исследований, гипотезу о механизме наличия постоянного притока радионуклидов на дневную поверхность из котловых полостей объектов «ЛИРА» по зонам разуплотнений и трещиноватостей в земной коре, на полном основании, можно считать несостоятельной.
2. Проведено радиационное обследование бассейна реки Березовка. Установлено, что в донных отложениях верховий реки (отрезок 6 км) концентрация ^{137}Cs имеет низкий (0,5–3 Бк/кг) и постоянный уровень. Начиная с южной части территории объектов «ЛИРА», в донных отложениях р. Березовка наблюдается плавное повышение концентраций ^{137}Cs и $^{239+240}$Pu, которое продолжается вплоть до ее слияния с р. Илек. Выявленная особенность свидетельствует о механизме поверхностного перераспределения радионуклидов посредством их миграции с талыми и дождевыми водами с территории объектов «ЛИРА» в пойму и русло р. Березовка. Результаты проведенного в 2009 г. повторного радиационного и гидрохимического обследования подтвердили сделанный ранее вывод о том, что радиационная и экологическая ситуация в бассейне р. Березовка нормальная и в период 2001–2009 гг. практически не изменилась.
3. Выполнено детальное обследование радиационной ситуации на территории объектов «ЛИРА» и части подрядного участка. Обследован участок («Центральный») общей площадью 31 км^2. Установлено, что уровень радионуклидной загрязненности этой территории не превышает фоновых значений для региона в целом. Изучен характер распределения ^{137}Cs на этом участке. Выявлены отдельные аномалии с повышенным его содержанием, причаст-

ные, в основном, к пойме р. Березовка. Установлен также факт повышения концентраций ^{137}Cs в верхнем слое грунта (0–10 см) по мере продвижения от периферии участка к его центру, то есть к руслу р. Березовка. Выявленные особенности являются убедительным подтверждением наличия механизма поверхностного перераспределения радионуклидных загрязнений в сторону р. Березовка.

4. Проведено широкомасштабное радиационное обследование прилегающих к объектам «ЛИРА» территорий в радиусе более 20 км. Установлено, что средние величины концентраций искусственных радионуклидов (в слое почвы 0–30 см) на всей этой территории соответствуют следующим значениям: ^{137}Cs – 6,6 Бк/кг, $^{239+240}Pu$ – ≤ 0,9 Бк/кг, ^{90}Sr – ≤ 5 Бк/кг. Следовательно, уровень радионуклидной загрязненности окрестностных территорий (в радиусе более 20 км) объектов «ЛИРА» находится в пределах фоновых значений. Уровень мощности экспозиционной дозы также соответствует фону: 9–15 мкР/ч. Таким образом, установлено, что радиационная обстановка на территории объектов «ЛИРА» и в их окрестностях нормальная. Признаков следа радиоактивных выпадений от истечения радиоактивных газов на ТК-2 (по свидетельству очевидцев) на всей обследованной территории не обнаружено. Признаков привнесения дополнительного (к глобальным выпадениям) радионуклидного загрязнения от объектов «ЛИРА» на окрестные территории, вплоть до населенных пунктов, также не обнаружено.
5. В соответствии с рекомендациями Международной комиссии по радиационной защите выполнены работы по радиационному обследованию 16-ти населенных пунктов, расположенных в окрестностях объектов «ЛИРА»: Акбулак, Аксай, Аксу, Березовка, Бестау, Бурлин, Дмитров, Жанаталап, Жарсуат, Каракемир, Карачаганак, Облавское, Приуральное, Пугачево, Тунгуш, Успеновка. Во всех населенных пунктах проведено измерение МЭД (7–15 мкР/ч), изучен уровень загрязненности почвы, питьевой воды и растительности (корм для скота – сено, солома) естественными и искусственными радионуклидами. В жилых помещениях, подвалах и погребах определен уровень концентрации радона в воздухе. На основании полученных экспериментальных данных рассчитаны эффективные дозовые нагрузки на население. Установлено, что в целом радиационная обстановка в населенных пунктах, примыкающих к объектам «ЛИРА», нормальная. Наибольший вклад в дозовую нагрузку (43,6 %) связан с ингаляционным поступлением радона и торона, вклад от излучения искусственных радионуклидов незначителен – 0,1 %. Влияние объектов «ЛИРА» на радиоэкологическую ситуацию в поселках не обнаружено.

5.3. Определение уровня и масштабов глубинного радиоактивного загрязнения

Со времени своего создания полость ТК-5 занимает особое место в истории объекта «ЛИРА». Ее обводненность – источник радиофобии и пугающих статей в прессе.

В связи с этим определение загрязненности блока пород, включающего скважину и саму полость, было проведено наиболее тщательным образом.

Были проведены геофизические исследования в контрольно-наблюдательных скважинах объекта «ЛИРА» методом гамма- каротажа (ГК). Получены следующие результаты.

Скважина КН-1

По гамма- каротажу кровля соляного купола вскрыта на глубине 174 м. В песчано-глинистых породах фоновые значения естественной гамма-активности пород изменяются от 1 до 2,3 мкР/ч и в целом выше гамма-активности соляной толщи, которая изменяется от 0,4 до 1,5 мкР/ч. Интервалов с аномальными значениями гамма-активности не наблюдается.

Скважина КН-2

По гамма-каротажу верхняя граница соляного купола отмечается на глубине 172 метра. В терригенных породах уровень естественной гамма-активности изменяется в пределах от 1 до 2,7 мкР/ч. Сульфатно-галогенная толща характеризуется низкими значениями естественной гамма-активности в пределах 0,6–1,4 мкР/ч. Аномальные значения гамма-активности в разрезе скважины не выделяются.

Скважина КН-3

По кривой гамма-каротажа верхняя граница соляного купола отбивается нечетко, в комплексе с данными термометрии возможно отнести границу кровли соли к глубине 182 м. Значения естественной гамма-активности терригенных пород колеблется в пределах от 0,9 до 2 мкР/ч, в сульфатно-галогенной толще 0,5–1,3 мкР/ч. Аномалий радиоактивности не наблюдается.

Скважина КН-4

По гамма-каротажу кровля соли отбивается на глубине 170 метров. Естественная гамма-активность песчано-глинистых пород изменяется в пределах от 0,8 до 2,4 мкР/ч. Естественная гамма-активность галогенно-сульфатных пород 0,4–1,5 мкР/ч. Аномалий радиоактивности не наблюдается.

Скважина КН-12

По гамма-каротажу кровля соли отбивается на глубине 257 м.

Естественная гамма-активность (рисунок 24) пород в надсолевой терригенной толще зарегистрирована (интервал 0–257 м) через одну, две и три колонны, а также цемент и воду и изменяется в пределах от 1,6 до 5,5 мкР/ч. Повышенные значения гамма-активности 4–5,5 мкР/ч появляющиеся в верхней части скважины, обсаженной несколькими колоннами, и наиболее вероятно, связаны с наличием большого количества цемента за колонной и не отражают литологические особенности разреза, а только конструкцию скважины. В толще соли уровень гамма-активности изменяется от 0,5 до 5–19 мкР/ч в отдельных прослоях. В целом по разрезу видно, что в чистых солях фоновое значение естественной гамма-активности низкое и изменяется в пределах от 0,5 до 1,2 мкР/ч. Отдельные маломощные прослои в соли имеют повышенные показания гамма- активности до 1,5–2,7 мкР/ч. По сопоставлению замеров гамма-каротажа по всем предыдущим контрольно-наблюдательным скважинам этот уровень гамма-активности находится в пределах замеренной фоновой гамма-активности песчано-глинистых пород и может быть объяснен наличием в соли таких прослоев.

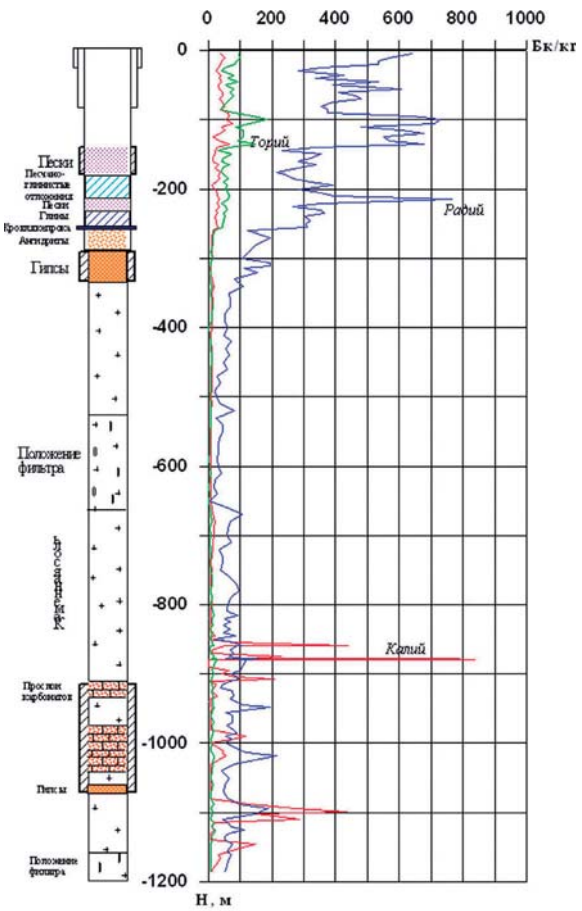


Рисунок 24. Результаты гамма-спектрометрического каротажа по скважине КН-12

Для выяснения причин наличия зон с повышенными значениями МЭД (до 19 мкР/ч) были проведены работы по гамма-спектрометрическому каротажу скважин КН-4 и КН-12. Ни в одной точке наличия цезия-137 в количествах, превышающих предел обнаружения, не выявлено, при этом достигнутое значение предела обнаружения по цезию-137 составило 30 Бк/кг. Следует отметить, что для цезия-137 значение минимально-значимой удельной активности составляет 10000 Бк/кг, выше которого на такие породы и материалы распространяется действие норм радиационной безопасности. Дополнительно было обнаружено, что участки с выявленными ранее повышенными значениями МЭД характеризуются повышенными значениями природного радионуклида калия-40 (до 10000 Бк/кг). Таким образом, полученные результаты убедительно демонстрируют отсутствие глубинного радиоактивного загрязнения гамма-излучающим радионуклидом цезием-137 в зоне расположения скважин КН-4 и КН-12.

Вместе с тем, учитывая более высокие миграционные способности других искусственных радионуклидов, прежде всего трития и стронция-90, было принято решение о дополнительном исследовании возможного загрязнения пород в районе скважины КН-12 посредством прямых измерений содержания этих радионуклидов в заколонном пространстве скважины. Для определения возможного наличия техногенных альфа- и бета-излучающих радионуклидов в заколонном пространстве скважины и проверки наличия гидродинамической связи полости ТК-5 со скважиной КН-12 были выполнены работы по созданию сообщения «пласт-скважина». Для чего проведена перфорация обсадной колонны в интервалах 875-879 м и 887-892 м с последующим вызовом притока созданием 75% депрессии на зону перфорации при снижении уровня жидкости в стволе до глубины 669 м. Результаты анализов показали, что искусственные радионуклиды тритий, стронций-90, плутоний-239+240 в заколонном пространстве скважины отсутствуют. Определенные концентрации порядка десятых и сотых долей миллибеккерелей на литр связаны с привнесением их в скважины в результате технологический операций.

5.4. Определение возможных путей и интенсивности миграции радиоактивного загрязнения из полости ТК-5

Для определения возможных путей и интенсивности миграции радиоактивного загрязнения из полости ТК-5 основным являлся вопрос о состоянии блока пород, включающего полость 5РТК. Для исследований специалистами ИГИ НЯЦ РК были использованы методы вертикального сейсмического профилирования и метод обращенного годографа.

Анализ экспериментального материала показал, что блок геологической среды, включающий полость 5 РТК, в целом представляет собой совокупность зон субвертикального и субгоризонтального воздействия подземного ядерного взрыва (ПЯВ). В указанных зонах выделяются следующие основные ослабленные водопроницаемые структуры (рисунок 25):

- зона максимальной трещиноватости, обрамляющая полость, с размерами по вертикали порядка 120-140 метров и в центральном сечении 100×140 метров, имеет южное падение;
- линейно-вытянутые наклонные зоны, простирающиеся от полости в сторону дневной поверхности и субгоризонтальная, в направлении скв. КН12, наиболее вероятно, являются межпластовыми зонами повышенной трещиноватости, сформировавшимися по хрупким породам (карбонатам, ангидритам и пр.). В совокупности с субвертикальной зоной трещиноватости они, имеющие морфологическую и, вероятно, гидродинамическую связь с полостью, могут служить потенциальными каналами миграции радионуклидов.

Таким образом, не выявлено единых протяженных геологических зон разуплотнений, способных служить каналом транспорта радионуклидов в подземные водоносные горизонты и, тем более, на поверхность. При решении вопроса о наиболее вероятных путях миграции было учтено, что помимо водопроницаемых геологических структур возможным путем миграции является заколонное пространство скважин ТК-5 и ТК-5 «бис», так как в зоне солей и водоносных горизонтов, как правило,

не происходит надежного сцепления цемента с породой. В интервалах залегания водонасыщенных пород происходит отделение жидкой фазы цементного раствора и ее проникновение в пласт при цементаже, а в зоне солей вода, содержащаяся в цементном растворе, участвует в растворении соли и ослаблении сцепления. В связи с этим зона контакта цементного камня с породой является наиболее вероятным потенциальным путем миграции радионуклидов из указанных полостей.

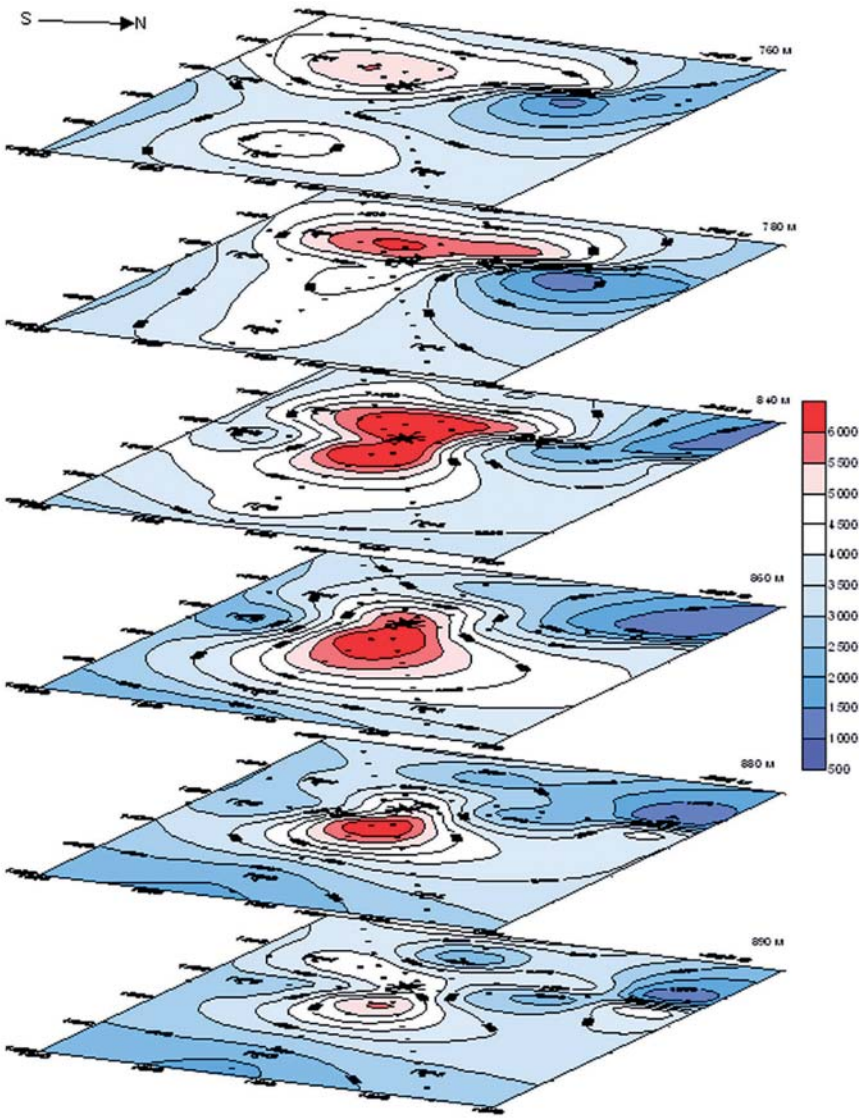


Рисунок 25. Зоны разуплотнения в районе полости ТК-5, выявленные методами ВСП и МОГ

На основе всей суммы данных, полученных в рамках проведенных геофизических исследований полости ТК-5 и ретроспективного анализа геологической информации, был получен ответ на вопрос о возможности осушения этой полости. С учетом неблагоприятного состояния околополостного пространства, заключающегося в наличии обширной зоны деструкции вокруг полости, повышенной пустотности и обильной обводненности этой зоны, наличия гидродинамической связи полости с водоносными горизонтами верхних частей геологического разреза, установленной по единству статических уровней водоносных горизонтов триаса и водонаполненной полости через скважину 5РТК-бис, осушение полости признано невозможным.

Откачка рассола из полости в этих условиях неизбежно будет сопровождаться постоянным притоком воды из вышележащих водоносных горизонтов с более низким содержанием солей, чем в откачиваемом рассоле. Это, в свою очередь, приведет к дополнительному растворению стенок полости и увеличению общего количества жидких радиоактивных отходов, что противоречит необходимому условию снижения радиационной угрозы в связи с объектами «ЛИРА».

5.5. Определение состояния полости ТК-6

Для определения состояния полости ТК-6 в 2002 году был выполнен комплекс работ (рисунок 26), включающий шаблонирование ствола скважины и оценку наличия воды в скважине.

Рисунок 26. Рабочий момент исследования скважины ТК-6

В результате выполненных работ состояние скважины оценивается следующим образом:

- ствол скважины свободно проходим до глубины 900 м, что дает возможность предположить, что завал из породы находится на той же глубине, что и ранее, непосредственно после обрыва колонны. Дополнительного обрушения ствола скважины за прошедший промежуток времени не произошло;

- в стволе скважины отсутствует вода, что свидетельствует о герметичности заколонного пространства технических колонн, изолирующих водоносные комплексы надсолевых отложений;
- отсутствие воды в стволе скважины позволяет обоснованно предположить, что в полости воды также нет, так как по всем имеющимся данным водоносных комплексов, горизонтов и линз в соленосной толще не обнаружено.

Дополнительно проведено исследование блока земной коры, вмещающей полость ТК-6 с целью оценки зон трещиноватости в районе полости и выбора места заложения дополнительной контрольно-наблюдательной скважины (рисунки 27–28).

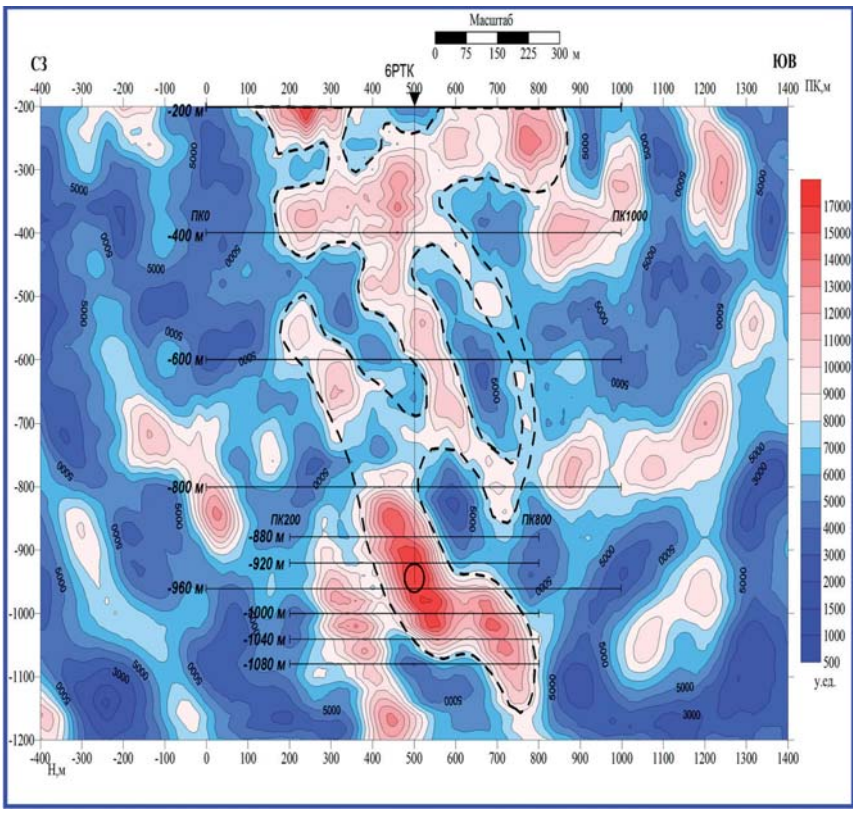


Рисунок 27. Зоны разуплотнения в районе полости ТК-6

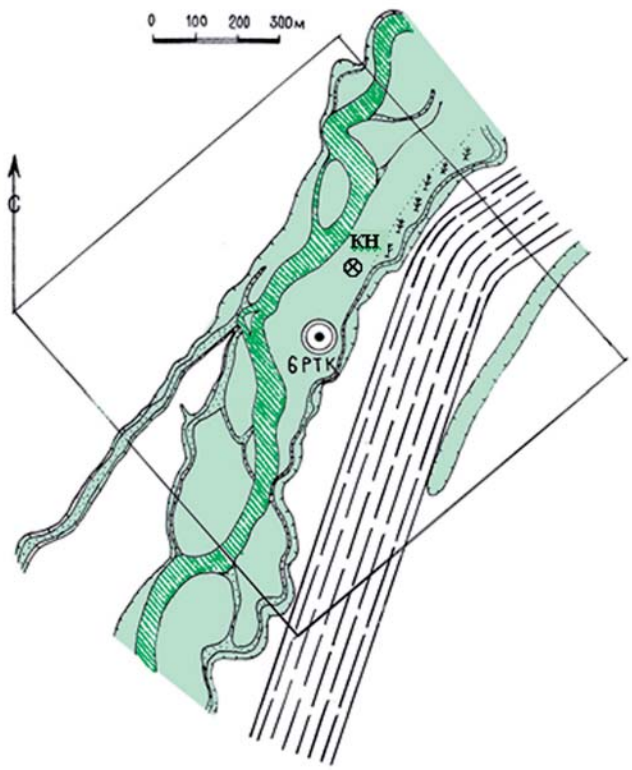


Рисунок 28. Место расположения дополнительной наблюдательной скважины в районе полости ТК-6

5.6. Разработка и осуществление комплексного мониторинга объектов «ЛИРА»

На основе проведенных НЯЦ РК исследований разработана и создана научно обоснованная комплексная система мониторинга объектов «ЛИРА» и прилегающих территорий, которая прошла экспертизу и принята Министерством экологии РК.

Разработанная система мониторинга (рисунок 29) основана на принципах глубокоэшелонированной защиты, предупреждения и прогноза. Отличие созданной системы мониторинга от традиционно принятых в подобных случаях состоит во включении в ряд контролируемых радионуклидов недозообразующих изотопов – трития и хлора-36, обладающих максимально возможной подвижностью в водных средах, что поднимает надежность мониторинга на принципиально более высокий уровень надежности и предсказательности. Любую возможную ситуацию, связанную с определением радиоэкологического состояния точек наблюдения в связи с объектами «ЛИРА» в рамках нашей системы мониторинга, определяет соотношение пяти включенных в параметры мониторинга искусственных радионуклидов: трития, хлора-36, стронция-90, цезия-137 и плутония. При одновременном измерении концентрации этих элементов в любой точке наблюдения можно однозначно ответить на вопрос о причастности под-

земных ядерных полостей объектов «ЛИРА» к их появлению в любой контролируемой точке. Система мониторинга предусматривает два уровня контроля:

- контроль параметров, определяющих текущую радиационную обстановку на объектах «ЛИРА», Подрядном участке и прилегающих территориях;
- контроль параметров, определяющих наличие, направленность и масштаб процессов возможной миграции радионуклидов из подземных ядерных полостей.

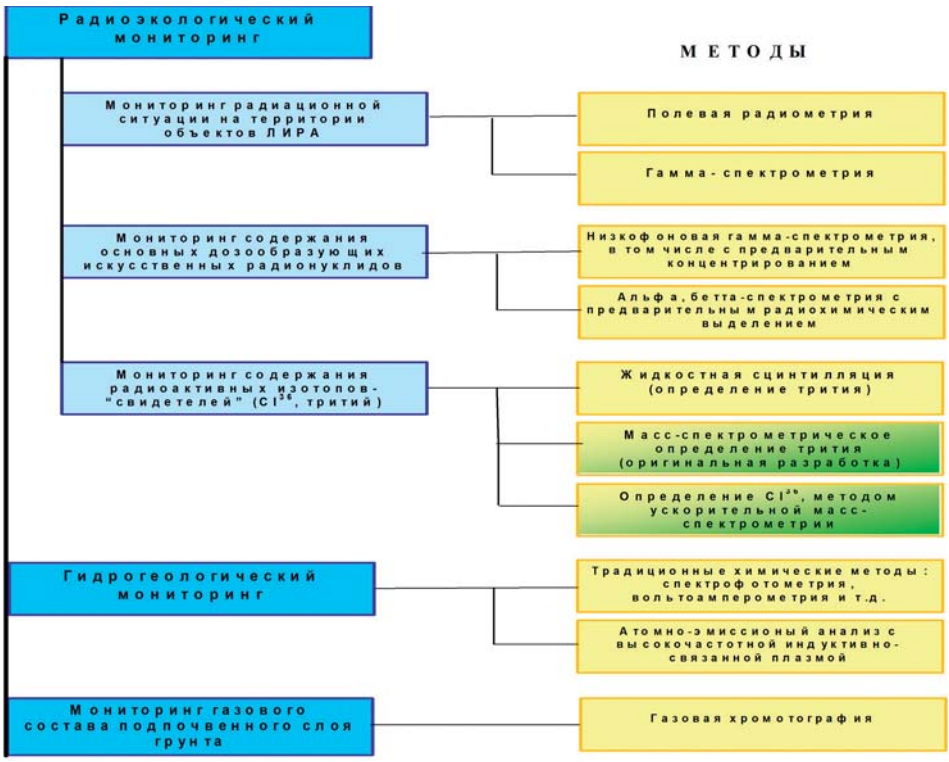


Рисунок 29. Система комплексного мониторинга объектов «ЛИРА»

Целью мониторинга уровня 1 является оценка сложившейся радиационной обстановки на текущий момент и степень ее опасности для персонала и населения на основе действующих законов, нормативов и правил в области радиационной безопасности.

Параметры мониторинга уровня 2 не регламентируются никакими нормативными документами и определены на основе накопленных мировой практикой знаний о путях и формах распространения радионуклидов в природных средах. Для выявления на наиболее ранней стадии миграции радионуклидов из подземных полостей, ее направленности и масштаба чувствительность методов определения этих изотопов должна быть максимально высокой.

Кроме анализа содержания изотопов, связанных с подземными ядерными взрывами, к параметрам мониторинга уровня 2 отнесен также микро- и макроэлементный состав подземных вод, т.к. его вариации показывают уровень стабильности участка земной коры, вмещающей объекты «ЛИРА» и его гидрогеологического режима. Для этой же цели ведется мониторинг газового состава подпочвенного слоя в зонах геологических разломов и разуплотнений.

Учитывая долговременный характер проекта и требования о независимости получаемых данных по мониторингу от используемого аппаратурно-методического обеспечения и персонала был разработан документ – паспорт мониторинга объектов «ЛИРА». Паспорт регламентирует все стадии выполнения мониторинга и включает детальное описание расположения постов мониторинга, процедур отбора и движения проб и их анализа, организационной структуры подразделений ИЯФ НЯЦ РК, осуществляющих мониторинг, способов управления качеством работ. Для оперативности и удобства использования накапливаемой информации создана электронная версия паспорта мониторинга (рисунок 30).

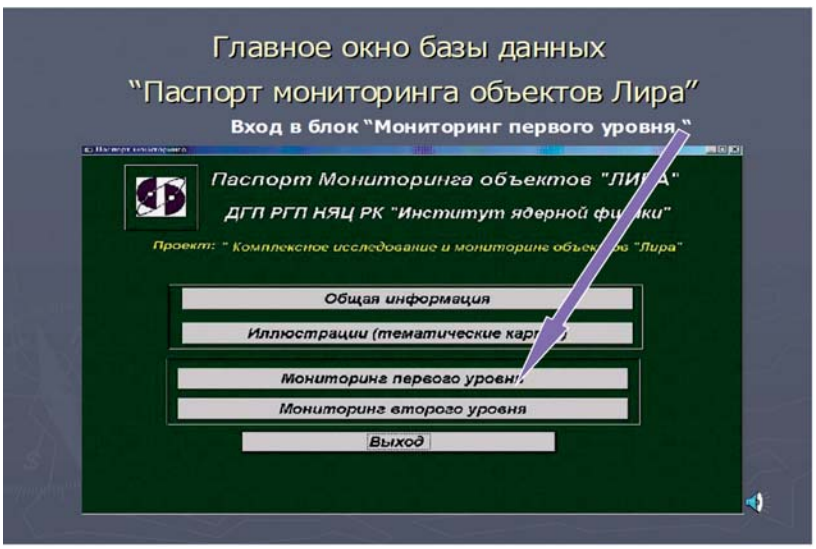


Рисунок 30. Главное окно базы данных «Паспорт мониторинга объектов «ЛИРА»

Основные документы, определяющие порядок и объемы мониторинга прошли согласование с Министерством охраны окружающей среды и природных ресурсов РК, Западно-Казахстанским территориальным управлением охраны окружающей среды, органами Госстандарта РК. Все работы по проведению мониторинга осуществляются на основе Закона РК «Об использовании атомной энергии» по Государственной лицензии, выданной Комитетом по атомной энергии РК и по аттестованным Госстандартом РК методикам. Ряд методик был разработан непосредственно для целей Проекта.

К настоящему времени описанная выше система мониторинга успешно действует на основе созданной инфраструктуры, включающей здание и лаборатории филиала ИЯФ НЯЦ РК в г. Аксай, а также лабораторию низкофоновых измерений (ри-

сунки 31–32), другие научные лаборатории, инженерные установки ИЯФ и головной офис управления Проектом в г. Алматы. Разработан, апробирован и внедрен в практику аппаратурно-методический комплекс для гарантированного обеспечения аналитических и других потребностей проекта. Ряд используемых в системе мониторинга разработок специалистов НЯЦ РК защищены патентами Республики Казахстан.

Рисунок 31. В лаборатории низкофоновых измерений

Рисунок 32. Лабораторный корпус Аксайского филиала ИЯФ

6. НОВАЯ МОДЕЛЬ УГРОЗЫ В СВЯЗИ С ОБЪЕКТАМИ «ЛИРА»

В результате проведенных исследований получена системная информация, которая привела к существенному изменению модели угрозы в связи с объектами «ЛИРА». В свете нового понимания состояния объектов «ЛИРА» можно уверенно утверждать, что:

- на территории объектов «ЛИРА» и прилегающих территориях уровень радиоактивного загрязнения почв не превышает фоновых уровней и отсутствует в приповерхностных слоях глубже 0,7 метра;
- на основании исследования доступных для наблюдения точек подземной части блока земной коры, вмещающей объекты «ЛИРА», доказано отсутствие распространения радиоактивного загрязнения из подземных ядерных полостей в масштабах, способных в ближайшее время привести к значимому изменению радиоэкологической ситуации на КНГКМ;
- полости ТК-5 и ТК-6 в радиоэкологическом смысле в настоящее время не являются аварийными объектами, так как нет свидетельств проникновения радионуклидов из этих полостей в среду обитания человека. Также не найдено никаких подтверждений тому, что полости ТК-1 – ТК-4 являются источниками дополнительного радиоактивного загрязнения. Изменение состояния подземных ядерных полостей возможно лишь в результате природных или техногенно обусловленных воздействий катастрофического характера;
- наиболее опасным, способным в короткие сроки привести к существенному ухудшению радиационной обстановки на КНГКМ, механизмом переноса радионуклидов из подземных ядерных полостей в среду обитания человека является выброс радиоактивности при аварийной разгерметизации фонтанной арматуры.

7. СТРАТЕГИЯ РАБОТ ПО ЛИКВИДАЦИИ ПОДЗЕМНЫХ ЯДЕРНЫХ ПОЛОСТЕЙ ОБЪЕКТОВ «ЛИРА»

Комплекс проведенных исследовательских и мониторинговых работ показал, что нет причин для немедленного вмешательства в состояние подземных ядерных полостей, как это предполагалось при начале работ по Проекту. Однако ИЯФ НЯЦ РК как специализированная организация, имеющая право осуществлять в соответствии с Законом РК «Об использовании атомной энергии» на основе лицензии Комитета по атомной энергетике РК все необходимые виды инженерных работ на радиационно-опасных объектах «ЛИРА», осознает и воспринимает как весомый фактор риска существующую и нарастающую со временем вероятность техногенно обусловленных изменений подземных ядерных полостей, последствия которых не поддаются научному предвидению.

Накопленный к настоящему времени объем знаний относительно уровней и характера радиоактивного загрязнения на территории объектов «ЛИРА», прилегающих территориях и в блоке земной коры, вмещающей ядерные полости, позволили сделать вывод о возможности предотвращения воздействия объектов «ЛИРА» на нефтегазовые операции на КНГКМ, поскольку есть все основания для определения объема необходимых ликвидационных работ как выполнимого. Существенным моментом при этом является то, что имеющаяся инфраструктура объектов «ЛИРА» в настоящее время пригодна для осуществления ликвидационных работ.

С учетом невозможности осушения полости ТК-5 наиболее обоснованным сценарием действий в ее отношении является перевод в режим долговременного мониторинга. Для дополнительного повышения надежности своевременного выявления миграции радионуклидов и с учетом того, что наиболее вероятным путем их миграции является заколонное пространство скважин ТК-5 и ТК-5 «бис», скважина ТК-5 «бис» будет переведена в разряд наблюдательных путем создания сообщения ствол скважины – водоносный горизонт в триасовом комплексе пород. В случае обнаружения радиоактивности в наблюдаемых водоносных горизонтах эта же скважина будет использована для тампонирования переносящего радиоактивность потока, с использованием технологий на основе применения водонабухающих полимеров. Скважины КН-1 – КН-4 в случае развития такой ситуации также будут использованы для гидроизоляции водоносных горизонтов.

Ликвидационные работы на полостях ТК-1 – ТК-4 и ТК-6 подразумевают их заполнение композитным высоковязким материалом с достаточными сорбционными свойствами в отношении основных дозообразующих радионуклидов, препятствующим проникновению воды в полости. Проведенные исследования показали, что в качестве наполнителя может быть использован ряд промышленных отходов, возникающих в процессе эксплуатации КНГКМ, в том числе нефтяные шламы и замазученные грунты. Ввиду того, что инженерная реализации технологии заполнения полостей композитными материалами существенно зависит от характеристик и источников наполнителя, который будет использован в технологии, требуется предварительное обсуждение о возможности длительного использования отходов близлежащих предприятий как основы для изготовления наполнителя.

Поскольку полости ТК-1 – ТК-4 являются источником дополнительной повышенной опасности из-за наличия в них газа и газоконденсата (газовая опасность), программа их ликвидации является приоритетным направлением. При этом наличие коррозии технологических трубопроводов на объектах «ЛИРА» требует принятия решения именно в отношении этих полостей. Кроме того, реализация программы заполнения полостей ТК-1 – ТК-4 композитным материалом обязательным образом требует предварительной эвакуации газоконденсата из полостей, проведения работ по его очистке от радиоактивности и утилизации. Выполнение данных видов работ также невозможно без использования производственной базы КНГКМ.

Именно такая схема организации работ обеспечивает общее быстрое снижение угрозы отрицательного влияния объектов «ЛИРА» на нефтегазовые операции, поскольку попадание в каждую из полостей даже ограниченного количества специально подготовленного наполнителя с высокой сорбционной активности по отношению к дозообразующим радионуклидам существенно снизит общий риск развития ситуации в связи с объектами «ЛИРА» в неблагоприятном направлении.

Ликвидационные работы не могут быть сведены только к заполнению полостей наполнителем, поскольку в соответствии с действующим законодательством разрешение на выполнение данных работ может быть получено только при условии наличия:

- подготовленных и аттестованных кадров;
- соответствующих лицензий;
- противоаварийной базы, гарантирующей безопасность их выполнения и своевременную ликвидацию возможных аварийных ситуаций;
- аппаратурно-методической базы для организации контроля окружающей среды, технологических параметров и обеспечения радиационной безопасности.

Мониторинг объектов «ЛИРА» будет осуществляться на всех стадиях выполнения Проекта, в том числе во время и после завершения ликвидационных работ. Характер мониторинга будет видоизменяться в соответствии требованиями текущих реалий проекта, изменяясь от исследовательского до промышленного и контрольного. Объем и параметры мониторинга при этом будут определяться с учетом нового состояния объектов «ЛИРА».

«ЛИРА» НЫСАНДАРЫН КЕШЕНДІ ЗЕРТТЕУ ЖӘНЕ МОНИТОРИНГІЛЕУ» ЖОБАСЫНЫҢ ДАМУ СТРАТЕГИЯСЫ
(1998-2010 жж. жұмыс нәтижелері негізінде)

Қадыржанов К.К., Лукашенко С.Н., Солодухин В.П., Агеева Т.И., Глущенко В.Н., Силачев И.Ю, Николаев И.М., Позняк В.Л., Новозенко В.А., Кияткина Н.Г., Глущенко Г.М., Матиенко Л.Д.

ҚР ҰЯО Ядролық физика институты, Алматы, Қазақстан

Мақалада «ЛИРА» нысандарының радиоэкологиялық мәртебесін бағалау, нысандағы тереңдік радиоактивті ластану деңгейі мен көлемін анықтау, сондай-ақ іргелес аумақтар мен елді мекендердің жерүсті радиоактивті ластануы бойынша ҚР ҰЯО жүргізілген зерттеулерге шолу жасалған. «ЛИРА» нысандары мен іргелес аумақтардың әзірленген ғылыми негізделген кешенді мониторинг жүйесінің негізгі принциптері ұсынылған. «ЛИРА» нысандары мен радиациялық қауіпсіздікті қамтамасыз ету концепциясына байланысты қауіп-қатер үлгісінің дамуы қарастырылған. «ЛИРА» нысандарының жерасты ядролық қуыстарын жою бойынша жұмыстар стратегиясының негізі жасалды.

STRATEGY OF THE PROJECT «INTEGRATED RESEARCH AND MONITORING OF «LIRA» FACILITIES»
(based on results of 1998–2010)

K.K. Kadyrzhanov, S.N. Lukashenko, V.P. Solodukhin, T.I. Ageeva, V.N. Glushchenko, I.Yu. Silachev, I.M. Nikolaev, V.L. Pozniak, V.A. Novozenko, N.G. Kiyatkina, G.M. Glushchenko, L.D. Matienko

Institute of Nuclear Physics NNC RK, Almaty, Kazakhstan

The paper reviewed the studies, carried out by NNC, on the radiological status of «LIRA» facilities, determination of the level and extent of deep contamination at the facility, as well as surface contamination of adjacent territories and settlements. It also gives the basic principles of developed science-based integrated system for monitoring of and surrounding areas. We consider the threat model development in relation to «LIRA» facilities and concepts of ensuring radiation safety. The strategy for the elimination of underground nuclear cavities of «LIRA» facilities has been substantiated

РАЗДЕЛ: ОБЕСПЕЧЕНИЕ БЕЗОПАСНОГО ПРОВЕДЕНИЯ РАБОТ НА СИП

УДК 577.4:553.9:504.064:621.039.9:539.16

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ТЕРРИТОРИИ УГОЛЬНОГО МЕСТОРОЖДЕНИЯ «КАРАЖЫРА»

Субботин С.Б., Лукашенко С.Н., Айдарханов А.О., Романенко В.В.

Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, Курчатов, Казахстан

В настоящей работе представлены данные многолетних радиоэкологических исследований на территории угольного месторождения «Каражыра», расположенного на площадке «Балапан» бывшего Семипалатинского испытательного полигона (СИП). Установлено, что содержание техногенных радионуклидов на дневной поверхности территории месторождения обусловлено, в основном, глобальными выпадениями. Значения радиационных параметров, содержания радионуклидов в грунтах, воздухе, продукции месторождения не представляют опасности. Радиоактивного загрязнения оборудования, транспортных средств, помещений пребывания персонала не зафиксировано.

Даны рекомендации по дальнейшему ведению радиационного контроля и радиоэкологического мониторинга с целью обеспечения безопасности освоения месторождения и получения необходимых данных для прогноза развития радиоэкологической обстановки на территории расположения месторождения.

Ключевые слова: месторождение, площадка «Балапан», гидрогеология, радионуклидное загрязнение, мониторинг, подземные ядерные взрывы.

ВВЕДЕНИЕ

С Указа Президента Республики Казахстан от 29 августа 1991 года № 409 «О закрытии Семипалатинского испытательного ядерного полигона» начался новый этап в использовании территории и недр СИП – разведка месторождений и добыча полезных ископаемых. Первым таким месторождением стало месторождение каменного угля «Каражыра». В 1996 году Государственная комиссия по запасам полезных ископаемых при Министерстве геологии и охране недр Республики Казахстан утвердила запасы месторождения в объеме 1,2 миллиарда тонн. Началось строительство опытно-промышленного разреза. Этому предшествовала большая работа по комплексной геологической, гидрогеологической и инженерно-геологической съемке с одновременным проведением работ по радиационной и экологической оценке района месторождения для обеспечения радиационной безопасности персонала при разведке и эксплуатации месторождения. В настоящей статье представлены данные многолетних радиоэкологических исследований ИРБЭ НЯЦ РК на территории угольного месторождения «Каражыра».

Месторождение «Каражыра» расположено на территории испытательной площадки «Балапан» бывшего Семипалатинского испытательного ядерного полигона (рисунок 1).

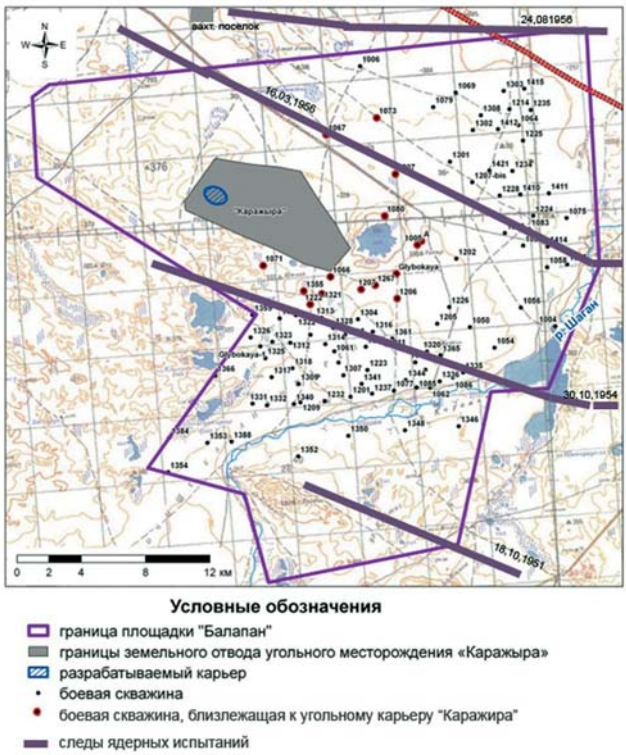


Рисунок 1. Площадка «Балапан». Схема расположения месторождения «Каражыра»

На территории площадки «Балапан» было проведено 106 подземных ядерных взрывов в «боевых» скважинах [1]. В таблице 1 представлены общие данные по ближайшим к месторождению «боевым» скважинам.

Таблица 1.

Общие данные по «боевым» скважинам

№ п/п	№ скважины	Дата проведения испытаний	Глубина скважины, м	Мощность взрыва, кТ	Расстояние от границы земельного отвода, км	Расстояние от границы карьера, км
1	**1005**	16.10.74	350	43	4,3	12,3
2	**1007**	10.02.72	454	16	5,1	10,7
3	**1066**	23.07.73	655	212	0,4	8,2
4	**1067**	25.12.75	400	59	2,8	7,3
5	**1071**	25.04.80	332	2 – ≤ 20	1,3	4,7
6	**1073**	12.11.77	306	15	5,8	10,6
7	**1080**	29.06.77	504	9	3,2	9,9

№ п/п	№ скважины	Дата проведения испытаний	Глубина скважины, м	Мощность взрыва, кТ	Расстояние от границы земельного отвода, км	Расстояние от границы карьера, км
8	**1206**	29.10.75	599	90	4,4	12,3
9	**1207**	31.05.74	н.д.	104	2,2	10,1
10	**1222**	29.11.78	550	100	2,4	8,4
11	**1267**	20.09.73	373	15	2,9	10,7
12	**1321**	04.07.82	595	136	1,5	8,3
13	**1355**	13.12.87	600	130	1,7	7,5
14	**Глубокая**	23.12.79	1250	70	3,8	11,6
15	**А**	30.11.77	202	4	4,5	12,4

По представленным данным видно, что ближайшие от границ земельного отвода «боевые» скважины расположены на расстоянии от 0,4 до 5,8 км, от границ разрабатываемого карьера – от 4,7 до 12,4 км. К настоящему времени вопрос о степени опасности «боевых» скважин пока остается открытым. Среди проблемных вопросов четко выделяются два основных. Первый связан с возможным поступлением в разрабатываемый карьер загрязненных техногенными радионуклидами подземных вод. Второй вопрос связан с опасными последствиями процессов подземной газификации горных пород, вмещающих центральные зоны ПЯВ на площадке «Балапан» [2].

Таким образом, условия полигона, условия ведения горных работ и относительная близость скважин, в которых проводились подрывы ядерных зарядов, требуют обеспечения радиационной безопасности и радиационной защиты персонала угольного разреза.

В соответствии с законом Республики Казахстан «Об использовании атомной энергии» №93-1 ЗРК от 14 апреля 1997 года, все виды деятельности в местах проведения ядерных взрывов относятся к деятельности в области использования атомной энергии, и, как следствие, подлежат лицензированию. В связи с чем, одними из основных условий ведения хозяйственной деятельности на территории СИП для всех предприятий являются получение лицензии в Комитете по атомной энергетики Республики Казахстан на определенные виды деятельности и обеспечение охраны здоровья населения и окружающей среды от вредного воздействия ионизирующего излучения. Как правило, для этого привлекаются специализированные предприятия (институты), ведущие радиоэкологические исследования и мониторинг в местах проведенных ядерных взрывов, к которым можно отнести и ИРБЭ НЯЦ РК.

1. ОБЩИЕ СВЕДЕНИЯ О МЕСТОРОЖДЕНИИ

1.1. Физико-географическая характеристика района

В административном отношении район работ входит в состав Жанасемейского и Абралинского районов Восточно-Казахстанской области с областным центром в г. Усть-Каменогорске. С городом Семей территория связана шоссейной дорогой (90 км),

переходящей в грунтовую (40 км). На севере участка расположен поселок Балапан. К разрабатываемому карьеру подходит железная дорога из г. Курчатова.

В северной и восточной части территории преобладает слабо всхолмленная равнина с превышениями 12–20 м. К юго-западу отмечается переход к рельефу типа Казахского мелкосопочника, который характеризуется дробным неглубоким расчленением с абсолютными отметками в пределах 200–320 м и относительными превышениями 30–80 м. Мелкосопочник разделяется обычно на отдельные массивы широкими долинами и котловинами, характерны поднятия и гряды с каменистой поверхностью. В понижениях между грядами и холмами располагаются мелкие заболоченные озера и солончаки, а на поверхности четвертичных отложений на равнинном фоне образуются часто сорово-дефляционные понижения и депрессии. На участках выходов неогеновых или палеогеновых глин на поверхности образуются бугры вспучивания высотой до 1 м и диаметром до 2–3 м.

Озера соленые и горько-соленые, пересыхающие, наиболее крупные из них Каражирексор, Кишкенексор и Каяксу, расположенные у восточной рамки участка и образующие характерную глубокую изометричную котловину на фоне ровной поверхности аллювиальной террасы. Гидрографическая сеть развита слабо, на площади отмечается несколько сухих саев, являющихся основными водотоками в весеннее время и в периоды дождей. Все они впадают в местные озера. Южнее участка, в 4–5 км параллельно его границе, протекает пересыхающая летом река Шаган, которая является единственной водной артерией района и имеет лишь на некоторых участках своего течения незначительный по дебиту живой поток.

Почвы серо-каштановые суглинистые, щебенистые, часто засоленные и лишь изредка в обводненных логах и долинах появляются черноземные почвы. Растительность скудная с преобладанием разнотравной ковыльно-типчаковой, степной. В саях и долинах ручьев растут кустарники карагача и шиповника.

Население района сконцентрировано в пос. Балапан и занимается в настоящее время разработкой угольного месторождения «Каражыра». Снабжение населения питьевой водой осуществляется посредством водовода, проложенного от р. Иртыш в районе г. Курчатова до пос. Балапан.

Климат района резко континентальный со среднегодовой температурой воздуха не более +3,5 ºС. Абсолютный максимум температуры +40 ºС, минимум -40 ºС. Среднемесячные температуры июля и января соответственно +19 ºС и -16 ºС. Среднесуточная температура становится положительной в период с 4 по 10 апреля, длительность безморозного периода около 200 дней. Последние весенние заморозки продолжаются до 20 мая, первые осенние заморозки начинаются с 10 по 15 сентября. Зима продолжительная, холодная и малоснежная, средняя высота снежного покрова 25–35 см, он устойчив в течение 140–150 суток. Весной температуры колеблются от 8 ºС до 19 ºС, снежный покров сходит в первой половине апреля. Лето жаркое сухое, дневные температуры 25–27 ºС, дожди редкие, короткие, ливневые. Осень в начале теплая и ясная, в конце – холодная и пасмурная с моросящими дождями, в конце октября начинаются снегопады.

В течение всего года дуют ветры восточного и западного направления, преобладающие скорости 3–4,5 м/с, иногда достигают штормовой силы, обусловливая пыльные бури или метели.

1.2. Геологическое строение месторождения

Месторождение угля «Каражыра» в структурном отношении представляет юрский грабен клиновидной формы протяженностью 13 км и шириной 3,5–5,0 км. Район месторождения находится в зоне сочленения Чингиз-Тарбагатайского мегаантиклинория и Иртыш-Зайсанского мегасинклинория. Описываемая площадь разбита крупными разрывными нарушениями на ряд блоков. В геологическом строении, по данным детальной разведки месторождения, участвуют разновозрастные осадочные, эффузивные и интрузивные породы, которые по степени складчатости подразделяются на два структурных этажа: нижний – палеозойский и верхний – мезозой-кайнозойский (J, P, N, Q).

Из палеозойских образований выделяются следующие стратиграфические подразделения:

- фаменский-турнейский ярусы – каробайская свита (D_3-C_1kr_1);
- турнейский ярус – кояндинская свита (D_1kn);
- визейский ярус, нижний подъярус – нижняя и средняя подсвиты коконьской свиты ($C_1кк_1$, $C_1кк_2$);
- визейский ярус, средний отдел – буконьская свита ($C_2вк$);
- визейский ярус, верхний отдел – майтюбенская свита (C_3mt).

Палеозойские образования представлены крупно- и мелкозернистыми песчаниками, кремнистыми алевролитами, конгломератами, углисто-глинистыми сланцами, эффузивами основного и среднего состава. Выходы этих отложений прослеживаются по линиям тектонических нарушений на юго-востоке и юго-западе района.

В пределах мезозой-кайнозойского платформенного чехла выделяются следующие стратиграфические подразделения:

- Юрская свита – нижний отдел (J_1).
- Палеогеновая система – эоцен (P_2).
- Неогеновая система – миоцен-калкаманская (аральская) свита;
  – миоцен-плиоцен (павлодарская) свита ($N_{1\text{-}2}pv$).
- Четвертичная система:
  – средне-верхние звенья ($Q_{II\text{-}III}$);
  – верхне-современные звенья ($Q_{III\text{-}IV}$);
  – современное звено (Q_{IV}).

Отложения нижней юры в пределах грабена слагают толщи – надугленосная, угленосная и подугленосная.

Подугленосная толща (J_1pug) сложена алевролитами, аргиллитами, песчаниками, встречаются угольные пропластки и прослои мелкогалечных конгломератов. Мощность толщи 90–140 м.

Угленосная толща (J_1ug) представлена алевролитами, аргиллитами, песчаниками и мощными пластами углей. Мощность толщи 180–300 м.

Надугленосная толща (J_1nug) сложена песчаниками, конгломератами, гравелитами, алевролитами с пропластками угля и углистых пород, нижнеюрские образования залегают почти горизонтально (углы падения 3–5^0, реже 10^0), и лишь вблизи тектонических нарушений углы падения достигают 45–80^0.

Эоценовые отложения (P_2) представлены глинами разной окраски с линзами и прослоями песков, реже гравия и галечника, выделяются небольшими по площади

пятнами мощностью 10–15 м. Глины калкаманской свиты (N_1klк) не имеют повсеместного развития, мощность не выдержана 10–15 м, иногда достигает 40 м. Отложения павлодарской свиты (N_{1-2}pv) развиты в восточной и северной частях участка, представлены плотными и жирными песчаниками и известковистыми глинами с характерной красной, коричневой и зеленовато-коричневой окраской, часто встречаются линзы и желваки мергеля, карбонатные и железисто-марганцевые конкреции, включения гипса, иногда появляются линзы и прослои песков, реже гравия, мощность свиты 5–10 м, иногда – 15 м.

Средне-верхнечетвертичные аллювиальные и аллювиально-пролювиальльные отложения (Q_{II-III}) слагают вторую надпойменную террасу р.Шаган. Отложения представлены, в основном, переслаивающимися песками, супесями и гравийно-галечными образованиями. Иногда имеются прослои суглинков и песчаных глин. Мощность отложений 4–8 м, редко достигает 15 м.

Верхнечетвертичные и современные образования (Q_{III-IV}) представлены на площади месторождения делювиальными и делювиально-пролювиальными отложениями из суглинков с дресвой, гравием, реже гальки. Мощность отложений 0,5–2,0 м, редко 2,8–3,5 м.

Современные отложения распространены в поймах, руслах водотоков и днищ озер. Эти осадки развиты в западной части месторождения и представлены глинистыми песками, супесями, гумусированными суглинками, а также гравийно-галечными отложениями и разнозернистыми песками.

На изучаемой площади интрузивные образования обнажаются в юго-западной части месторождения, а на остальной площади вскрываются скважинами. Они представлены двумя комплексами раннекаменноугольным (саурским) и позднекаменноугольным (аргибайским):

- первая фаза саурского комплекса представлена амфиболовыми габбро и габбро-диоритами, которые иногда переходят в амфибол-пироксеновые габбро или диориты и кварцевые диориты;
- вторая фаза внедрения саурского комплекса представлена плагигранитами;
- интрузии аргибайского комплекса развиты на крайнем юго-востоке месторождения и представлены зелено-цветными габбро-диабазами с переходом в диабазы и диабазовые порфириты.

Наложенный грабен клиновидной формы, представляющий месторождение «Каражыра», с северо-востока и юго-запада ограничен разломами надвигового характера. С северо-востока он ограничен взбросом (Чинрауским разломом). Зона этого разлома падает на северо-восток под углами 50-80^0, амплитуда более 500 м. С юго-запада грабен ограничен взбросом (Каражырским разломом), вдоль которого по оперяющим разрывам образованы покровно-надвиговые структуры. Падение взбросов юго-западное, под углами 45-80^0, амплитуда более 500 м. Здесь палеозойские интрузивные образования надвинуты на угленосную юрскую толщу. Остальные взбросы меньшей протяженности (1,5–4,0 км) и амплитуда смещения от 20–60 м до 100–200 м. Все нарушения сопровождаются значительными зонами смятия, где породы превращены в тектонические брекчии или милониты [3].

1.3. Гидрография и гидрогеология района

В гидрогеологическом отношении Каражырский грабен представляет собой небольшой субартезианский бассейн, где основные запасы подземных вод приурочены к отложениям нижней юры. Вышележащие мел-палеогеновые и неогеновые образования рассматриваются как водоупор, препятствующий, в силу преимущественного глинистого состава, проникновению подземных и поверхностных вод в нижележащие горизонты.

Четвертичные образования, занимающие значительную площадь, слабообводнены, подземные воды в них имеют локальное распространение. Основной водоносный комплекс в пределах месторождения «Каражыра» представлен нижнеюрским водоносным комплексом. С этим водоносным комплексом связаны основные объемы водопритока в карьер.

В плане нижнеюрский водоносный комплекс на площади месторождения имеет повсеместное распространение. Северная и южная граница проходят по зонам региональных разломов, а западная и восточная границы устанавливаются далеко за пределами месторождения.

Условия питания водоносного комплекса нижнеюрских отложений неблагоприятные из-за широкого распространения неогеновых глин и четвертичных суглинков, а также наличия в его разрезе слабопроницаемых суглинков. Небольшие уклоны зеркала подземных вод, низкие коэффициенты фильтрации, затрудненные условия питания и отсутствие достаточной емкостной среды не располагают к образованию в данном районе запасов пресных подземных вод питьевого качества.

Наиболее маломинерализованные воды с общей минерализацией до 5 г/дм^3 распространены в западной части на площади местного питания и активного водообмена. Отдельные участки распространения таких вод встречены на водораздельной части между месторождением и озерными котловинами на юге. По типу воды сульфатно-хлоридные кальциево-натриевые. Следующая зона подземных вод с минерализацией 5–10 г/дм^3 узкой полосой отделяет озерную котловину Каражрек-Кишкенесор от озерной котловины Кояксу и месторождения «Каражыра». Воды сульфатно-хлоридные магниево-кальциево-натриевые и хлоридно-сульфатные кальциево-натриевые. В озерных котловинах (Каражрек, Кишкенесор) выделена зона подземных вод с минерализацией более 50 г/дм^3. По типу воды хлоридные магниево-натриевые. Следующая зона подземных вод с минерализацией 35–50 г/дм^3, воды хлоридные, кальциево-натриево-магниевые. На остальной территории расположены воды с минерализацией 10–35 г/дм^3. Аналогичная зональность существует на севере района.

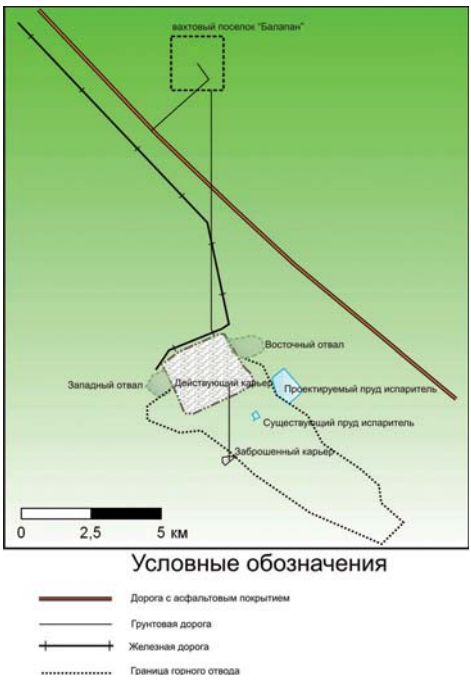
Значительная часть территории месторождения имеет подземные воды с минерализацией 25–50 г/дм^3, а на прилегающих к этой зоне участках распространены воды с минерализацией 10–35 г/дм^3. Здесь воды сульфатно-хлоридные магниево-натриевые. В районе озерной котловины Каяксу выделяются зоны с минерализацией 35–50 и более 50 г/дм^3.

В пределах месторождения воды с меньшей минерализацией 6,5–9,4 г/дм^3 установлены в юго-западной его части ближе к предполагаемой области питания, а с наибольшей минерализацией (30 и более г/дм^3) – юго-восточнее действующего карьера. Воды с минерализацией более 40 г/дм^3 встречены в зоне разломов в районе скважины 501.

В целом, на площади месторождения водоносный комплекс нижнеюрских отложений содержит воды с минерализацией 9,4–55,5 г/дм^3. По химическому составу воды хлоридные, сульфатно-хлоридные, магниево-натриевые. Общее движение подземных вод направлено с юго-запада и запада на север и северо-запад в сторону долины реки Иртыш. Часть подземных водных потоков разгружается в естественные озерные котловины Каражрек, Каяксу и др [3].

1.4. Особенности разработки месторождения

Площадь горного отвода месторождения «Каражыра» составляет 21,4 км^2, а утвержденные запасы угля – 1,2 млрд. тонн. Способ разработки месторождения – открытый, с частичным применением буро-взрывных работ на рыхление. Система разработки – транспортная, с вывозом вскрышных пород на внешний и внутренний отвалы. Добычные уступы отрабатываются экскаваторами Н-95 фирмы «ДЕМАГ» (Германия). Вскрышные уступы отрабатываются экскаваторами-мехлопатами ЭКГ-5А и ЭКГ-8И, вывоз угля и вскрышных пород осуществляется автосамосвалами БелАЗ-75489, БелАЗ-75485 и БелАЗ-75405. На вспомогательных работах в разрезе применяются бульдозеры на базе тракторов Т-130 и Т-170. Вскрышные работы частично производятся с помощью буровзрывных работ с использованием буровых станков 3СБШ-200-60 (рисунок 2а).



а) б)

Рисунок 2. а) Общий вид разрабатываемого карьера,
б) Основные элементы инфраструктуры месторождения «Каражыра»

Уголь из разреза транспортируется на пункт перегрузки в железнодорожные вагоны или угольный склад, расположенный на площадке технического комплекса (рисунок 2б).

В настоящее время на разрабатываемом карьере действует открытая система водоотлива, включая две насосные установки и водовод. Объем откачиваемой воды составляет в среднем 294–574 тыс.м^3/год. Дренажные воды сбрасываются по трубопроводу в пруд-испаритель.

Общая численность работников ТОО «Каражыра ЛТД» более 1000 человек, система работы вахтовая, на вахте работает до 500 человек.

2. ФАКТОРЫ И МЕХАНИЗМЫ ФОРМИРОВАНИЯ РАДИАЦИОННОЙ ОБСТАНОВКИ

На самом общем уровне радиационная обстановка любой территории может быть представлена как суперпозиция двух составляющих:

1. Естественная радиоактивность окружающей среды.
2. Загрязнение окружающей среды техногенными радионуклидами.

2.1. Естественная радиоактивность окружающей среды

К естественным источникам излучений относятся *космическое излучение* и *естественные радиоактивные вещества*, распределенные на поверхности и в недрах Земли.

2.1.1. Радиоактивность горных пород

Средние значения удельной активности естественных радионуклидов в горных породах, по литературным данным [4], приведены в таблице 2.

Таблица 2.

Удельная активность естественных радионуклидов в горных породах

Горные породы	Удельная активность, Бк/кг		
	^{238}U	^{232}Th	^{40}K
Магматические			
Кислые	60	80	1000
Средние	20	30	700
Основные	10	10	240
Ультраосновные	0,4	25	150
Осадочные			
Известняки	30	7	90
Песчаники	19	10	370
Сланцы глинистые	44	45	700
Каменный уголь	-	30	276

Наибольшее содержание естественных радионуклидов наблюдается в изверженных породах кислого и щелочного состава, богатых калием. Наиболее высокой радиоактивностью среди осадочных пород обладают глины и глинистые сланцы. Наименьшей радиоактивностью обладают чистые химические и органические осадки – каменная соль, гипс, известняки, доломиты, кварцевые пески, кремнистые сланцы, яшмы.

В почвах основным источником радиоактивных элементов являются почвообразующие породы. В таблице 3 приведена удельная активность основных типов почв [4].

Таблица 3.

Удельная активность естественных радионуклидов в почвах

Основные типы почв	Удельная активность, Бк/кг		
	^{238}U	^{232}Th	^{40}K
Сероземы	31	48	670
Серо-коричневые	28	41	700
Каштановые	27	37	550
Черноземы	22	36	410
Серые лесные	18	27	370
Дерново-подзолистые	15	22	300
Подзолистые	9	12	150
Торфянистые	6	6	90

Почвы, развитые на кислых магматических породах, относительно обогащены радиоактивными элементами (ураном, радием, торием, калием), а почвы, образованные на основных и ультраосновных породах, бедны ими. Глинистые почвы почти везде богаче радиоизотопами, чем песчанистые.

2.2. Загрязнение окружающей среды техногенными радионуклидами

Источники загрязнения поверхности Земли техногенными радионуклидами довольно многочисленны и разнообразны: это аварийные выбросы атомных электростанций, испытания ядерного оружия, ядерные взрывы в мирных целях, ядерные реакторы исследовательского типа, загрязнение морей атомными кораблями, радиоактивные отходы и т.д.

Для рассматриваемой территории в связи со спецификой его географического положения загрязнение техногенными радионуклидами, в первую очередь, будет определяться проводившимися на СИП испытаниями ядерного оружия, при которых образуются следующие основные радионуклиды:

- продукты деления – ^{137}Cs, ^{137}Ba, ^{147}Pm, ^{151}Sm, ^{90}Sr, ^{90}Y, ^{99}Tc;
- продукты активации нейтронами окружающей среды – ^{60}Co, ^{152}Eu, ^{154}Eu, ^{3}H, ^{14}C, ^{36}Cl;
- непрореагировавшая часть вещества заряда – ^{238}Pu, $^{239+240}$Pu, ^{241}Pu, ^{241}Am, ^{3}H.

Традиционно, наиболее биологически важными считаются следующие радионуклиды: ^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{3}H, $^{239+240}$Pu.

Основные потенциальные источники загрязнения для рассматриваемой территории – это последствия как дальних выпадений наземных ядерных взрывов 50-60-х годов, так и результат ближних выпадений, обусловленных выбросом радиоактивных газов и аэрозолей при испытаниях в скважинах на площадке «Балапан».

2.2.1. Загрязнение грунтов дневной поверхности вследствие проведения ядерных взрывов

2.2.1.1. Атмосферные радиоактивные выпадения

Наземные ядерные испытания привели к высокому радиоактивному загрязнению значительных территорий, сформировав радиоактивные следы, протянувшиеся на сотни километров от эпицентра взрывов.

В период проведения атмосферных испытаний радиационная обстановка в прилегающих к полигону районах определялась, в основном, 11 наземными испытаниями, поскольку остальные испытания были проведены в режиме максимального осаждения продуктов ядерного взрыва непосредственно в пределах полигона [5]. Анализируя фондовую информацию, было выделено 3 наземных испытания, которые могли привести к радиоактивному загрязнению в области расположения месторождения «Каражыра» (таблица 4).

Таблица 4.

Характеристики наземных ядерных испытаний, возможно повлиявших на радиоактивное загрязнение исследуемой местности

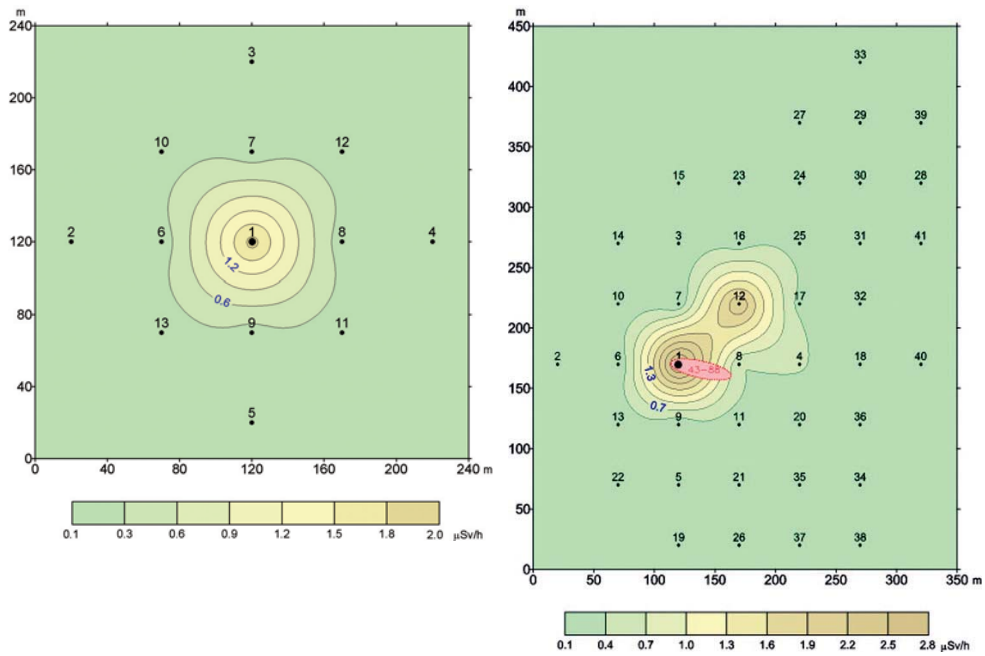
№	Дата проведения испытания [5]	Место проведения испытания (площадка) [5]	Цель проведения испытания [5]	Энерговыделение, кт тротилового эквивалента [5]	Высота взрыва, м [5]
1	30.10.54	П-3	СЯО	10	сброс с самолёта с подрывом на высоте 50 (55)
2	16.03.56	П-2	СЯО	14 (13,2)	0,4
3	18.10.51	П-5	СЯО	7	0
Примечание: СЯО – испытания в целях создания или совершенствование ядерного оружия					

Таким образом, 3 наземных испытания могли привести к радиоактивному загрязнению в области расположения месторождения «Каражыра».

2.2.1.2. Локальные загрязнения эпицентральных зон ПЯВ на площадке «Балапан»

Район месторождения находится вне следов интенсивного радиоактивного загрязнения ^{137}Cs и ^{90}Sr. В то же время, на приустьевых площадках близлежащих скважин установлены точечные очаги загрязнений [6]. Очаги локального загрязнения эпицентральных зон ПЯВ на площадке «Балапан» образовались, в основном, в результате воз-

действия ближних выпадений, обусловленных выбросом радиоактивных газов и аэрозолей при ядерных испытаниях в «боевых» скважинах. Такие эффекты возникают при проведении взрыва неполного камуфлета (56 скважин) или возникновении нештатной радиационной ситуации (скважины 1007, 1204, 1069, 1301). Для примера на рисунке 3 показан характер распределения МЭД на приустьевых площадках двух «боевых» скважин.



Скважина 1077 Скважина 1080

Рисунок 3. Схема распределения МЭД на скважинах 1077 и 1080

Значительную роль в формировании радиоэкологической обстановки в районе площадки оказал взрыв на выброс в скважине 1004 при создании искусственного водохранилища в 1965 году (так называемое «Атомное» озеро). В результате взрыва было наработано и диспергировано долгоживущих радионуклидов: $^{239+240}$Pu – 8,5 Ки; ^{137}Cs – 800 Ки; ^{60}Co – 80 Ки; ^{152}Eu – 120 Ки; ^{90}Sr – 400 Ки; ^{3}H– 4*10^{5} Ки. В зоне навала грунта выпало до 40 % радионуклидов от наработанного количества. Формирование облака при проведении взрыва в скважине 1004 и радиоактивного следа происходило при аномальном распределении температуры и ветра по высоте. Кроме необычного распределения температуры по высоте наблюдался и значительный разворот ветра по направлению с увеличением высоты (почти на 100° вправо в пределах максимальной высоты подъема облака). Сочетание этих факторов привело к образованию локального радиоактивного следа сложной конфигурации. Так, радиоактивные аэрозоли в слое на высоте от 0 до 750 м перемещались по азимуту 330° и сформировали загрязнение мест-

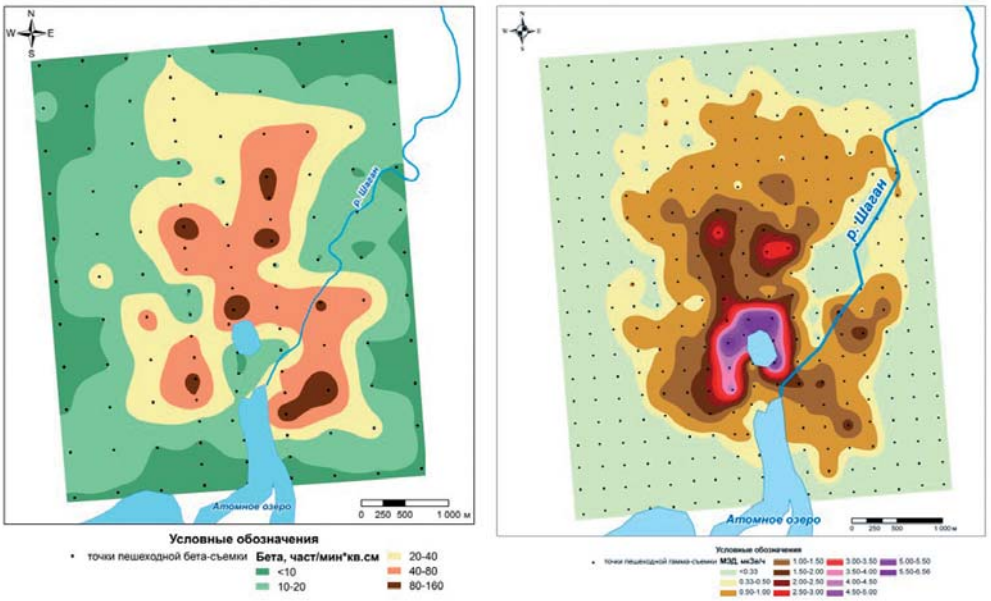
ности за счет выпадений из базисной волны. Нижняя часть облака взрыва, находившаяся в слое от 750 до 2500 м, образовала «северную ветвь» следа с осью по азимуту 40–47°, а верхняя его часть, поднявшаяся выше 2500 м, перемещаясь по азимуту 70°, сформировала «южную ветвь» следа.

Взрыв привел к значительному загрязнению прилегающей территории. В настоящее время уровень мощности экспозиционной дозы на гребне воронки, которая была заполнена водой, достигает 0,1 мЗв/ч. Проведенным детальным радиоэкологическим обследованием участка местности в районе «Атомного» озера на площади 20 км^2 было установлено, что максимальные значения радиационных параметров составляют:

- МЭД – 6,56 мкЗв/ч (значения МЭД превышают фоновые в 169 точках);
- плотность потока поверхностного альфа-излучения – 4,4 част/(см^2*мин);
- плотность потока поверхностного бета-излучения – 160 част/(см^2*мин).

Плотность потока поверхностного бета-излучения измерялась в точках через 500 м, а в местах, где МЭД увеличивалась выше 100 мкЗв/ч, измерения проводились через 250 м (рисунок 4).

По результатам проведенных исследований установлено, что практически на всей обследованной территории загрязнение ^{137}Cs и ^{90}Sr превышает фон глобальных выпадений.



а) б)

Рисунок 4. Распределение плотности поверхностного загрязнения β-частицами и мощности эквивалентной дозы в районе «Атомного» озера

Анализ проб грунта на определение содержания $^{239+240}$Pu показал во всех проанализированных пробах превышение фона глобальных выпадений до сотен раз.

2.2.1.3. Загрязнение грунтов дневной поверхности вследствие глобальных атмосферных выпадений

В настоящее время практически в любом месте нашей планеты можно обнаружить радиоактивное загрязнение окружающей среды, образовавшееся в результате проведения различных ядерных испытаний и аварий на АЭС.

Дело в том, что при проведении воздушных ядерных испытаний значительная часть радиоактивных продуктов выбрасывается в стратосферу. Радиоактивные аэрозоли микроскопических размеров (~$4*10^{-5}$ см) в составе радиоактивного облака остаются в стратосфере от нескольких месяцев до нескольких лет, а ветры переносят это облако над всей Землей (стратосферный перенос).

Искусственные радионуклиды из атмосферы с осадками и сухими выпадениями поступают на поверхностный слой почвы. Плотность этих так называемых глобальных выпадений зависит от географической широты местности, от времени, прошедшего после выброса искусственных радионуклидов (ИРН) в атмосферу, от сезона и от метеорологических факторов [6].

После подписания в 1963 г. договора о запрещении ядерных испытаний в атмосфере, в космосе и под водой радиоактивность атмосферы прогрессивно снижалась и к настоящему времени понизилась в сотни раз. Кратковременное увеличение радиоактивного загрязнения атмосферы Земли за последнее десятилетие было отмечено в 1986 г. в результате аварии на Чернобыльской АЭС.

По результатам проведенных расчетов [2], удельная активность глобальных выпадений на 2010 г. составляет:

^{137}Cs – 15,2 Бк/кг; ^{90}Sr – 9,4 Бк/кг; ^{151}Sm – 1,2 Бк/кг и ^{99}Tc – 0,2 Бк/кг.

2.2.1.4. Механический перенос загрязненных грунтов

Поля и очаги радиоактивного загрязнения, описанные выше, являются источниками возможного дальнейшего переноса загрязнения людьми или техникой по технологическим дорогам, разработанным территориям и т.д. Данный механизм распространения вряд ли может играть существенную роль в формировании картины радионуклидного загрязнения территории, он скорее может касаться отдельных конкретных людей, подвергшихся такому загрязнению. Таким образом, при обосновании видов и объема работ по радиационному контролю не исключалась вероятность возможного переноса загрязненных радионуклидами грунтов из мест проведения ядерных испытаний на территорию расположения угольного разреза и дальнейшего распространения транспортными средствами.

2.2.2. Загрязнение подземных вод техногенными радионуклидами.

Механизм радиоактивного загрязнения подземных вод продуктами ПЯВ подробно описан в работах [2, 7].

Основным проблемным вопросом радиационной безопасности работ по разработке месторождения «Каражыра» является вероятность возможного поступления к границам месторождения подземных вод, загрязненных радиоактивными продуктами подземных ядерных взрывов. Основными предпосылками такой возможности являет-

ся процесс разрастания депрессионной воронки. Дело в том, что под влиянием карьерного водоотлива наблюдается процесс образования воронки осушения. В сферу влияния воронки, в конечном итоге, попадут площади, на которых располагаются «боевые» скважины. Образование воронки осушения сопровождается увеличением уклонов пьезометрических поверхностей трещинных вод, что может вызвать адекватное усиление процессов миграции и движения подземных вод в сторону карьеров. Радиус воронки на сегодняшний день достигает 9 км. При этом глубина осушения превышает 50 м. В настоящее время восточный фронт воронки находится в нескольких километрах от субартезианского бассейна подземных вод с высокой концентрацией радионуклидов.

Загрязненные техногенными радионуклидами подземные воды могут подступить к границам месторождения из мест проведения ПЯВ на площадке «Балапан». Результаты исследований показали, что высокие концентрации ^{137}Cs и ^{90}Sr в подземных водах можно наблюдать только в непосредственной близости от эпицентральных зон ПЯВ, при удалении от устья «боевых» скважин до 300 м концентрация этих радионуклидов снижается до мБк/кг. В связи с чем, каких-либо особенностей в характере распространения ^{137}Cs и ^{90}Sr в подземных водах пока не установлено из-за их низкой концентрации. В то же время концентрация ^{3}H в подземных водах изменяется в широком диапазоне значений от минимально-детектируемой активности, равной 7 Бк/кг, до максимальных значений – более 4 миллионов Бк/кг. Таким образом, основным радиоактивным загрязнителем подземных вод на данной площадке является тритий. Стоит учитывать, что тритий входит в состав воды и не сорбируется горными породами. В связи с чем, при разрастании депрессионной воронки загрязненные тритием подземные воды в достаточно короткие сроки могут поступить в воды месторождения.

Стоит напомнить, что месторождение «Каражыра» в структурном отношении представляет юрский грабен клиновидной формы протяженностью 13 км, расположенный между Чинрауским и Каражырским разломами. В данной ситуации основными возможными путями поступления загрязненных вод в горные выработки являются зоны влияния указанных разломов. Таким образом, не исключено, что в будущем результаты разработки месторождения «Каражыра» могут существенно повлиять на развитие радиоэкологической обстановки на площадке «Балапан».

Исследования показали, что в подземных водах на данном участке значения концентрации ^{137}Cs, ^{90}Sr находятся ниже $УВ_{нас}$, установленных НРБ-99 [8]. В то же время концентрация ^{3}H в подземных водах в зоне влияния Чинрауского разлома существенно выше и изменяется от $1{,}4*10^5$ до $1{,}6*10^5$ Бк/кг [6].

Таким образом, процесс продвижения депрессионной воронки в восточном направлении представляет реальную опасность возможного поступления в добываемый карьер загрязненными техногенными радионуклидами подземных вод.

2.2.3. Загрязнение воздушной среды вследствие пылеобразования из загрязненных грунтов

Многочисленные испытания ядерных зарядов, в том числе и на СИП, расширили сферу распространения искусственных радионуклидов и включили их в различные природные циклы: биохимический, гидрохимический, геохимический, атмосферный и пр. Перераспределение активности по территории полигона и прилегающих к нему регионов происходит и по сей день. Выпав в какой-либо форме на поверхность зем-

ли, радионуклиды перераспределяются и мигрируют в результате ветрового переноса (пыльные бури, степные пожары), а также переноса поверхностными и подземными водами.

Результаты исследований и модельных расчетов показали, что радиоактивное загрязнение атмосферы на СИП может представлять опасность для человека, только находящегося непосредственно на территории радиационно-опасных объектов и только в том случае, если в этот момент в воздухе содержится большое количество пыли. За территорией полигона объемная активность техногенных радионуклидов значительно ниже нормируемых величин. Так, например, в населенных пунктах Саржал и Курчатов объемная активность радионуклида $^{239+240}$Pu в 352 и 25000 раз, соответственно, ниже допустимой, но, тем не менее, значительно выше концентрации данного радионуклида в воздухе городов, значительно удаленных от полигона.

Многолетние исследования на СИП [9] показали, что даже на больших площадных источниках радионуклидного загрязнения дневной поверхности, таких как «Опытное поле», значительное радиоактивное загрязнение приземного слоя атмосферы возможно только при техногенном пылении (движение автомобилей и другие работы, вызывающие значительный пылеподъем), а также при степных пожарах.

Работы по разработке месторождения открытым способом относятся именно к вызывающим значительный пылеподъем, что может привести к внутреннему облучению за счет поступления радионуклидов в организм через органы дыхания и диктует необходимость контроля за содержанием техногенных радионуклидов в атмосферном воздухе. При этом стоит учитывать, что территория месторождения «Каражыра» расположена в непосредственной близости от мест проведенных ядерных испытаний, где сформированы очаги с радиоактивным загрязнением дневной поверхности. В результате ветрового переноса радиоактивные продукты с загрязнённых участков могут попасть в атмосферный воздух рабочей зоны месторождения. При определенных обстоятельствах, таких как пыльные бури, этот фактор может внести существенный вклад в формирование дозы облучения персонала ингаляционным путем.

Стоит также отметить, что по результатам исследований, проведенных в последние годы, установлено, что помимо указанных выше радионуклидов при организации радиационного контроля в местах ведения хозяйственной деятельности на территории СИП необходимо контролировать содержание в атмосферном воздухе трития. Тритий поступает в атмосферный воздух в результате испарения подземных и поверхностных вод. Так, в пробах воздуха, отобранных на различных участках территории СИП, обнаружено содержание трития до 240 Бк/м^3. Для территории месторождения реальным возможным источником поступления трития воздушным путем является река Шаган, расположенная в 15 км от разрабатываемого карьера. Концентрация трития в водах реки достигает $7*10^5$ Бк/кг [2].

Таким образом, при определенных погодных условиях не исключено поступление трития с атмосферным воздухом к границам месторождения. В этой связи, для более полной достоверной оценки возможных дозовых нагрузок необходимо проводить регулярный контроль концентрации трития в воздухе.

3. ОБЩАЯ МЕТОДОЛОГИЯ ВЫПОЛНЕНИЯ РАБОТ

Исходя из сказанного выше, был определен следующий набор актуальных для рассматриваемой территории объектов исследования:

- участки дневной поверхности земельного отвода, вовлекаемые по плану работ в разработку и эксплуатацию;
- производственные и жилые помещения на карьере и вахтовом поселке;
- рабочие места, техника и оборудование;
- персонал;
- технологические автодороги;
- вскрышные породы первого уступа;
- атмосферный воздух рабочей зоны для определения концентрации техногенных радионуклидов поступивших из мест проведения ядерных взрывов при вторичном переносе;
- подземные и дренажные воды из гидрогеологических скважин и пруда-испарителя;
- продукция месторождения (добываемый уголь).

Методы исследований включали в себя полевые измерения радиационных параметров и лабораторные анализы. Измерения радиационных параметров состояли из:

- радиационного маршрутного обследования дневной поверхности отвалов и автодорог в режиме «Поиск»;
- радиометрических измерений МЭД и плотности поверхностного загрязнения α- и β-излучающими радионуклидами в фиксированных точках;
- радиационного контроля рабочих мест и оборудования;

Полевые исследования включают в себя:

- отбор проб грунта и добываемого угля;
- отбор проб подземных вод из наблюдательных скважин;
- отбор проб воздушных аэрозолей.

По окончании отбора все пробы поступали в лабораторию для проведения лабораторных исследований.

Лабораторные исследования включают в себя анализ проб грунта, воды и атмосферного воздуха с использованием методов γ-, β-, α-спектрометрии с целью определения содержания естественных и техногенных радионуклидов.

4. РЕЗУЛЬТАТЫ РАБОТ

К настоящему времени по результатам работ, выполненных на месторождении, накоплено большое количество фактического материала, данные по объему которого (количество измерений и лабораторных анализов) приведены в таблице 5 [10, 11].

Таблица 5.

Объем фактического материала по всем видам полевых и лабораторных исследований

Вид измерения или пробы	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
	Результаты радиометрического контроля, кол-во измерений							
Радиометрический контроль в фиксированных точках дневной поверхности	9	87	4	5	4	4	4	4
Радиометрический контроль разработанных автодорог	5	5	5	8	8	5	5	5
Радиометрический контроль вскрышных пород первого уступа	*	*	*	16	10	10	11	11
Радиометрический контроль мест пребывания персонала	9	*	*	*	*	31	40	30
Радиометрический контроль техники и оборудования	*	*	*	7	20	29	40	30
Радиометрический контроль угля	2			4	3	4	8	8
Выборочный индивидуальный дозиметрический контроль персонала	*	*	*	12	20	16	17	16
Измерения ЭРОА радона в производственных помещениях, на карьере и вахтовом поселке	*	*	*	2	8	-	-	-
Количество анализов (спектрометрия)								
Грунт участков дневной поверхности (спектрометрия)	2	16	4	5	4	4	4	4
Грунт автодорог	5	5	25	8	8	5	5	5
Блоки горных пород с повышенным содержанием ЕРН	*	6	10	16	10	10	11	11
Дренажные и подземные воды	27	39	33	35	26	62	80	92
Воздушные аэрозоли	2	8	8	12	9	*	6	8
Водяные пары	*	*	*	11	*	4	9	12
Урина рабочих	-	-	-	-	-	20	20	21
Готовая продукция (уголь)	2	8	4	4	3	4	8	8
Примечание: * – знак означает, что имеются уже обобщенные данные, точное количество измерений или проб неизвестно								

4.1. Состояние рабочих места персонала и горнотранспортного оборудования

Объектами радиационного контроля являлись рабочие места (кабины экскаваторов, автосамосвалов) и поверхности помещений постоянного и периодического пребывания персонала, занятого в разработке месторождения. В таблице 6 представлены результаты многолетних радиометрических измерений.

Таблица 6.

Результаты радиометрического контроля транспортных средств и мест временного и постоянного пребывания персонала

Вид измерения	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
	Усредненное значение (минимальное – максимальное)							
Плотность поверхностного α-излучения, част/(мин*см^2)	<0,2	<0,2	<0,2	<0,3	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
Плотность поверхностного β-излучения, част/(мин*см^2)	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
МЭД, мкЗв/ч	0,08 (0,06-0,11)	<0,10	0,17	0,10 (0,09-0,12)	0,12 (0,09-0,17)	0,11 (0,09-0,15)	0,12 (0,1-0,15)	0,13 (0,15-0,12)

По представленным данным можно отметить, что значения МЭД на территории находились на уровне фона для данной местности, значения плотности потока α-частиц и β-частиц во всех точках обследования не превысили предела обнаружения используемых средств измерений. Это говорит о том, что персонал и автотранспорт соблюдали установленные ограничения в маршрутах передвижения и не подвергались случайному радиоактивному загрязнению в потенциально опасных местах.

4.2. Состояние грунтов

4.2.1. Вскрышные породы первого уступа

При проведении работ по разведке месторождения «Каражыра» по материалам гамма-каротажа разведочных скважин в толще вскрышных пород был обнаружен слой, имеющий повышенную естественную радиоактивность.

Зона с повышенным содержанием естественных радионуклидов (ЕРН) расположена в верхней части разреза, глубина залегания пород с максимальным гамма-излучением лежит в интервале 3,6–17,0 м. Литологически радиоактивные интервалы представлены окисленными углями, алевролитами, аргиллитами, глинами и песчаниками. По предварительным данным было оконтурено два участка с аномальной радиоактивностью. Радиоактивность пород достигала величины МЭД до 280 мкР/ч. Для обеспечения радиационной безопасности работ была разработана и согласована программа по выемке и складированию пород с повышенным содержанием ЕРН. Указанным проектом была предусмотрена отработка блоков А и Б с общим объемом пород с аномальным содержанием ЕНР 9,7 тыс. м^3, распространенных на площади 12,0 тыс. м^2, со средней мощностью 1,2 м. На рисунке 5 показана схема расположения блоков А и Б, а также участков складирования горной породы из этих блоков [12].

Рисунок 5. Схема расположения и складирования горных пород блоков А и Б

Блок А. Отработка блока А на угольном разрезе была произведена в 2002 году. Для обеспечения безопасности работ НЯЦ РК была разработана и реализована «Программа радиационного контроля работ по отработке и складированию пород с повышенным содержанием естественных радионуклидов блока А разреза «Каражыра» (рисунок 6).

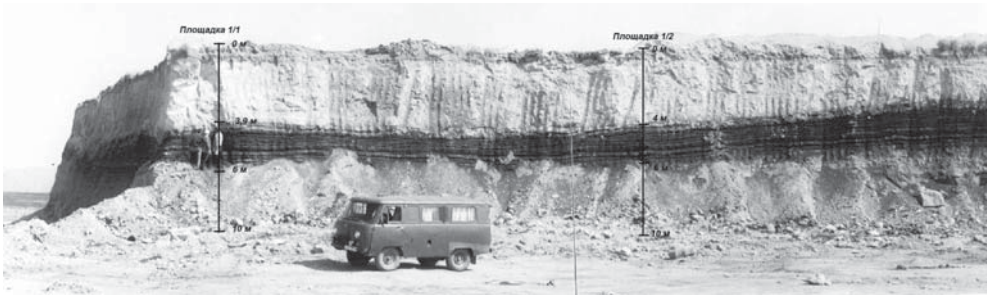


Рисунок 6. Общий вид фрагмента блока А перед отработкой.
(пласт темного цвета – горная порода с повышенным содержанием ЕРН)

Программой предусматривалась отработка блока А с общим объемом пород 4,05 тыс. м^3, распространенного на площади 3,0 тыс. м^2 со средней мощностью 1,35 м. Аномалия в районе блока А вытянута в северо-западном направлении в виде полосы шириной от 14 до 50 м, протяженностью 83 м. Концентрация ЕРН в грунтах блока А достигала следующих величин: ^{226}Ra – до 7,7*10^3 Бк/кг, ^{232}Th – до 220 Бк/кг и ^{40}K – до 250 Бк/кг.

По результатам лабораторного гамма-спектрометрического анализа проб грунта пространственное распределение ЕРН в пласте как в плане, так и в разрезе неравномерное. Пробы с удельной активностью ^{226}Ra от 3*10^3 до 5*10^3 Бк/кг составляют 18 % отработанного количества точек, с удельной активностью от 5*10^3 до 7*10^3 Бк/кг – 5 % (3 точки) и пространственно расположены вблизи эпицентра блока А (скважина № 130 ПО) в пласте окисленных углей.

Значения удельной активности проб по ^{226}Ra меньше 85 Бк/кг зафиксированы в 32 точках (60 % исследованных точек). Максимальные значения по ^{232}Th и ^{40}K составили, соответственно, 220 и 250 Бк/кг. При этом отмечено, что при увеличении удельной активности ^{226}Ra наблюдалось снижение содержания ^{232}Th. Характер особенности распределения данных радионуклидов в породах блока А отображен на рисунке 7.

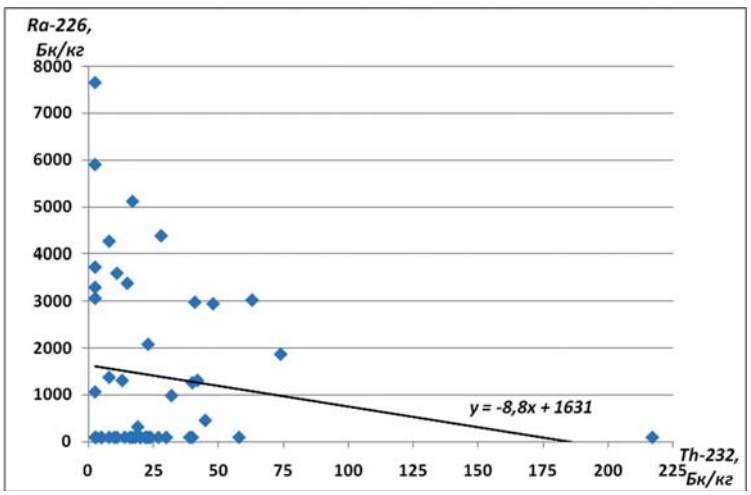


Рисунок 7. Блок А. Содержание ^{226}Ra и ^{232}Th в грунтах

По действующим санитарным правилам, контролируемым параметром радиоактивности материала является эффективная удельная активность ($A_{эфф}$), определяемая на основе оценки вклада отдельных природных радионуклидов в формирование дозы внешнего гамма-излучения:

$$A_{эфф} = A_{Ra} + 1.3A_{Th} + 0.09A_K,$$

где: A_{Ra} и A_{Th} – удельная активность ^{226}Ra и ^{232}Th, находящихся в радиоактивном равновесии с остальными членами рядов ^{238}U и ^{232}Th соответственно;
A_K – удельная активность ^{40}K.

Из полученных данных следует, что определяющее значение в формировании $A_{эфф}$ имеет ^{226}Ra, а ^{232}Th и ^{40}K имеют второстепенное значение. При предварительном обследовании блока А было установлено, что наименьшие значения концентраций ^{226}Ra характерны для южной и северо-восточной границ блока, где $A_{эфф}$ составила от 95 до 165 Бк/кг, при значениях МЭД в точках отбора проб от 10 до 50 мкР/ч, а ППБЧ от 8 до 32 част/(мин*см^2). В целом, при отработке блока А отмечена тенденция повышения концентрации $A_{эфф}$ от периферии к центру блока. Максимальные значения были зафиксированы в одной точке, где $A_{эфф}=7{,}7*10^3$ Бк/кг. Радиационные параметры в точке отбора пробы составили МЭД 160 мкР/ч, ППБЧ 90 част/(мин*см^2). По результатам обследования поверхности уступа в режиме «Поиск», усреднённая мощность слоя с МЭД от 30 до 60 мкР/ч составила 0,45 м. Протяжённость аномальных прослоек в 3 точках равнялась 1,5–2,0 м при мощности слоя 0,1–0,15 м с МЭД от 60 до 100 мкР/ч.

Блок Б. Обеспечение радиационной безопасности при отработке блока Б осуществлялось с учетом предыдущего опыта. Площадь вскрышных пород с повышенной радиоактивностью естественных радионуклидов блока Б составила 9,0 тыс. м^2, объем пород – 5,67 тыс. м^3, а мощность пласта – 0,63 метра. Общий объем вскрышных пород, подлежащих захоронению при мощности вскрышного слоя 10 метров, составил 90 тыс. м^3. Лабораторные анализы показали, что в блоке Б максимальные значения концентрации ^{226}Ra и ^{232}Th значительно ниже и достигают до 3140 и 50 Бк/кг соответственно, а содержание ^{40}K, наоборот, выше – до 400 Бк/кг. При этом, в отличие от блока А, в горных породах блока Б значения концентрации ^{232}Th возрастали при увеличении содержания ^{226}Ra (рисунок 8).

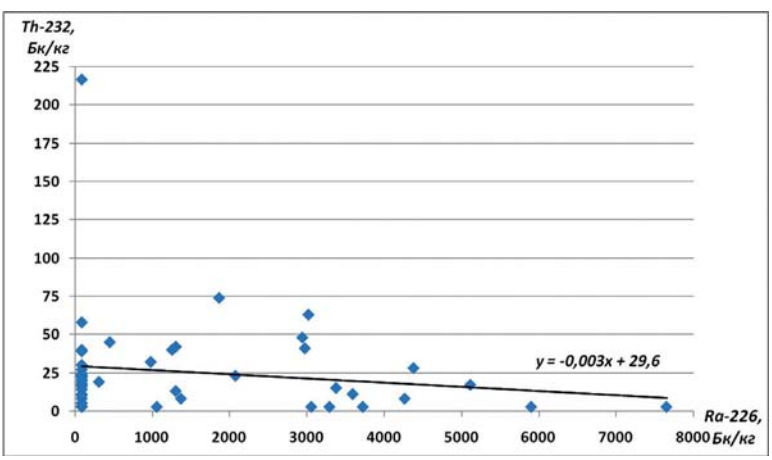


Рисунок 8. Блок Б. Содержание ^{226}Ra и ^{232}Th в грунтах

Для снижения риска облучения персонала и ограничения загрязнения окружающей среды были разработаны мероприятия по радиационной безопасности в ходе проведения работ по отработке и складированию пород с повышенным содержанием ЕРН. Мероприятия по безопасной технологии предусматривали использование отдельно выделенного комплекта горной техники (экскаваторы, бульдозеры, самосвалы и др.), высвобожденного на это времени от всех других работ; для персонала: сменная

спецодежда и средства защиты органов дыхания, инструктаж по технике безопасности при работе с РВ. На случай возможного радиоактивного загрязнения горной техники в пределах участка складирования была оборудована площадка с дренированием использованной воды после мойки непосредственно в пункт складирования.

Контроль за содержанием ЕРН в производственной пыли на рабочих местах (кабина экскаватора, БелАЗов и бульдозера) проводился ежесменно и характеризовался по среднесменным концентрациям. Оперативные данные о среднесменных концентрациях пыли получались на основе отбора 5–9 разовых проб, взятых во время наиболее характерных рабочих операций и в перерывах между ними с последующим расчётом средней концентрации. Результаты контроля показали, что концентрации пыли на рабочих местах за весь период работ не превышали 0,7 мг/м^3. Максимальная ожидаемая объёмная активность составила по ^{226}Ra 0,005 Бк/м^3, а ^{232}Th – 0,0003 Бк/м^3. Таким образом, объёмная активность ЕРН в воздухе на рабочих местах в период отработки блока А была ниже допустимой объёмной активности для населения (НРБ-99 Приложения-2: допустимая объёмная активность для населения по ^{226}Ra – 0,03 Бк/м^{3}и ^{232}Th – 0,0049 Бк/м^3).

Таким образом, в результате принятого комплекса мер дозовые нагрузки не превысили пределов доз для категории населения.

В связи с тем, что в процессе работ по селективной выемке пород блоков горных пород с повышенным содержанием ЕРН была отмечена неравномерность пространственного распределения естественных радионуклидов во вскрышных породах, существует вероятность того, что в пласте окисленных углей первого уступа могут иметь место аномальные участки малых размеров, не обнаруженные разведочными скважинами. Это обстоятельство обуславливает целесообразность проведения периодического обследования бортов первого уступа для обеспечения радиационной безопасности персонала.

К 2010 году плоскость первого уступа продвинулась на юг от места расположения блока Б почти на 500 м. На диаграмме (рисунок 9) представлены максимальные значения концентрации ЕРН в пласте горных пород первого уступа, обнаруженные при проведении ежегодных обследований [10, 11].

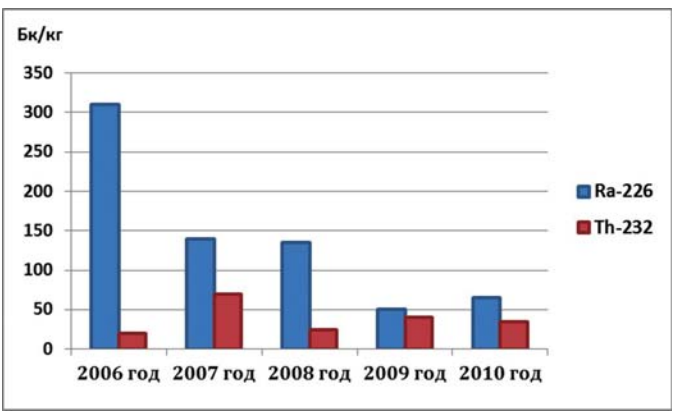


Рисунок 9. Максимальные значения удельной активности ЕРН в горных породах

По представленным значениям видно, что к настоящему моменту уровни удельной активности ЕРН в грунтах снизились до фоновых значений, характерных для данной местности. По имеющимся данным, при дальнейшем продвижении плоскости первого уступа существенного повышения уровней ЕРН в разрабатываемых грунтах не ожидается. Тем не менее, для обеспечения радиационной безопасности персонала, в связи с существующей вероятностью наличия в горных породах первого уступа аномальных участков малых размеров, не обнаруженных разведочными скважинами, периодическое обследование бортов первого уступа будет продолжаться. В таблице 7 представлены результаты лабораторных анализов проб горных пород первого уступа.

Таблица 7.

Результаты лабораторных анализов проб горных пород с повышенным содержанием ЕРН

Анализируемый компонент	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
	Усредненное значение (минимальное – максимальное) Бк/кг							
^{40}K, Бк/кг	(69-346)	146 (<14-297)	133 (<14-297)	49 (41-363)	-	134,5 (40-330)	433 (170-590)	250 (330-120)
^{226}Ra, Бк/кг	(9-2807)	260 (<1-1115)	234 (<1-1115)	134 (3-306)	57 (142-14)	(<2-135)	38 (26-48)	35 (15-65)
^{232}Th, Бк/кг	(5-39)	19 (<4-33)	14,8	12 (2-18)	34 (21-66)	(<4-25)	34 (24-42)	22 (10-35)
^{241}Am, Бк/кг	-	1,2 (<0,2-2)	(<0,2-1)	<1	<2	<2	<2	<2
^{137}Cs, Бк/кг	-	<1	<1	<4	<2	<2	(<1-17)	<2

Проведенные γ-спектрометрические измерения в пробах грунта, отобранных на плоскости уступа, показали, что удельная активность техногенных радионуклидов находится ниже минимально-детектируемой активности спектрометра. Содержание природных радионуклидов находилось в пределах ниже МЗУА радионуклидов в помещении и на рабочем месте.

4.2.2. Состояние участков дневной поверхности горного отвода, вовлекаемых в разработку по плану горных работ

В 2001 г. специалистами НЯЦ РК проведены исследования по оценке уровня радиоактивного загрязнения трансурановыми элементами дневной поверхности территории земельного отвода отработки угольного месторождения «Каражыра» [13]. По результатам наземного опробования построена карта поверхностного загрязнения. Для большинства изученных проб значения удельной активности $^{239+240}$Pu находятся в интервале до 100 Бк/кг, и только в двух точках отмечено превышение этих значений с максимумом 180 Бк/кг. При этом в пределах аномальных участков проводились полевые

радиометрические измерения по более плотной сетке. В результате проведения детализационных работ, очагов радиоактивного загрязнения, представляющих радиационную опасность для персонала, занятого на эксплуатации месторождения, не обнаружено.

Тем не менее, для обеспечения радиационной безопасности персонала и изучения динамики развития радиоэкологической ситуации на дневной поверхности территории месторождения программой предусматривается ежегодное обследование участков дневной поверхности горного отвода, вовлекаемых в разработку по плану горных работ. Обследование включает полевые радиометрические измерения и отбор проб грунтов для лабораторных анализов на определение содержания техногенных радионуклидов. При этом также выявляются и обследуются различные конструкции и предметы, которые могли быть занесены на участок месторождения из мест проведенных ядерных взрывов.

Предварительно радиационное обследование дневной поверхности проводилось в режиме «Поиск». Места с максимальными значениями МЭД выделялись в качестве точек отбора проб грунта для исследования на содержание искусственных радионуклидов. В точках отбора проб проводились измерения плотности поверхностного загрязнения альфа- и бета-излучающими радионуклидами. Результаты радиационного обследования дневной поверхности представлены в таблице 8.

Таблица 8.

Результаты радиометрического контроля и лабораторных анализов проб грунта, отобранных в фиксированных точках дневной поверхности

Вид измерения	2005	2006	2007	2008	2009	2010
	Усредненное значение (минимальное – максимальное)					
Плотность поверхностного α-излучения, част/(мин*см^2)	<0,2	<0,3	<0,2	<0,2	<0,2	-
Плотность поверхностного β-излучения, част/(мин*см^2)	<10	<10	<10	<10	<10	<10
МЭД на поверхности земли, мкЗв/ч	0,12 (0,11-0,14)	0,10 (0,11-0,15)	0,12 (0,11-0,12)	0,14 (0,12-0,17)	0,14	0,12 (0,09-0,14)

Представленные данные позволяют сделать вывод, что радиационные параметры дневной поверхности не превышают фоновых значений, характерных для данной местности. Отмечается относительная стабильность значений радиационных параметров за весь период наблюдений, и появления каких-либо аномально высоких значений не ожидается.

Результаты лабораторных анализов проб горных пород, отобранных на территории дневной поверхности, представлены в таблице 9.

Таблица 9.

Результаты лабораторных исследований проб дневной поверхности

Анализируемый компонент, Бк/кг	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
	Усредненное значение (минимальное – максимальное)						
^{40}K	-	474 (411-530)	526 (416-639)	-	528 (381-730)	470 (330-650)	237 (200-280)
^{226}Ra	38 (34-45)	36 (32-42)	40,4 (31-79)	30,5 (9-40)	17 (13-30)	43 (40-50)	37 (30-45)
^{232}Th	30 (28-35)	29 (24-38)	25,6 (22-30)	33,3 (25-43)	20 (15-25)	31 (25-35)	26 (20-30)
^{210}Pb	-	-	86 (63-106)	-	-	-	-
^{241}Am	4,6 (2,6-8,1)	4,5 (1-7)	4,4 (2-7)	<2	(<1-5)	<1	<2
^{137}Cs	36 (27-49)	31 (17-46)	35 (18-53)	(<2-49)	(<2-35)	(<2-20)	20 (15-25)
^{90}Sr	-	-	16,5 (9-24)	-	-	(<6,6-10,5)	<3 – 4
$^{239+240}$Pu	31,6	-	59 (40-78)	-	-	16 (10-22)	-

Результаты обследования участка дневной поверхности горного отвода, вовлекаемого по плану горных работ в разработку в 2010 г., показали, что в пределах данной площади значения удельной активности техногенных радионуклидов, а также полевых радиометрических измерений не расходятся с данными площадного обследования предыдущих лет. Это говорит о том, что за наблюдаемый период в пределах участка дневной поверхности дополнительного радиоактивного загрязнения не происходит.

4.2.3. Состояние технологических дорог

Для контроля возможного переноса техногенных радионуклидов из мест проведения ядерных испытаний на территорию расположения угольного разреза и дальнейшего их возможного распространения транспортными средствами обследуются технологические дороги с периодичностью один раз в год. Радиационное обследование проводится в режиме «Поиск». В местах с максимальными значениями мощности эквивалентной дозы отбираются пробы грунта для комплексного исследования на содержание естественных и искусственных радионуклидов. В точках отбора проб проводятся измерения плотности поверхностного загрязнения альфа и бета-излучающими радионуклидами.

Результаты радиационного обследования технологических дорог представлены в таблице 10.

Таблица 10.

Результаты радиометрического контроля на автодорогах

Вид измерения	2003	2004	2006	2007	2008	2009	2010
	Усредненное значение (минимальное – максимальное)						
Плотность поверхностного α-излучения, част/(мин*см^2)	<0,3	<0,3	<0,3	<0,2	<0,2	< 0,2	-
Плотность поверхностного β-излучения, част/(мин*см^2)	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
МЭД на поверхности земли, мкЗв/ч	0,11 (0,1-0,12)	0,13 (0,12-0,14)	0,11 (0,10-0,12)	0,1 (0,05-0,13)	0,11 (0,10-0,12)	0,12 (0,11-0,13)	0,10 (0,09-0,12)

Результаты лабораторных анализов проб грунтов, отобранных на трассах технологических автодорог карьера, представлены в таблице 11.

Таблица 11.

Результаты лабораторных исследований проб грунта автодорог

Анализируемый компонент, Бк/кг	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
	Усредненное значение (минимальное – максимальное)							
^{40}K	146 (89-274)	268 (213-293)	362 (310-424)	288 (65-608)	-	202 (120-250)	280 (170-400)	224 (120-400)
^{226}Ra	6,5 (<5-7)	19 (11-29)	32 (22-56)	24 (6-30)	44 (28-100)	(<3-40)	34 (20-45)	23 (30-15)
^{232}Th	10,5 (<4-18)	19 (16-20)	16 (14-23)	20 (6-30)	37 (18-99)	(<6-15)	21 (15-30)	18 (15-25)
^{241}Am	-	<0,3	<0,9	4 (0,2-10)	<2	<1	<1	<2
^{137}Cs	1,2 (<0,7-1,4)	(<0,5-1)	<1	15 (0,5-55)	(<1-3)	<1	<2	<1
^{60}Co	-	-	-	-	<3	<2	-	-
^{210}Pb	23,6 (17-35)	-	-	-	-	-	-	-

Полученные результаты показывают, что радиоактивное загрязнение автодорог не превышает соответствующих значений для дневной поверхности, что свидетельствует о том, что в ходе разработки месторождения радионуклидного загрязнения поверхности автодорог не происходило.

4.3. Добываемый уголь

Для изучения состава естественных радионуклидов в добываемом угле, а также для контроля возможного загрязнения техногенными радионуклидами угля на месторождении «Каражыра», из различных блоков ежегодно отбираются пробы угля. Кроме этого, для определения концентрации природных и техногенных радионуклидов в зольных остатках угля месторождения «Каражыра» периодически отбираются пробы на золоотвалах котельных, которые используют уголь только из месторождения «Каражыра». Результаты лабораторных анализов проб угля представлены в таблице 12.

Таблица 12.

Результаты лабораторных исследований проб добываемого угля

Анализируемый компонент	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
	Усредненное значение							
^{40}K, Бк/кг	290	224	<26	<28	<26	110	560	190
^{226}Ra, Бк/кг	15	30	3	4	35	<5	30	30
^{232}Th, Бк/кг	30	30	5	6	40	10	25	25
^{241}Am, Бк/кг	-	-	-	<0,5	<2	<1	<1	<2
^{137}Cs, Бк/кг	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3
Эффективная удельная активность, Бк/кг	78,0	84,5	11,8	14,3	88,9	27,9	113,7	80,7

Результаты лабораторных анализов проб зольных остатков угля представлены в таблице 13.

Таблица 13.

Результаты анализов проб угольной золы

Тип пробы	Удельная активность, Бк/кг				
	^{226}Ra	^{40}K	^{232}Th	^{137}Cs	*$A_{эфф}$
Зола	12	273	28,1	<2	73
Зола	17	307	29,5	<2	83
Зола	2,3	<19,0	4,0	<2	9
Зола	50±5	950±40	30±2	<2	174
Зола	60±5	1000±40	30±2	<2	189
Зола	30±3	280±20	30±3	<2	94
Зола	45±4	310±30	45±4	<2	132

По действующим санитарным правилам, контролируемым параметром радиоактивности материала является эффективная удельная активность ($A_{эфф}$), определяемая на основе оценки вклада отдельных природных радионуклидов в формирование дозы внешнего гамма-излучения. Расчет эффективной удельной активности проводился с использованием формулы, приведенной в п. 5.3.4 НРБ-99.

$$A_{эфф} = A_{Ra} + 1{,}3A_{Th} + 0{,}09A_K,$$

где: A_{Ra} и A_{Th} - удельные активности ^{226}Ra и ^{232}Th, находящихся в равновесии с остальными членами уранового и ториевого рядов, A_K - удельная активность ^{40}K (Бк/кг).

Из табличных данных видно, что техногенных радионуклидов в пробах угля и зольных остатках не обнаружено. При этом эффективная удельная активность угля и золы – 114 и 189 Бк/кг соответственно, что ниже нормативного уровня 370 Бк/кг. Таким образом, по радионуклидному составу уголь может использоваться в качестве энергетического сырья, зольные остатки могут использоваться в качестве строительных материалов без ограничения (НРБ-99 п. 5.3).

Стоит отметить, что концентрация естественных радионуклидов в добываемом угле месторождения «Каражыра» соответствует среднемировой активности углей (таблица 14).

Таблица 14.

Активность углей разреза «Каражыра» в сравнении со среднемировыми значениями

Радионуклид	Среднемировая, Бк/кг	Разрез «Каражыра», Бк/кг (сред/(мин – макс))
^{40}K	140-850	182/(<26-560)
^{226}Ra	17-60	19/(<5-35)
^{232}Th	11-64	21/(5-40)

4.4. Состояние воздушной среды

Радиоактивное загрязнение продуктами ядерных взрывов территории создает опасность только внутреннего облучения. При разработке месторождения основным путем является ингаляционное поступление радионуклидов, которое обусловлено пылеобразованием при ведении геологоразведочных, горных и строительных работ, сопровождающихся нарушением почвенного слоя. В связи с открытой разработкой и сквозным проветриванием рабочей зоны, концентрация радионуклидов в воздухе рабочей зоны, при определенных обстоятельствах, может вносить значимый вклад в формирование дозы облучения персонала от внутреннего поступления. Эти обстоятельства могут быть вызваны природными факторами (пыльные бури и т.д.), в результате чего возможно поступление в атмосферный воздух радиоактивных продуктов из мест проведения ядерных взрывов.

Результаты лабораторных исследований проб атмосферного воздуха приведены в таблице 15.

Таблица 15.

Результаты лабораторных исследований проб атмосферного воздуха

Анализируемый компонент, Бк/м^3	ДОА$_{нас}$ (НРБ-99)	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
		макс / среднее							
^{40}K	31	-	-	$5{,}1*10^{-5}$ / $1{,}8*10^{-5}$	$1{,}1*10^{-3}$	-	-	-	$<2{,}4*10^{-7}$
^{226}Ra	0,03	-	-	$1{,}9*10^{-6}$ / $1{,}3*10^{-6}$	$<1{,}3*10^{-6}$/ $1{,}9*10^{-6}$	$6{,}44*10^{-6}$/ $1{,}71*10^{-5}$	-	-	-
^{232}Th	$4{,}9*10^{-3}$	-	-	$4{,}1*10^{-6}$/ $1{,}5*10^{-6}$	$<1{,}1*10^{-6}$/ $1{,}2*10^{-6}$	$2{,}24*10^{-5}$/ $9{,}49*10^{-6}$	-	-	-
^{210}Pb	0,11	$2*10^{-4}$ / $1{,}2*10^{-4}$	-	$8{,}1*10^{-5}$ / $4{,}1*10^{-5}$	$<2{,}2*10^{-3}$	-	-	-	-
^{241}Am	$2{,}9*10^{-3}$	$6*10^{-5}$ / $3*10^{-5}$	$9{,}3*10^{-8}$ / $4{,}2*10^{-8}$	$<1{,}5*10^{-7}$	$<10^{-7}$	$2{,}03*10^{-6}$/ $4{,}84*10^{-7}$	$<1{,}6*10^{-4}$/ $<3{,}7*10^{-6}$	$<6*10^{-7}$	$<3*10^{-6}$ / $<1{,}5*10^{-6}$
^{137}Cs	27	$8{,}7*10^{-7}$ / $6{,}8*10^{-7}$	$19{,}4*10^{-8}$ / $15{,}5*10^{-8}$	$<3{,}7*10^{-7}$	$<7{,}9*10^{-7}$	$3{,}39*10^{-6}$/ $7{,}09*10^{-7}$	$<2{,}7*10^{-4}$	$<1{,}3*10^{-6}$	$<9*10^{-7}$ / $<5{,}2*10^{-7}$
^{90}Sr	2,7	-	-	$\leq 6{,}3*10^{-7}$	$3{,}6*10^{-7}$	$<2{,}1*10^{-7}$	-	$0{,}2*10^{-4}$	-
$^{239+240}$Pu	$2{,}5*10^{-3}$	-	$4{,}9*10^{-8}$ / $3{,}6*10^{-8}$	$2{,}5*10^{-7}$	$1{,}03*10^{-7}$	-	-	0,0001	-

Результаты лабораторных исследований проб водяных паров атмосферного воздуха приведены в таблице 16.

Таблица 16.

Результаты лабораторных исследований проб водяных паров атмосферного воздуха

Анализируемый компонент	$ДОА_{нас}$ (НРБ-99)	2008	2009	2010
		мин/макс		
^{3}H, Бк/м^3	1900	0,01/0,17	<0,2/10	<1

Результаты лабораторных анализов по определению объемной активности естественных и техногенных радионуклидов в пробах воздуха показали, что их значения находятся на уровнях, которые на несколько порядков ниже допустимой среднегодовой объемной активности во вдыхаемом воздухе для населения и радиационной опасности не представляют.

4.5. Оценка загрязненности техногенными радионуклидами подземных вод

4.5.1. Результаты радионуклидного мониторинга подземных вод

Радионуклидный мониторинг подземных вод, распространенных в пределах земельного отвода месторождения, проводится НЯЦ РК с 2003 года [10, 11, 14]. Создание и эксплуатация системы наблюдения за процессами миграции радионуклидов с подземными водами базируются на отборе проб воды из наблюдательных скважин с периодичностью один раз в квартал.

Для определения характера миграционных процессов техногенных радионуклидов пробы воды отбираются из 42 наблюдательных гидрогеологических скважин, пробуренных в пределах расположения месторождения, из пруда-испарителя и из зумпфов карьеров (рисунок 10).

Пробы воды анализировались на содержание радионуклидов ^{3}H, ^{137}Cs, ^{90}Sr, $^{239,240}Pu$. Результаты лабораторных анализов проб подземных вод представлены в таблице 17.

Таблица 17.

Участок «Каражыра». Содержание радионуклидов в подземных водах

№ скважины	Дата отбора	^{3}H, Бк/кг	^{137}Cs, Бк/кг	^{90}Sr, Бк/кг	$^{239+240}Pu$, Бк/кг
463	2003-2010	<7-16	0,015	0,29	-
	2011	<13	-	-	-
467	2005-2008	<7-54	-	-	-
	2010	<7			-
468	2003-2010	<7-54	0,02	1,1	-
	2011	<13	-	-	-
	2003-2010	<7-54	0,03	0,13	-
470	2011	<14	-	-	-
472	2003-2010	<7-20	0,45	0,1	-
	2011	<13	-	<0,01	-

№ скважины	Дата отбора	^{3}H, Бк/кг	^{137}Cs, Бк/кг	^{90}Sr, Бк/кг	$^{239+240}$Pu, Бк/кг
473	2003-2010	<7-20	0,04	0,36	-
	2011	<13	-	-	-
475	2003	<7	-	-	-
	2005	41	-	-	-
	2007	10	<0,005	0,01	-
476	2003	<8	-	-	-
	2007	14	<0,005	0,01	-
478	2010	<7	-	-	-
481	2003-2010	<7-54	0,01	0,74	-
	2011	<13	-	<0,01	-
482	2003-2007	<7-20	0,01	0,28	-
	2008	25	-	-	-
493	2003-2007	<7-30	0,01	0,008	-
	2011	<12	-	-	-
500	2003-2008	<7-25	0,005	0,02	-
	2009	<8	-	-	-
501	2003-2010	<7-25	0,01	0,34	-
	2011	<13	-	-	-
507	2003-2007	<8 -78	<0,005	0,02	-
509	2003-2008	<7-25	0,01	0,23	-
	2009	<8	-	-	-
510	2003	11	-	-	-
515	2003-2008	<7-20	0,01	0,25	-
	2010	<11	-	-	-
518	2003-2009	<7-25	0,02	0,69	-
	2010	<8	-	-	-
520	2003-2009	<7-25	0,01	0,06	-
	2010	<8	-	-	-
529	2003-2010	<7-25	0,02	<0,1	-
	2011	<13	-	-	-
535	2003	<8	-	-	-
536	2003	<8	-	-	-
537	2003-2010	<7-22	0,01	0,4	-
	2011	<13	-	-	-
538	2003	580	0,03	<0,03	-
	2004	570	0,05	0,079	-
	2005	760	0,023	0,043	-
	2006	470	0,05	0,079	-
	2007	380	0,02	0,08	-
	2008	500	0,05	1,3	-
	2009	300	<0,01	0,03	<0,002
	2010	250	<0,02	<0,01	-
	2011	250	-	<0,01	-

№ скважины	Дата отбора	^{3}H, Бк/кг	^{137}Cs, Бк/кг	^{90}Sr, Бк/кг	$^{239+240}$Pu, Бк/кг
539	2003	46	-	-	-
	2004	<37	-	-	-
	2005	98	0,19	0,41	-
	2007	44	0,02	0,58	-
	2008	200	0,06	0,02	-
	2009	40	<0,02	1,15	-
	2010	30	<0,1	<0,01	<0,002
540	2003	<10	-	-	-
541	2003-2010	<7-20	0,01	0,4	-
	2011	<14	-	-	-
542	2007	21	-	-	-
	2003-2010	<7-33	0,02	0,11	-
543	2011	<14	-	<0,01	-
544	2004	<40	-	-	-
545	2003-2010	<7-20	0,01	0,03	-
	2011	<13	-	-	-
546	2004-2010	<7-3	0,01	0,01	-
	2011	<16	-	<0,01	-
547	2003-2010	<7-14	0,02	<0,1	-
	2011	<13	-	-	-
548	2005	<9	-	-	-
	2007	10	<0,006	0,02	-
549	2006	<9	-	-	-
	2007	15	0,01	<0,1	-
	2008	10	-	-	-
550	2007	0,017	0,01	0,2	-
551	2007-2010	<7-23	0,01	0,2	-
	2011	<13	-	-	-
552	2008-2010	<7-20	-	-	-
553	2009	<7	<0,04	0,14	<0,002
	2010	<9	<0,01	<0,01	-
554	2010	<8	<0,1	<0,01	-
555	2010	<8	<0,01	<0,01	-
	2011	<14		<0,01	<0,002
Карьер	2004-2009	<7-23	0,3	0,84	-
	2010	<9	<0,02	<0,01	
	2011	<13	-	<0,01	-
Пруд-испаритель	2003-2009	<7-23	0,01	1,00	-
	2010	<15	-	-	-
МЗУА, Бк/кг	-	1000000000	10000	100000	1000
Примечание: «-» – измерения не проводились					

При анализе табличных данных можно отметить, что, в основном, количественные данные концентрации радионуклидов в подземных водах находятся ниже МДА, а в случаях их обнаружения характерны очень низкие значения. При этом значения изменяются в следующих пределах: ^{137}Cs от МДА до 0,3 Бк/кг; ^{90}Sr от МДА до 1,3 Бк/кг; тритий от МДА до 760 Бк/кг; $^{239+240}$Pu не превышает МДА, равную 0,002 Бк/кг. Полученные значения радиационной опасности не представляют и не превышают установленных НРБ-99 $УВ_{нас}$ для питьевой воды.

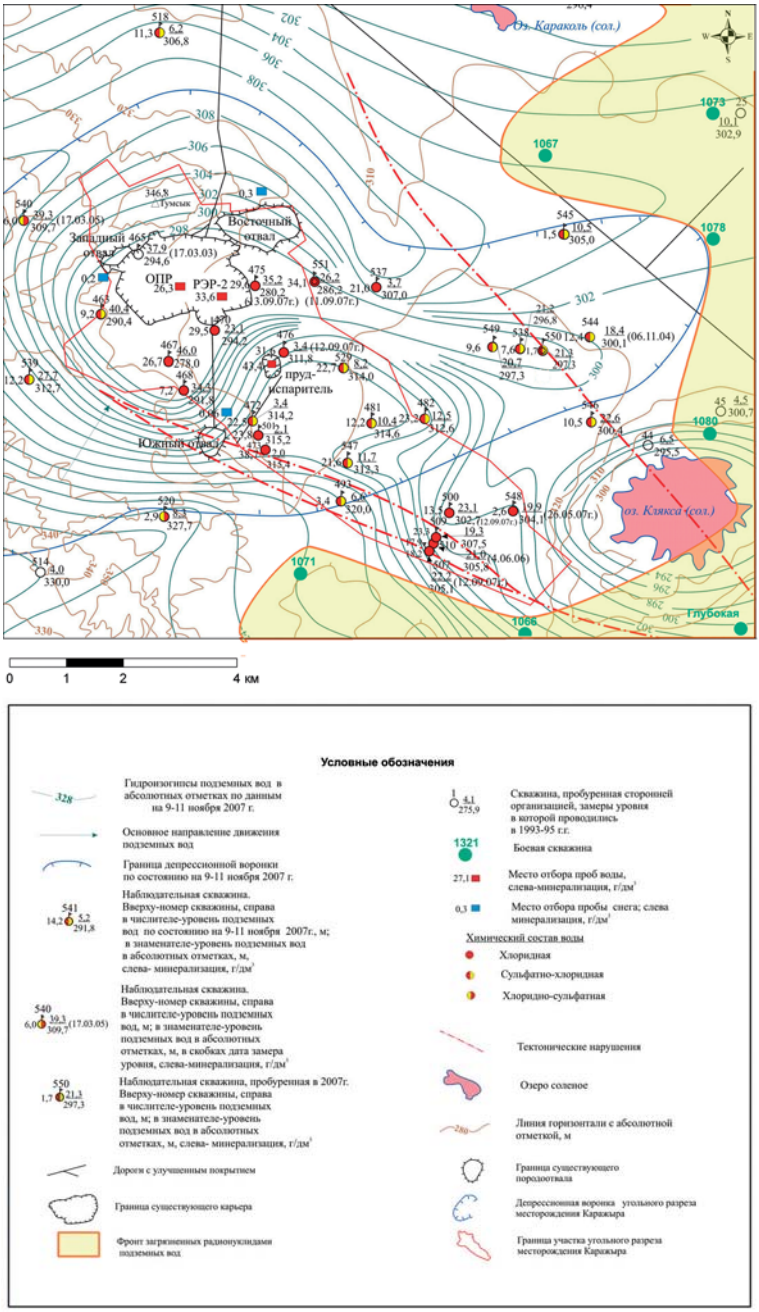


Рисунок 10. Месторождение «Каражыра».
Схема расположения скважин для отбора проб подземных вод

Исключение составляют два участка расположения гидрогеологических скважин 538 и 539, где отмечены повышенные значения концентрации трития, достигающие 760 и 200 Бк/кг, соответственно. При этом в этих скважинах, по сравнению с другими скважинами, отмечены более высокие значения содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr. Исходя из гидрогеологических условий, существующих в настоящее время, поступление техногенных радионуклидов с подземными водами к этим скважинам происходит с трещинно-жильными водами по двум основным направлениям. К скважине 538 загрязненный поток перемещается по зоне Чинрауского разлома со стороны «боевой» скважины 1080. Скважина 538 расположена в пределах локальной области разгрузки. Образование данной области, скорее всего, связано с последствиями ПЯВ, проведенного в скважине 1080, расположенной в пределах зоны влияния регионального разлома. Наличие повышенных значений трития в скважине 539, предположительно, обусловлено перемещением загрязненных вод по зоне влияния Каражырского разлома от «боевой» скважины 1071.

В характере миграционных процессов на данном участке стоит отметить влияние горных работ на подземную гидросферу. Дело в том, что осушение действующего карьера осуществляется путем водоотлива карьерных вод в законсервированный карьер пруд-испаритель, расположенный в 1 км. Схема расположения пруда-испарителя и контуры депрессионной воронки показаны на рисунке 2 (б). За годы разработки месторождения в результате карьерного водоотлива на прилегающей территории образовалась депрессионная воронка (воронка осушения). Депрессионная воронка увеличивается в основном в восточном направлении со скоростью примерно 1 км в год.

Часть дренажных вод летом испаряется, а какой-то объем вод фильтруется в водоносный горизонт и возвращается в карьер. В результате вокруг пруда-испарителя образовался купол растекающихся вод, который создает подпор на пути подземного потока и уменьшает скорость продвижения границы депрессионной воронки к зоне расположения «боевых» скважин. Таким образом, эксплуатация пруда-испарителя дренажных вод является одним из факторов, препятствующих поступлению радиоактивных продуктов с подземными водами к границам месторождения.

По результатам исследований подземных вод, распространенных в пределах участка «Каражыра», можно сделать следующие выводы:

- основной водоносный комплекс в пределах месторождения «Каражыра» представлен нижнеюрским водоносным комплексом. С этим водоносным комплексом связаны основные объемы водопритока в карьер. Общее движение подземных вод направлено с юго-запада и запада на север и северо-запад в сторону долины р.Иртыш;
- в целом, на площади месторождения водоносный комплекс нижнеюрских отложений содержит воды с минерализацией 9,4–55,5 г/дм^3. По химическому составу воды хлоридные, сульфатно-хлоридные, магниево-натриевые;
- значения концентраций техногенных радионуклидов в подземных водах ^{137}Cs, ^{90}Sr, $^{239+240}$Pu находятся значительно ниже МЗУА и не превышают установленных НРБ-99 УВ$_{нас}$ для питьевой воды.

4.5.4. Прогнозная оценка возможного загрязнения подземных вод

Гидрогеологические условия района и месторождения «Каражыра» с позиции его разработки открытым способом представляются достаточно простыми. Отсутствие мощных водоносных образований с большими естественными запасами и ресурсами подземных вод позволяет отнести месторождение к разряду среднеобводненных и эксплуатация его, по-видимому, не вызовет каких-либо больших трудностей. При промышленном освоении месторождения могут возникнуть серьезные осложнения экологическою характера, обусловленные близостью площадки подземных ядерных испытаний «Балапан».

На территории СИП в настоящее время не наблюдается повсеместного загрязнения подземных вод радионуклидами. Это не означает, что обстановка благополучна для любой хозяйственной деятельности на этой площади. Процессы миграции любого вещества с водой, формирования и движения подземных вод, зависящие от многих факторов, происходят в течение длительного времени. Очень низкие водопроводящие свойства вмещающих пород, чередование водоносных зон трещиноватости разломов и монолитных палеозойских пород, значительные глубины эпицентров взрывов, скудное инфильтрационное питание обусловливают крайне замедленный водообмен в районе месторождения «Каражыра». Поэтому в естественных условиях результат загрязнения подземной гидросферы на сопредельных с очагами участках, в той или иной мере, может проявиться через десятки, сотни и даже тысячи лет. Это справедливо для естественных условий. Совершенно другое дело, когда геологическая среда начинает подвергаться интенсивному техногенному воздействию, каковым является промышленное освоение угольного месторождения «Каражыра». Следует отметить, что мировая практика не имеет аналогов эксплуатации месторождений полезных ископаемых в непосредственной близости от источников радиоактивного загрязнения подземной гидросферы, в нашем случае – «боевых» скважин.

Образование воронки осушения сопровождается увеличением уклонов пьезометрических поверхностей трещинных вод, что вызывает адекватное усиление процессов миграции и движения подземных вод в сторону карьеров. В результате строительства карьера глубиной до 200 м будет происходить увеличение депрессионной воронки, в сферу влияния которой могут войти площади, на которых располагаются «боевые» скважины.

Возможный ход развития радиоэкологической ситуации, связанной с развитием депрессионной воронки и поступлением загрязненных вод к границам месторождения, можно представить поэтапно в хронологическом порядке.

В настоящее время при вскрытии угольных пластов на месторождении «Каражыра» водоприток формируется за счет поступления естественных запасов подземных вод. Одновременно происходит постепенное развитие общей депрессионной воронки. В дальнейшем не исключено вовлечение подземных вод зон Чинрауского и Каражырского разломов, превращение их, по мере захвата районной депрессией, в линейные подземные дрены. Это вызовет активизацию движения подземных вод в сторону карьера. При дальнейшем развитии депрессионной воронки еще большую роль в дренировании вод приобретают зоны Чинрауского и Каражырского разломов, которые вызывают активизацию движения подземных вод с полным нарушением естественно-

го режима подземных вод в палеозойских породах. Это системы водоносных зон экзогенной трещиноватости, зон трещиноватости второстепенных разломов, и вообще, трещин и трещиноватых зон любого происхождения, в том числе сейсмологического, образованных в результате ядерных взрывов на площадке «Балапан».

Таков общий характер изменений подземной гидросферы. На каком этапе отработки месторождения значения концентраций техногенных радионуклидов в карьерных водах превысят допустимые уровни и произойдет ли это вообще – пока сделать прогноз не представляется возможным. Необходимо детальное изучение гидрогеологического режима в районе площадки «Балапан» и месторождения «Каражыра», в частности. В таких случаях, оперативный контроль и прогноз качества возможен только по данным мониторинга подземных вод, при организации которого должен быть учтен ряд вероятных гидродинамических особенностей формирования водопритока в карьер.

4.6. Подземная газификация горных пород на площадке «Балапан»

Кроме опасности техногенного радиационного воздействия, на территории бывшего СИП присутствует ряд опасностей, связанных с эффектами остаточных проявлений долговременной геотермальной активности в эпицентральных зонах ПЯВ. Прежде всего, следует отметить площадку «Балапан». Основными факторами, способствующими газификации горных пород на этой площадке, является то, что значительная часть ПЯВ в скважинах проведена в горных породах, содержащих углистые материалы. Наличие подземных вод и высоких температур в блоках горных пород, вмещающих центральные зоны ПЯВ, способствуют протеканию процессов безкислородной деструкции горных пород. Одним из основных последствий ПЯВ, проведенных в углесодержащих горных породах, является газовыделение и образование необрушенных полостей, которые в результате газификации со временем увеличиваются в объеме. Более подробно особенности процессов подземной газификации горных пород на площадке «Балапан» описаны в работе [2].

В настоящее время обстановка на всех «боевых» скважинах находится под контролем подразделений НЯЦ РК. На всех критических скважинах проводится газовый и температурный мониторинг. Для проведения наблюдений на 7 скважинах пробурены специальные наблюдательные скважины. Для проведения круглосуточных температурных измерений на «боевой» скважине 1010 оборудована мониторинговая станция.

Стоит отметить, никаких катастрофических явлений, связанных с возникновением пожаров горных пород на дневной поверхности, в настоящее время не наблюдается. Выделение газов на дневную поверхность происходит на локальных участках, расположенных в районе «боевых» скважин с радиусом до 100 м. Всем субъектам хозяйственной деятельности в районе площадки «Балапан» НЯЦ РК предоставлены схемы безопасного перемещения, где учтены как радиационные факторы, так и факторы опасностей, связанных с подземной газификацией горных пород.

5. ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Результаты анализа развития радиоэкологической ситуации в районе месторождения «Каражыра», по данным многолетнего мониторинга, с учетом результатов ранее проведенных работ, можно охарактеризовать следующим образом. В целом, радиационная обстановка на участке месторождения стабильная и не требует принятия специальных мер по радиационной безопасности. Однако, учитывая то, что месторождение «Каражыра» находится на испытательной площадке «Балапан» бывшего СИП, работы по разработке месторождения должны проводиться при постоянном радиационном сопровождении с учетом ниже представленных рекомендаций.

Грунты на дневной поверхности. В результате проведенных исследований установлено, что содержание техногенных радионуклидов на дневной поверхности территории месторождения обусловлено, в основном, глобальными выпадениями, а также радиоактивными выпадениями ядерных испытаний, проводимыми на «Опытном поле» и нештатными радиационными ситуациями при проведении ПЯВ на площадке «Балапан». Содержание естественных радионуклидов в почвенном покрове является типичным для почв данной местности. Отмечено присутствие техногенных радионуклидов, концентрация которых вполне сопоставима с фоном глобальных выпадений. В то же время, потенциальными источниками вторичного радиоактивного загрязнения могут являться локальные участки радиоактивного загрязнения, расположенные в эпицентральных зонах «боевых» скважин на площадке «Балапан». В связи с чем, объем мониторинга технологических дорог на месторождении следует оставить в том же объеме.

Результаты многолетних наблюдений показали, что уровень радиоактивного загрязнения площадей дневной поверхности, вовлекаемых по плану горных работ в разработку, остается без изменений и радиационной опасности не представляет. Это говорит в пользу того, что данный вид наблюдений можно существенно сократить или вообще исключить из состава радиоэкологического мониторинга.

Атмосферный воздух. По результатам многолетнего мониторинга присутствия техногенных радионуклидов в воздушной среде объекта не выявлено. Содержание трития в воздушной среде объекта не превышает допустимых значений, установленных нормами радиационной безопасности (НРБ-99), и является типичным для площадки «Балапан». Однако не исключено, что при определенных условиях вклад трития в дозовую нагрузку может быть весомым, в связи с возможным поступлением загрязненных тритием водяных паров со стороны реки Шаган. В данных условиях необходим регулярный контроль содержания трития не только на территории разрабатываемого карьера, но и в местах повышенных значений содержания трития в водах реки Шаган. При этом объем проб атмосферного воздуха на определение содержания радионуклидов ^{137}Cs, ^{90}Sr и $^{239,240}Pu$ можно сократить до одной пробы в месяц.

Подземные воды. Основным радиоактивным загрязнителем подземных вод, распространенных в районе месторождения «Каражыра», является радионуклид техногенного происхождения тритий. Обнаруженные уровни данного радионуклида радиационной опасности не представляют и находятся значительно ниже допустимых значений для питьевой воды. Тем не менее, сам факт обнаружения в подземных водах месторождения радиоактивных продуктов ПЯВ диктует необходимость более тщатель-

ного изучения путей поступления и динамики их концентрации в подземных водах, распространенных на прилегающей к месторождению территории. По результатам исследований, основным возможным путем поступления загрязненных подземных вод является зона сочленения Чинрауского и Каражырского разломов. На данном участке необходимо провести детальные исследования, по результатам которых скорректировать объемы и параметры мониторинга подземных вод. Необходимость мониторинга подземных вод в районе месторождения «Каражыра» не вызывает сомнения, а, учитывая уникальную геоэкологическую обстановку, а также перспективы дальнейшего хозяйственного освоения территории СТП, создание мониторинга будет иметь большое общее научное и практическое значение, прежде всего, с позиции разработки мер и способов предотвращения негативного воздействия последствий ядерных испытаний на окружающую среду. Создание мониторинга подземных вод представляет сложную задачу. При этом необходимы детализационные исследования, требующие больших материальных затрат. Эта задача не может быть полноценно решена силами только угледобывающего предприятия, т. к. на таких объектах пересекаются практические интересы с проблемами общегосударственного характера. Только за период с 2003 по 2006 годы подразделениями НЯЦ РК восстановлено и введено в режимную сеть около 100 и дополнительно пробурено несколько гидрогеологических скважин на площадке «Балапан». Кроме того, чрезвычайно важным, с позиции использования средств, при создании мониторинга является планомерное и последовательное развитие гидрогеологической режимной сети с учетом характера радиоактивного загрязнения подземных вод на площадке «Балапан».

В таких случаях оперативный контроль и прогноз качества возможен только по данным мониторинга подземных вод, при организации которого должен быть учтен ряд вероятных гидродинамических особенностей формирования водопритока в карьер.

Радиационный контроль рабочих мест. В ходе радиационного контроля радиоактивного загрязнения рабочих поверхностей оборудования, транспортных средств, помещений пребывания персонала не зафиксировано. Значения радиационных параметров во всех точках измерений остаются практически неизменными. Тем не менее, с учетом социальной обеспокоенности населения, связанной с близостью участков ПЯВ, данный вид контроля стоит продолжить, но существенно сократить.

Подземная газификация горных пород на площадке «Балапан». Остается открытым вопрос, связанный с оценкой рисков сопутствующим процессам подземной газификации горных пород в связи с возможным возникновением пожаров, обрушением котловых полостей ПЯВ и выносом законсервированных радиоактивных веществ. Стоит отметить, что в настоящее время обстановка, связанная с газоносностью на приустьевых площадках «боевых» скважин, находится под контролем. На испытательных площадках каких-либо проявлений катастрофического характера не наблюдается и принятия специальных мер по обеспечению безопасности не требуется. Тем не менее, необходимо обратить внимание, что потенциально газоносными являются все скважины, в которых были проведены ПЯВ. В связи с чем, руководителям предприятий, осуществляющих хозяйственную деятельность на территории СИП, необходимо исключить возможное появление людей и технических средств на участки, где были проведены ПЯВ на площадках «Балапан» и «Сары-Узень».

Добываемый уголь месторождения «Каражыра». Исследования показали, что в настоящее время по радионуклидному составу уголь может использоваться в качестве энергетического сырья, зольные остатки могут использоваться в качестве строительных материалов без ограничения (НРБ-99 п. 5.3). При этом концентрация естественных радионуклидов в добываемом угле месторождения «Каражыра» соответствует значениям среднемировой активности углей. С учетом специфики работы на СИП, будет полезным существенно увеличить объем анализируемых проб добываемого угля на определение концентраций естественных и техногенных радионуклидов.

ВЫВОДЫ

Приведенные в настоящей работе результаты радиоэкологических исследований в районе месторождения «Каражыра» позволяют утверждать, что по всем параметрам радиационного контроля ситуация на участке в данный момент представляется благополучной. Дозы, полученные персоналом от внешнего гамма-излучения, не превышают допустимых уровней, регламентированных НРБ-99.

Однако стоит учитывать, что разрабатываемое месторождение находится в непосредственной близости от мест проведения подземных ядерных испытаний, миграция техногенных радионуклидов в подземных водах месторождения может усилиться по мере разработки месторождения. В связи с чем, для обеспечения безопасного освоения месторождения необходимым условием является проведение следующего комплекса первоочередных мероприятий:

- во-первых, необходимо провести детальные исследования по изучению обстановки в зоне сочленения Каражырского и Чинрауского разломов. Именно по этим направлениям существует наибольшая вероятность поступления загрязненных подземных вод к границам месторождения;
- во-вторых, необходимо провести комплексные исследования по изучению характера протекания процессов подземной газификации горных пород в районе расположения ближайших «боевых» скважин для оценки сопутствующим данным процессам рисков в связи с возможным возникновением пожаров, обрушением котловых полостей ПЯВ и выносом законсервированных радиоактивных веществ.

Резюмируя вышесказанное, следует отметить, несмотря на то, что месторождение «Каражыра» расположено на территории СИП недалеко от мест проведения ПЯВ, дальнейшее освоение месторождения возможно при выполнении требований и рекомендаций институтов НЯЦ РК и государственных органов, ведущих контроль за охраной здоровья населения и охраной окружающей среды. Естественно, что при таком уровне контроля любые нежелательные тенденции в развитии радиоэкологической обстановки не останутся незамеченными и будут приняты соответствующие и своевременные меры.

Авторы статьи выражают благодарность сотрудникам ИЯФ НЯЦ РК за разработку методик и проведение лабораторных исследований по изучению радионуклидного состава подземных вод;сотрудникам Института радиационной безопас-

ности Ульянкину В.А, Коровину В.А. за выполнение экспедиционных работ, Яковенко Ю.Ю., Кузевановой О.В., Елизарьевой Н.А., Еременко Е.А., Барсуковой С.А. за обработку и систематизацию данных по тематике. Особую благодарность авторы статьи выражают руководству ТОО «Каражыра ЛТД», прежде всего, Азизову Ф.Э. и Ахметбаеву Н.Ш. за понимание проблемных радиоэкологических вопросов, связанных с разработкой месторождения «Каражыра» и предоставление необходимого финансирования для их изучения.

ЛИТЕРАТУРА

1. Семипалатинский испытательный полигон. Создание, деятельность, конверсия /кол. авторов под рук. В.С. Школьника. – А: Казахстан, 2003.
2. 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. – 527с.: ил.- Библиогр.: С.518. - ISBN 978-601-7112-32-5.
3. Отчет АО «Сары-Арка-геология» по предварительной и детальной разведке угольного месторождения «Каражыра» (Юбилейное) с подсчетом запасов угля по состоянию на 01.07.1995 г. за 1991-95гг.: отчет о НИР /рук. Коваль А.И.; исполн. Выползов В.Л., Шаймерденов Н.Р. – Семей, 1995.
4. Старков В.Д. Радиационная экология / В.Д.Старков, В.И.Мигунов. – Тюмень: ФГУ ИПП, 2003. – 304 с.
5. Ядерные испытания СССР. Семипалатинский полигон /под ред. В.А.Логачева. – Москва: ИздАТ, 1997.
6. Обеспечение безопасности бывшего Семипалатинского испытательного полигона Республиканская бюджетная программа 011 «Обеспечение радиационной безопасности» : отчет о НИР /ИРБЭ НЯЦ РК; рук. Лукашенко С.Н. – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2007. - 66 с.
7. Организация системы мониторинга состояния подземных вод на территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона: годовые отчеты по проекту МНТЦ К-893 /рук. Субботин С.Б. – Курчатов, 2005.
8. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99): СП 2.6.1. 758-99; ввод. в действие 01.01.2000. – Алматы: Агентство по делам Здравоохранения РК, 1999. - 80с. – ISBN 9965-501-42-4.
9. Семипалатинский испытательный полигон. Современное состояние: научно-популярное издание. – Павлодар: Дом печати, 2008. – 40 с.
10. Годовые отчеты о проведении радиоэкологического мониторинга и радиационного контроля на угольном разрезе «Каражыра»: отчет о НИР (годовой отчет) /рук. Лукашенко С.Н.; исполн. Субботин С.Н. - Курчатов: ИЯФ НЯЦ РК, 2002-2007.
11. Годовые отчеты о проведении радиоэкологического мониторинга и радиационного контроля на угольном разрезе «Каражыра»: отчет о НИР (годовой отчет) /рук. Лукашенко С.Н.; исполн. Субботин С.Н. - Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2007-2010.

12. Отчет по программе «Радиационный контроль по отработке и складированию пород с повышенным содержанием естественных радионуклидов блока А разреза «Каражыра»: отчет о НИР / рук. Лукашенко С.Н.; исполн. Субботин С.Б. - Алматы: ИЯФ РГП НЯЦ РК, 2002.
13. Отчет по оценке уровня радиоактивного загрязнения трансурановыми элементами дневной поверхности территории земельного отвода отработки угольного месторождения «Каражыра» : отчет о НИР / рук. Лукашенко С.Н.; исполн. Субботин С.Б. – Алматы: ИЯФ РГП НЯЦ РК, 2001.
14. Субботин С.Б. Вопросы миграции техногенных радионуклидов с подземными водами в районе площадки Балапан бывшего СИП / С.Б. Субботин // Ядерная и радиационная физика: доклад на V междунар.конф. 26-29 сентября, 2005. – Алматы: ИЯФ, 2005. – С.71-83.

«ҚАРАЖЫРА» КӨМІР КЕНОРНЫНЫҢ АУМАҒЫНДАҒЫ РАДИОЭКОЛОГИЯЛЫҚ ХАЛ-АХУАЛ

Субботин С.Б., Лукашенко С.Н., Айдарханов А.О., Романенко В.В.

ҚР ҰЯО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты, Курчатов, Қазақстан

Бұл жұмыста, бұрынғы Семей сынақ полигонының (ССП) «Балапан» алаңында орналасқан «Қаражыра» көмір кенорнының аумағында көптеген жылдар бойында өткізілген радиоэкологиялық зерттеулердің деректері келтірілген. Кенорнының аумағындағы жер бетіндегі техногенді радионуклидтердің құрамы, негізінен ғаламдық түсулермен шартталғаны анықталды. Кенорнындағы өнімнің ауадағы, топырақтағы радионуклидтерінің құрамының радиациялық параметрлерінің мәні еш қатер тудырмайды. Жабдықтардың, көлік құралдарының, қызметкерлердің тұрғын-жайларда болған кезінде радиоактивті ластануы тіркелген жоқ.

Кенорны орналасқан аумақтың радиоэкологиялық хал-ахуалын дамытуды болжау үшін қажетті деректерді алу үшін және кенорнын меңгерудің қауіпсіздігін қамтамасыз ету мақсатында радиоэкологиялық мониторинг пен радиациялық бақылауды одан әрі жүргізу үшін ұсыныстар берілді.

Түйін сөздер: кенорны, «Балапан» алаңы, гидрогеология, радионуклидті ластану, мониторинг, жерасты ядролық жарылыстары.

RADIOLOGICAL SITUATION IN THE TERRITORY OF «KARAZHYRA» COAL DEPOSIT

S.B. Subbotin, S.N. Lukashenko, A.O. Aidarkhanov, V.V. Romanenko

Institute of Radiation Safety and Ecology, Kurchatov, Kazakhstan

This paper presents the long-term radioecological research in the «Karazhyra» coalfield located at «Balapan» site of the former Semipalatinsk Test Site (STS). It has been established that the content of artificial radionuclides at the surface within the field is due mainly global fallout. Values of

radiation parameters of radionuclides in soil, air and deposit products are not dangerous. No radioactive contamination of equipment, vehicles, facilities and personnel were recorded.

Recommendations have been given on further radiation and radiological monitoring to ensure the safety of field development and obtaining the necessary data for forecasting the development of radio-ecological situation at coalfield territory.

Key words: field, «Balapan» site, hydrogeology, radionuclide contamination, monitoring, underground nuclear explosions.

УДК 577.4:577.391: 504.73:539.16

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ТЕРРИТОРИИ МЕСТОРОЖДЕНИЯ «БАЙТЕМИР»

Стрильчук Ю.Г., Айдарханов А.О., Генова С.В., Каширский В.В., Ларионова Н.В., Магашева Р.Ю., Паницкий А.В., Субботин С.Б., Топорова А.В., Тоневицкая О.В., Яковенко Ю.Ю., Лукашенко С.Н.

Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, Курчатов, Казахстан

В статье представлены результаты комплексного радиоэкологического исследования месторождения «Байтемир», расположенного на территории Семипалатинского испытательного полигона в границах двух областей – Павлодарской и Восточно-Казахстанской. Общая площадь участка месторождения составляет 33,6 км^2. В ходе работ выполнена оценка современного радиоэкологического состояния окружающей среды: почвогрунтов, воздушного бассейна, растительного покрова, животного мира по радиационному признаку. Содержание искусственных радионуклидов в объектах природной среды территории месторождения обусловлено радиоактивными выпадениями в результате проведения первого термоядерного испытания и двух гидроядерных испытаний. При анализе площадного распределения искусственных радионуклидов выявлены зоны с повышенными значениями их удельной активности. По уровню и характеру радиоактивного загрязнения выделено три зоны, для каждой из которых были определены средние значения удельной активности радионуклидов в почвенном покрове. Территории I и II зон в большей степени загрязнены искусственными радионуклидами, а зону III можно считать условно чистой территорией. Максимальные значения удельной активности радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr ниже уровней, характеризующих экологическое состояние территорий как «относительно удовлетворительная ситуация». Содержание радионуклидов в растительном покрове, воде и воздухе, а также ожидаемое содержание в продуктах питания животного и растительного происхождения значительно ниже допустимых уровней. На основании данных о содержании радионуклидов в объектах природной среды и продуктах питания была сделана оценка дозовых нагрузок на население для каждой зоны. При условии «наихудшего» сценария «фермер, ведущий натуральное хозяйство в пределах загрязненной территории», ожидаемая годовая эффективная доза на человека составит 0,93 мЗв, что не превышает предел доз 1 мЗв в год, согласно Нормам радиационной безопасности. Вместе с тем, в случае, если ожидаемая доза превышает 0,3 мЗв/год, в пределах данной территории необходимо проводить защитные мероприятия с целью ограничения облучения населения. Несмотря на то, что с учетом существующих требований нормативной базы РК вся обследованная территория может использоваться без ограничений, переводить данную территорию из земель запаса в сельскохозяйственный оборот не рекомендуется. На основании оценки дозовых нагрузок на персонал в случае ведения хозяйственной деятельности в пределах исследованной территории предлагается перевести территорию месторождения «Байтемир» в земли промышленности, транспорта, связи, обороны и иного несельскохозяйственного назначения.

Ключевые слова: месторождение «Байтемир», ядерные испытания, радиоэкология, радиоактивное загрязнение, радионуклиды, почвы, растительный покров, продукты питания, сценарии поведения, годовая эффективная доза

ВВЕДЕНИЕ

На территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона (СИП) в настоящее время проводятся различные виды хозяйственной деятельности, в том числе добыча полезных ископаемых. В связи с этим, возникают вопросы обеспечения радиационной безопасности персонала, ведущего работы на территории полигона. Современный статус СИП определяется Постановлением Правительства Республики Казахстан от 7 февраля 1996 года №172 «О переводе земель бывшего Семипалатинского испытательного ядерного полигона в состав земель запаса». Территория СИП относится к землям, на которых проводились ядерные испытания, и любая деятельность на полигоне, в соответствии с Законом РК «Об использовании атомной энергии», может проводиться только после получения соответствующих лицензий. Проведение работ без лицензий возможно только в том случае, если будет изменен статус земель полигона. Земли запаса предоставляются в собственность или землепользование для нужд сельского хозяйства, промышленности и иных целей в порядке и на условиях, установленных Земельным кодексом Республики Казахстан «Кодекс Республики Казахстан» от 20 июня 2003 года №442. Согласно статьи 143 Земельного кодекса: «Земельные участки, на которых проводились испытания ядерного оружия, могут быть предоставлены Правительством Республики Казахстан в собственность или землепользование только после завершения всех мероприятий по ликвидации последствий испытания ядерного оружия и комплексного экологического обследования при наличии положительного заключения государственной экологической экспертизы».

Для рассмотрения возможности передачи земель СИП, на которых расположено месторождение «Байтемир», для хозяйственного использования, Институтом радиационной безопасности и экологии были проведены требуемые Земельным кодексом комплексные экологические исследования. На карте (рисунок 1) представлены места расположения площадок ядерных испытаний, следы и оси следов основных дозообразующих атмосферных ядерных испытаний и расположение основных месторождений, на которых проводит работы ТОО «ФМЛ Казахстан» на территории полигона. Основной деятельностью предприятия является разведка с последующей добычей драгоценных металлов (золото, серебро, платина) и цветных металлов (медь, свинец, цинк, никель, кобальт, алюминий, магний, вольфрам, молибден, олово). ТОО «ФМЛ Казахстан» проводит работы на участках: северо-западный (коммерческое обнаружение «Найманжал»), центральный (коммерческое обнаружение «Байтемир», «Бесчоку», «Юбилейное») и юго-восточный (коммерческое обнаружение «Коскудук»).

1. ИСТОЧНИКИ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТЕРРИТОРИИ МЕСТОРОЖДЕНИЯ «БАЙТЕМИР»

Ввиду того, что непосредственно на территории месторождения не проводилось каких-либо ядерных испытаний, их загрязнение может быть обусловлено только выпадениями радиоактивных частиц на ближнем следе ядерного взрыва и глобальными выпадениями. Выпадения вблизи эпицентра ядерных испытаний представляют собой крупнодисперсные частицы, которые образуются при наземных и воздушных взрывах и распространяются на расстояния до 100 километров от места взрыва. Глобальные

выпадения обусловлены мелкодисперсными аэрозольными частицами, долгое время находящимися в тропосфере и стратосфере.

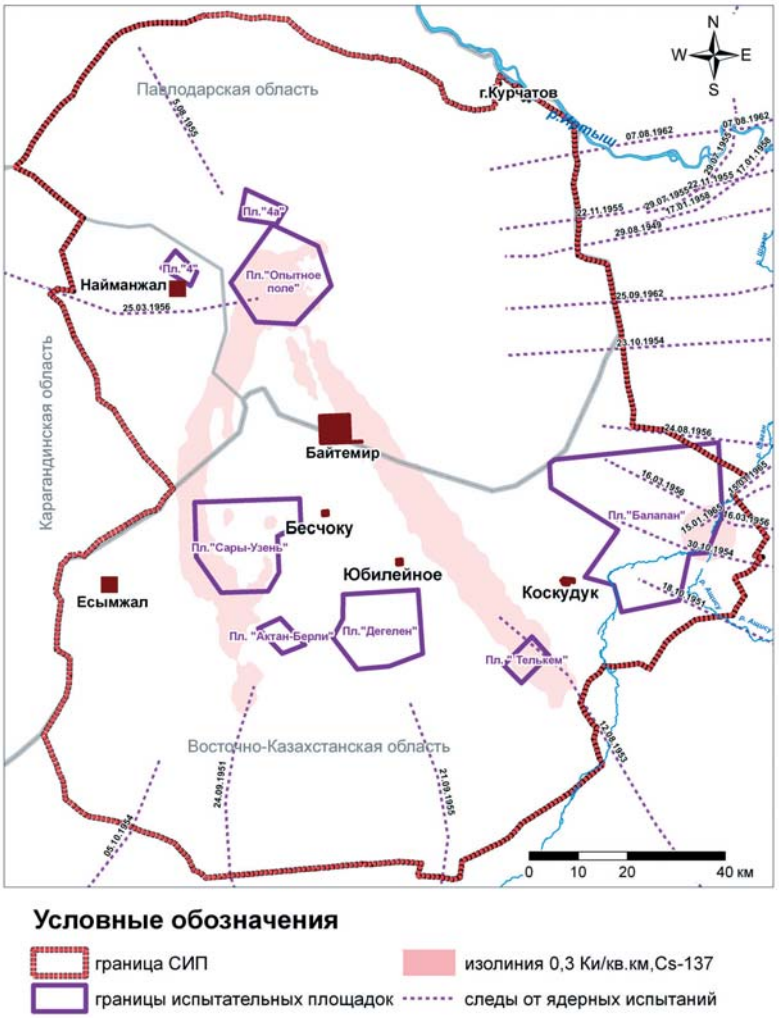


Рисунок 1. Карта расположения месторождений на полигоне

Поверхностное загрязнение исследуемых территорий в результате действия бывшего СИП может быть обусловлено в основном проведением ядерных испытаний (ЯИ) на площадке «Опытное поле», где осуществлялись наземные и воздушные ядерные взрывы, т.к. вклад в загрязнение окружающей среды (в том числе и в глобальном масштабе) от испытаний в штольнях и скважинах минимален.

Для проведения оценки возможного вклада в поверхностное загрязнение исследуемых территорий в результате проведения ЯИ воспользуемся «классической» мо-

делью образования зон радиоактивного следа в результате ядерного взрыва, которая подробно описана в монографии [1].

Согласно литературным данным, только одно ядерное испытание могло повлиять на радиационную обстановку территории месторождения «Байтемир» – это наземное термоядерное испытание мощностью 400 кт, проведенное 12 августа 1953 года (рисунок 2).

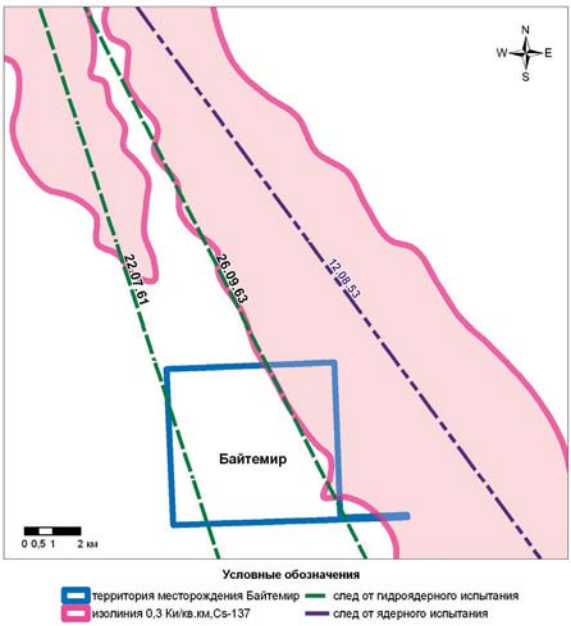


Рисунок 2. Месторождение «Байтемир» и следы (оси следов) радиоактивных выпадений

Испытание от 12.08.53 г. представляет собой подрыв термоядерного устройства, в котором делящееся вещество ^{239}Pu выступает только в качестве запала. Термоядерный синтез представляет собой слияние двух изотопов водорода – дейтерия и трития с выделением большого количества энергии. Поэтому основная мощность взрыва приходится на термоядерный синтез, а не на деление ^{239}Pu. В результате термоядерного синтеза не образуются долгоживущие радионуклиды, такие как ^{90}Sr и ^{137}Cs. Активности остатков делящегося вещества и осколков деления на исследуемых территориях определяются только массой запала. Продукты активации в расчетах не рассматриваются вследствие большой удаленности рассматриваемых территорий от места испытания.

Для определения массы ^{239}Pu в термоядерном заряде была произведена оценка содержания радионуклида ^{137}Cs в пробах грунта, отобранных на следе радиоактивных выпадений, образовавшемся после испытания. Общее количество проб составило 796 штук. Средняя активность ^{137}Cs составила 600 Бк/кг. Площадь следа составляет около 676 км^2, ширина следа в самой широкой точке составляет примерно 8,7 км. Учитывая плотность почвы 1400 кг/м^3, глубину отбора пробы 0–5 см и период полураспада, средняя абсолютная активность ^{137}Cs на площади следа равна 774 Ки.

В источнике [2] приводятся значения активностей осколков деления ^{239}Pu в Ки/кт на различные моменты после взрыва. Согласно данным, средней абсолютной активности ^{137}Cs – 774 Ки соответствует ядерный взрыв мощностью 15 кт.

Также необходимо учесть, что при взрывах большой мощности облако взрыва способно подняться в верхние слои атмосферы. Для взрыва мощностью 400 кт высота подъема облака взрыва составляет 20 км, что уходит за нижний предел стратосферы. Согласно литературным данным, в атмосферу способно уйти более 50 % активности осколков деления, которые в дальнейшем формируют глобальные выпадения. С учетом последнего, мощность ядерного взрыва, служащего запалом для термоядерной реакции, принимается равной 30 кт.

Исходя из зависимостей размеров зон радиоактивного заражения от мощности взрыва, были рассчитаны линейные размеры зон А, Б, В, и Г для термоядерного испытания мощностью 400 кт.

Учитывая ширину следа, было определено, что на исследуемую территорию попадает зона Б, остальная часть месторождения накрывается зоной А. В дальнейшем рассуждения будут вестись относительно этих типов зон.

Расчет максимально возможных "средних" концентраций остатков делящегося вещества

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

Для взрыва в 1кТ с эффективностью η количество неразделившегося вещества можно рассчитать по формуле:

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

где: $\sigma_{n,\gamma}, \sigma_f$ – сечения радиационного захвата и деления для нейтронов в веществе заряда. Для ^{239}Pu величина $\sigma_{n,\gamma}/\sigma_f \approx 0.11$. Зная значения N_{RES} и периода полураспада для α-частиц ($T_{1/2} = 2{,}411*10^4$ лет для ^{239}Pu), легко посчитать активности не разделившихся ядер:

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

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

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

Далее, зная типичный изотопный состав оружейного Pu, несложно вычислить активности других его изотопов, входящих в вещество заряда. Таким образом, были рассчитаны активности всех изотопов Pu с учетом их периода полураспада на начальный момент времени, на сегодняшний день и дан прогноз изменения их концентраций через 25 и 50 лет. В таблицах 1–2 приведены максимально возможные "средние" активности изотопов Pu и ^{241}Am на исследуемой территории, а также их отношение к сумме ^{239}Pu и ^{240}Pu.

Таблица 1.

Максимально возможные «средние» активности изотопов Pu и ^{241}Am на зоне Б

Нуклид	Начальный момент времени		1.09.2011		25 лет		50 лет	
	Бк/кг	Отношение	Бк/кг	Отношение	Бк/кг	Отношение	Бк/кг	Отношение
^{239}Pu + ^{240}Pu	7,9	1	7,9	1	7,9	1	7,8	1
^{238}Pu	0,26	0,033	0,17	0,022	0,14	0,018	0,11	0,014
^{241}Pu	66	8,4	4,1	0,52	1,2	0,15	0,37	0,047
^{242}Pu	$1{,}1\times10^{-5}$	$1{,}4\times10^{-6}$	$1{,}1\times10^{-5}$	$1{,}4\times10^{-6}$	$1{,}1\times10^{-5}$	$1{,}4\times10^{-6}$	$1{,}1\times10^{-5}$	$1{,}4\times10^{-6}$
^{241}Am	-	-	2,1	0,266	2,2	0,28	2,2	0,28

Таблица 2.

Максимально возможные «средние» активности изотопов Pu и ^{241}Am на зоне А

Нуклид	Начальный момент времени		1.09.2011		25 лет		50 лет	
	Бк/кг	Отношение	Бк/кг	Отношение	Бк/кг	Отношение	Бк/кг	Отношение
^{239}Pu + ^{240}Pu	0,125	1	0,125	1	0,125	1	0,125	1
^{238}Pu	$4{,}2\times10^{-3}$	0,032	$2{,}7\times10^{-3}$	0,021	$2{,}2\times10^{-3}$	0,017	$1{,}8\times10^{-3}$	0,014
^{241}Pu	1,1	8,5	$6{,}5\times10^{-2}$	0,5	$1{,}9\times10^{-2}$	0,15	$5{,}8\times10^{-3}$	0,046
^{242}Pu	$1{,}8\times10^{-7}$	$1{,}4\times10^{-6}$	$1{,}8\times10^{-7}$	$1{,}4\times10^{-6}$	$1{,}8\times10^{-7}$	$1{,}4\times10^{-6}$	$1{,}8\times10^{-7}$	$1{,}4\times10^{-6}$
^{241}Am	-	-	0,033	0,25	0,0344	0,28	0,0349	0,28

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

2. РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ МЕСТОРОЖДЕНИЯ «БАЙТЕМИР»

2.1. Общая методика обследования

На основании информации о прохождении следов радиоактивных выпадений обследование территории проводилось по профилям, расположенным поперек оси следа от испытания 12.08.53 года (рисунок 3). Для оценки влияния радиоактивного загрязнения близлежащих территорий на формирование радиационной обстановки на территории месторождения «Байтемир» исследования проводились за его пределами.

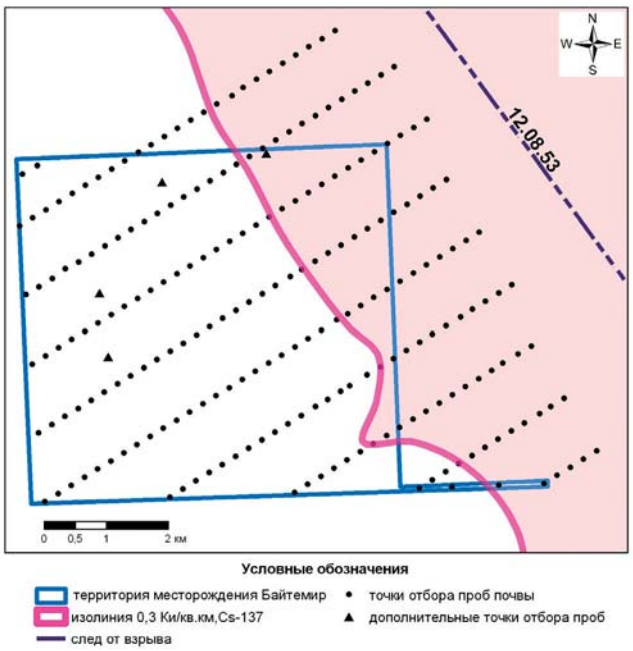


Рисунок 3. Обследование территории месторождения «Байтемир»

Проведение радиоэкологического обследования территории месторождения «Байтемир» включало:

- разбивку точек обследования на исследуемых территориях с помощью GPS-приемника;
- пешеходную гамма-, бета-съемку по сети 250×1000 м;
- отбор проб почвы в точках, равномерно распределенных по участку обследования, и в точке с максимальными значениями радиационных параметров;
- отбор проб донных отложений;
- отбор пробы воздушных аэрозолей.

Интегральные радиационные параметры

Всего при обследовании были проведены измерения радиационных параметров в 222 точках. Средняя плотность обследования составила 1 измерение на 0,25 км^2. При отборе проб проводились измерения мощности эквивалентной дозы (МЭД) на высоте 0,03 м от уровня поверхности грунта и плотности потока β-частиц. Распределение МЭД (на высоте 0,03 м) и плотности потока β-частиц на обследованной территории представлены на картах (рисунок 4).

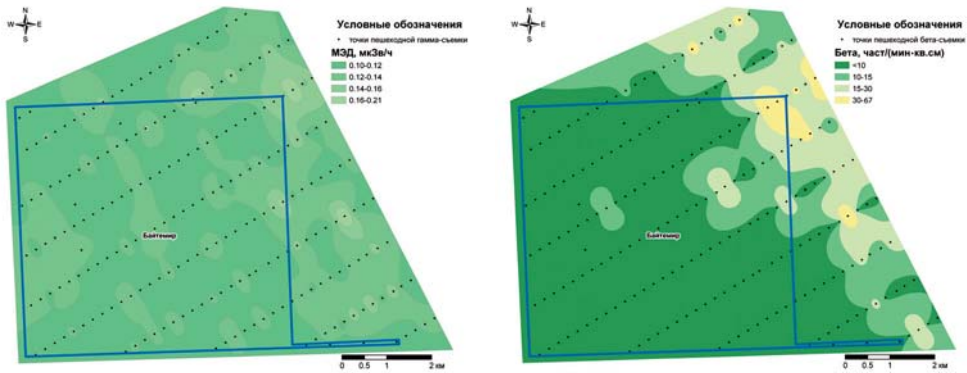


Рисунок 4. Распределение радиационных параметров (МЭД, плотности потока β-частиц) на обследованной территории

Величина МЭД в точках отбора проб почвы в пределах обследованной территории находилась в диапазоне <0,1–0,21 мкЗв/ч, среднее арифметическое значение составило 0,12 мкЗв/ч (для сравнения, на территории «северной» и «западной» частей СИП средние значения МЭД составили 0,12 и 0,11 мкЗв/ч соответственно). Значения плотности потока β-частиц варьируют в диапазоне от <10 до 67 част/(мин·см^2). Большая часть измеренных значений (85 %) находится на уровне ниже предела обнаружения используемых средств измерения (10 част/(мин*см^2)). Среднее арифметическое значение составило 25 част/(мин*см^2). Таким образом, в результате полевых радиометрических исследований установлено, что часть обследованной территории, на которой зарегистрированы повышенные значения МЭД (выше 0,16 мкЗв/ч) и плотности потока β-частиц (выше 10 част/(мин*см^2)), расположена в пределах следа радиоактивных выпадений от термоядерного испытания (12.08.53 г.).

2.2. Распределение естественных и искусственных радионуклидов в почвенном покрове

2.2.1. Площадное распределение естественных радионуклидов

Одна из составляющих радиационного фона на исследуемой территории обусловлена естественными радионуклидами, которые входят в ряды распада урана и тория, а также калием (^{40}K). Из естественных радионуклидов нами определялись ^{40}K, ^{232}Th и ^{226}Ra. Определение естественных радионуклидов ^{40}K, ^{232}Th и ^{226}Ra было выполнено на 222 почвенных образцах, отобранных из поверхностного горизонта 0–5 см. По результатам исследований построены карты площадного распределения удельной активности ^{40}K, ^{232}Th и ^{226}Ra (рисунок 5).

Распределение значений удельной активности естественных радионуклидов ^{40}K, ^{232}Th и ^{226}Ra показано на гистограммах (рисунок 6).

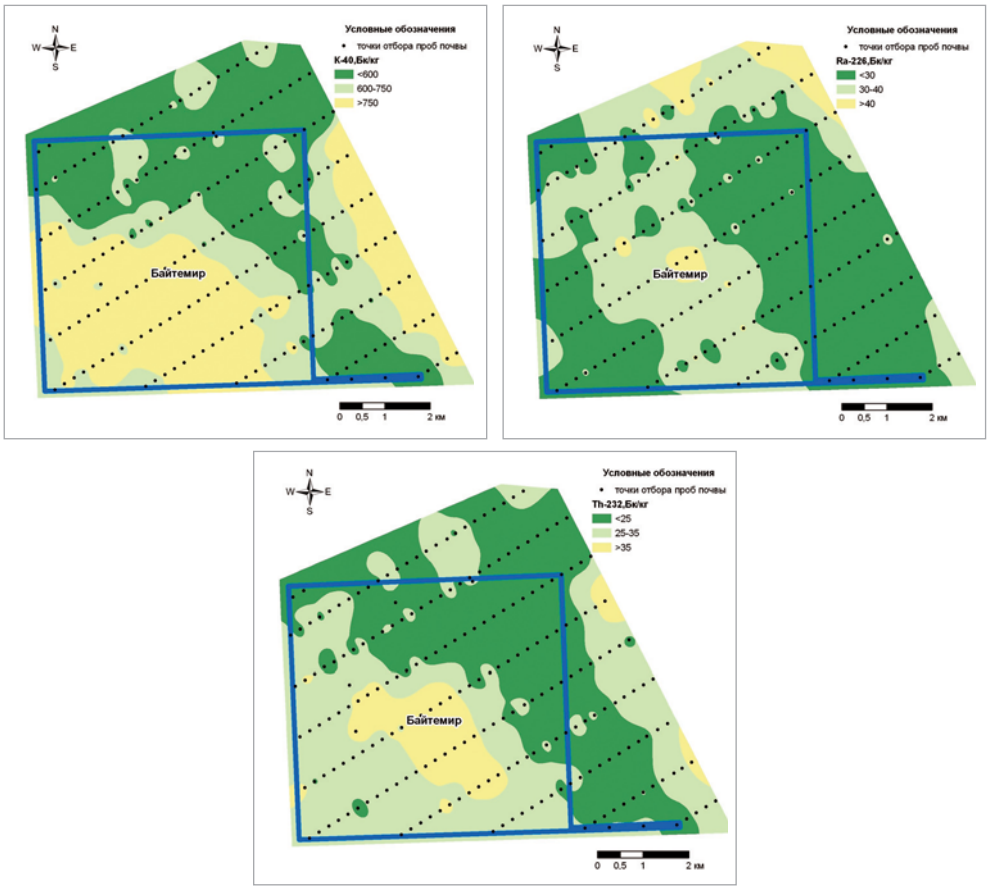
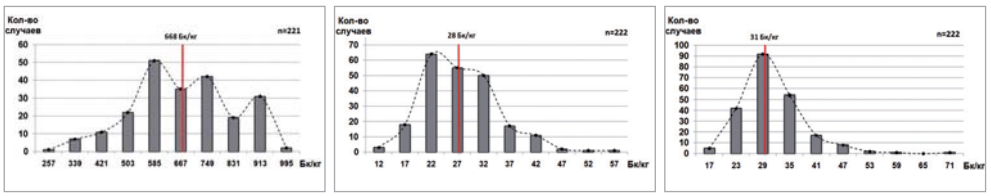


Рисунок 5. Распределение удельной активности ^{40}K, ^{226}Ra, ^{232}Th в почвах месторождения «Байтемир»



а) б) в)

Рисунок 6. Гистограмма распределения значений удельной активности ^{40}K (а),^{232}Th (б), ^{226}Ra (в)в почвах

Проведя анализ полученных результатов, можно сделать следующие выводы. Распределение радионуклида ^{40}K подчиняется логнормальному закону распределения – «трехгорбое распределение». Распределение радионуклидов ^{226}Ra и ^{232}Th также подчиняется логнормальному закону распределения с правой асимметрией.

На исследуемой территории максимальная удельная активность естественных радионуклидов составила: для ^{40}K – 970, ^{226}Ra – 73, ^{232}Th – 55 Бк/кг.

Для сравнения полученных результатов в таблице 3 приведены максимальные и минимальные значения удельных активностей естественных радионуклидов в почвах РК, а также их средние значения [3].

Таблица 3.

Активность естественных радионуклидов в почвах Казахстана

Пределы изменения	Удельная активность, Бк/кг		
	^{40}K	^{226}Ra (^{238}U)	^{232}Th
Минимальные значения	100	12	10
Максимальные значения	1200	120	220
Среднее	300	37	60
Исследуемая территория	970	73	55
Примечание: принимается, что в рудах урана и тория радиоактивное равновесие близко к единице, удельные активности урана и радия равны			

В пробах исследуемой территории зафиксированные максимальные значения удельных активностей ^{40}K, ^{226}Ra и ^{232}Th не превышают максимальные значения для почв Казахстана.

2.2.2. Площадное распределение искусственных радионуклидов

Характер загрязнения исследуемой территории ^{137}Cs

Число исследованных образцов – 222. По результатам исследований построена карта площадного распределения ^{137}Cs (рисунок 7).

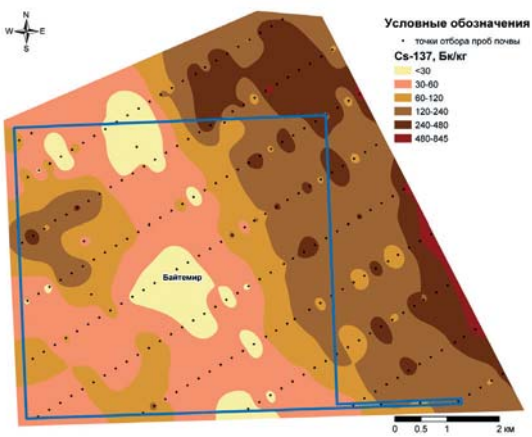


Рисунок 7. Распределение удельной активности^{137}Cs в почвах месторождения «Байтемир»

Диапазон значений удельной активности составляет от 1 до 876 Бк/кг, при среднем значении 147 Бк/кг (красная линия на рисунке 8). При этом основной массив данных находится в диапазоне до 600 Бк/кг, тогда среднее значение 144 Бк/кг. На гистограмме (рисунок 8) распределение частоты встречаемости точек с определенными значениями удельной активности имеет характер распределения, близкий к логнормальному распределению.

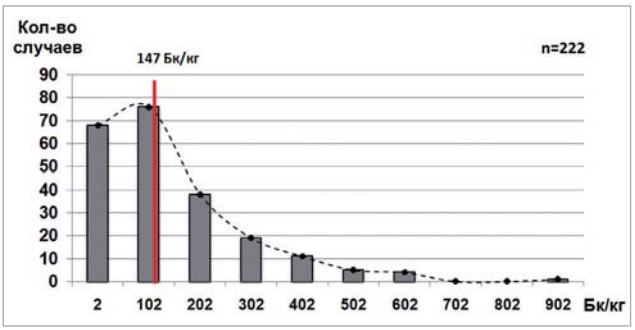


Рисунок 8. Гистограмма распределения значений удельной активности ^{137}Cs в почвах

Среднее значение удельной активности ^{137}Cs на данной территории превышает максимальные значения фона глобальных выпадений для данного радионуклида (30 Бк/кг) в 5 раз. Повышенные значения удельной активности радионуклида ^{137}Cs в почвах приурочены к следам радиоактивных выпадений от следов ядерных испытаний (рисунки 2, 7).

Характер загрязнения исследуемой территории ^{241}Am

По результатам исследований построена карта площадного распределения ^{241}Am (рисунок 9).

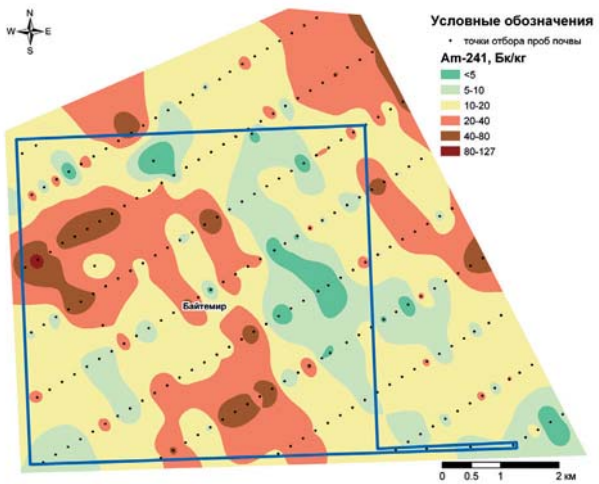


Рисунок 9. Распределение удельной активности^{241}Am в почвах месторождения «Байтемир»

Диапазон значений удельной активности составляет от <0,74 до 113 Бк/кг при среднем значении 20 Бк/кг. При этом основной массив данных находится в диапазоне до 68 Бк/кг. На гистограмме распределение частоты встречаемости точек с определенными значениями удельной активности имеет характер распределения, близкий к логнормальному распределению (рисунок 10). Повышенные значения удельной активности в почвах радионуклида ^{241}Am совпадают с зонами повышенного содержания ^{137}Cs и приурочены к следам радиоактивных выпадений от следов ядерных испытаний (рисунки 2, 7, 9).

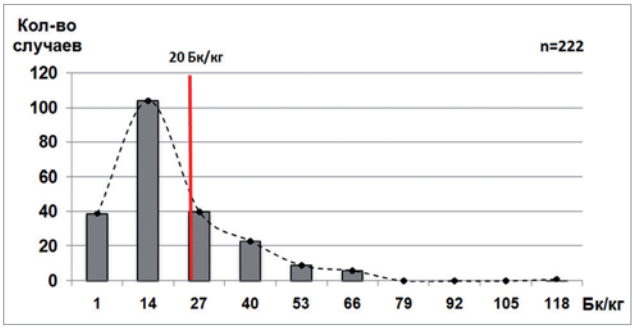


Рисунок 10. Гистограмма распределения значений удельной активности^{241}Am в почвах

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

Учитывая значительную трудоемкость традиционного метода определения $^{239+240}$Pu (альфа-спектрометрия с предварительным радиохимическим выделением), в данном исследовании характера загрязнения территории изотопами плутония методологически был сделан упор на выявление корреляционной связи между ^{241}Am и плутонием. Такой подход достаточно распространен и вполне оправдан.

По результатам исследований построена гистограмма отношений $^{239+240}$Pu / ^{241}Am (рисунок 11). Для определения отношения $^{239+240}$Pu / ^{241}Am пробы почвы подготавливались особым образом (процедура подготовки включала несколько стадий истирания), качество истирания контролировалось по содержанию ^{241}Am в аликвотных образцах. Значение концентрации ^{241}Am определялось как среднее из трех измерений этих образцов.

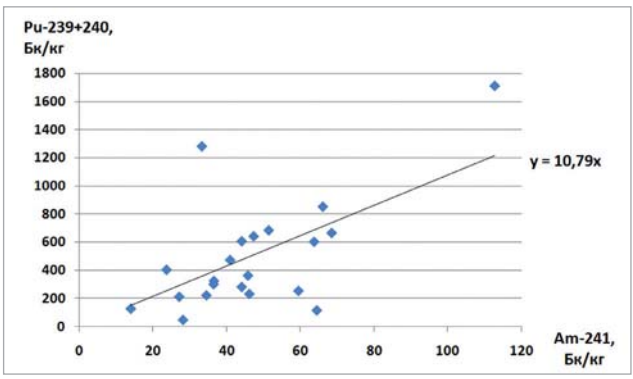


Рисунок 11. График соотношения удельной активности$^{239+240}$Pu и^{241}Amв пробах почвы

Среднее значение отношения $^{239+240}$Pu / ^{241}Am оказалось равным 10,8, что довольно близко к ожидаемой расчетной величине, коэффициент корреляции значимым и составляет 0,64 (общее количество образцов – 21).

Таким образом, характер загрязнения изотопами плутония соответствует характеру загрязнения америцием, средняя концентрация $^{239+240}$Pu составила 215 Бк/кг.

По результатам исследований построена карта точечного распределения $^{239+240}$Pu (рисунок 12).

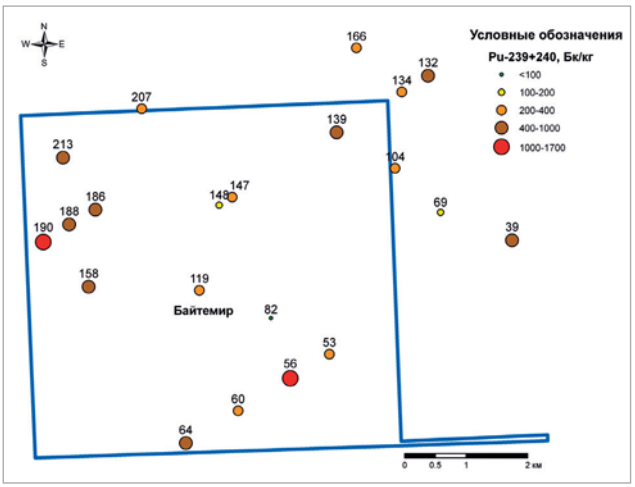


Рисунок 12. Распределение удельной активности$^{239+240}$Pu в почвах

Повышенные значения удельной активности радионуклида $^{239+240}$Pu в почвах приурочены к следам радиоактивных выпадений от следов ядерного и гидроядерного испытаний (рисунки 2, 12).

График отношения удельной активности ^{238}Pu / $^{239+240}$Pu представлен на рисунке 13.

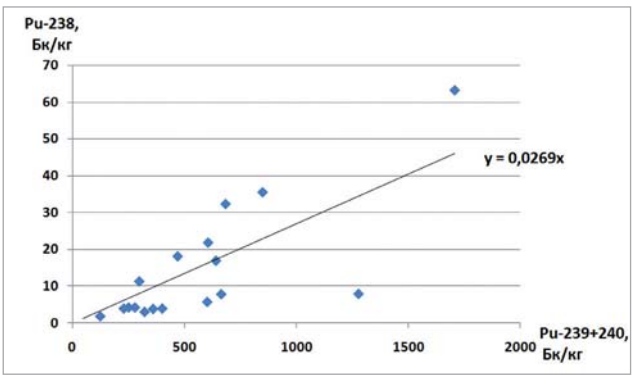


Рисунок 13. График соотношения удельной активности ^{238}Pu и$^{239+240}$Pu в пробах почвы

Таким образом, среднее отношение ^{238}Pu / $^{239+240}$Pu составило 0,03, средняя удельная активность ^{238}Pu – 6,4 Бк/кг.

Характер загрязнения исследуемой территории ^{90}Sr

Измерения ^{90}Sr проводились двумя методами: сначала пробы были проанализированы инструментально на бета-спектрометрической установке «Прогресс», для более детальных исследований использовался метод с радиохимическим выделением. Максимальное значение удельной активностисоставило 7000 Бк/кг.

По результатам исследований построена карта распределения значений удельной активности ^{90}Sr (рисунок 14).

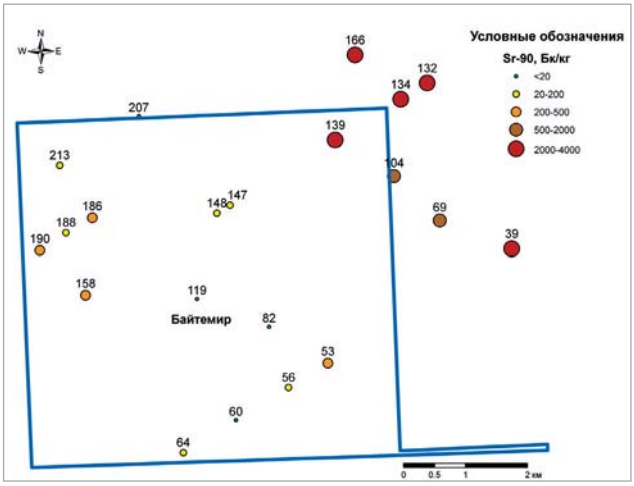


Рисунок 14. Распределение удельной активности ^{90}Sr в почвах (по результатам работ 2010 г.)

Гистограмма логнормального распределения частоты встречаемости точек с определенными величинами удельной активности ^{90}Sr представлена на рисунке 15.

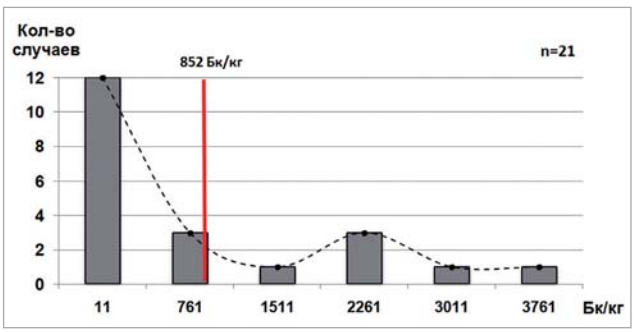


Рисунок 15. Гистограмма распределения значений удельной активности ^{90}Sr в почва

Среднее значение удельной активности ^{90}Sr было принято 850 Бк/кг, что превышает фон глобальных выпадений (18 Бк/кг) в 45 раз. Повышенные значения удельной активности радионуклида ^{90}Sr в почвах приурочены к следам радиоактивных выпадений от следов ядерных испытаний (рисунки 2, 14).

Характер загрязнения исследуемой территории другими радионуклидами

В исследованных гамма-спектральным анализом пробах почвы также были обнаружены такие искусственные радионуклиды (кроме ^{137}Cs и ^{241}Am), как ^{60}Co, ^{152}Eu, ^{154}Eu, максимальное содержание которых составило: ^{60}Co – 2,8, ^{152}Eu – 49,4 и ^{154}Eu – 6,4 Бк/кг, соответственно. По результатам исследований построены карты площадного распределения радионуклидов ^{60}Co, ^{152}Eu (рисунок 16). Загрязнения данными радионуклидами исследуемой территории обусловлено радиоактивными выпадениями от испытания первого термоядерного устройства (12.08.1953 г.).

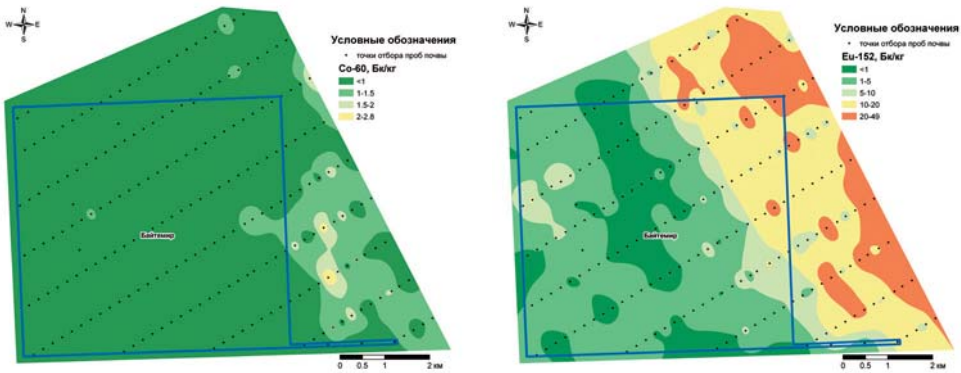


Рисунок 16. Распределение удельной активности ^{60}Co и ^{152}Eu в почвах месторождения «Байтемир»

Удельная активность других радионуклидов, таких как ^{151}Sm, ^{99}Tc, которые не определялись экспериментально, но присутствие которых ожидается, определялась теоретическими расчетами на основании средних значений удельной активности ^{137}Cs и теоретическому отношению этих изотопов. Для расчетов были приняты следующие средние значения удельной активности: для ^{151}Sm – 12, ^{99}Tc – 2,35 Бк/кг.

В результате анализа данных распределения радионуклидов ^{137}Cs, ^{241}Am, ^{90}Sr, $^{239+240}$Pu на исследуемой территории можно выделить несколько зон с разной структурой и уровнем радиоактивного загрязнения, сформированных различными источниками (гидроядерные и термоядерное испытание).

Для выявления зон с повышенными значениями удельной активности искусственных радионуклидов выбран ранее использованный при анализе данных «северной» и «западной» части территории СИП метод построения графиков распределения значений удельной активности ^{137}Cs и ^{241}Am вдоль профилей. Схема профилей представлена на рисунке 17.

По каждому профилю построены графики распределения удельной активности ^{137}Cs и ^{241}Am (рисунок 18).

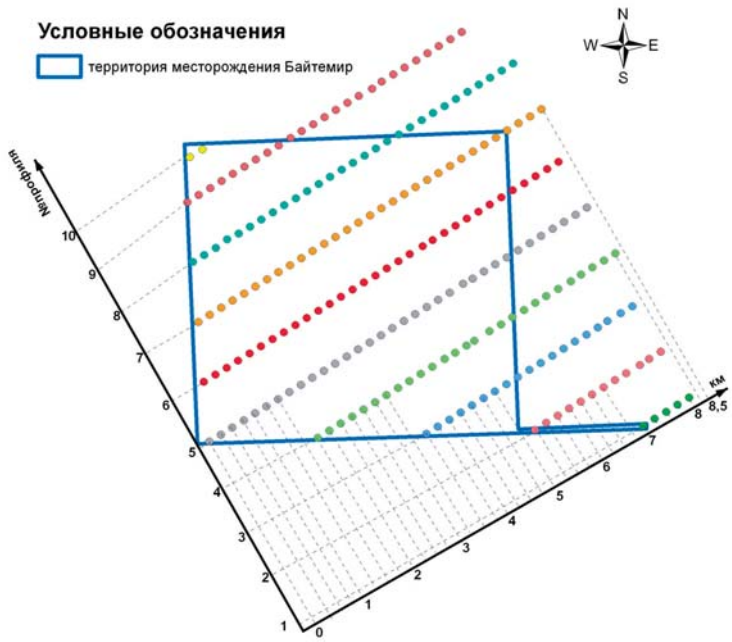
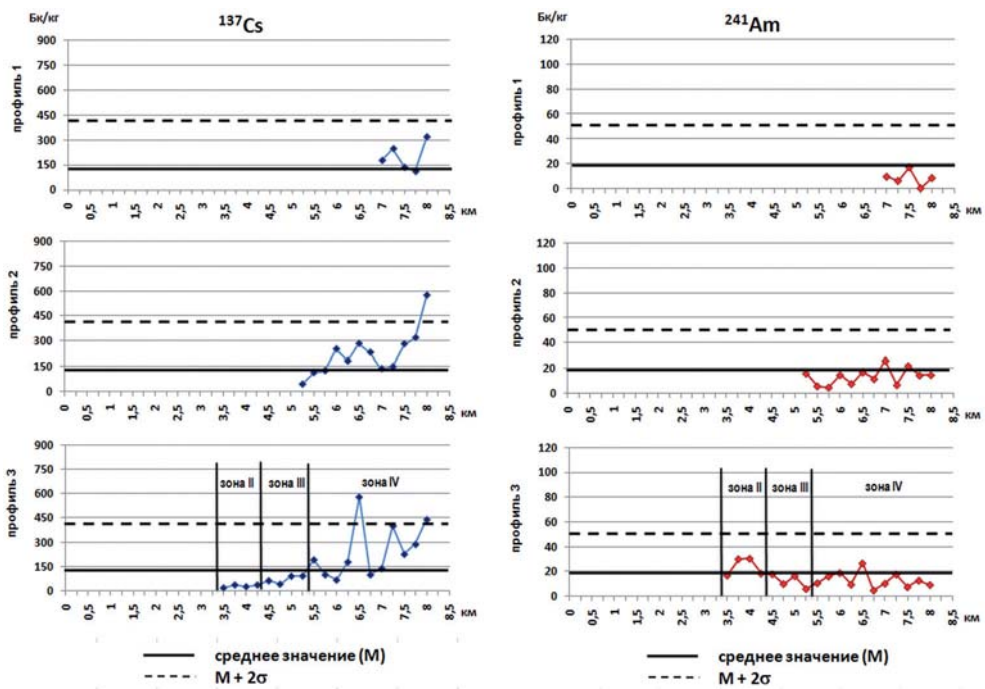


Рисунок 17. Схема профилей



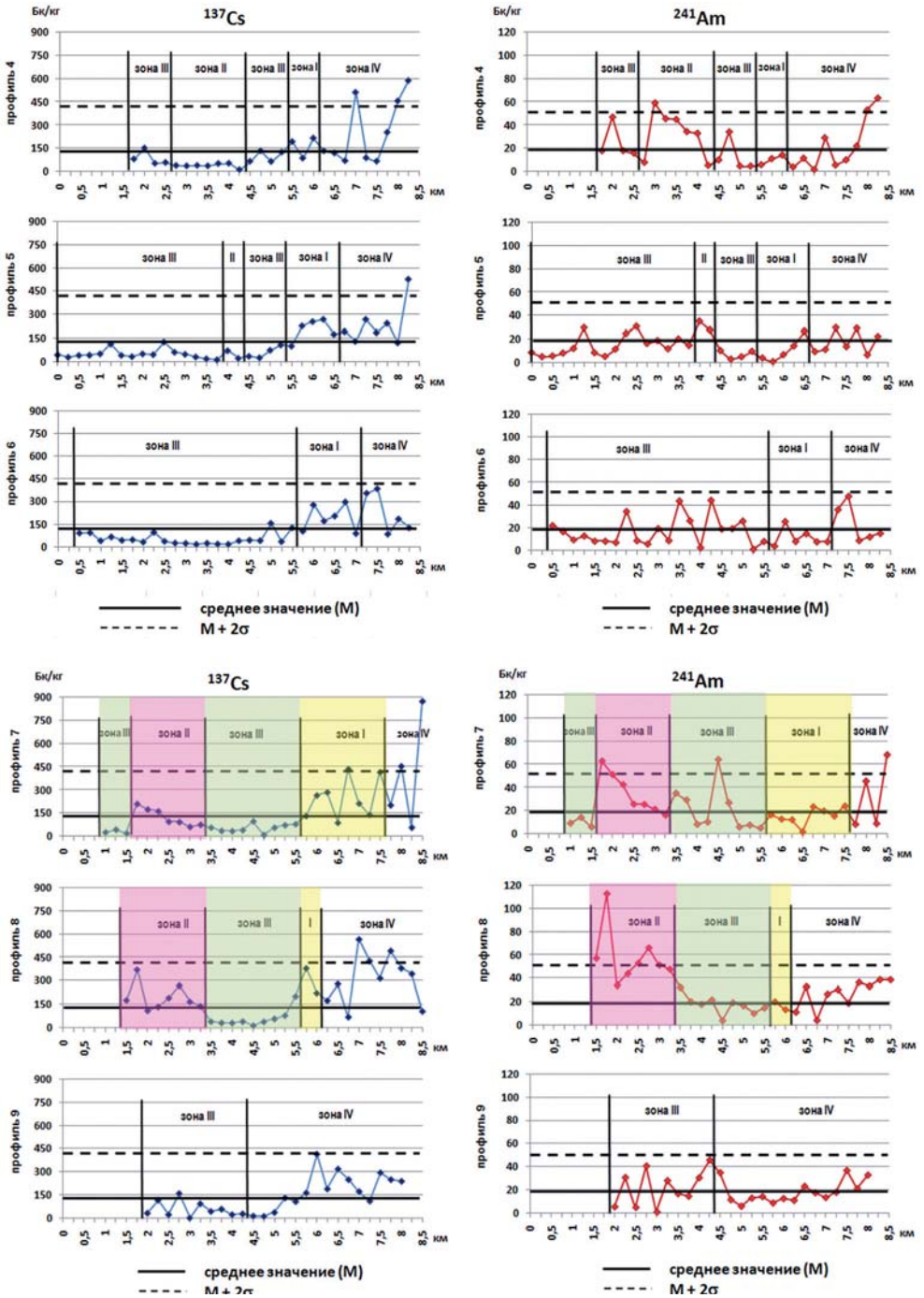


Рисунок 18. Графики значений удельной активности ^{137}Cs и ^{241}Am вдоль профилей

В распределении радионуклидов ^{241}Am и ^{137}Cs можно выделить две зоны (I и II), где зарегистрированы повышенные значения их удельной активности в почвенном покрове, и зону с относительно низкими значениями (III). Также на графиках выделена зона IV, расположенная за пределами территории месторождения «Байтемир», где зафиксировано повышенное содержание радионуклидов ^{241}Am и ^{137}Cs. Эта закономерность хорошо просматривается на графиках по 7 и 8 профилям (рисунок 18).

Эти же зоны выделены по результатам изучения площадного распределения искусственных радионуклидов. Местоположение зон показано на карте распределения радионуклида ^{137}Cs (рисунок 19).

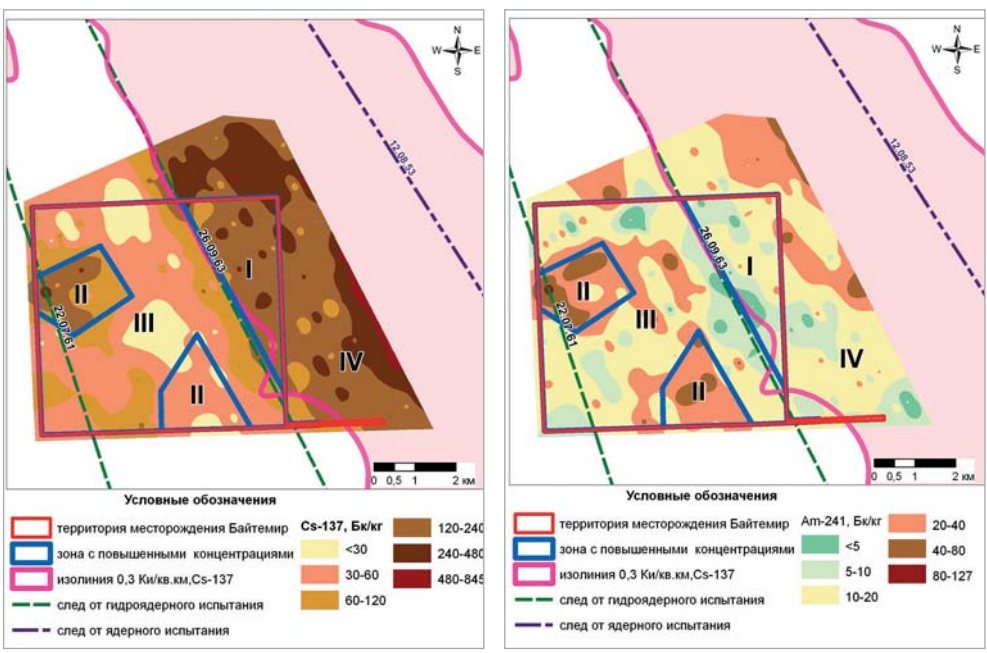


Рисунок 19. Распределениезонс различными уровнями удельной активности^{137}Cs и ^{241}Am

При выделении зон принималось во внимание соответствие участков территории с повышенными значениями удельной активности радионуклидов с участками возможного прохождения радиоактивных облаков.

Определение средних значений удельной активности радионуклидов

Для расчета средних значений удельной активности искусственных радионуклидов в зонах была выполнена следующая последовательность действий.

Весь массив данных был разделен на три зоны. Для каждой зоны рассчитаносоотношение удельной активности радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs, $^{239+240}$Pu и ^{241}Am (рисунок 20), ^{238}Pu и $^{239+240}$Pu.

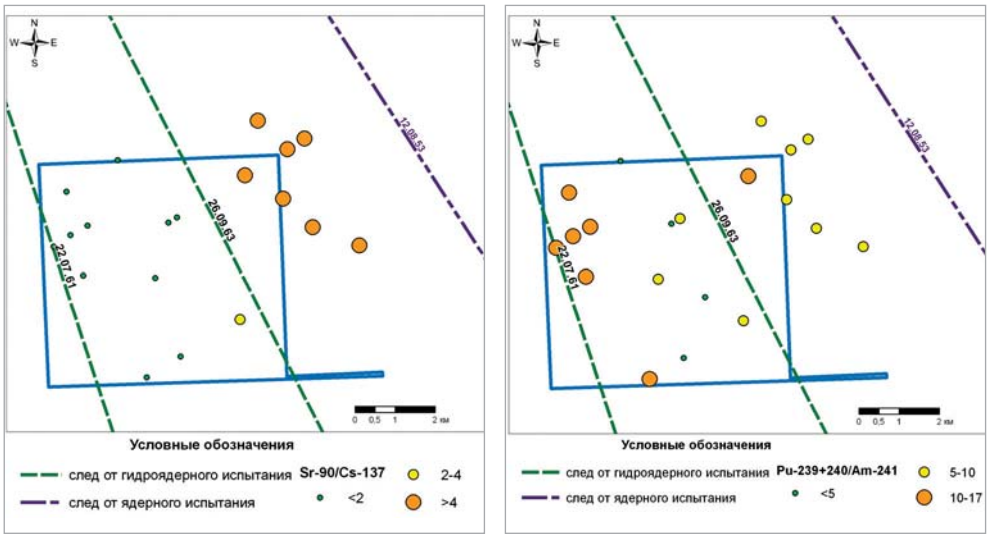


Рисунок 20. Распределение соотношений удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs, $^{239+240}Pu$ и ^{241}Am на территории месторождения «Байтемир»

На карте распределения значений $^{90}Sr/^{137}Cs$ выделяются участки с повышенными значениями, соответствующие термоядерному следу радиоактивных выпадений 12.08.53 г., в распределении значений $^{239+240}Pu$ /^{241}Am– повышенные значения, соответствующие гидроядерному следу 22.07.61 г.

Далее были построены графики соотношений удельной активности радионуклидов для каждой зоны, включая значения, которые явно относятся к данной совокупности, но не вошли в контур зоны из-за низких значений удельной активности, и рассчитаны значения соотношения радионуклидов в пределах зон (рисунки 21-23).

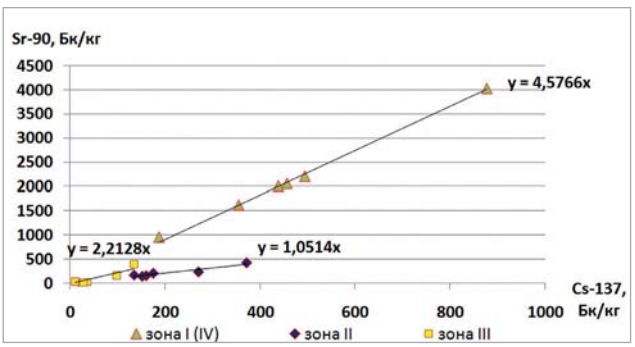


Рисунок 21. График соотношений удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в зонах

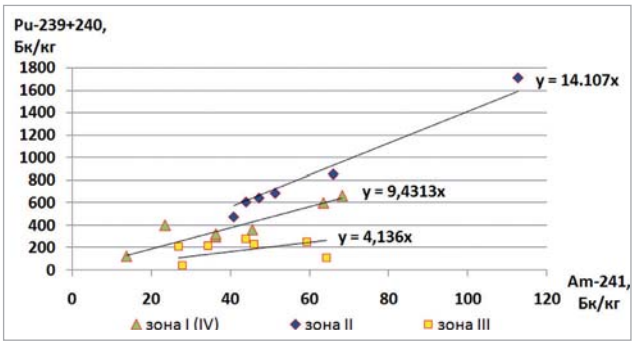


Рисунок 22. График соотношений удельной активности $^{239+240}$Pu и ^{241}Am в зонах

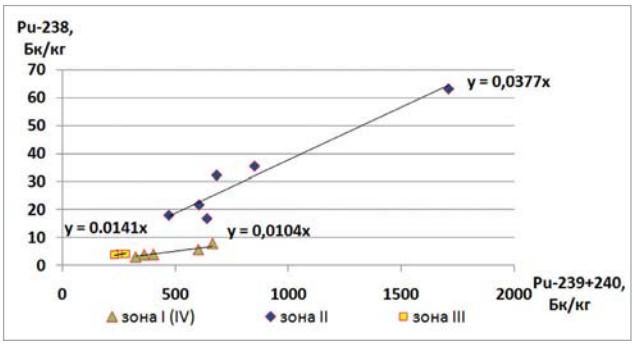


Рисунок 23. График соотношений удельной активности ^{238}Pu и $^{239+240}$Pu в зонах

Полученные значения соотношения радионуклидов были сведены в таблицу для расчета средних значений ^{90}Sr, $^{239+240}$Pu, ^{238}Pu по известным средним значениям удельной активности ^{137}Cs и ^{241}Am (таблица 4).

Таблица 4.

Значения соотношения радионуклидов в пределах выделенных зон

	^{90}Sr/^{137}Cs	$^{239+240}$Pu/^{241}Am	^{238}Pu/$^{239+240}$Pu
Зона I (IV)	4,58	9,43	0,01
Зона II	1,05	14,11	0,04
Зона III	2,21	4,14	0,01

Для выделенных ранее зон были рассчитаны средние значения удельной активности искусственных радионуклидов, которые использовались для дальнейших расчетов дозовых нагрузок (таблица 5).

Таблица 5.

Средние удельные активности искусственных радионуклидов в зонах, Бк/кг

^{137}Cs	^{152}Eu	^{90}Sr	^{241}Pu	^{238}Pu	^{241}Am	$^{239+240}$Pu	^{99}Tc	^{151}Sm
Зона I								
212	15	972	30,4	1,2	12,7	119,5	3,4	17
Зона II								
105	2,7	111	94	21	39	551	1,7	8,4
Зона III								
58,4	2	129	39,6	6,4	16,5	68	0,9	4,7

2.4. Состояние почвенного покрова

На исследуемой территории, в основном, распространены несбитые или слабосбитые кормовые угодья, а почвы при этом считаются недефлированными или слабодефлированными.

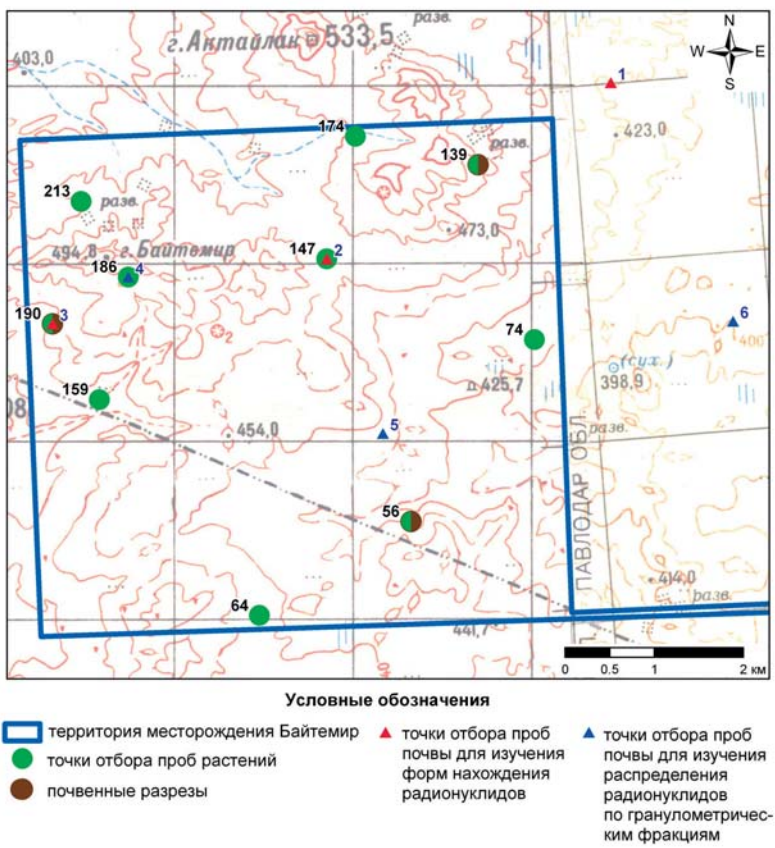


Рисунок 24. Схема расположения точек отбора проб почвы и растений

Радиоактивное загрязнение почв

Наибольшему радиоактивному загрязнению подверглись мало- и неполноразвитые светло-каштановые почвы на вершинах сопок на северо-западе и северо-востоке участка. Загрязнение произошло за счет выпадения из радиоактивных облаков, поэтому оно проявляется небольшими пятнами. Опираясь на имеющийся материал детального изучения подобных ситуаций в такой же природной зоне в северной и западной частях территории СИП, можно сказать, что заглубление радионуклидов в почву в местах выпадений будет ограничиваться для ^{137}Cs поверхностным горизонтом 0–5, 5–10 см, ^{241}Am и $^{239+240}$Pu могут проникать вглубь на 2–5 см больше, и только ^{90}Sr, в связи со значительной растворимостью и подвижностью, может заглубиться до 20–30 см.

Распределение радионуклидов по глубине почвенного профиля

Для получения показателей, характеризующих непосредственно исследуемый участок, были заложены почвенные разрезы на 3-х пробных площадках, расположенных на различных элементах рельефа и на разных абсолютных отметках (рисунок 24).

В пределах этих пробных площадок наблюдаются наибольшие значения удельной активности ^{241}Am, ^{137}Cs, ^{90}Sr или $^{239+240}$Pu. Почвенные разрезы были заложены в точках №№ 56,139, 190 (рисунок 24). Отбор образцов почв был произведен по слоям с интервалом 3 см до глубины 30 см и далее по 5 см до глубины 50 см. Полученные данные по содержанию радионуклидов ^{241}Am и ^{137}Cs в них приведены в таблице 6 и на рисунке 25.

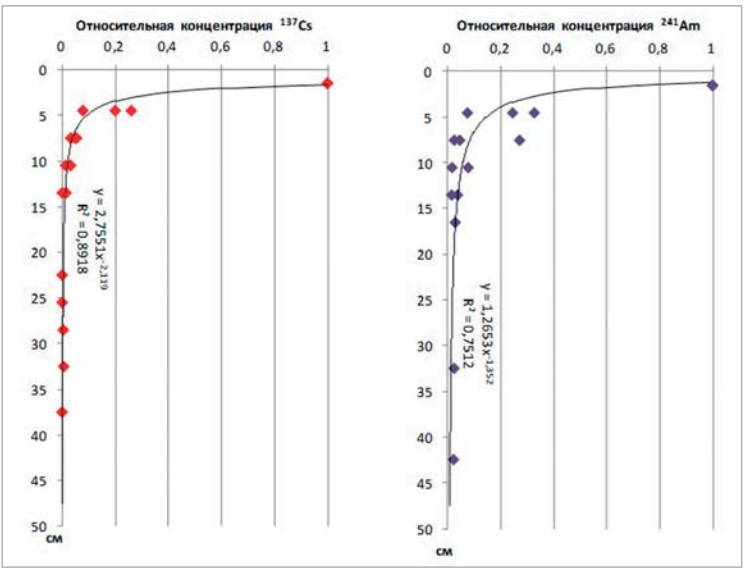
Таблица 6.

Содержание радионуклидов ^{241}Am и ^{137}Cs в почвах участка «Байтемир»

Глубина отбора, см	Разрез 56		Разрез 139		Разрез 190	
	^{241}Am, Бк/кг	^{137}Cs, Бк/кг	^{241}Am, Бк/кг	^{137}Cs, Бк/кг	^{241}Am, Бк/кг	^{137}Cs, Бк/кг
0-3	11,1 ± 0,69	44,0 ± 1,77	41,4 ± 1,02	532 ± 4,6	26,3 ± 0,75	93,2 ± 1,81
3-6	<0,81	3,50 ± 0,76	10,1 ± 0,55	107 ± 2,1	8,57 ± 0,49	24,4 ± 0,98
6-9	3,00 ± 0,51	1,49 ± 0,63	0,97 ± 0,30	26,9 ± 1,1	1,16 ± 0,30	5,20 ± 0,52
9-12	<0,84	< 0,79	0,60 ± 0,28	17,6 ± 0,9	< 0,43	1,33 ± 0,35
12-15	< 0,62	< 0,75	<0,55	1,09 ± 0,34	0,93 ± 0,42	1,45 ± 0,65
15-18	< 0,67	< 0,63	< 0,40	< 0,46	<0,69	< 0,93
18-21	< 0,61	< 0,74	< 0,45	< 0,44	< 0,40	< 0,46
21-24	< 0,63	< 0,82	< 0,39	<0,67	< 0,43	< 0,40
24-27	< 0,43	< 0,43	< 0,42	<0,52	< 0,46	< 0,37
27-30	< 0,42	< 0,40	< 0,55	< 0,89	< 0,46	<0,53
30-35	< 0,40	< 0,44	< 0,42	< 0,45	<0,60	<0,66
35-40	< 0,42	< 0,47	< 0,44	<0,57	< 0,46	< 0,43
40-45	< 0,47	< 0,46	< 0,40	< 0,43	<0,54	< 0,38
45-50	< 0,45	< 0,52	< 0,41	< 0,41	< 0,43	< 0,44

Распределение ^{241}Am и ^{137}Cs в почвенном профиле 3-х разрезов, как и предполагалось, подчиняется известной закономерности распределения радионуклидов в аридной сухостепной или в опустыненной подзонах, где увлажнение почв происходит только за счет атмосферных осадков и нет дополнительных источников. Максимальное и основное содержание этих радионуклидов отмечается в поверхностных горизонтах до

глубины 10 см (рисунок 25). Далее вниз по профилю значения резко падают, и отмечаются на уровне нижних пределов измерения аппаратуры.



а) б)

Рисунок 25. Распределение радионуклидов ^{241}Am и ^{137}Cs в почвах месторождения «Байтемир», выраженное в долях от максимальной концентрации

В целом, характер распределения ^{137}Cs во всех трех разрезах схож. На рисунке 25а представлено распределение радионуклида ^{137}Cs в почвах месторождения «Байтемир», выраженное в долях от максимальной концентрации, построенное на основании данных по трем разрезам. Какого-либо разброса данных не наблюдается. То же самое наблюдается для ^{241}Am (рисунок 25б). Необходимо отметить, распределение ^{241}Am и ^{137}Cs одинаково независимо от микрорельефа (разрез 139 находится в межсопочной лощине, разрез 190 – в верхней части склона сопки, а разрез 56 – на пологой межсопочной равнине), а также от подтипа почв. Так, почвы разрезов 139 и 190 можно отнести к каштановым, а почвы разреза 56 – к светло-каштановым.

2.5. Состояние растительного покрова

Для выявления характера загрязненности растительного покрова исследуемой территории искусственными радионуклидами проведен анализ уровней и параметров перехода ^{137}Cs, ^{90}Sr, $^{239+240}$Pu, ^{241}Am и ^{152}Eu из почвы в растения. Для этого использовались литературные [4] и экспериментальные [1, 5] данные средних значений коэффициентов накопления (Кн).

Дополнительно проведены экспедиционные работы по отбору проб почв и растений для дальнейшего определения удельной активности и расчета коэффициентов накопления (Кн) радионуклидов ^{137}Cs, ^{90}Sr, $^{239+240}$Pu, ^{241}Am и ^{152}Eu. Для этого на участках с повышенными значениями удельной активности данных радионуклидов в почве, установленных по результатам площадного обследования, заложено 10 исследователь-

ских площадок (точек отбора), расположенных в 3-х зонах различного радиоактивного загрязнения (рисунок 24).

На каждой площадке сопряженно произведен отбор смешанной пробы почвы (методом «конверта» (2×1 м) на глубину 5 см) и надземной части растений (площадь отбора ~ 2 кв. м), представленных смешанными образцами степного разнотравья с доминированием ковылей (*Stipa capillata*, *S. sareptana*, *S. lessingiana*), типчака (*Festuca valesiaca*) и полыней (*Artemisia gracileccens*, *A. frigida*).

Полученные значения удельной активности и Кн радионуклидов ^{137}Cs, ^{241}Am и ^{152}Eu представлены в таблице 7.

Таблица 7.

Удельная активность и Кн радионуклидов ^{137}Cs, ^{241}Am и ^{152}Eu

№ п/п	Номер точки	Удельная активность, Бк/кг						Кн		
		^{241}Am		^{137}Cs		^{152}Eu		^{241}Am	^{137}Cs	^{152}Eu
		растения	почва	растения	почва	растения	почва			
1	139	<0,23	24,0±1,1	0,89±0,46	476±6	<0,20	34,3±0,9	<0,0096	0,0019	<0,0058
2	56	0,88±0,21	15,6±0,8	<1,00	24,2±1,4	<0,30	1,3±0,3	0,056	<0,041	<0,23
3	64	1,01±0,08	58,0±1,3	6,2±0,3	138±3	<0,10	3,7±0,4	0,017	0,045	<0,027
4	213	0,28±0,17	24,4±0,7	<0,89	107±2	<0,34	1,9±0,3	0,012	<0,0083	<0,18
5	186	0,21±0,12	56,9±1,4	1,6±0,3	187±4	<0,29	7,1±0,5	0,0037	0,0086	<0,041
6	159	<0,23	40,4±0,9	2,6±0,3	118±2	0,75±0,24	2,7±0,4	<0,0057	0,022	0,28
7	74	0,89±0,32	9,0±0,7	1,5±0,5	166±3	<0,88	10,4±0,5	0,099	0,0088	<0,085
8	174	<0,48	19,4±0,9	1,8±0,5	374±6	<0,65	25,5±0,8	<0,025	0,0047	<0,025
9	147	<0,30	14,7±0,8	2,5±0,4	57,3±2,2	<0,40	3,7±0,4	<0,020	0,044	<0,11
10	190	<0,23	34,8±0,9	0,42±0,23	136±2	<0,32	3,6±0,4	<0,0066	0,0031	<0,089

По данным проведенного анализа выявлено, что максимальные значения удельной активности ^{137}Cs в растениях на территории месторождения «Байтемир» не превышают ~6 Бк/кг, ^{241}Am ~1 Бк/кг, ^{152}Eu ~0,75 Бк/кг.

Средними коэффициентами накопления ^{137}Cs и $^{239+240}$Pu в данной работе было принято считать значения, основанные на экспериментальных данных, полученных для степного разнотравья «западных» территорий СИП [5], ^{90}Sr – «северных» территорий СИП [1], ^{152}Eu – для одного из доминантных видов степных растений (ковыль (*Stipacapillata*)) территории «Опытного поля» СИП. Средние коэффициенты накопления ^{241}Am и ^{152}Eu выбраны на основании данных МАГАТЭ (2009 г.) [4]. Учитывая принятые значения Кн и средние значения удельной активности (УА) радионуклидов в почве, рассчитано среднее содержание ^{137}Cs, ^{90}Sr, $^{239+240}$Pu, ^{241}Am и ^{152}Eu в растениях (таблица 8).

Таблица 8.

Оценка содержания искусственных радионуклидов в растениях исследуемой территории

Средние значения	Удельная активность радионуклидов, Бк/кг				
	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}$Pu	^{241}Am	^{152}Eu
Кн	0,05	0,7	0,04	0,01	-
Зона I - Средняя УА в почве, Бк/кг	186	-	132	11,3	12,2
Зона II - Средняя УА в почве, Бк/кг	136	258	491	41,9	3,4
Зона III - Средняя УА в почве, Бк/кг	54,2	114	390	18,4	1,8
Зона I - Расчетная УА в растениях, Бк/кг	9,3	-	5,3	0,11	-
Зона II - Расчетная УА в растениях, Бк/кг	6,8	180	19,6	0,42	-
Зона III - Расчетная УА в растениях, Бк/кг	0,3	7,6	15,6	0,18	-
Допустимые уровни в растениях, Бк/кг	74	111	~10*	~10*	~100*
Примечание: * – предполагаемые допустимые уровни, см. ниже.					

Предполагаемое содержание радионуклида ^{137}Cs в растениях находится ниже предельно-допустимого уровня радиоактивного загрязнения кормовых растений (74 Бк/кг), установленных Минсельхозом Республики Казахстан (1994) [6]. Сравнительно более значимые величины ожидаемой удельной активности в растениях отмечаются для ^{90}Sr, превышая указанный предельно-допустимый уровень для данного радионуклида (111 Бк/кг) в 3-й зоне радиоактивного загрязнения.

Удельная активность $^{239+240}$Pu, ^{241}Am и ^{152}Eu в растениях не нормируется, однако, исходя из степени общей радиотоксичности каждого, можно предположить, что допустимый уровень по ^{152}Eu будет, ориентировочно, соответствовать допустимой удельной активности по ^{90}Sr, а по $^{239+240}$Pu и ^{241}Am – на порядок меньше, чем по нему [11]. При этом среднее расчетное значение удельной активности радионуклида ^{241}Am в растениях находится в пределах предполагаемого допустимого уровня, $^{239+240}$Pu – превышает его во 2-й и 3-й зонах радиоактивного загрязнения, а ^{152}Eu составляет менее 1% от него.

Оценка качества и прогноз изменения радионуклидного загрязнения растительного покрова

Растительный покров исследуемой территории представлен в основном сухими степями. Содержание в растениях искусственного радионуклида ^{137}Cs не превышает 10 % от предельно-допустимого уровня, при этом концентрация ^{90}Sr в 2 раза выше него [6]. Удельная активность радионуклида ^{241}Am в растениях находится в пределах предполагаемого допустимого уровня, ^{152}Eu – составляет менее 1 % от него. Величина расчетной удельной активности радионуклида $^{239+240}$Pu достаточно значима и превышает предполагаемый допустимый уровень в растениях во 2-й и 3-й зонах радиоактивного загрязнения исследуемой территории. Аномально высоких значений удельной активности естественных радионуклидов в растениях на данной территории не выявлено.

Уровень радионуклидного загрязнения растительного покрова, прежде всего, зависит от способности самих растений к накоплению радионуклидов и от степени доступности последних, определяемой почвенными характеристиками. Внесенные «свежие» радионуклиды в первый период пребывания в почве могут быть более доступны-

ми для усвоения растениями, чем в более поздние сроки, когда произошло достижение равновесного состояния радионуклидов. Интенсивность этого достижения зависит от физико-химических свойств радионуклидов. Так, для ^{137}Cs характерно заметное уменьшение поступления в растения с течением времени, тогда как у ^{90}Sr подвижность в системе почва-растение меняется медленно [7]. Приведенные факты позволяют сделать прогноз о возможном снижении уровня радионуклидного загрязнения растительного покрова в будущем. Однако на данный момент растительный покров исследуемой территории с точки зрения характера его радиоактивного загрязнения представляет определенную опасность и может считаться пригодным для ведения соответствующих видов хозяйственной деятельности, только в случае соблюдения определенных правил радиационной безопасности

2.6. Оценка радиационных характеристик продукции, производимой на территории исследуемого района

2.6.1. Сельскохозяйственная продукция

Для оценки содержания радионуклидов был произведен выбор коэффициентов перехода на основе литературных данных. Коэффициенты перехода для оценки содержания радионуклидов в растениеводческой продукции приведены в статье "Радиоэкологическое состояние «западной» части территории СИП", опубликованной в данном сборнике.

Для оценки уровней загрязненности сельскохозяйственной продукции растительного происхождения использовались данные о средней концентрации радионуклидов в почвах исследуемой территории и коэффициенты перехода (Кп) радионуклидов в различные виды растениеводческой продукции, принятые на основании анализа литературных данных и результатов исследований на СИП.

В ходе подготовки материалов комплексного обследования, на основании проработки большого массива радиоаналитических данных, были приняты средние значения удельной активности радионуклидов в почвах исследуемой территории (слой 0–5 см) (таблица 3). Эти значения использовались для расчета содержания радионуклидов в степном разнотравии. Исходя из того, что принятые для расчета коэффициенты перехода радионуклидов в огородную продукцию были получены для слоя почвы 0–20 см [4], был произведен расчет удельной активности радионуклидов в слое почвы 0–20 см. Пересчет активности радионуклидов на слой 0-20 см проведен так же, как в статье "Радиоэкологическое состояние «западной» части территории СИП", опубликованной в данном сборнике.

Так как в ходе площадных исследований месторождения «Байтемир» было выделено 3 зоны по радиационным параметрам (рисунок 19), расчет средних значений удельной активности почвы (слой 0–20 см) проводился для каждой зоны (таблица 9).

Таблица 9.

Средние значения удельной активности радионуклидов в почве на слой 0–20 см для каждой выделенной зоны радионуклидного загрязнения

Зона	Среднее значение удельной активности радионуклидов в почве на слой 0-20 см, Бк/кг			
	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}$Pu	^{241}Am
I	212,3	972,2	119,5	12,7
II	105,3	110,6	551,3	39,1
III	58,4	129,0	68,3	16,5

Рассчитанные в итоге значения содержания радионуклидов в растениеводческой продукции были получены для сухой массы растительной продукции, поэтому для пересчета их на сырую массу использовались данные о процентном содержании сухой массы в растениях, приведенные в рекомендациях МАГАТЭ [4].

В таблицах 10–12 приведены результаты прогнозируемой удельной активности радионуклидов в продукции растительного происхождения (на сырую массу), в случае ее производства на исследуемой территории, и допустимые значения содержания радионуклидов в пищевых продуктах, согласно СанПиН 4.01.071.03 [8]. Допустимые уровни для $^{239+240}$Pu и ^{241}Am рассчитаны так же, как в статье "Радиоэкологическое состояние «западной» части территории СИП", опубликованной в данном сборнике.

Таблица 10.

Прогнозируемое содержание радионуклидов в растениеводческой продукции (на сырую массу) в случае ее получения на исследуемой территории (расчет на основании средних значений удельной активности радионуклидов в почве зоны I исследуемой территории)

Вид продукции	Прогнозируемая и допустимая удельная активность, Бк/кг			
	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}$Pu	^{241}Am
Зерновые злаки				
Рожь	5,3 (70)	54 (40)	$1{,}3*10^{-3}$ (4,0)	$6{,}7*10^{-2}$ (4,0)
Пшеница	5,4 (70)	55 (40)	$1{,}3*10^{-3}$ (4,0)	$6{,}8*10^{-2}$ (4,0)
Ячмень	8,2 (70)	54 (40)	$1{,}3*10^{-3}$ (4,0)	$6{,}7*10^{-2}$ (4,0)
Овес	10,0 (70)	54 (40)	$1{,}3*10^{-3}$ (4,0)	$6{,}7*10^{-2}$ (4,0)
Кормовая продукция				
Сено (степное разнотравье)	9,0 (74*)	58 (111*)	4,1 (11,1)	$1{,}1*10^{-1}$ (11,1)
Кукуруза	14 (70)	130 (40)	$7{,}9*10^{-5}$ (4,0)	1,1 (4,0)
Листовые овощи				
Капуста	1,2 (600)	94 (200)	$1{,}0*10^{-3}$ (20)	$1{,}3*10^{-4}$ (20)
Шпинат	$8{,}0*10^{-1}$ (600)	62 (200)	$7{,}0*10^{-4}$ (20)	$8{,}7*10^{-5}$ (20)
Листовой сельдерей, салаты	$6{,}0*10^{-1}$ (600)	47 (200)	$5{,}2*10^{-4}$ (20)	$6{,}6*10^{-5}$ (20)
Бобовые				
Фасоль, Горох	2,0 (50)	$5{,}0*10^{2}$ (60)	$1{,}8*10^{-3}$ (6,0)	$1{,}9*10^{-3}$ (6,0)
Плодовые овощи				
Помидоры, перец, баклажаны	$3{,}1*10^{-1}$ (600)	35 (200)	$1{,}6*10^{-4}$ (20)	$2{,}2*10^{-4}$ (20)
Огурцы	$2{,}6*10^{-1}$ (600)	29 (200)	$1{,}3*10^{-4}$ (20)	$1{,}8*10^{-4}$ (20)
Корнеклубнеплоды				
Картофель	1,5 (120)	16 (40)	$6{,}5*10^{-3}$ (4,0)	$8{,}7*10^{-4}$ (4,0)
Свекла (корнеплоды)	1,2 (600)	81 (200)	$8{,}4*10^{-3}$ (20)	$6{,}3*10^{-4}$ (20)
Морковь (корнеплоды)	1,0 (600)	71 (200)	$7{,}4*10^{-3}$ (20)	$5{,}5*10^{-4}$ (20)
Примечание: * – допустимые уровни для кормовой растительности (трава, сено) установлены Минсельхозом Республики Казахстан (^{137}Cs – 74 Бк/кг, ^{90}Sr –111 Бк/кг)				

Таблица 11.

Прогнозируемое содержание радионуклидов в растениеводческой продукции (на сырую массу) в случае ее получения на исследуемой территории (расчет на основании средних значений удельной активности радионуклидов в почве зоны II исследуемой территории)

Вид продукции	Прогнозируемая и допустимая удельная активность, Бк/кг			
	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}$Pu	^{241}Am
Зерновые злаки				
Рожь	2,6 (70)	6,2 (40)	$5,9*10^{-3}$ (4,0)	$2,1*10^{-1}$ (4,0)
Пшеница	2,7 (70)	6,2 (40)	$5,9*10^{-3}$ (4,0)	$2,1*10^{-1}$ (4,0)
Ячмень	4,1 (70)	6,2 (40)	$5,9*10^{-3}$ (4,0)	$2,1*10^{-1}$ (4,0)
Овес	5,0 (70)	6,2 (40)	$5,9*10^{-3}$ (4,0)	$2,1*10^{-1}$ (4,0)
Кормовая продукция				
Сено (степное разнотравье)	4,5 (74*)	6,6 (111*)	19 (11,1)	$3,3*10^{-1}$ (11,1)
Кукуруза	6,8 (70)	15 (40)	$3,7*10^{-4}$ (4,0)	3,5 (4,0)
Листовые овощи				
Капуста	$5,9*10^{-1}$ (600)	11 (200)	$4,8*10^{-3}$ (20)	$4,0*10^{-4}$ (20)
Шпинат	$4,0*10^{-1}$ (600)	7,1 (200)	$3,2*10^{-3}$ (20)	$2,7*10^{-4}$ (20)
Листовой сельдерей, салаты	$3,0*10^{-1}$ (600)	5,3 (200)	$2,4*10^{-3}$ (20)	$2,0*10^{-4}$ (20)
Бобовые				
Фасоль, Горох	1,0 (50)	57 (60)	$8,2*10^{-3}$ (6,0)	$5,7*10^{-3}$ (6,0)
Плодовые овощи				
Помидоры, перец, баклажаны	$1,6*10^{-1}$ (600)	4,0 (200)	$7,3*10^{-4}$ (20)	$6,6*10^{-4}$ (20)
Огурцы	$1,3*10^{-1}$ (600)	3,3 (200)	$6,1*10^{-4}$ (20)	$5,5*10^{-4}$ (20)
Корнеклубнеплоды				
Картофель	$7,5*10^{-1}$ (120)	1,9 (40)	$3,0*10^{-2}$ (4,0)	$2,7*10^{-3}$ (4,0)
Свекла (корнеплоды)	$5,7*10^{-1}$ (600)	9,2 (200)	$3,9*10^{-2}$ (20)	$1,9*10^{-3}$ (20)
Морковь (корнеплоды)	$5,0*10^{-1}$ (600)	8,1 (200)	$3,4*10^{-2}$ (20)	$1,7*10^{-3}$ (20)

Таблица 1.

Прогнозируемое содержание радионуклидов в растениеводческой продукции (на сырую массу) в случае ее получения на исследуемой территории (расчет на основании средних значений удельной активности радионуклидов в почве зоны III исследуемой территории)

Вид продукции	Прогнозируемая и допустимая удельная активность, Бк/кг			
	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}$Pu	^{241}Am
Зерновые злаки				
Рожь	1,5 (70)	7,2 (40)	$7,3*10^{-4}$ (4,0)	$8,7*10^{-2}$ (4,0)
Пшеница	1,5 (70)	7,3 (40)	$7,3*10^{-4}$ (4,0)	$8,8*10^{-2}$ (4,0)
Ячмень	2,3 (70)	7,2 (40)	$7,3*10^{-4}$ (4,0)	$8,7*10^{-2}$ (4,0)
Овес	2,8 (70)	7,2 (40)	$7,3*10^{-4}$ (4,0)	$8,7*10^{-2}$ (4,0)
Кормовая продукция				
Сено (степное разнотравье)	2,5 (74*)	7,7 (111*)	2,3 (11,1)	$1,4*10^{-1}$ (11,1)
Кукуруза	3,8 (70)	18 (40)	$4,5*10^{-5}$ (4,0)	1,5 (4,0)

Вид продукции	Прогнозируемая и допустимая удельная активность, Бк/кг			
	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}$Pu	^{241}Am
Листовые овощи				
Капуста	$3{,}3*10^{-1}$ (600)	12 (200)	$6{,}0*10^{-4}$ (20)	$1{,}7*10^{-4}$ (20)
Шпинат	$2{,}2*10^{-1}$ (600)	8,3 (200)	$4{,}0*10^{4}$ (20)	$1{,}1*10^{-4}$ (20)
Листовой сельдерей, салаты	$1{,}6*10^{-1}$ (600)	6,2 (200)	$3{,}0*10^{-4}$ (20)	$8{,}5*10^{-5}$ (20)
Бобовые				
Фасоль, Горох	$5{,}6*10^{-1}$ (50)	66 (60)	$1{,}0*10^{-3}$ (6,0)	$2{,}4*10^{-3}$ (6,0)
Плодовые овощи				
Помидоры, перец, баклажаны	$8{,}6*10^{-2}$ (600)	4,7 (200)	$9{,}1*10^{-5}$ (20)	$2{,}8*10^{-4}$ (20)
Огурцы	$7{,}2*10^{-2}$ (600)	3,9 (200)	$7{,}5*10^{-5}$ (20)	$2{,}3*10^{-4}$ (20)
Корнеклубнеплоды				
Картофель	$4{,}2*10^{-1}$ (120)	2,2 (40)	$3{,}7*10^{-3}$ (4,0)	$1{,}1*10^{-3}$ (4,0)
Свекла (корнеплоды)	$3{,}2*10^{-1}$ (600)	11 (200)	$4{,}8*10^{-3}$ (20)	$8{,}1*10^{-4}$ (20)
Морковь (корнеплоды)	$2{,}8*10^{-1}$ (600)	9,4 (200)	$4{,}2*10^{-3}$ (20)	$7{,}1*10^{-4}$ (20)

Результаты показали, что в случае выращивания сельскохозяйственных растений на исследуемой территории содержание радионуклидов в растениеводческой продукции в большинстве случаев не будет превышать допустимые концентрации радионуклидов в пищевых продуктах. Однако по некоторым культурам ожидается содержание ^{90}Sr, превышающее допустимые уровни. Так, при выращивании кукурузы в первой зоне удельная активность ^{90}Sr превысит ДУА в 3 раза. Для бобовых превышение удельной активности ^{90}Sr, или на уровне ДУА, ожидается во всех трех зонах.

Также в степном разнотравье на территории зоны II ожидается содержание $^{239+240}$Pu, превышающее предполагаемые допустимые уровни.

2.6.2. Теоретическая оценка уровней загрязненности животноводческой продукции

Для оценки содержания радионуклидов в животноводческой продукции, как и растениеводческой, используются коэффициенты перехода (отношение концентрации радионуклидов в продукции животноводства к суточному поступлению с рационом). Коэффициенты перехода для оценки содержания радионуклидов в продукции животноводства приведены в статье "Радиоэкологическое состояние «западной» части территории СИП", опубликованной в данном сборнике.

2.6.2.1.Оценка содержания радионуклидов в животноводческой продукции

При прогнозе концентрации радионуклидов в продукции животноводства учитывается их концентрация в рационе и коэффициенты перехода (Кп) из рациона в продукцию.

Суточное поступление радионуклидов в организм животных при их выпасе на трех выделенных зонах радионуклидного загрязнения рассчитано так же, как в статье "Радиоэкологическое состояние «западной» части территории СИП", опубликованной в данном сборнике. Данные о прогнозируемом среднесуточном поступлении радионуклидов в организм сельскохозяйственных животных представлены в таблицах 13–15.

Таблица 13.

Результаты расчета возможного поступления радионуклидов в организм сельскохозяйственных животных при выпасе в зоне I (на основании расчета по средним значениям содержания радионуклидов в почве)

С/х животные	Средняя масса особи, кг	Суточная норма потребления пастбищного корма (на сухой вес), кг	Поступление радионуклидов в организм 1 животного, Бк							
			^{137}Cs				^{90}Sr			
			суточное поступление с кормом (без учета пыли)	суточное поступление с пылью на растениях	суточное поступление с почвой	общее суточное поступление	суточное поступление с кормом (без учета пыли)	суточное поступление с пылью на растениях	суточное поступление с почвой	общее суточное поступление
Лошадь	350-400	18	162,4	31,1	379,1	572,6	1041,2	142,5	1736,1	2919,8
Корова	400	16	144,4	27,7	379,1	551,1	925,5	126,7	1736,1	2788,3
Овца	50-60	2,5	22,6	4,3	47,4	74,3	144,6	19,8	217,0	381,4
Коза	50-60	2	18,0	3,6	47,4	68,9	115,7	15,8	217,0	348,5
Птица	4-6	0,1*	0,54	-	-	0,54	5,5	-	-	5,5
Поступление трансурановых радионуклидов										
			$^{239+240}$Pu				^{241}Am			
Лошадь	350-400	18	73,1	17,5	213,4	304,0	1,9	1,9	22,7	26,5
Корова	400	16	65,0	15,7	213,4	294,0	1,7	1,7	22,7	26,1
Овца	50-60	2,5	10,2	2,4	26,7	39,3	0,3	0,3	2,8	3,4
Коза	50-60	2	8,1	1,9	26,7	36,7	0,2	0,2	2,8	3,3
Птица	4-6	0,1*	$1,2*10^{-4}$	-	-	$1,2*10^{-4}$	$7,0*10^{-3}$	-	-	$7,0*10^{-3}$
Примечание: * – суточная норма для домашней птицы дана на сухой вес пшеницы (зерна)										

Таблица 14.

Результаты расчета возможного поступления радионуклидов в организм сельскохозяйственных животных при выпасе в зоне II (на основании расчета по средним значениям содержания радионуклидов в почве)

С/х животные	Средняя масса особи, кг	Суточная норма потребления пастбищного корма (на сухой вес), кг	Поступление радионуклидов в организм 1 животного, Бк							
			^{137}Cs				^{90}Sr			
			суточное поступление с кормом (без учета пыли)	суточное поступление с пылью на растениях	суточное поступление с почвой	общее суточное поступление	суточное поступление с кормом (без учета пыли)	суточное поступление с пылью на растениях	суточное поступление с почвой	общее суточное поступление
Лошадь	350-400	18	15,4	188,0	284,0	118,5	16,2	197,5	332,2	80,6
Корова	400	16	13,7	188,0	273,1	105,3	14,4	197,5	317,2	71,6
Овца	50-60	2,5	2,1	23,5	36,8	16,5	2,3	24,7	43,4	11,2
Коза	50-60	2	1,7	23,5	34,2	13,2	1,8	24,7	39,7	8,9
Птица	4-6	0,1*	-	-	0,3	0,6	-	-	0,6	0,3

С/х животные	Средняя масса особи, кг	Суточная норма потребления пастбищного корма (на сухой вес), кг	Поступление радионуклидов в организм 1 животного, Бк							
			^{137}Cs				^{90}Sr			
			суточное поступление с кормом (без учета пыли)	суточное поступление с пылью на растениях	суточное поступление с почвой	общее суточное поступление	суточное поступление с кормом (без учета пыли)	суточное поступление с пылью на растениях	суточное поступление с почвой	общее суточное поступление
Поступление трансурановых радионуклидов										
			$^{239+240}$Pu				^{241}Am			
Лошадь	350-400	18	337,4	80,8	984,5	1402,7	6,0	5,7	69,8	81,5
Корова	400	16	299,9	71,8	984,5	1356,2	5,3	5,1	69,8	80,2
Овца	50-60	2,5	46,9	11,2	123,1	181,1	0,8	0,8	8,7	10,3
Коза	50-60	2	37,5	9,0	123,1	169,5	0,7	0,6	8,7	10,0
Птица	4-6	0,1*	$5,9*10^{-4}$	-	-	$5,9*10^{-4}$	0,02	-	-	0,02
Примечание: * – суточная норма для домашней птицы дана на сухой вес пшеницы (зерна)										

Таблица 15.

Результаты расчета возможного поступления радионуклидов в организм сельскохозяйственных животных при выпасе в зоне III (на основании расчета по средним значениям содержания радионуклидов в почве)

С/х животные	Средняя масса особи, кг	Суточная норма потребления пастбищного корма (на сухой вес), кг	Поступление радионуклидов в организм 1 животного, Бк							
			^{137}Cs				^{90}Sr			
			суточное поступление с кормом (без учета пыли)	суточное поступление с пылью на растениях	суточное поступление с почвой	общее суточное поступление	суточное поступление с кормом (без учета пыли)	суточное поступление с пылью на растениях	суточное поступление с почвой	общее суточное поступление
Лошадь	350-400	18	44,7	8,6	104,3	157,5	138,1	18,9	230,4	387,4
Корова	400	16	39,7	7,6	104,3	151,6	122,8	16,8	230,4	369,9
Овца	50-60	2,5	6,2	1,2	13,0	20,4	19,2	2,6	28,8	50,6
Коза	50-60	2	4,9	0,9	13,0	18,9	15,3	2,1	28,8	46,2
Птица	4-6	0,1*	0,15	-	-	0,15	0,7	-	-	0,7
Поступление трансурановых радионуклидов										
			$^{239+240}$Pu				^{241}Am			
Лошадь	350-400	18	42,0	10,0	121,9	173,8	2,5	2,4	29,5	34,4
Корова	400	16	37,2	8,9	121,9	168,0	2,2	2,1	29,5	33,9
Овца	50-60	2,5	5,8	1,4	15,2	22,4	0,4	0,3	3,7	4,4
Коза	50-60	2	4,6	1,1	15,2	21,0	0,3	0,3	3,7	4,2
Птица	4-6	0,1*	$7,3*10^{-5}$	-	-	$7,3*10^{-5}$	$8,8*10^{-3}$	-	-	$8,8*10^{-3}$
Примечание: * – суточная норма для домашней птицы дана на сухой вес пшеницы (зерна)										

В таблице 16 приведены результаты прогнозируемой концентрации радионуклидов в животноводческой продукции, в случае ее производства на каждой выделенной зоне радиоактивного загрязнения, и допустимые концентрации содержания радионуклидов в пищевых продуктах, согласно СанПиН 4.01.071.03 [8]. Допустимые уровни в животноводческой продукции для $^{239+240}$Pu и ^{241}Am рассчитаны так же, как для растениеводческой продукции.

Таблица 16.

Прогнозируемые величины удельной активности радионуклидов в продукции животноводства при выпасе в зонах I, II и III (на основании расчета по средним значениям содержания радионуклидов в почве)

Вид продукции	Прогнозируемая концентрация, Бк/кг (допустимая концентрация, Бк/кг)			
	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}$Pu	^{241}Am
Зона I				
Лошадь				
молоко (кумыс)	13,2(100)	8,20 (25)	$3,0*10^{-3}$ (2,5)	$1,11*10^{-5}$ (2,5)
мясо (конина)	29,2 (160)	23,4 (50)	$1,82*10^{-2}$ (5,0)	$1,32*10^{-2}$ (5,0)
Крупный рогатый скот				
молоко	12,7 (100)	7,81 (25)	$2,94*10^{-3}$ (2,5)	$1,09*10^{-5}$ (2,5)
мясо (говядина)	28,1 (160)	22,3(50)	$1,76*10^{-2}$ (5,0)	$1,30*10^{-2}$ (5,0)
Овцы				
молоко	5,72 (100)	21,4 (25)	$3,93*10^{-3}$ (2,5)	-
мясо (баранина)	17,1(160)	$4,20*10^{-2}$ (50)	$2,08*10^{-3}$ (5,0)	$3,70*10^{-4}$ (5,0)
Козы				
молоко	8,96 (100)	9,76 (25)	-*	$2,25*10^{-5}$ (2,5)
мясо	33,1 (160)	1,05 (50)	-	-
Домашняя птица				
мясо	6,45 (180)	$4,39*10^{-1}$ (80)	-	-
яйца	$2,42*10^{-1}$ (80)	4,83 (50)	-	-
Зона II				
Лошадь				
молоко (кумыс)	6,53(100)	$9,3*10^{-1}$(25)	$1,40*10^{-2}$ (2,5)	$3,42*10^{-5}$ (2,5)
мясо (конина)	14,5 (160)	2,66 (50)	$8,42*10^{-2}$ (5,0)	$4,08*10^{-2}$ (5,0)
Крупный рогатый скот				
молоко	6,29 (100)	$8,88*10^{-1}$ (25)	$1,36*10^{-2}$ (2,5)	$3,37*10^{-5}$ (2,5)
мясо (говядина)	13,9 (160)	2,54(50)	$8,14*10^{-2}$ (5,0)	$4,01*10^{-2}$ (5,0)
Овцы				
молоко	2,84 (100)	2,43 (25)	$1,81*10^{-2}$ (2,5)	-
мясо (баранина)	8,47(160)	$4,77*10^{-3}$(50)	$9,60*10^{-3}$ (5,0)	$1,14*10^{-3}$ (5,0)
Козы				
молоко	4,44 (100)	1,11 (25)	-*	$6,92*10^{-5}$ (2,5)
мясо	16,4 (160)	$1,19*10^{-1}$(50)	-	-
Домашняя птица				
мясо	3,20 (180)	$4,99*10^{-2}$ (80)	-	-
яйца	$1,20*10^{-1}$ (80)	$5,49*10^{-1}$ (50)	-	-

Вид продукции	Прогнозируемая концентрация, Бк/кг (допустимая концентрация, Бк/кг)			
	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}$Pu	^{241}Am
Зона III				
Лошадь				
молоко (кумыс)	3,6(100)	1,08 (25)	$1,74*10^{-3}$ (2,5)	$1,45*10^{-5}$ (2,5)
мясо (конина)	8,03 (160)	3,1 (50)	$1,04*10^{-2}$ (5,0)	$1,72*10^{-2}$ (5,0)
Крупный рогатый скот				
молоко	3,49 (100)	1,04 (25)	$1,68*10^{-3}$ (2,5)	$1,42*10^{-5}$ (2,5)
мясо (говядина)	7,73 (160)	2,96(50)	$1,01*10^{-2}$ (5,0)	$1,69*10^{-2}$ (5,0)
Овцы				
молоко	1,57 (100)	2,83 (25)	$2,24*10^{-3}$ (2,5)	-
мясо (баранина)	4,70(160)	$5,57*10^{-3}$(50)	$1,19*10^{-3}$ (5,0)	$4,81*10^{-4}$ (5,0)
Козы				
молоко	2,46 (100)	1,29 (25)	-*	$2,92*10^{-5}$ (2,5)
мясо	9,10 (160)	$1,39*10^{-1}$(50)	-	-
Домашняя птица				
мясо	1,77 (180)	$5,83*10^{-2}$ (80)	-	-
яйца	$6,65*10^{-2}$ (80)	$6,41*10^{-1}$ (50)	-	-
Примечание: * – нет прогнозируемых величин из-за отсутствия Кп				

Проведенные исследования показали, что в сельскохозяйственной продукции животного происхождения, получаемой на исследуемой территории СИП, концентрация радионуклидов не будет превышать установленных норм, несмотря на то, что для расчетов использовались самые консервативные значения используемых параметров. Соответственно, использование данной продукции в пищу не будет представлять угрозы для здоровья населения.

Таким образом, проведенные исследования показали, что в сельскохозяйственной продукции, получаемой на исследуемой территории СИП, концентрация радионуклидов не будет превышать установленных норм, несмотря на то, что для расчетов использовались самые консервативные значения используемых параметров. Лишь по некоторым растениеводческим культурам ожидается удельная активность ^{90}Sr, превышающая допустимые уровни. Так, при выращивании кукурузы в первой зоне удельная активность ^{90}Sr превысит ДУА в 3 раза. Для бобовых превышение удельной активности ^{90}Sr, или на уровне ДУА, ожидается во всех трех зонах. Также в степном разнотравье зоны II ожидается содержание $^{239+240}$Pu, превышающее предполагаемые допустимые уровни.

2.7. Состояние водных объектов

Для изучения возможного радиоактивного загрязнения водной среды в районе месторождения было отобрано 7 проб подземных вод из гидрогеологических скважин (рисунок 26).

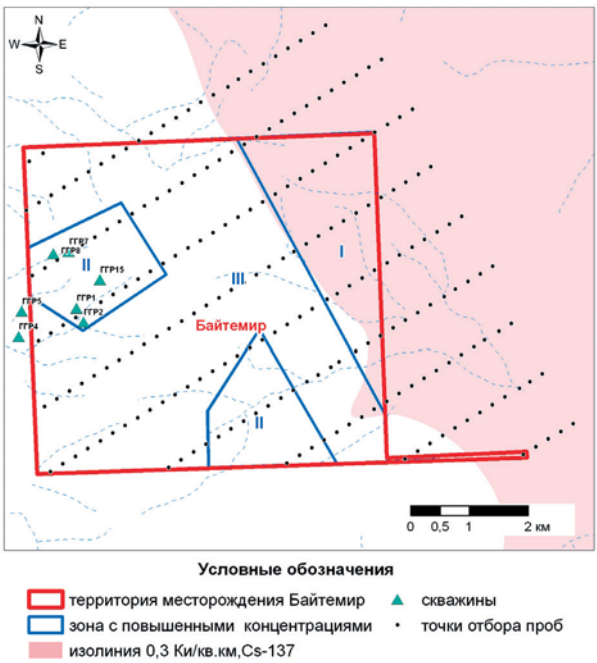


Рисунок 26. Месторождение «Байтемир». Схема расположения точек отбора проб воды

Результаты лабораторных анализов представлены в таблице 17.

Таблица 17.

Результаты анализа проб воды месторождения «Байтемир»

Точка отбора	Дата отбора	^{241}Am, Бк/кг	^{137}Cs, Бк/кг	^{90}Sr, Бк/кг	$^{239+240}$Pu, Бк/кг	^{3}H, кБк/кг
скв.ГГР1	02.11.2010	<0,5	<0,5	<0,01	<0,0023	<0,017
скв.ГГР2	02.11.2010	<0,5	<0,2		<0,0028	<0,017
скв.ГГР4	02.11.2010	<0,4	<0,5		<0,0023	<0,017
скв.ГГР5	02.11.2010	<0,5	<0,2	<0,01		<0,017
скв.ГГР7	02.11.2010	<0,4	<0,4		<0,0032	<0,017
скв.ГГР8	02.11.2010	<0,3	0,9	<0,01	<0,0025	<0,019
скв.ГГР15	02.11.2010	<0,5	<0,4		<0,0042	<0,019

По данным лабораторных анализов, концентрация техногенных радионуклидов в отобранных пробах не превышает МДА используемого оборудования. Данные значения радиационной опасности не представляют и находятся значительно ниже уровней вмешательства для населения при поступлении данных радионуклидов с водой и пищей, установленных НРБ-99 (Приложение П-2).

При рассмотрении вероятности поступления загрязненных радиоактивными продуктами подземных ядерных взрывов (ПЯВ) вод в подземные воды месторождения взяты за основу такие факторы, как особенности геологического строения территории СИП и данные опробования гидрогеологических скважин на содержание техногенных радионуклидов. В геологическом строении СИП стоит отметить наличие ряда региональных разломов северо-западного простирания и крупных разломов меридионального и северо-восточного простирания (рисунок 27).

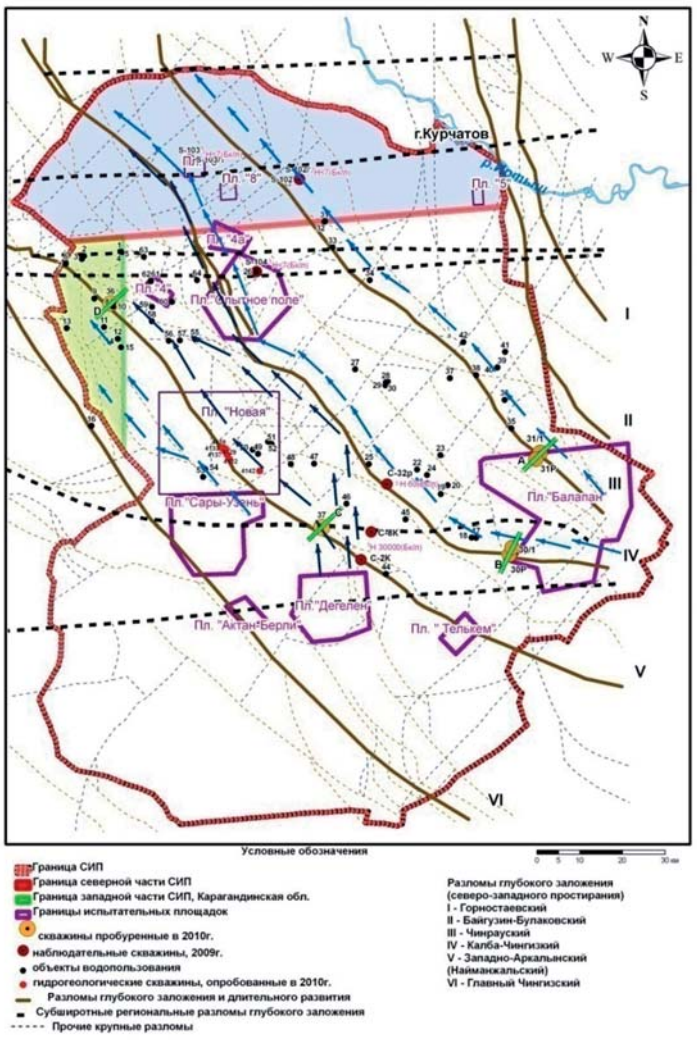


Рисунок 27. Территория СИП. Возможные основные направления движения загрязненных подземных вод

Результаты проведенных исследований основных возможных путей поступления загрязненных подземных вод из мест проведения ядерных взрывов на площадках «Дегелен», «Балапан», «Сары-Узень» в воды месторождения дают основание считать, что по ожидаемым уровням радиоактивного загрязнения подземных вод на дневной поверхности данной территории можно осуществлять любые виды хозяйственной деятельности без каких-либо ограничений.

Эколого-геологические аспекты освоения месторождения «Байтемир»

Гидрогеологические условия района и месторождения «Байтемир» с позиции его разработки открытым способом представляются достаточно простыми. Отсутствие мощных водоносных образований с большими естественными запасами и ресурсами надземных вод позволяет отнести месторождение к разряду среднеобводненных и эксплуатация его, по-видимому, не вызовет каких-либо больших трудностей. При промышленном освоении месторождения могут возникнуть осложнения экологическою характера, обусловленные близостью площадки подземных ядерных испытаний «Сары-Узень».

На территории расположения месторождения «Байтемир» в настоящее время не наблюдается повсеместного загрязнения подземных вод радионуклидами. Это не означает, что обстановка благополучна для хозяйственной деятельности на этой площади. Процессы миграции любого вещества с водой, формирования и движения подземных вод, зависящие от многих факторов, происходят в течение длительного времени. Очень низкие водопроводящие свойства вмещающих очаги загрязнения («боевые» скважины) пород, чередование водоносных зон трещиноватости разломов и монолитных палеозойских пород, значительные глубины гипоцентров взрывов, скудное инфильтрационное питание обусловливают крайне замедленный водообмен в районе месторождения. Поэтому в естественных условиях результат загрязнения подземной гидросферы на сопредельных с очагами участках, в той или иной мере, может проявиться через десятки, сотни и даже тысячи лет. Это справедливо для естественных условий и установлено геологическими исследованиями.

Совершенно другое дело, когда геологическая среда начинает подвергаться интенсивному техногенному воздействию, каковым является промышленное освоение месторождения «Байтемир». В результате строительства карьера будет образовываться районная депрессионная воронка, в сферу влияния которой попадут площади, на которых располагаются «боевые» скважины. При этом уклоны пьезометрических поверхностей трещинных и трещинно-жильных вод существенно возрастут, что вызовет адекватное усиление процессов миграции и движения подземных вод и сторону карьера. Таков общий характер изменений подземной гидросферы в процессе эксплуатации карьера, а на каком этапе отработки месторождения начнется загрязнение радионуклидами карьерных вод и произойдет ли оно вообще – пока сделать прогноз не представляется возможным. В таких случаях оперативный контроль и прогноз качества возможен только по данным мониторинга подземных вод, при организации которого должен быть учтен ряд вероятных гидродинамических особенностей формирования водопритока в карьер.

Стоит учитывать, что на данной территории основным радиоактивным загрязнителем подземных вод является радионуклид тритий. Основная миграционная особенность данного радионуклида состоит в том, что он входит в состав воды и не сорбируется горными породами. В связи с чем, при разрастании депрессионной воронки

загрязненные тритием подземные воды в достаточно короткие сроки могут поступить в разрабатываемый карьер.

2.8. Состояние воздушного бассейна

Каких-либо специальных исследований воздушного бассейна месторождения не проводилось. В ходе обследования был произведен отбор 1 пробы (объемом не менее 400 м^3) на территории месторождения, которая была проанализирована радиохимическим и гамма-спектрометрическим методом в соответствии с методиками [9, 10] на содержание естественных и техногенных радионуклидов.Результаты лабораторных исследований представлены в таблице 18.

Таблица 18.

Результаты лабораторных радиохимических и гамма-спектрометрических измерений естественных и техногенных радионуклидов в пробах воздушных аэрозолей (Бк/м^3)

Точка отбора	$^{239+240}$Pu	^{90}Sr	^{241}Am	^{137}Cs	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
т. 138	$<1{,}2\cdot10^{-4}$	$6{,}2\cdot10^{-4}\pm 1{,}8\cdot10^{-4}$	$<1\cdot10^{-4}$	$<2\cdot10^{-4}$	$2\cdot10^{-3}\pm 3\cdot10^{-4}$	$<2\cdot10^{-3}$	$8\cdot10^{-3}\pm 8\cdot10^{-4}$
ДОА$_{перс}$, Бк/м^3	$5{,}3\cdot10^{-1}$	$3{,}3\cdot10^{2}$	2,5	$2{,}1\cdot10^{-1}$	$1{,}7\cdot10^{3}$	0,19	$3{,}8\cdot10^{3}$
ДОА$_{нас}$, Бк/м^3	$2{,}5\cdot10^{-3}$	2,7	$3{,}0\cdot10^{-2}$	$2{,}9\cdot10^{-3}$	27	$4{,}9\cdot10^{-3}$	31

По результатам полученных данных установлено, что концентрация естественных и техногенных радионуклидов не превышает значений допустимой объемной активности как для категории "персонал" (ДОА$_{перс}$), так и для категории "население" (ДОА$_{нас}$) [11].

Основными потенциальными источниками загрязнения воздуха на территории месторождения могут являться: участки радиоактивного загрязнения, образованные в результате атмосферных выпадений от испытаний, проведенных на "Опытном поле", нештатных радиационных ситуаций на площадках «Сары-Узень», «Дегелен», «Балапан». Однако, учитывая пространственное расположение территории, наиболее вероятным источником поступления техногенных радионуклидов в воздушную среду будет являться, перенос загрязненных частиц почвы со следарадиоактивных выпадений испытания первого термоядерного устройства (12.08.1953 г.). Поэтому, не исключается возможность поступления техногенных радионуклидов с возможных участков радиоактивного загрязнения в приземную атмосферу при проведении вскрышных работ. В связи с чем рекомендуется проводить постоянный контроль состояния воздушной среды.

2.8.1. Теоретическая оценка содержания естественных и искусственных радионуклидов в воздухе исследуемого района

По результатам проведенных исследований [п. 2.3] определено, что на месторождении «Байтемир» выделены 3 зоны, для которых рассчитаны средние значения удельной активности искусственных радионуклидов поверхностном слое почвы. Значения удельной активности искусственных радионуклидов в зонах I, II и III приведены в таблице 3.

Объемная активность радионуклидов в воздухе месторождения «Байтемир» определялась как:

$$C_{air} = C_i \cdot \rho_{sus},$$

где: C_{air} – объемная активность i-ого радионуклида в воздухе (Бк/м^3);
C_i – удельная активность i-го радионуклида в поверхностном слое почвы, Бк/кг;
ρ_{sus} – среднегодовая запыленность воздуха, кг/м^3.

Среднегодовая естественная запыленность воздуха, согласно [12], на открытом воздухе и в помещении составляет $1 \cdot 10^{-7}$ кг/м^3. Из отчета, опубликованного Европейской комиссией [13], при естественном пылении или деятельности человека запыленность воздуха может увеличиваться до 10–100 раз, то есть до $1 \cdot 10^{-6}$– $1 \cdot 10^{-5}$ кг/м^3. Поэтому при проведении оценки содержания радионуклидов в воздухе рассмотрим среднее значение среднегодовой запыленности воздуха ($1 \cdot 10^{-6}$ кг/м^3).

Оценка содержания искусственных радионуклидов в воздухе месторождения «Байтемир» проводилась по средним значениям удельной активности искусственных радионуклидов в зонах I, II и III.

Вычисленные значения объемной активности искусственных радионуклидов в воздухе исследуемого района с учетом среднегодовой запыленности воздуха приведены ниже (таблица 19).

Таблица 19.

Объемная активность искусственных радионуклидов в воздухе месторождения и участков с повышенным содержанием искусственных радионуклидов

Среднегодовая запыленность воздуха (ρ_{sus}), кг/м^3	Объемная активность радионуклидов в воздухе при средних значениях удельной активности в почве, Бк/м^3			
	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{238+239+240}$Pu	^{241}Am
Зона I				
10^{-6}	$2{,}1 \cdot 10^{-4}$	$9{,}7 \cdot 10^{-4}$	$1{,}2 \cdot 10^{-4}$	$1{,}3 \cdot 10^{-5}$
Зона II				
10^{-6}	$1{,}1 \cdot 10^{-4}$	$1{,}1 \cdot 10^{-4}$	$5{,}7 \cdot 10^{-4}$	$3{,}9 \cdot 10^{-5}$
Зона III				
10^{-6}	$5{,}8 \cdot 10^{-5}$	$1{,}3 \cdot 10^{-4}$	$7{,}5 \cdot 10^{-5}$	$1{,}7 \cdot 10^{-5}$
ДОА$_{нас}$, Бк/м^3	$2{,}7 \cdot 10^{1}$	2,7	$2{,}5 \cdot 10^{-3}$*	$2{,}9 \cdot 10^{-3}$
Примечание: * – допустимая объемная активность $^{238+239+240}$Pu принята $2{,}5 \cdot 10^{-3}$ для одного радионуклида ^{239}Pu				

Полученные величины объемной активности искусственных радионуклидов в воздухе месторождения «Байтемир» при средних значениях удельной активности в поверхностном слое почвы в зонах I, II и III не превышают допустимых значений, согласно НРБ-99, при среднегодовой запыленности, равной $1 \cdot 10^{-6}$ кг/м^3. При повышенной пылевой нагрузке объемная активность радионуклида $^{238+239+240}$Pu будет превышать допустимые значения для населения в зоне II, так как его содержание в поверхностном слое почвы составляет 572 Бк/кг.

Таким образом, проведенные теоретические оценки содержания радионуклидов в воздухе месторождения «Байтемир» показали, что объемная активность радионуклидов при средних значениях удельной активности и значении среднегодовой запыленности воздуха, равного $1 \cdot 10^{-6}$ кг/м^3, не превышает допустимых значений для населения.

3. ОЦЕНКА ДОЗОВЫХ НАГРУЗОК НА НАСЕЛЕНИЕ И ПЕРСОНАЛ ПРИ ПРОЖИВАНИИ И ВЕДЕНИИ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ НА ИССЛЕДУЕМОЙ ТЕРРИТОРИИ

В данной работе при оценке ожидаемой годовой эффективной дозы облучения населения не учитывается доза от естественной радиации, включая:

- внешнее облучение от космического излучения;
- внешнее и внутреннее облучение от дочерних продуктов распада радона и торона;
- внешнее и внутреннее облучение от естественных радионуклидов, содержащихся в поверхностном слое почвы.

Для упрощения работы при оценке дозовых нагрузок приняты следующие допущения:

- не учитывалось снижение мощности доз внешнего облучения при укрытии почвы снежным покровом (зимний период) и при использовании средств индивидуальной защиты;
- не учитывались изменения запыленности воздуха в зависимости от времени года;
- не учитывалось увеличение высоты (до 1,5–2 метров) над поверхностью земли и экранирование техникой (для фермера) или телом лошади (для чабана) при проживании и ведении деятельности на исследуемой территории СИП;
- не учитывалась доза внутреннего облучения радионуклидами от потребления населением и персоналом воды из местных источников водоснабжения, т.к. уровни удельной активности искусственных радионуклидов в воде находятся ниже пределов обнаружения используемой аппаратуры: ^{137}Cs< 0,4 Бк/кг, ^{90}Sr< 0,01 Бк/кг, $^{239+240}$Pu< 0,003, ^{3}H< 17 Бк/кг, что на 1–3 порядка ниже уровней вмешательства для питьевой воды, согласно НРБ-99;
- не учитывалась доза внутреннего облучения от привозных продуктов питания.

Предполагается, что радиоактивное загрязнение распределено по площади участка равномерно, а распределение в почвенном горизонте экспоненциально.

Согласно НРБ-99, дозовые коэффициенты, используемые для оценки доз при поступлении радионуклидов с воздухом, не подразделяются на возрастные группы.

Дозовые коэффициенты ^{238}Pu соизмеримы с $^{239+240}$Pu, при оценке доз учитывались изотопы $^{238+239+240}$Pu.

3.1. Методика определения дозовых нагрузок

Общая методика расчета доз представлена в монографии «Радиоэкологическое состояние «северной» части территории Семипалатинского испытательного полигона» [1].

3.2. Исходные данные

3.2.1. Выбор значений параметров, используемых при расчете дозовых нагрузок

По результатам проведенных исследований определено, что на месторождении «Байтемир» территории СИП в поверхностном слое почвы содержатся следующие основные дозообразующие искусственные радионуклиды: ^{90}Sr, ^{137}Cs, $^{238+239+240}$Pu, ^{241}Am. Результаты экспериментально определенных средних значений содержания искусственных радионуклидов в поверхностном (5 см) слое почвы и для участков с повышенным содержанием искусственных радионуклидов исследуемой территории СИП представлены в таблице 20.

Таблица 20.

Удельная и площадная активности искусственных радионуклидов в поверхностном слое почвы месторождения «Байтемир» территории СИП

Зона I			
Средние значения удельной активности, Бк/кг			
^{137}Cs	**^{90}Sr**	**$^{238+239+240}$Pu**	**^{241}Am**
212	972	121	12,7
Площадная активность радионуклидов при средних значениях удельной активности, Бк/м^2			
^{137}Cs	**^{90}Sr**	**$^{238+239+240}$Pu**	**^{241}Am**
13800	63200	7850	826
Зона II			
Средние значения удельной активности, Бк/кг			
^{137}Cs	**^{90}Sr**	**$^{238+239+240}$Pu**	**^{241}Am**
105	111	572	39
Площадная активность радионуклидов при средних значениях удельной активности, Бк/м^2			
^{137}Cs	**^{90}Sr**	**$^{238+239+240}$Pu**	**^{241}Am**
6840	7190	37200	2540
Зона III			
Средние значения удельной активности, Бк/кг			
^{137}Cs	**^{90}Sr**	**$^{238+239+240}$Pu**	**^{241}Am**
58	129	75	16,5
Площадная активность радионуклидов при средних значениях удельной активности, Бк/м^2			
^{137}Cs	**^{90}Sr**	**$^{238+239+240}$Pu**	**^{241}Am**
3800	8380	4860	1070

Значения параметров, используемых при проведении оценок дозовых нагрузок от рассматриваемых путей облучения искусственными радионуклидами, приведены в таблице 21.

Таблица 21.

Значения коэффициентов используемых при оценке дозовых нагрузок

Коэффициент	Значения коэффициентов			
	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{238+239+240}$Pu	^{241}Am
B_{sg}, мГр·м^2/ч·кБк	$2{,}5\cdot10^{-6}$	$1{,}0\cdot10^{-9}$	$1{,}3\cdot10^{-9}$	$9{,}7\cdot10^{-8}$
e_{inhac} Зв/Бк	$4{,}6\cdot10^{-9}$	$5{,}0\cdot10^{-8}$	$5{,}0\cdot10^{-5}$	$4{,}20\cdot10^{-5}$
e_{dt} (взрослый), Зв/Бк	$1{,}3\cdot10^{-8}$	$2{,}8\cdot10^{-8}$	$2{,}5\cdot10^{-7}$	$2{,}0\cdot10^{-7}$
e_{dt} (ребенок 7-12 лет), Зв/Бк	$1{,}0\cdot10^{-8}$	$6{,}0\cdot10^{-8}$	$2{,}7\cdot10^{-7}$	$2{,}2\cdot10^{-7}$
e_{dt} (ребенок 1-2 года), Зв/Бк	$1{,}2\cdot10^{-8}$	$7{,}3\cdot10^{-8}$	$4{,}2\cdot10^{-7}$	$3{,}7\cdot10^{-7}$

3.2.2. Выбор значения параметров годового потребления продуктов питания и ожидаемые величины удельной активности радионуклидов в продукции

Для проведения оценки дозы внутреннего облучения от продуктов питания, произведенных на загрязненной территории, необходимо знать объем годового потребления продуктов питания.

Нормы потребления основных продуктов питания для различных социальных групп населения, которые представляют собой минимальный набор продуктов питания, необходимых для обеспечения жизнедеятельности человека, указаны в Законе Республики Казахстан от 16 ноября 1999 г. №474-I «О прожиточном минимуме» [14].

Данные нормы представляют собой усредненные величины для жителей Казахстана и могут значительно отличатся для различных групп и слоев населения.

Поэтому для оценки дозовой нагрузки от потребления продуктов питания, произведенных в пределах исследуемой территории, был проведен опрос населения, позволяющий уточнить параметры пищевой корзины. Населению было предложено ответить на следующие вопросы: основные характеристики домашнего хозяйства; имеется ли огород; виды хозяйственной деятельности, осуществляемые на территории СИП; годовой объем потребления производимых продуктов питания. По данным проведенного опроса установлено, что объем и структура питания населения, проживающего на территории СИП, отличается от минимальных норм потребления основных продуктов питания, в сторону увеличения объемов потребления мясомолочной продукции. На основании проведенного опроса и условий проживания населения были внесены изменения в нормы потребления основных продуктов питания, которые могут производиться и потребляться населением на исследуемой территории.

Прогнозируемые величины удельной активности радионуклидов в продукции животноводства и растениеводства рассчитаны с использованием коэффициентов перехода радионуклидов, представленных в документах МАГАТЭ [4]. На основании выбранных коэффициентов перехода в растениеводческую и животноводческую продукцию были рассчитаны ожидаемые удельные активности радионуклидов, которые в дальнейшем использовались для проведения оценки дозовых нагрузок от поступления искусственных радионуклидов по пищевым цепочкам.

Ожидаемые величины удельной активности радионуклидов в растениеводческой и животноводческой продукции в случае её получения на исследуемой территории приведены в таблицах 22–23.

Таблица 22.

Ожидаемые величины удельной активности радионуклидов в продукции животноводства при средних значениях содержания искусственных радионуклидов в поверхностном слое почвы для зон I, II и III

Вид продукции	Удельная активность радионуклидов, Бк/кг											
	^{137}Cs			^{90}Sr			$^{239+240}$Pu			^{241}Am		
	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III
Крупный рогатый скот												
молоко	12,7	6,3	3,5	7,8	0,9	1,0	$2{,}9\cdot10^{-3}$	$1{,}3\cdot10^{-2}$	$1{,}7\cdot10^{-3}$	$1{,}1\cdot10^{-5}$	$3{,}4\cdot10^{-5}$	$1{,}4\cdot10^{-5}$
мясо (говядина)	28,1	13,9	7,7	22,3	2,5	3,0	$1{,}7\cdot10^{-2}$	$8{,}1\cdot10^{-2}$	$1{,}0\cdot10^{-2}$	$1{,}3\cdot10^{-2}$	$4{,}0\cdot10^{-2}$	$1{,}7\cdot10^{-2}$
сметана 20% жирности	2,5	1,3	$6{,}9\cdot10^{-1}$	1,6	$1{,}8\cdot10^{-1}$	$2{,}1\cdot10^{-1}$	$5{,}9\cdot10^{-4}$	$2{,}7\cdot10^{-3}$	$3{,}4\cdot10^{-4}$	$2{,}2\cdot10^{-6}$	$6{,}7\cdot10^{-6}$	$2{,}8\cdot10^{-6}$
творог полужирный	$5{,}1\cdot10^{-1}$	$2{,}5\cdot10^{-1}$	$1{,}4\cdot10^{-1}$	$3{,}1\cdot10^{-1}$	$3{,}6\cdot10^{-2}$	$4{,}1\cdot10^{-2}$	$1{,}2\cdot10^{-4}$	$5{,}4\cdot10^{-4}$	$6{,}7\cdot10^{-5}$	$4{,}4\cdot10^{-7}$	$1{,}4\cdot10^{-6}$	$5{,}7\cdot10^{-7}$
Конина												
мясо	29,2	14,5	8,0	23,4	2,7	3,1	$1{,}8\cdot10^{-2}$	$8{,}4\cdot10^{-2}$	$1{,}0\cdot10^{-2}$	$1{,}3\cdot10^{-2}$	$4{,}1\cdot10^{-2}$	$1{,}7\cdot10^{-2}$
кумыс (молоко)	13,1	6,5	3,6	8,2	$9{,}3\cdot10^{-1}$	1,1	$3{,}0\cdot10^{-3}$	$1{,}4\cdot10^{-2}$	$1{,}7\cdot10^{-3}$	$1{,}1\cdot10^{-5}$	$3{,}4\cdot10^{-5}$	$1{,}5\cdot10^{-5}$
Овцы												
мясо (баранина)	17,1	8,5	4,7	$4{,}2\cdot10^{-2}$	$4{,}8\cdot10^{-3}$	$5{,}6\cdot10^{-3}$	$2{,}1\cdot10^{-3}$	$9{,}6\cdot10^{-3}$	$1{,}1\cdot10^{-3}$	$3{,}7\cdot10^{-4}$	$1{,}1\cdot10^{-3}$	$4{,}8\cdot10^{-4}$
Домашняя птица												
мясо	6,4	3,2	1,7	$4{,}4\cdot10^{-1}$	$5{,}0\cdot10^{-2}$	$5{,}8\cdot10^{-2}$	-	-	-	-	-	-
яйца	$2{,}4\cdot10^{-1}$	$1{,}2\cdot10^{-1}$	$6{,}7\cdot10^{-2}$	4,8	$5{,}5\cdot10^{-1}$	$6{,}4\cdot10^{-1}$	-	-	-	-	-	-
Примечание: "-" – нет прогнозируемых величин из-за отсутствия Кп												

Таблица 23.

Ожидаемое содержание радионуклидов в растениеводческой продукции в случае ее получения на исследуемой территории при средних значениях удельной активности в поверхностном слое почвы для зон I, II и III

Вид продукции	Удельная активность радионуклидов, Бк/кг											
	^{137}Cs			^{90}Sr			$^{239+240}$Pu			^{241}Am		
	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III
Зерновые злаки												
Рожь	5,3	2,6	1,5	54,3	6,2	7,2	$1{,}3\cdot10\text{-}^{3}$	$5{,}9\cdot10^{-3}$	$7{,}3\cdot10^{-4}$	$6{,}7\cdot10^{-2}$	$2{,}1\cdot10^{-1}$	$8{,}7\cdot10^{-2}$
Пшеница	5,4	2,7	1,5	54,9	6,2	7,3	$1{,}3\cdot10\text{-}^{3}$	$5{,}9\cdot10^{-3}$	$7{,}3\cdot10^{-4}$	$6{,}8\cdot10^{-2}$	$2{,}1\cdot10^{-1}$	$8{,}8\cdot10^{-2}$
Овес	10,1	5,0	2,8	54,3	6,2	7,2	$1{,}3\cdot10\text{-}^{3}$	$5{,}9\cdot10^{-3}$	$7{,}3\cdot10^{-4}$	$6{,}7\cdot10^{-2}$	$2{,}1\cdot10^{-1}$	$8{,}7\cdot10^{-2}$

Вид продукции	Удельная активность радионуклидов, Бк/кг											
	^{137}Cs			^{90}Sr			$^{239+240}$Pu			^{241}Am		
Листовые овощи												
Капуста	1,2	$5{,}9\cdot10^{-1}$	$3{,}3\cdot10^{-1}$	93,5	10,6	12,4	$1{,}0\cdot10^{-3}$	$4{,}8\cdot10^{-3}$	$6{,}0\cdot10^{-4}$	$1{,}3\cdot10^{-4}$	$4{,}0\cdot10^{-4}$	$1{,}7\cdot10^{-4}$
Бобовые												
Фасоль, горох	2,0	1,0	$5{,}6\cdot10^{-1}$	497	56,5	66	$1{,}8\cdot10^{-3}$	$8{,}2\cdot10^{-3}$	$1{,}0\cdot10^{-3}$	$1{,}9\cdot10^{-3}$	$5{,}7\cdot10^{-3}$	$2{,}4\cdot10^{-3}$
Плодовые овощи												
Помидоры	$3{,}1\cdot10^{-1}$	$1{,}6\cdot10^{-1}$	$8{,}6\cdot10^{-2}$	35,1	4,0	4,7	$1{,}6\cdot10^{-4}$	$7{,}3\cdot10^{-4}$	$9{,}1\cdot10^{-5}$	$2{,}2\cdot10^{-4}$	$6{,}6\cdot10^{-4}$	$2{,}8\cdot10^{-3}$
Огурцы	$2{,}6\cdot10^{-1}$	$1{,}3\cdot10^{-1}$	$7{,}2\cdot10^{-2}$	29,2	3,3	3,9	$1{,}3\cdot10^{-4}$	$6{,}1\cdot10^{-4}$	$7{,}5\cdot10^{-5}$	$1{,}8\cdot10^{-4}$	$5{,}5\cdot10^{-4}$	$2{,}3\cdot10^{-4}$
Корнеклубнеплоды												
Картофель	1,5	$7{,}5\cdot10^{-1}$	$4{,}2\cdot10^{-1}$	16,4	1,9	2,17	$6{,}5\cdot10^{-3}$	$3{,}0\cdot10^{-2}$	$3{,}7\cdot10^{-3}$	$8{,}7\cdot10^{-4}$	$2{,}7\cdot10^{-3}$	$1{,}1\cdot10^{-3}$
Свекла (корнеплоды)	1,2	$5{,}7\cdot10^{-1}$	$3{,}2\cdot10^{-1}$	81,1	9,2	10,8	$8{,}4\cdot10^{-3}$	$3{,}9\cdot10^{-2}$	$4{,}8\cdot10^{-3}$	$6{,}3\cdot10^{-4}$	$1{,}9\cdot10^{-3}$	$8{,}1\cdot10^{-4}$
Морковь (корнеплоды)	1,0	$5{,}0\cdot10^{-1}$	$2{,}8\cdot10^{-1}$	71	8,1	9,4	$7{,}4\cdot10^{-3}$	$3{,}4\cdot10^{-2}$	$4{,}2\cdot10^{-3}$	$5{,}5\cdot10^{-4}$	$1{,}6\cdot10^{-3}$	$7{,}1\cdot10^{-4}$

3.3. Сценарии поведения населения и персонала на месторождении «Байтемир»

При оценке дозовых нагрузок на население, проживающее на месторождении «Байтемир», рассматривался сельскохозяйственный сценарий поведения.

3.3.1. Сельскохозяйственный сценарий

Данный сценарий условно называется «фермер, ведущий натуральное хозяйство» и рассматривает условия жизнедеятельности населения на исследуемой территории. Данный сценарий подробно описан в статье «Радиоэкологическое состояние «западной» части территории СИП», опубликованной в данном сборнике. Из опыта проведенных расчетов, значения доз для женщины и детей ниже значений доз фермера и чабана, поэтому оценка дозовых нагрузок по сельскохозяйственному сценарию поведения на население проводилась для фермера и чабана.

При оценке дозовых нагрузок на персонал, занимающийся различными видами деятельности на месторождении «Байтемир», рассматривались два сценария: научно-исследовательский, заключающийся в проведение геологоразведочных работ, и промышленный, включающий строительные работы, добычу руды и редких металлов и их переработку.

3.3.2. Научно-исследовательский сценарий (геологоразведка)

Данный сценарий рассматривает поведение персонала при геологическом обследовании исследуемой территории. Геологическое обследование проводится 8 месяцев в полевой сезон. Время, проведенное геологом на открытом воздухе, при

выполнении работ, нарушающих верхний слой почвы (от ручного или механического вскапывания), составляет 8 часов в день. Запыленность воздуха при проведении работ принимаем 10^{-5} кг/м^3. Камеральные работы по обработке полученных данных, приготовление и прием пищи проводятся на открытом воздухе в течение 6 часов в день. Геологи проживают в пределах обследуемой территории в вагончиках или палатках. Запыленность воздуха при этом принимаем 10^{-7} кг/м^3. Экранирование стенками жилых вагончиков при оценке дозы внешнего облучения не учитывалось.

Обобщенные данные о времени нахождения персонала на открытом воздухе и в помещении приведены в таблице 24.

Таблица 24.

Время T, проведенное под воздействием загрязнения по научно-исследовательскому сценарию поведения

Фактор	Ед. изм.	Геологоразведка
Время, проведенное на открытом воздухе при геологических работах	час/год	1920
Время, проведенное на открытом воздухе при камеральных работах и отдыхе	час/год	1440

3.3.3. Промышленный сценарий

Сценарий рассматривает дозы облучения, получаемые рабочими во время строительных работ по возведению сооружений, добычи руды и редких металлов и дозы для служащих (рабочих) промышленного участка (фабрики) на исследуемой территории. Дозы рассматриваются для взрослых, которые работают вахтовым методом и проводят на исследуемом участке 4380 часов в год. Рабочие находятся по 8 часов в день на открытом воздухе или в производственном помещении фабрики. Промежуток времени, когда рабочий непосредственно занимается работами, нарушая верхний слой почвы, составляет 1456 ч. Запыленность воздуха при проведении работ принимаем 10^{-5} кг/м^3 [4]. Не учитываются никакие меры защиты (перчатки, экранирование техникой, зданиями). Рабочие и сотрудники административного аппарата проживают в жилой зоне, расположенной в пределах исследуемой территории. Время, проведенное в вагончиках, составляет 2647 часов в год. Запыленность воздуха в жилых помещениях принимаем 10^{-7} кг/м^3. Экранирование стенками жилых вагончиков при оценке дозы внешнего облучения не учитывалось. Расстояние от жилого городка до фабрики составляет 5 км. Время, затраченное рабочими на дорогу, от жилой зоны до промышленного участка и обед составляет 1,5 часа в день. При транспортировке рабочих по проселочной (грунтовой) дороге учитывается экранирование техникой. Рабочие употребляют в пищу привозные продукты и воду.

При оценке дозы внешнего облучения сотрудников административного аппарата учитывается экранирование стенками производственных зданий. Запыленность воздуха принимаем 10^{-6} кг/м^3.

3.4. Результаты оценки дозовой нагрузки населения и персонала, проживающего и ведущего деятельность на исследуемой территории

Оценка дозовых нагрузок на население и персонал при проживании и ведении деятельности на исследуемой территории проводилась на основании методики расчета доз, исходных данных и сценарию поведения населения на исследуемой территории [1]. Исходные данные приведены в таблицах 20–21.

На гистограмме (рисунок 28) показано распределение ожидаемой годовой эффективной дозы фермера от различных путей облучения для каждой из выделенных зон.

а) б)

Рисунок 28. Ожидаемая годовая эффективная доза по сельскохозяйственному сценарию поведения фермера на территории месторождения «Байтемир» в зонах I, II, III: а) по основным путям воздействия; б) суммарная по всем путям воздействия

Из рисунка видно, что основной вклад в дозовую нагрузку фермера в зоне I вносит доза внутреннего облучения от поступления продуктов питания, выращенных и производимых на данной территории, где основной вклад вносит радионуклид ^{90}Sr (удельная активность ^{90}Sr в зоне I составляет 972 Бк/кг). В зонах II и III основной вклад в дозовую нагрузку вносит доза внутреннего облучения от ингаляционного поступления радионуклида $^{238+239+240}$Pu (удельная активность $^{238+239+240}$Pu составляет 572 и 75 Бк/кг, соответственно).

Наиболее опасной зоной на месторождении «Байтемир» является зона I, где значение ожидаемой годовой эффективной дозы фермера составит 0,93 мЗв. На рисунке 29 показан вклад рассматриваемых искусственных радионуклидов в ожидаемую годовую эффективную дозу фермера от различных путей облучения для каждой из выделенных зон.

Основной вклад в дозовую нагрузку фермера при средних значениях удельной активности радионуклидов в поверхностном слое почвы в зоне I и III вносит доза внутреннего облучения от продуктов питания, выращенных и производимых на исследуемой территории (~77 % и 51%), в зоне II вносит доза внутреннего облучения от ингаляции загрязненных пылевых частиц (73 %). Доза внешнего облучения от загрязненной поверхности почвы составляет 11 % от общей годовой эффективной дозы в зоне I, 8 % – в зоне II и 14 % – в зоне III. Основной вклад в дозу фермера от внешнего облучения радионуклидами вносит ^{137}Cs. Вклад в дозу внутреннего облучения от ингаляционного поступления радионуклидов вносит $^{238+239+240}$Pu (94 %).

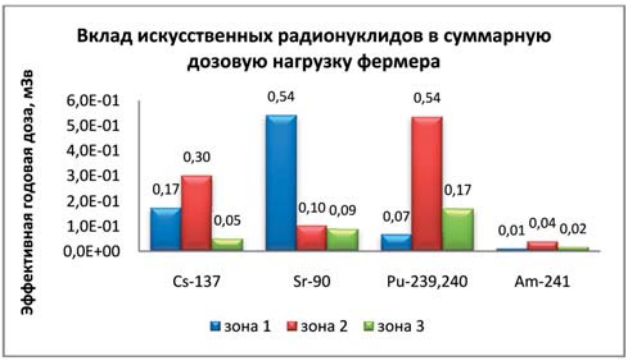
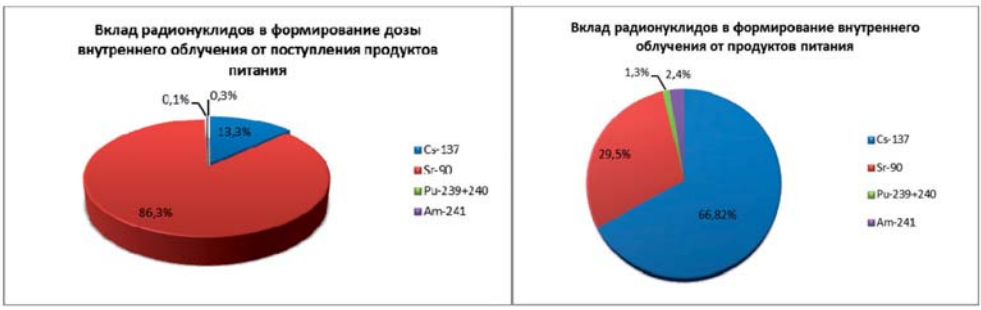


Рисунок 29. Вклад искусственных радионуклидов в ожидаемую годовую эффективную дозу фермера по основным путям воздействия в зонах I, II, III месторождения «Байтемир»

Основным дозообразующим радионуклидом в продуктах питания на исследуемой территории является ^{90}Sr (рисунок 30).



а) б)

Рисунок 30. Вклад искусственных радионуклидов в формирование дозы внутреннего облучения от продуктов питания, выращенных и производимых в зоне I (а) и в зоне II (б)

Вклад в эффективную годовую дозу при поступлении с продуктами питания для взрослого человека составляет: 73 % в растениеводческой и 27 % в животноводческой продукции. Основной вклад в ожидаемую годовую дозу от поступления животноводческой продукции, при средних значениях удельной активности радионуклидов в поверхностном слое почвы, дает молочная продукция – 56 % для взрослого человека.

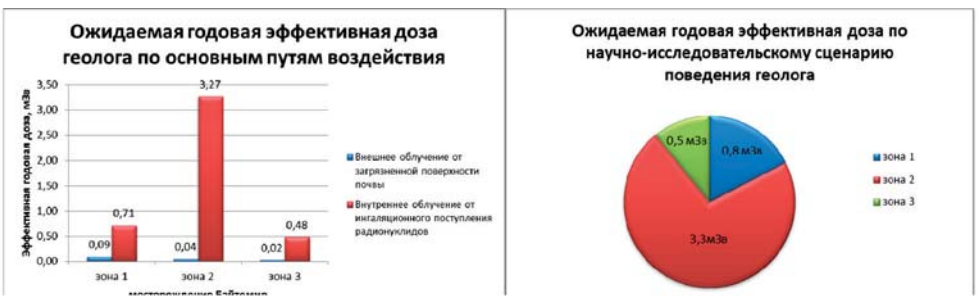
Результаты ожидаемой годовой эффективной дозы по сельскохозяйственному сценарию поведения чабана при средних значениях удельной активности искусственных радионуклидов в поверхностном слое почвы зоны I, зоны II и зоны III приведены на рисунке 31.

Ожидаемая годовая эффективная доза облучения по сельскохозяйственному сценарию поведения чабана по основным путям воздействия от искусственных радионуклидов при средних значениях удельной активности в поверхностном слое почвы не превышает нормативных пределов и составит в зоне I ~$9{,}8 \cdot 10^{-1}$ мЗв, в зоне II ~$8{,}1 \cdot 10^{-1}$ мЗв, в зоне III ~$2{,}4 \cdot 10^{-1}$ мЗв.

Рисунок 31. Ожидаемая годовая эффективная доза по сельскохозяйственному сценарию поведения чабана по основным путям воздействия в зонах I, II, III месторождения «Байтемир»

Основной вклад в дозовую нагрузку в зонах I и III вносит доза внутреннего облучения от поступления продуктов питания (~$7{,}1 \cdot 10^{-1}$ мЗв, ~$1{,}1 \cdot 10^{-1}$ мЗв), в зоне II – доза внутреннего облучения от ингаляционного поступления радионуклидов (~$6{,}2 \cdot 10^{-1}$ мЗв). Вклад в эффективную годовую дозу при поступлении с продуктами питания для взрослого человека составляет 73 % в растениеводческой и 27 % в животноводческой продукции. Основной вклад в ожидаемую годовую дозу от поступления животноводческой продукции при средних значениях удельной активности радионуклидов в поверхностном слое почвы дает молочная продукция – 56 %.

На гистограмме (рисунок 32) приведены результаты оценки дозовой нагрузки персонала по геологоразведочному сценарию поведения на данной территории, при средних значениях удельной активности искусственных радионуклидов в поверхностном слое почвы.



а) б)

Рисунок 32. Ожидаемая годовая эффективная доза по научно-исследовательскому сценарию поведения персонала (геолога) по основным путям воздействия в зонах I, II, III месторождения «Байтемир»

Ожидаемая годовая эффективная доза облучения персонала по основным путям воздействия при средних значениях удельной активности искусственных радионуклидов в поверхностном слое почвы исследуемой территории по научно-

исследовательскому сценарию поведения не превышает установленных нормативных пределов и составит в зоне I ~5,0·10^{-1} мЗв, в зоне II ~3,3 мЗв, в зоне III ~8,0·10^{-1} мЗв. Основной вклад в дозовую нагрузку персонала (геолога) на месторождении «Байтемир» вносит доза внутреннего облучения от ингаляционного поступления радионуклидов с поверхности почвы (99 %), а именно радионуклида $^{238+239+240}$Pu.

Результаты оценки дозовой нагрузки персонала по промышленному сценарию поведения (рабочего и сотрудника администрации) на данной территории, при средних значениях удельной активности искусственных радионуклидов в поверхностном слое почвы, приведены ниже (рисунок 33).

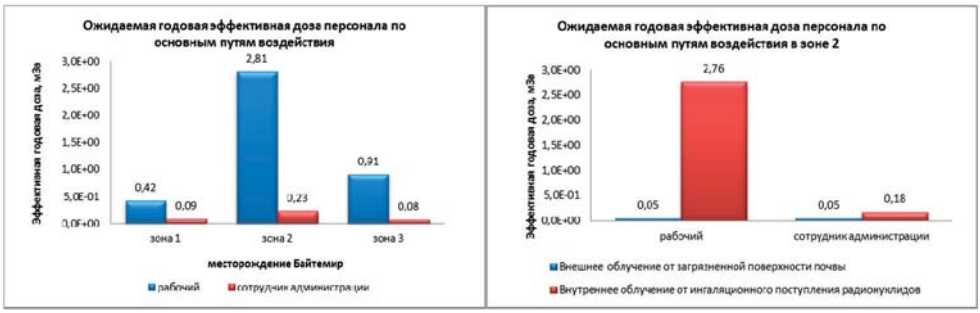


Рисунок 33. Ожидаемая годовая эффективная доза по промышленному сценарию поведения персонала (рабочего и сотрудника администрации) по основным путям воздействия в зонах I, II, III месторождения «Байтемир»

Из рисунка 34 видно, что наибольшую дозовую нагрузку может получить рабочий. Основной вклад в ожидаемую годовую эффективную дозу вносит доза внутреннего облучения от ингаляционного поступления радионуклидов.

Рисунок 34. Ожидаемая годовая эффективная доза по промышленному сценарию поведения рабочего по основным путям воздействия на месторождении «Байтемир» в зонах I, II и III

Ожидаемая годовая эффективная доза облучения персонала по промышленному сценарию поведения рабочего составит в зоне I ~0,6 мЗв, в зоне II ~2,5 мЗв, в зоне III ~0,4 мЗв. Ожидаемая годовая эффективная доза облучения персонала по промышленному сценарию поведения для сотрудника администрации фабрики составит в зоне I~0,1 мЗв, в зоне II ~0,2 мЗв, в зоне III ~0,04 мЗв. Основной вклад в дозовую нагрузку

персонала вносит доза от ингаляционного поступления радионуклидов с поверхности почвы в зоне I – 89 %, в зоне II – 99 %, в зоне III – 95 %.

ВЫВОДЫ

Показателями оценки радиационной безопасности человека, согласно Постановлению Правительства РК №653 от 31.06.2007г., а также Нормам радиационной безопасности (НРБ-99) и международным нормам (ОНБ), является **величина эффективной дозы облучения**. По результатам исследований, проведенных в 2011 году, была выполнена оценка ожидаемых годовых эффективных доз для персонала, который будет проводить работы на исследуемой территории. Расчёты проведены для трех зон исследуемой территории с различными уровнями радиоактивного загрязнения.

В ходе проведения расчетной оценки дозовых нагрузок на население и персонал, при проживании и ведении деятельности на месторождении «Байтемир» территории СИП, получены следующие результаты:

1. Ожидаемая годовая эффективная доза облучения по сельскохозяйственному сценарию поведения для фермера и чабана по основным путям воздействия от искусственных радионуклидов при средних значениях удельной активности в поверхностном слое почвы не превышает нормативных пределов и составит в зоне I ~$9{,}8\cdot10^{-1}$ мЗв, в зоне II ~$8{,}1\cdot10^{-1}$ мЗв, в зоне III ~$2{,}4\cdot10^{-1}$ мЗв. Основной вклад в дозовую нагрузку в зонах I и III вносит доза внутреннего облучения от поступления продуктов питания (~$7{,}1\cdot10^{-1}$ мЗв, ~$1{,}1\cdot10^{-1}$ мЗв), в зоне II – доза внутреннего облучения от ингаляционного поступления радионуклидов ($6{,}2\cdot10^{-1}$ мЗв).
2. Ожидаемая годовая эффективная доза облучения персонала по основным путям воздействия при средних значениях удельной активности искусственных радионуклидов в поверхностном слое почвы исследуемой территории по научно-исследовательскому сценарию поведения не превышает установленных нормативных пределов и составит в зоне I ~0,8 мЗв, в зоне II ~3,3 мЗв, в зоне III ~0,5 мЗв.
3. Ожидаемая годовая эффективная доза облучения персонала по промышленному сценарию поведения рабочего составит в зоне I ~0,6 мЗв, в зоне II ~2,5 мЗв, в зоне III ~0,4 мЗв. Ожидаемая годовая эффективная доза облучения персонала по промышленному сценарию поведения для сотрудника администрации фабрики составит в зоне I ~0,1 мЗв, в зоне II ~0,2 мЗв, в зоне III ~0,04 мЗв. Основной вклад в дозовую нагрузку персонала вносит доза от ингаляционного поступления радионуклидов с поверхности почвы в зоне I – 89 %, в зоне II – 99 %, в зоне III – 95 %.

Проведенные оценки дозовых нагрузок на население при их проживании и ведении деятельности на исследуемой территории показали, что ожидаемая годовая эффективная доза облучения в зонах I, II и III не превышает основные пределы доз от допустимых норм для населения (1 мЗв/год), но уровни значений достаточно высоки. Исходя из этого, можно сделать вывод, что данную территорию не рекомендуется переводить из земель запаса в сельскохозяйственный оборот.

Оценки дозовых нагрузок на персонал по научному и промышленному сценарию поведения рабочих превышают основные пределы доз от допустимых норм для населения (1 мЗв/год). Поэтому при проведении каких-либо работ рекомендуется рабочих перевести в персонал категории Б.

На основании полученных результатов можно сделать вывод, что земли данной территории, в соответствии с земельным кодексом Республики Казахстан, можно перевести в земли промышленности, транспорта, связи, обороны и иного несельскохозяйственного назначения.

ЛИТЕРАТУРА

1. Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Радиоэкологическое состояние «северной» части территории Семипалатинского испытательного полигона] / под рук. Лукашенко С.Н. – Вып. 1. – Павлодар: Дом печати, 2010. – 234с.: ил.- Библиогр.: С.224-231. - ISBN 978-601-7112-28-8.
2. Теоретический расчет наработанных количеств искусственных нуклидов - продуктов деления при проведении взрывов в соляных куполах КНГКМ и определение микроконцентраций делящихся актиноиодов в неделящихся материалах с помощью трековой методики: отчет о НИР / рук. Мульгин С.И. – Алматы: ИЯФ НЯЦ РК, 1999.
3. Учебно-методическое руководство по радиоэкологии и обращению с радиоактивными отходами для условий Казахстана / ред. Т.Е. Каткова. - Алматы: ОАО «Волковгеология», 2002. - 304 с.
4. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Quantification of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments for radiological assessments, IAEA -TECDOC-1616. – Vienna: IAEA, 2009.
5. Обеспечение Безопасности Бывшего Семипалатинского Испытательного Полигона Республиканская Бюджетная программа 038 «Обеспечение радиационной безопасности» : отчет о НИР (информационный) по договору № 4-20103 от 19.02.2010 / ИРБЭ НЯЦ РК; рук. Лукашенко С.Н. – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2010. -128с.
6. Временные допустимые уровни содержания радионуклидов в объектах контроля Минсельхоза РК, не вошедших в перечень Минздрава Республики, 22.02.94.
7. Сельскохозяйственная радиоэкология / под ред. академиков ВАСХНИЛ Р.М.Алексахина и Н.А.Корнеева. – Москва, 1991. – С.57-58.
8. Санитарные правила и нормы №4.01.071.03 "Гигиенические требования к безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов": утв. приказом министра здравоохранения Республики Казахстан от 11 июня 2003 г. №447.
9. Методика определения содержания искусственных радионуклидов плутония-(239+240), стронция-90 в объектах окружающей среды (почвах, грунтах, донных отложениях и растениях). KZ.07.00.00471-2005.

10. 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.
11. Государственные санитарно-эпидемиологические правила и нормативы. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99): СП 2.6.1. 758-99. - Введ. 2000 -01-01. – Алматы: Агентство по делам Здравоохранения РК, 1999. - 80с. – ISBN 9965-501-42-4.
12. Oatway W. B. Methodology for Estimating The Doses to Members of the Public from the Future Use of Land Previously Contaminated with Radioactivity / W. B. Oatway and F. Mobbs // Report NRPB W36 National Radiological Protection Board. – Great-Britain, 2003.
13. Brown J. FARMLAND: A dynamic model for the transfer of radionuclides trough terrestrial food chains / Brown J and Simmonds JR. // Chilton, NRPB – R 272. – 1995.
14. Минимальные нормы потребления основных продуктов питания для различных социальных групп населения Республики Казахстан // Министерство труда и социальной защиты населения РК от 2005г. № 307 / 1 –п.

«БАЙТЕМІР» КЕНОРНЫ АУМАҒЫНЫҢ РАДИОЭКОЛОГИЯЛЫҚ АХУАЛЫ

Стрильчук Ю.Г., Айдарханов А.О., Генова С.В., Каширский В.В., Ларионова Н.В., Магашева Р.Ю., Паницкий А.В., Субботин С.Б., Топорова А.В., Тоневицкая О.В., Яковенко Ю.Ю., Лукашенко С.Н.

ҚР ҰЯО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты, Курчатов, Қазақстан

Мақалада Семей сынақ полигоны аумағында екі облыс – Павлодар және Шығыс Қазақстан облыстарының шекарасында орналасқан «Байтемір» кенорнының кешенді радиоэкологиялық зерттеу нәтижелері ұсынылған. Кенорны телімінің жалпы ауданы 40 км^2 құрайды. Жұмыс барысында қоршаған ортаның: құмдақтопырақ, ауа бассейні, өсімдік жамылғысы, жануарлар әлемінің радиациялық белгісі бойынша қазіргі радиоэкологиялық ахуалын бағалау орындалды. Кенорны аумағындағы табиғат ортасы нысандарындағы жасанды радионуклидтердің құрамы алғашқы термоядролық және екі гидроядролық сынақтарды жүргізу нәтижесіндегі радиоактивті түсулерге байланысты. Жасанды радионуклидтердің алаңдық таралуын талдау кезінде олардың тиесілі белсенділігінің жоғары мәндері бар аймақтар анықталды. Радиоактивті ластанудың деңгейі мен сипаты бойынша әрқайсысы үшін топырақ жамылғысындағы радионуклидтердің тиесілі белсенділігінің орташа мәндері анықталған үш аймақ анықталды. I және II аймақтардың аумақтары көп дәрежеде жасанды радионуклидтермен ластанған, ал III аймақты шартты таза аумақ деп санауға болады. ^{137}Cs және ^{90}Sr радионуклидтерінің тиесілі белсенділігінің максималды мәндері аумақтардың экологиялық жағдайын «салыстырмалы қанағаттанарлық жағдай» ретінде сипаттайтын деңгейлерден төмен. Радионуклидтердің топырақ жамылғысындағы, судағы және ауадағы, сондай-ақ жануар және өсімдік тектес азық-түлік өнімдеріндегі күтілетін құрамы рауалы деңгейлерден көп төмен. Табиғат ортасы мен азық-түлік өнімдеріндегі радионуклидтердің

құрамы туралы деректер негізінде әр аймақ үшін тұрғындарға дозалық жүктемені бағалау жасалды. «Аса нашар» сценарий жағдайы кезінде ластанған аумақ шегінде табиғи шаруашылық жүргізетін фермер күтілетін жылдық тиімді доза бір адамға 0,93 мЗв құрайды, бұл Радиациялық қауіпсіздік нормаларына сәйкес жылына 1 мЗв дозалар шегінен аспайды. Сонымен қатар егер күтілетін доза 0,3 мЗв/жыл асатын болса, аталған аумақ шектерінде тұрғындардың сәулеленуін шектеу мақсатында қорғау шараларын жүргізу қажет. ҚР қолданыстағы нормативтік база талаптарын ескере отырып барлық зерттелген аумақ шектеусіз пайдалануы мүмкін болғанымен, аталған аумақты жер қорынан ауылшаруашылық айналымына беру ұсынылмайды. Тұрғындарға дозалық жүктемені бағалау негізінде, егер зерттелген аумақ шегінде шаруашылық қызметті жүргізу жағдайында «Байтемір» кенорны аумағын өнеркәсіп, көлік, байланыс, қорғаныс, және басқа да шаруашылық емес тағайындауларға беру ұсынылады.

Түйін сөздер: «Байтемір» кенорны, ядролық сынақтар, радиоэкология, радиоактивті ластану, радионуклидтер, топырақтар, өсімдік жамылғысы, азық-түлік өнімдері, жүріс-тұрыс сценариі, жылдық тиімді доза

RADIOLOGICAL SITUATION IN THE TERRITORY OF «BAYTEMIR» DEPOSIT

Yu.G. Strilchuk, A.O. Aidarkhanov, S.V. Genova, V.V. Kashirskiy, N.V. Larionova, R.Yu. Magasheva, A.V. Panitskiy, S.B. Subbotin, A.V. Toporova, O.V. Tonevitskaya, Yu.Yu. Yakovenko, S.N. Lukashenko

Institute of Radiation Safety and Ecology NNC RK, Kurchatov, Kazakhstan

The article presents the results of comprehensive radiological study of «Baytemir» deposit located iin the territory of the Semipalatinsk test site within two regions - Pavlodar and East-Kazakhstan. Total area of the deposit is 40 km^2. In the course of the work we carried out assessment of the current radiological state of the environment: soil, air basin, vegetation, wildlife by radiation characters. Content of artificial radionuclides in the environment within the deposit is due to radioactive fallouts caused by the first thermonuclear test, and two hydronuclear tests. The analysis of areal distribution of artificial radionuclides identified areas with increased values of their specific activity. Based on the level and nature of contamination we highlighted three zones, for each of which we have determined average specific activity of radionuclides in the soil cover. Territories of I and II zones are more contaminated with artificial radionuclides, and zone III can be considered conventionally clean area. Maximal values of specific activity of radionuclides ^{137}Cs and ^{90}Sr are below the levels that characterize the ecological status of the territories as «relatively satisfactory situation». The content of radionuclides in vegetation, water and air, as well as the expected content in foods of animal and plant origin is much lower than permissible levels. On the basis of the content of radionuclides in the environment and the food there was estimated dose loads to the population for each zone. Subject to the «worst» scenario «a subsistence farmer», the expected annual effective dose per person will be 0.93 mSv, which does not exceed the limit dose of 1 mSv per year, according to Radiation Safety Standards. However, if the expected dose exceeds 0.3 mSv/year, within that territory it is needed to take protective measures to limit public exposure. Despite the fact that, given the existing regulatory requirements of RK the entire explored territory can be used without restrictions, it is not recommended to transfer this territory for agricultural use. Based on the evaluation of radiation exposure to personnel in the event of economic activity within the investigated area it is proposed to transferred the «Baytemir» deposit for industrial, transportation, communications, defense and other non-agricultural purposes.

Keywords: «Baytemir» deposit, nuclear tests, radioecology, radioactive contamination, radionuclides, soil, vegetation, food, behavior scenarios, annual effective dose

УДК 577.4:553:504.064:539.16

СОВРЕМЕННОЕ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ МЕСТОРОЖДЕНИЯ «ЕСЫМЖАЛ»

Осинцев А.Ю., Мустафина Е.В., Коровина О.Ю., Субботин С.Б., Айдарханов А.О.

Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, Курчатов, Казахстан

В настоящей работе представлены данные радиоэкологических исследований на территории месторождения «Есымжал», расположенного в юго-западной части территории СИП. В результате проведенных исследований установлено, что содержание техногенных радионуклидов на дневной поверхности территории месторождения обусловлено, в основном, глобальными выпадениями. В настоящее время радиационная обстановка на участке месторождения стабильная и не требует принятия специальных мер по радиационной безопасности. Полученные результаты показывают, что на обследованной территории население может находиться без ограничения по времени. Тем не менее, в связи с близким расположением испытательных площадок с высокими уровнями радиоактивного загрязнения, которое может привести к изменению радиационной обстановки на изученных территориях, рекомендовано для обеспечения радиационной безопасности сотрудников и производимой продукции создание системы радиационного контроля, предусматривающей контроль основных вероятных путей поступления радиоактивного загрязнения на территорию месторождения.

Ключевые слова: Есымжал, месторождение, площадка «Дегелен», гидрогеология, радионуклидное загрязнение, подземные ядерные взрывы, ^{40}K, ^{232}Th, ^{226}Ra, ^{137}Cs, ^{90}Sr, $^{239+240}$Pu.

ВВЕДЕНИЕ

Месторождение «Есымжал» расположено в юго-западной части территории СИП и включает в себя три рядом расположенные небольшие месторождения «Даулетпай», «Центрально-Южный» и «Северный» (рисунок 1).

Рядом с местом расположения месторождений находятся испытательные площадки «Сары-Узень» (~ 20 км), «Актан-Берли» (~ 30 км) и «Дегелен» (~ 45 км). На данных площадках имеются объекты окружающей среды, подвергшиеся значительному радиоактивному загрязнению, которые в силу разных причин как естественного (водный перенос), так и антропогенного (непреднамеренный перенос радиоактивных материалов) характера может привести к изменению радиационной обстановки на рассматриваемых месторождениях.

На территории обследованного месторождения проводится добыча марганцевых руд. Разработка месторождения выполняется открытым способом вследствие неглубокого залегания рудной залежи. Также рядом с месторождениями расположена жилая зона (рисунок 2), где проживает рабочий персонал АО «Темиртауский электрометаллургический комбинат», осуществляющий разработку данного месторождения.

В 2010 г. было проведено радиоэкологическое обследование месторождения «Есымжал». Цель работ – оценка современной радиоэкологической обстановки на тер-

ритории жилой и рабочих зон, расположенных на территории месторождения, разработка рекомендаций для создания системы радиационного контроля, предусматривающей контроль основных вероятных путей поступления радиоактивного загрязнения.

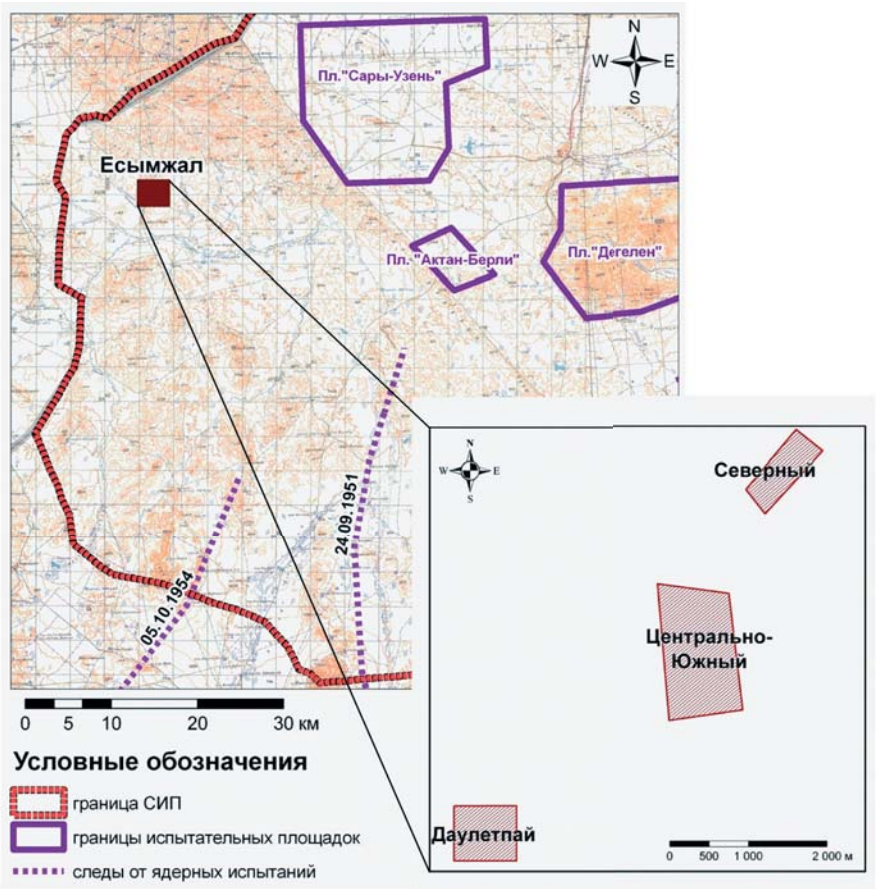


Рисунок 1. Месторасположение месторождения "Есымжал" на территории СИП

1. ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

В связи с близким расположением месторождений «Центрально-Южный» и «Северный», их обследование проводилось по единой совмещенной схеме (рисунок 2). Учитывая относительно близкое расположение всех обследуемых территорий (в масштабах СИП), механизмы радиационного воздействия близлежащих испытательных площадок СИП на месторождения и жилую зону будут одинаковыми. Вследствие этого, было принято решение о проведении совместной оценки воздействия радиационно-опасных факторов как на рабочий персонал, так и на производимую ими продукцию.

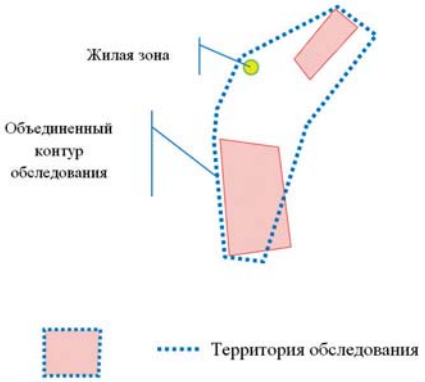


Рисунок 2. Территория обследования месторождения

Выполненное обследование включало изучение распределения радиационных параметров (МЭД и плотность потока β-частиц) на территории месторождения и в жилых помещениях, изучение содержания естественных и техногенных радионуклидов в образцах проб окружающей среды (почвенный покров, поверхностные и грунтовые воды, воздушная среда). Схема точек отбора окружающей среды показана на рисунке 3.

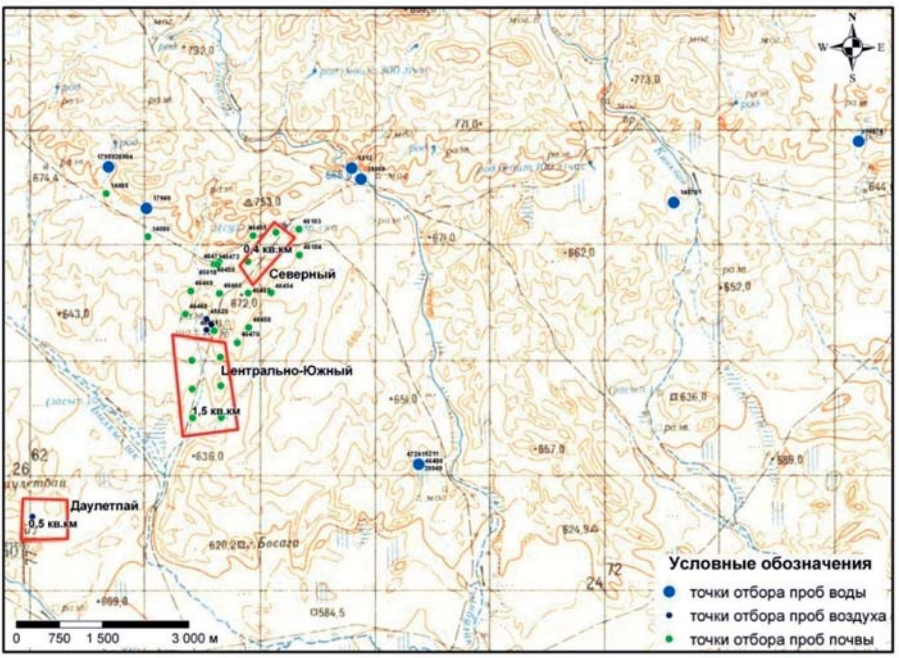


Рисунок 3. Схема расположения точек отбора проб окружающей среды

1.1. Изучение радиоактивного загрязнения почвенного покрова

Измерения радиационных параметров на обследуемых территориях проводились в узловых точках сети обследования (для жилых помещений – 1х5 м, территории жилой зоны – 10х5 м, территории месторождений – 100х50 м), а также между точками в режиме «Поиск» в соответствии с методикой измерения гамма-фона территорий и помещений [1]. Для оценки радиоактивного загрязнения почвенного покрова был произведен отбор образцов поверхностного слоя почвы. Образцы почвенного покрова отбирались с учетом рельефа местности, расположения естественных и техногенных объектов, размещения производственных и жилых площадок, подъездных путей, а также участков с повышенным радиационным фоном, выявленных в ходе пешеходной съемки. Схема точек отбора проб представлена на рисунке 4. Площадь отбора точечной пробы составляла 200 см^2, глубина 5 см. Пробы отбирались и упаковывались в соответствии с требованиями к отбору проб почвы при общих и локальных загрязнениях [2]. Все пробы были проанализированы на содержание естественных (^{40}K, ^{232}Th, ^{226}Ra) и техногенных (^{137}Cs, ^{90}Sr, $^{239+240}$Pu) радионуклидов.

1.2. Изучение радиоактивного загрязнения водной среды

Наиболее вероятными источниками поступления радионуклидов в водную среду рассматриваемой территории является радиационное загрязнение на площадке «Сары-Узень» [3]. Наибольшая вероятность радиоактивного загрязнения водной среды рассматриваемого региона связана с поступлением техногенного радионуклида ^{3}H. Для оценки радионуклидного состава водной среды был проведен отбор образцов поверхностных и грунтовых вод, а также воды из технологического карьера. Места отбора проб представлены на карте (рисунок 3). Отбор проб воды производился в герметичные полиэтиленовые емкости. Объем пробы для определения техногенных радионуклидов ^{137}Cs, ^{90}Sr и $^{239+240}$Pu составлял не менее 10 литров, для определения содержания трития – 1,5 литра. Всего было отобрано 8 образцов водной среды, из них все 8 проанализированы на содержание ^{3}H, и одна проба подверглась анализу на все изучаемые радионуклиды.

1.3. Изучение радиоактивного загрязнения воздушной среды

Наиболее вероятными источниками поступления радионуклидов на дневную поверхность рассматриваемой территории являются последствия испытаний на площадке «Опытное поле», а именно, радиоактивные следы от испытания 05.10.1954 г. и радиационного загрязнения на площадке «Сары-Узень» [3].

Многолетние исследования на территории СИП [4] показали, что даже на больших площадных источниках радионуклидного загрязнения дневной поверхности, таких как «Опытное поле», значительное радиоактивное загрязнение приземного слоя атмосферы возможно только при техногенном пылении (движение автомобилей и другие работы, вызывающие значительный пылеподъем), а также при степных пожарах. Это подтверждается результатами ряда целенаправленных исследований, которые проводились в г. Курчатове, в северной и западной частях СИП. Результаты [5] подтвердили отсутствие значимого радионуклидного загрязнения воздушной среды региона при разных метеоусловиях.

Исходя из того, что разработка месторождения открытым способом относится к работам, вызывающим значительный пылеподьем, было проведено изучение загрязнения воздушного бассейна территории месторождения. Изучение воздушного бассейна проводилось посредством отбора проб воздушных аэрозолей для определения загрязнения атмосферного воздуха производственной зоны и вахтового поселка естественными и техногенными радионуклидами.

Для изучения радиоактивного загрязнения воздушной среды был произведен отбор образцов аэрозолей воздушной среды. Отбор проводился на обследованной территории с учетом расположения техногенных объектов и размещения производственных и жилых площадок. Отбор проб воздушных аэрозолей осуществлялся с помощью переносного пробоотборника воздуха «JAP-50», производительностью 50-60 м^3/ч. В качестве фильтрующего материала использовалась ткань «Петрянова». Площадь рабочей поверхности используемого фильтра составляет 250 см^2. Отбор проводился непрерывно в течение 8 ч. Объем прокачанного воздуха каждой пробы составил 400 м^3.

1.4. Лабораторные анализы проб окружающей среды

Все отобранные образцы окружающей среды измерялись и анализировались радиохимическим, гамма-спектрометрическими и сцинтилляционным методом в соответствии с методиками [6–10] на содержание естественных и техногенных радионуклидов.

2. РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

2.1. Радиационная обстановка на территории месторождений

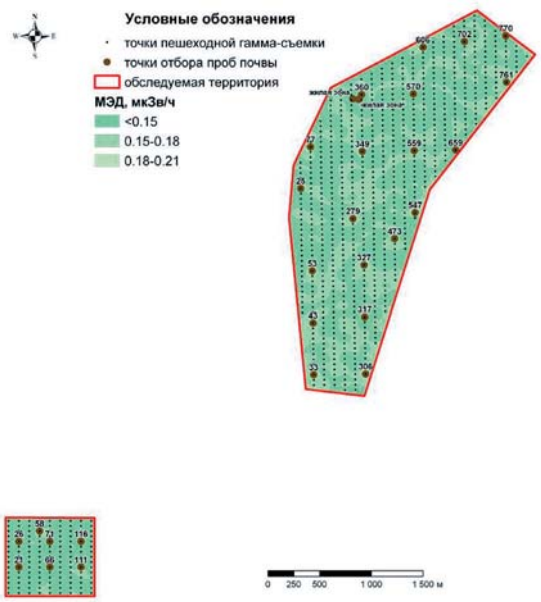


Рисунок 4. Распределение МЭД на исследуемой территории

Измерения МЭД проводились в 912 фиксированных точках и в режиме "Поиск" между точками. Значения МЭД на исследуемой территории варьировали в диапазоне от 0,11 до 0,21 мкЗв/ч (рисунок 4). Наряду с обследованием всего месторождения, также было проведено детальное изучение распределения МЭД на территории жилой зоны. Значения МЭД на территории жилой зоны варьировали в диапазоне от 0,10 до 0,15 мкЗв/ч. В жилых и подсобных помещениях значение МЭД не превышало 0,13 мкЗв/ч. Измеренные значения плотности потока β-частиц на территории всех участков обследования находились ниже предела обнаружения используемых средств измерений (10 част/(мин*см^2)).

Для анализа распределения МЭД проведена статистическая обработка данных. Подготовленная выборка включала все измерения радиационных параметров. Для корректной обработки данных был проведен расчет выпадов для данной выборки. В результате расчёта выпадов из выборки было удалено 1 аномальное значение – 0,21 мкЗв/ч. Анализ распределения значений МЭД показал, что результаты измерений варьируют в диапазоне от 0,11 до 0,19 мкЗв/ч.

Для оценки распределения значений МЭД была построена вариационная кривая (рисунок 5).

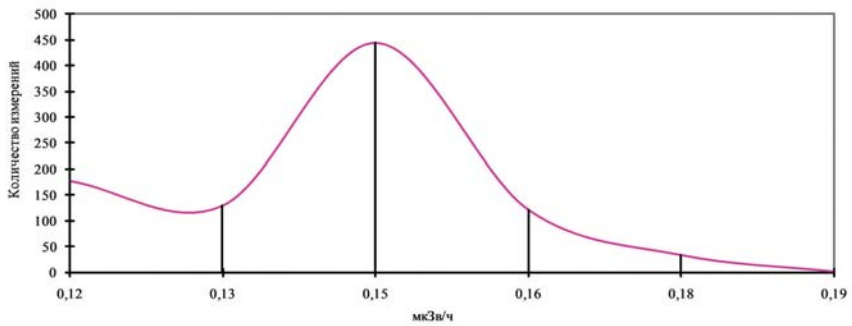


Рисунок 5. Вариационная кривая распределения количества измерений МЭД

Вариационная кривая показывает на то, что распределение радиационных параметров носит характер, близкий к нормальному (естественному) распределению с небольшой левой асимметрией. Левая асимметрия обусловлена пределом обнаружения используемых средств измерений.

Исходя из вышеизложенного, можно сделать заключение, что радиационные параметры на обследованной территории располагаются в области фоновых величин. Измеренные значения МЭД в помещениях не превышают значения мощности дозы на открытой местности более чем на 0,2 мкЗв/ч, следовательно, согласно НРБ-99, дополнительных защитных мероприятий для снижения радиационного фона в помещениях не требуется [11]. Распределение радиационных параметров не выявляет каких-либо аномалий и носит характер, близкий к нормальному распределению. Дисперсия радиационных параметров может быть следствием ряда факторов, формирующих радиационную обстановку (естественная флуктуация измеряемых радиационных параметров,

повышенная активность естественных радионуклидов в литосфере и др.), а также неопределенностью (погрешностью) измерений.

2.2. Характер площадного радионуклидного загрязнения почвенного покрова

Пробы почвы, отобранные на участке «Есымжал», были проанализированы на определение удельной активности техногенных и естественных радионуклидов.

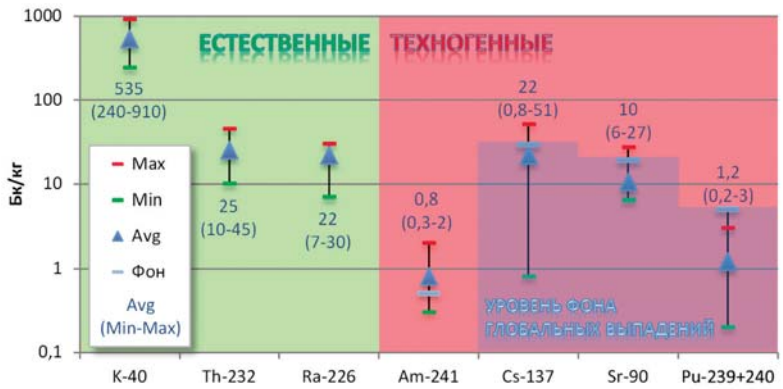


Рисунок 6. Содержание естественных и техногенных радионуклидов в почве

Содержание радионуклидов в почве по результатам лабораторных анализов и их распределение на обследуемой территории представлены на рисунках 6 и 7. Необходимо отметить, что во многих результатах измерений удельная активность радионуклидов находилась ниже предела обнаружения используемых средств измерений, тем не менее, исходя из консервативного подхода, для проведения расчета средних величин в расчет принимались численные значения данных пределов обнаружения, что привело к искусственному завышению средней величины.

Содержание естественных радионуклидов на исследуемой территории соответствует природному фону данного района. Такое содержание является типичным для почв Семипалатинского испытательного полигона [4, 12], каких-либо геохимических аномалий не выявлено.

Для оценки техногенного радионуклидного загрязнения почвенного покрова полученные результаты сравнивались с фоном глобальных выпадений [13–20], с критериями оценки экологической обстановки территорий [21] (таблица 1) и нормами радиационной безопасности НРБ-99 [11].

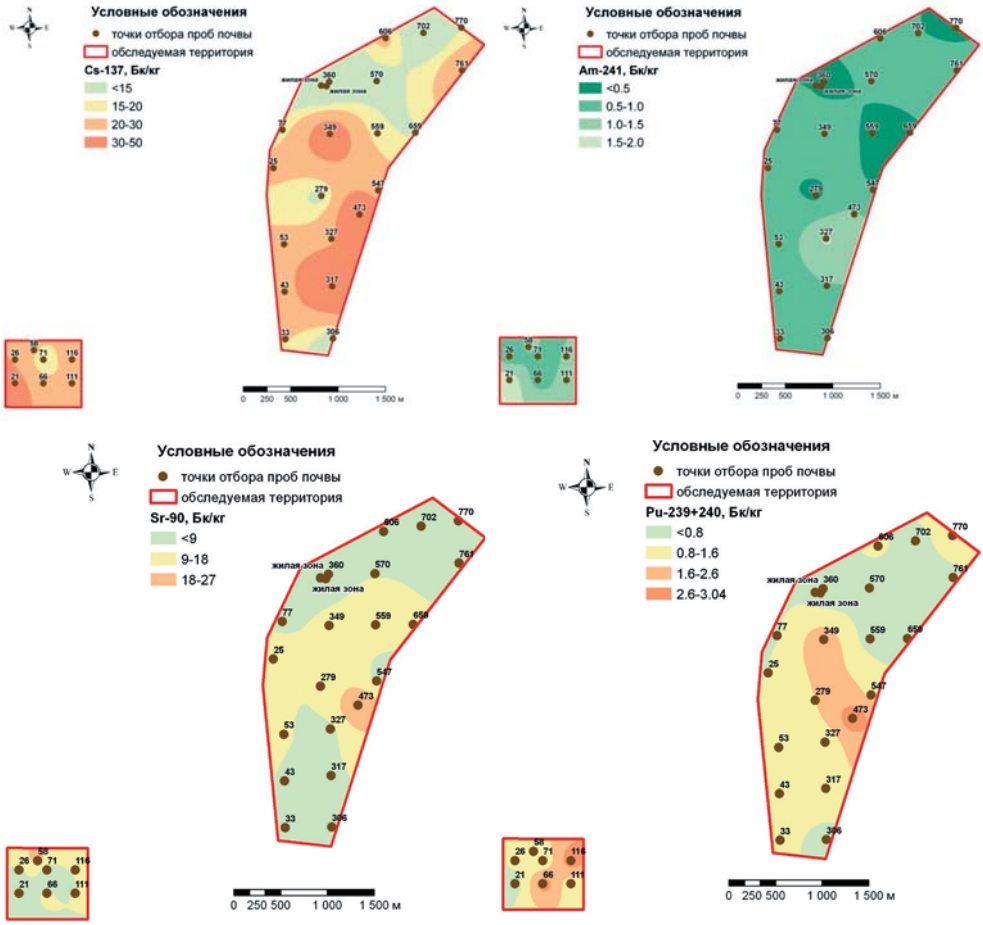


Рисунок 7. Карты-схемы распределения техногенных радионуклидов на исследуемой территории

Таблица 1.

Показатели радиоактивного загрязнения почв [21]

Показатель	Параметр		Относительно удовлетвори-тельная ситуация
	экологическое бедствие	чрезвычайная экологическая ситуация	
Радиоактивное загрязнение, Бк/кг*			
цезий-137	свыше 18500	6938 - 18500	до 6938
стронций-90	свыше1388	462 - 1388	до 462
плутоний (сумма изотопов)	свыше 46,3	23,1 – 46,3	до 23,1
Примечание: * удельная активность рассчитана для слоя почвы глубиной 5 см, и плотности почвы 1,6 кг/дм^3			

Удельная активность техногенных радионуклидов ^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{241}Am и $^{239+240}$Pu в 5-ти сантиметровом слое почвы значительно (до 2 порядков) ниже допустимых уровней МЗУА для данных радионуклидов [11] и находится на уровне фона глобальных выпадений. Площадное распределение радионуклидов ^{137}Cs и ^{241}Am представлено на карте-схеме (рисунок 7). Согласно критериям оценки экологической обстановки территорий, данная территория может быть отнесена к категории «относительно удовлетворительной ситуации».

По результатам проведенных исследований радионуклидного загрязнения установлено, что радиационная обстановка на территории участка «Есымжал» не представляет радиационной опасности.

2.3. Радиоактивное загрязнение водной среды

Для изучения возможного радиоактивного загрязнения водной среды в районе месторождения в разные годы изучались как подземные, так и поверхностные воды. В 2011 году были проанализированы пробы воды, поступающие в действующий карьер.

Результаты лабораторных анализов проб воды представлены в таблицах 2, 3.

Таблица 2.

Удельная активность трития в воде, кБк/кг

№ точки отбора	Место отбора	2006 год	2007 год	2009 год	2010 год	2011 год
1	Скважина К-2	<0,17				<0,013
2	Скважина К-3	<0,17				
3	Скважина 5		<0,007			
4	Мочажина			<0,007	<0,007	<0,012
5	Родник			<0,007	<0,007	<0,012
6	Колодец				<0,015	<0,012
7	Скважина 6		<0,007			
8	Карьер					<0,013

Таблица 3.

Удельная активность естественных и техногенных радионуклидов в воде, Бк/кг

№ точки отбора	Место отбора	Год отбора	^{40}K	^{232}Th	^{226}Ra	^{241}Am	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}$Pu
6	Колодец	2010	<5	<0,7	<0,3	<0,5	<0,2	<0,01	<0,006

По данным лабораторных анализов концентрация техногенных радионуклидов не превышает предела обнаружения используемых средств измерений. Исходя из представленных данных, можно сделать заключение, что удельная активность естественных и техногенных радионуклидов в воде значительно ниже уровня вмешательства для населения при поступлении данных радионуклидов с водой и пищей [11].

При этом необходимо учитывать, что в процессе отработки месторождения «Есымжал» под влиянием карьерного водоотлива может наблюдаться процесс образования и разрастания депрессионной воронки (воронка осушения), в сфере влияния которой могут оказаться места, где ранее проводились подземные ядерные взрывы. Возможное поступление загрязненных тритием подземных вод с площадки «Сары-Узень» в подземные воды месторождения представляет реальную радиационную опасность для сотрудников, занятых на работах по разработке месторождения. Стоит учитывать, что тритий входит в состав воды и не сорбируется горными породами. В связи с чем, при разрастании депрессионной воронки загрязненные тритием подземные воды в достаточно короткие сроки могут поступить в воды месторождения. В данных условиях оперативный контроль и прогноз качества возможен только по результатам мониторинга подземных вод, при организации которого должен быть учтен ряд вероятных гидродинамических особенностей формирования водопритока в карьер.

2.4. Радиоактивное загрязнение воздушного бассейна

По результатам лабораторных исследований (таблица 4) установлено, что активность техногенных радионуклидов в образцах воздушных аэрозолей ниже минимально-детектируемой активности аппаратуры и не превышает значений допустимой объемной активности как для персонала ($ДОА_{перс}$), так и для населения ($ДОА_{нас}$) [11].

Таблица 4.

Удельная активность естественных и техногенных радионуклидов в пробах воздушных аэрозолей

№ п/п	Точка отбора	^{241}Am, Бк/м^3	^{137}Cs, Бк/м^3	^{226}Ra, Бк/м^3	^{232}Th, Бк/м^3	^{40}K, Бк/м^3	$^{239+240}Pu$, Бк/м^3	^{90}Sr, Бк/м^3
1	Вахтовый поселок	$< 2\cdot10^{-4}$	$< 3\cdot10^{-4}$	$2\cdot10^{-3}\pm 5\cdot10^{-4}$	$< 2\cdot10^{-3}$	$1\cdot10^{-2}\pm 2\cdot10^{-3}$	$< 2\cdot10^{-3}$	$< 1\cdot10^{-3}$
2	Карьер	$< 1\cdot10^{-4}$	$< 3\cdot10^{-4}$	$2\cdot10^{-3}\pm 4\cdot10^{-4}$	$< 1\cdot10^{-3}$	$1\cdot10^{-2}\pm 1\cdot10^{-3}$	$< 2\cdot10^{-3}$	$< 1\cdot10^{-3}$
3	Карьер	$< 2\cdot10^{-4}$	$< 5\cdot10^{-4}$	$2\cdot10^{-3}\pm 5\cdot10^{-4}$	$< 2\cdot10^{-3}$	$1\cdot10^{-2}\pm 1\cdot10^{-3}$	$< 2\cdot10^{-3}$	$< 1\cdot10^{-3}$
4	Карьер	$< 1\cdot10^{-4}$	$< 2\cdot10^{-4}$	$3\cdot10^{-3}\pm 5\cdot10^{-4}$	$< 1\cdot10^{-3}$	$1\cdot10^{-2}\pm 1\cdot10^{-3}$	$< 2\cdot10^{-3}$	$< 1\cdot10^{-3}$
$ДОА_{перс}$, Бк/м^3		2,5	$2{,}1\cdot10^{-1}$	$1{,}7\cdot10^{3}$	0,19	$3{,}8\cdot10^{3}$	$5{,}3\cdot10^{-1}$	$3{,}3\cdot10^{2}$
$ДОА_{нас}$, Бк/м^3		$3{,}0\cdot10^{-2}$	$2{,}9\cdot10^{-3}$	27	$4{,}9\cdot10^{-3}$	31	$2{,}5\cdot10^{-3}$	2,7

Наряду с оценкой загрязнения воздушного бассейна территории месторождения естественными и техногенными радионуклидами также были проведены исследования эквивалентной равновесной объемной активности дочерних продуктов распада (ЭРОА ДПР) изотопов радона. В 8 помещениях вахтового поселка были проведены измерения ЭРОА ДПР ^{222}Rn и ^{220}Rn. Диапазон измеренных значений ЭРОА ДПР ^{222}Rn варьировал от 23 до 68 Бк/м^3. Все значения ЭРОА ^{220}Rn не превысили предела обнаружения используемого средства измерения <4 Бк/м^3.

Значения ЭРОА ^{222}Rn в исследуемых помещениях не превысили допустимого уровня содержания эквивалентной равновесной объемной активности дочерних продуктов ^{222}Rn в воздухе жилых помещений 200 Бк/м^3, согласно НРБ-99 [11].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В результате проведения работ было изучено распределение радиационных параметров на исследуемой территории, изучен характер радионуклидного загрязнения почвенного покрова, воздушной и водной среды.

В настоящее время радиационная обстановка на участке месторождения стабильная и не требует принятия специальных мер по радиационной безопасности. Полученные результаты показывают, что на обследованной территории население может находиться без ограничения по времени.

Однако, необходимо отметить, что близкое расположение испытательных площадок с высокими уровнями радиоактивного загрязнения в силу разных причин, как естественного (пылевой и водный перенос) так и антропогенного (непреднамеренный перенос радиоактивных материалов) характера может привести к изменению радиационной обстановки на изученных территориях. Для обеспечения радиационной безопасности сотрудников и производимой продукции необходимо создание системы радиационного контроля, предусматривающей контроль основных вероятных путей поступления радиоактивного загрязнения на территорию месторождения.

ЛИТЕРАТУРА

1. Методика измерения гамма – фона территорий помещений: утв. Зам. Главного Государственного санитарного врача РК, 1997.
2. ГОСТ 17.4.3.01-83. Охрана природы. Почвы. Общие требования к отбору проб. - Введ. 1984-01-07. // Сборник. Охрана природы. Почвы. – М.: Изд-во стандартов, 1998. – С. 29-31.
3. Семипалатинский полигон. Обеспечение общей и радиационной безопасности ядерных испытаний / под ред. Логачева В.А. – Москва, 1997.
4. 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
5. Комплексные исследования радиоактивного загрязнения системы атмосфера-подстилающая поверхность и оценки радиационных рисков для населения Семипалатинского региона: Технический отчет по проекту МНТЦ К-928 / рук. Артемьев О.И. – Курчатов: ИРБЭ, 2005-2006.
6. Методика определения содержания искусственных радионуклидов плутония-(239+240), стронция-90 в объектах окружающей среды (почвах, грунтах, донных отложениях и растениях): KZ.07.00.00471-2005.

7. 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..
8. Качество вода – определение активности трития, соответствующей данной концентрации – жидкостной метод сцинтилляционного счета: ISO 9698:1989 (E).
9. Методика определения содержания искусственных радионуклидов плутония (239+240), стронция-90, цезия-137 в природных водах: KZ.07.00.00732-2007.
10. Методика выполнения измерений активности радионуклидов плутоний-239,240 в счетных образцах, приготовленных из проб объектов окружающей среды». – М.: ФГУП «НПО Радиевый Институт им. В.Г.Хлопина.
11. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99): СП 2.6.1. 758-99; ввод. в действие 01.01.2000. – Алматы: Агентство по делам Здравоохранения РК, 1999. - 80с. – ISBN 9965-501-42-4.
12. Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007 – 2009гг.]. – Вып. 2. – Павлодар: Дом печати, 2010. – 528 с. - ISBN 978-601-7112-32-5.
13. Василенко И.Я. Чернобыль и проблемы радиобиологии / И.Я. Василенко. -2001.
14. Давыдов М.Г. Радиоэкология. Избранные главы / М.Г. Давыдов.
15. Источники, эффекты и опасность ионизирующей радиации. Доклад на Генеральной Ассамблее ООН за 1988г. - М., 1992.
16. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах / Ф.И. Павлоцкая. - М.: Атомиздат, 1974.
17. Глобальные выпадения и человек. – М.: Атомиздат, 1974.
18. Моисеев А.А. Цезий – 137 в биосфере / А.А. Моисеев, П.В. Рамзаев. - М.: Атомиздат, 1975.
19. Бонина Т.А. Анализ некоторых результатов долгосрочного радиоэкологического мониторинга территории Республики Беларусь / Бонина Т.А.[и др.].
20. Чернобыль. Радиоактивное загрязнение природных сред / под ред. Ю.А. Израэля. - М.: Гидрометеоиздат, 1990.
21. Постановление Кабинета Министров РК № 653 от 31 июля 2007 г. «Об утверждении критериев оценки экологической обстановки территорий».

«ЕСІМЖАЛ» КЕНОРНЫНЫҢ ҚАЗІРГІ УАҚЫТТАҒЫ РАДИОЭКОЛОГИЯЛЫҚ ХАЛ-АХУАЛЫ

Осинцев А.Ю., Мустафина Е.В., Коровина О.Ю., Субботин С.Б., Айдарханов А.О.

ҚР ҰЯО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты, Курчатов, Қазақстан

Бұл жұмыста, ССП аумағының оңтүстік-батыс бөлігінде орналасқан «Есімжал» кенорнының аумағына жасалған радиоэкологиялық зерттеулердің деректері келтірілген. Жасалған зерттеулердің нәтижесінде, кенорнындағы аумақтың беткі қабатындағы техногенді радионуклидтердің құрамы негізінен, ғаламдық түсулерге байланысты шартталған. Қазіргі уақытта кенорнындағы радиациялық жағдай тұрақты және радиациялық қауіпсіздік бойынша арнайы шараларды ұйымдастыруды қажет етпейді. Алынған нәтижелерден көретініміз, зерттелген аумақта тұрғындар шектеусіз уақыт бойында жүруіне болады. Алайда, зерттелген аумақтың радиациялық жағдайының өзгеруіне алып келуі мүмкін радиоактивті ластану деңгейі жоғары сынақ алаңдары жақын орналасуына байланысты, қызметкерлердің және шығарылатын өнімнің радиациялық қауіпсіздігін қамтамасыз ету үшін, кенорнының аумағына радиоактивті ластанудың түсуі болжанған негізгі жолдарын бақылауды қамтамасыз ететін радиациялық бақылау жүйесін құру ұсынылған.

Түйін сөздер: Есімжал, кенорны, «Дегелең» алаңы, гидрогеология, радионуклидті ластану, жерасты ядролық жарылыстар, ^{40}K, ^{232}Th, ^{226}Ra,^{137}Cs, ^{90}Sr, $^{239+240}$Pu.

CURRENT RADIOLOGICAL SITUATION AT «ESYMZHAL» DEPOSIT

A.Yu. Ossintsev, E.V. Mustafina, O.Yu. Korovina, S.B. Subbotin, A.O. Aidarkhanov

Institute of Radiation Safety and Ecology NNC RK, Kurchatov, Kazakhstan

This paper presents the data of radio-ecological research at "Esymzhal" deposit territory located on the south-western part of STS. The investigations established that the content of artificial radionuclides at the surface within the deposit is due mainly global fallout. At present the radiation situation at the deposit is stable and does not require special measures for radiation safety. The results show that at the surveyed area the population may stay without limit of time. However, due to the close location of test sites with high levels of radioactive contamination, which can lead to a change in the radiation environment at the studied areas, it has been recommended to ensure the radiation safety of staff and products to create a system of radiation monitoring, which provides control of the main likely routes of contamination to the territory of the deposit.

Keywords: Esymzhal, deposit, «Degelen» site, hydrogeology, radionuclide contamination, underground nuclear explosions, ^{40}K, ^{232}Th, ^{226}Ra,^{137}Cs, ^{90}Sr, $^{239+240}$Pu.

УДК 577.4:504.75.05:615.849:539.16

К ВОПРОСУ РЕКОНСТРУКЦИИ ДОЗ НАСЕЛЕНИЯ, ПРОЖИВАЮЩЕГО В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ СЕМИПАЛАТИНСКОГО ЯДЕРНОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ПОЛИГОНА

[1]Битенова М.М., [1]Брянцева Н.В., [1]Лукашенко С.Н., [1]Галич Б.В., [1]Жадыранова А.А., [1]Каширский В.В., [1]Мещерякова А.В., [2]Пивоваров С.П., [2]Рухин А.Б., [2]Середавина Т.А., [3]Чередниченко О.Г., [3]Губицкая Е.Г., [3]Байгушикова Г.М.

[1]Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, Курчатов, Казахстан
[2]Институт ядерной физики НЯЦ РК, Алматы, Казахстан
[3]Институт общей генетики и цитологии, Алматы, Казахстан

В статье даны результаты работ по оценке доз населения, подвергавшегося облучению вследствие испытаний ядерного оружия на Семипалатинском ядерном испытательном полигоне. В качестве модели взят населенный пункт Саржал, расположенный в ареале выпадения осадков ядерного взрыва, население которого в процессе трудовой деятельности посещает территорию полигона. Проведены исследования содержания радионуклидов в организме обследуемых лиц с применением косвенных методов (определение содержания радионуклидов в моче), прямые исследования с использованием счетчика излучения человека, а также оценка внешней накопленной дозы в эмали зубов методом ЭПР и определение числа хромосомных аберраций.

Оценка накопленной внешней дозы по эмали зубов методом ЭПР дозиметрии свидетельствует о неоднородности популяции и вероятности дополнительного облучения отдельных лиц за счет иных источников ионизирующего излучения. Оценка накопленной дозы методом исследования хромосомных аберраций свидетельствует о повышенном, в сравнении с контролем, уровне обнаружения маркеров радиационного воздействии в популяции жителей Саржала, при этом не выявлена связь между частотой обнаружения хромосомных аберраций и продолжительностью проживания на данной территории.

Учитывая отдаленный временной период, отсутствие достаточной информации о радиационной обстановке на территории населенного пункта, индивидуальных поглощенных дозах населением, требуется повысить чувствительность методов обнаружения внутреннего содержания радионуклидов, а также определение стойких биологических маркеров радиационного воздействия.

Ключевые слова: ретроспективная оценка доз, Семипалатинский полигон, СИЧ, искусственные радионуклиды, цезий-137, америций-241, изотопы плутония, тритий, ЭПР-дозиметрия

ВВЕДЕНИЕ

Анализ ситуации. Вопросы контроля поступления радиоактивных веществ в организм человека и их содержания всегда были актуальными в проблеме радиационной защиты населения. Это обусловлено тем, что радиоактивные вещества способны накапливаться в организме, перераспределяться в тканях, достигая в отдельных органах уровней, которые могут оказаться небезопасными для здоровья. Разработка надежных методов оценки величин поступления и биологических эффектов радиоактивных ве-

ществ в организме человека является основополагающей в проблеме минимизации последствий облучения населения, его медицинской и социальной реабилитации.

Вопрос реконструкции доз приобретает особое значение для населения, проживающего в зоне влияния бывшего Семипалатинского ядерного испытательного полигона (СИП), в силу временной отдаленности от эпизодов облучения и отсутствия исчерпывающей информации о радиационной обстановке прошлых лет, вероятности дополнительного облучения вследствие медицинских процедур, хозяйственной деятельности на территориях, загрязненных радионуклидами. Поскольку с момента проведения ядерных испытаний прошло длительное время, в настоящий момент основную опасность представляет внутреннее облучение человека от продуктов питания и вдыхаемого воздуха.

При этом единого метода, который позволял бы достоверно определить индивидуальную накопленную эффективную дозу, в данный момент не существует. Только сочетание различных методов позволит максимально приблизиться к оценке величины накопленной дозы человека и оценить вероятную угрозу здоровью. Для решения задач реконструкции доз облучения в настоящее время используются: методы определения внутреннего содержания радиоактивных веществ в организме человека, оценка внешней накопленной дозы методом ЭПР эмали зубов методы биологической индикации радиационного воздействия, основанные на выявлении цитогенетических маркеров.

Обзор методов дозиметрии. Основными дозообразующими искусственными радионуклидами в современных условиях СИП являются ^{137}Cs, ^{241}Am, ^{90}Sr, $^{239+240}$Pu и ^{3}H. Изучение содержания каждого из этих радионуклидов в организме человека требует использования соответствующих методов.

Оценка внутреннего загрязнения человека радионуклидами ^{137}Cs, ^{241}Am, ^{90}Sr, $^{239+240}$Pu и ^{3}H обычно осуществляется с помощью косвенных методов – анализа биологических проб, таких как кровь, волосы, слюна, выдыхаемый воздух, моча, кал, позволяющих оценить содержание радионуклидов в организме. На практике наиболее часто проводится анализ мочи. Недостатком метода является зависимость результатов от физических и химических свойств радиоактивного соединения, процессов депонирования и экскреции радионуклидов, функциональных особенностей индивидуума.

По сравнению с методами косвенной оценки по содержанию радионуклидов в биосубстратах метод прямых измерений с использованием счетчика излучений человека (СИЧ) даёт возможность определять дозы внутреннего облучения с наименьшей погрешностью. СИЧ позволяет определять низкие удельные активности радионуклидов в теле человека при различной массе тела и комплекции обследуемого пациента и проводить прижизненное определение инкорпорированных гамма-излучающих радионуклидов в теле человека. Однако, в случае $^{239+240}$Pu, ^{90}Sr – альфа- и бета-распадчиков, СИЧ не позволяет определять активности данных радионуклидов.

Расчет дозы внутреннего облучения на основе результатов определения содержания радионуклидов в организме человека осуществляется с использованием рекомендованных МАГАТЭ биокинетических моделей – математических моделей, описывающих поступление, поглощение и удержание радионуклидов в различных органах и тканях тела человека и последующее выделение различными путями.

При восстановлении индивидуальных поглощенных доз от внешнего гамма-излучения у жителей регионов, пострадавших в чрезвычайных ситуациях (радиаци-

онное загрязнение окружающей среды в результате неконтролируемых аварий и катастроф, воздействие ионизирующих излучений на население в результате ядерных испытаний), используется метод дозиметрии с применением электронного парамагнитного резонанса (ЭПР). В основе этого метода лежит количественное определение радиационных дефектов в эмали зубов – наиболее минерализованной и единственной неметаболизирующей ткани человеческого организма. Основным недостатком метода ЭПР является необходимость экстракции зуба, при этом зуб должен иметь достаточное количество (около 100 мг) здоровой эмали. Другой недостаток – высокая трудоемкость анализа, очень высокая стоимость основной аппаратуры – ЭПР-спектрометра и высокие требования к квалификации персонала.

При ретроспективной дозиметрии, проводимой через длительное время после облучения, дополнением к физической дозиметрии могут служить методы биологической дозиметрии. В этом отношении перспективным является анализ стабильных хромосомных аберраций, частота которых стабильна в течение длительного времени после облучения. Одновременно в литературе описаны эффекты возрастной стабилизации генома, а также физиологический процесс, названный радиационным адаптивным ответом (РАО) при действии малых доз радиации. Суть этого явления заключается в том, что предварительное облучение в малой дозе приводит к снижению чувствительности объекта к последующему повреждающему воздействию больших доз ионизирующего излучения (25). Таким образом, метод дозиметрии, основанный на учете частоты хромосомных аберраций, существенно зависит от индивидуальных особенностей организма и не позволяет однозначно оценить накопленную дозу.

Соответственно, целью данной работы являлось оценка и разработка методологии комплексного подхода к реконструкции доз населения, проживающего в зоне влияния Семипалатинского ядерного испытательного полигона, а также получение фактических данных о содержании искусственных радионуклидов в организме людей выбранной когорты.

1. МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Работы были выполнены в Институте радиационной безопасности и экологии (ИРБЭ) НЯЦ РК совместно с Институтом общей генетики и цитологии (ИОГиЦ) г. Алматы и Институтом ядерной физики (ИЯФ) НЯЦ РК г. Алматы в период с мая по октябрь 2010 г.

Первым этапом работ была разработка специальной анкеты, содержащей вопросы, отражающие радиационный маршрут, социальный статус, особенности профессиональной деятельности, питания, наличие вредных привычек, медико-генетический анамнез, проведение анкетирования и отбор соответствующих лиц для обследования.

На втором этапе обследуемых лиц доставляли в г. Курчатов в Институт радиационной безопасности и экологии (ИРБЭ), где в течение трех дней проводилось обследование. Забор биологического материала осуществлялся в соответствии с санитарными требованиями. Все обследуемые осматривались стоматологом, при осмотре проводилась санация ротовой полости и экстракция зубов по показаниям. Удаленные коренные зубы направлялись в ИЯФ НЯЦ РК для исследования методом ЭПР дозиметрии. Забор крови для цитогенетических исследований производился в условиях процедурного ка-

бинета городской больницы г. Курчатова. Моча для радиохимического анализ собиралась в течение трех дней. Радиохимические исследования, а также измерения на СИЧ проводились в фоновых лабораториях ИРБЭ, использующихся для анализа только фоновые пробы, чтобы исключить всякую возможность случайного загрязнения.

В течение всего времени проживания людей в Курчатове они питались в столовой ИРБЭ. Предполагалось, что за это время будет происходить выведение трития с мочой, поэтому продукты и вода, используемые в столовой для приготовления пищи, были предварительно проанализированы на содержание в них трития. По результатам измерений как в продуктах, так и в воде его содержание оказалось меньше пределов измерительной аппаратуры.

1.1. Объект исследования

Учитывая задачи исследования, в группу обследуемых, по итогам предварительного анкетирования, были отобраны лица, рожденные до 1949 года (основной эпизод), а также рожденные и прибывшие на данную территорию после 1962 года. Из числа опрошенных были выбраны 50 человек для оценки доз облучения.

Данные распределения обследуемых лиц по отдельным признакам представлены в таблицах 1–3.

Таблица 1.

Распределение обследованных лиц по полу и по возрасту

Возраст	Общее количество	Мужчины	Женщины
30-40 лет	1	1	
41-50 лет	9	5	4
51-60 лет	17	14	3
60 и более	23	18	5
Всего	**50**	**38**	**12**

Таблица 2.

Распределение обследованных лиц по времени проживания в населенном пункте

Возраст	Общее количество	1949-1962 г.		1963-1992 г.		После 1993 г.	
		Мужчины	Женщины	Мужчины	Женщины	Мужчины	Женщины
30-40лет	1			1			
41-50 лет	9	5	2		1		1
51-60 лет	17	14	2		1		
60 и более	23	18	3		1		1
Всего	**50**	**37**	**7**	**1**	**3**		2

Таблица 3.

Распределение обследуемых лиц по виду трудовой деятельности

Род деятельности	Общее количество	Мужчины	Женщины
Сельскохозяйственная деятельность	32	30	2
Служащие	11	6	5
Не работающие	7	2	5
Всего	**50**	**38**	**12**

1.2. Оценка доз внутреннего облучения с использованием косвенных методов

1.2.1. Определение содержания радионуклидов в моче радиохимическим методом

В качестве исследуемого биосубстрата использовалась моча обследуемых лиц. Сбор мочи производился в течение 72-х часов посуточно. Суточная порция мочи собиралась в чистую пластиковую емкость с плотно закручивающейся крышкой. Средний объём суточного выделения составлял приблизительно 1500 мл. Для консервирования проб использовалась концентрированная азотная кислота – 80 мл кислоты на 1,5 л пробы. Хранение проб осуществлялось в холодильнике в течение 3 суток при температуре $0–4^0$ С.

Из каждого образца суточной пробы отбиралась аликвота 200 мл для определения содержания трития. Далее отобранные суточные пробы объединялись в одну. Общий объем пробы, таким образом, составлял около 4 л за трое суток. Для определения содержания ^{3}H в моче использовалась перегонка проб с сильным окислителем ($KMnO_4$) на ротационном испарителе. Измерения проводились на бета-спектрометре TriCarb-2900 в соответствии с методикой [1].

С помощью гамма-спектрометрического анализа было выполнено определение содержания ^{137}Cs и ^{241}Am в моче, для увеличения пределов обнаружения было проведено предварительное физическое концентрирование (упаривание) проб. Измерения проводились в геометрии пластиковой цилиндрической емкости с плотно закручивающейся крышкой на трех γ -спектрометрах фирмы Canberra: широкополосные детекторы BE5030 и BE3830 (время измерений 24 часа), а также коаксиальный детектор GX2020 (время измерений 12 часов). Измерение проводилось в соответствии с аттестованной методикой [2].

После гамма-спектрометрического анализа проводилось радиохимическое определение содержания ^{90}Sr и $^{239+240}$Pu. Для разрушения органической составляющей мочи использовалось кислотное («мокрое») озоление проб и последующее химическое концентрирование в соответствии с методикой [3].

1.2.2. Расчет доз внутреннего облучения

Для расчетов дозовых нагрузок по результатам косвенного определения радионуклидов были использованы методы, рекомендованные МАГАТЭ и МКРЗ [4–8] для расчета доз, спустя длительный промежуток времени, прошедший после облучения.

Для изучаемого населения можно выделить две основные модели поступления радионуклидов в организм: пероральная и ингаляционная.

В соответствии с определенным поступлением, ожидаемая эффективная доза за период, прошедший со времени поступления, рассчитывалась по формуле:

$$E = \frac{M}{m(t)} e(g)_j$$

где: $e(g)_j$ – коэффициент дозы для данного радионуклида j;

M – измеренная абсолютная концентрация радионуклида в суточных выделениях, Бк;

m(t) – доля радионуклида, которая остается в организме (для прямого измерения) или выводимая из организма (для косвенных измерений) ко времени t после поступления. Величина m(t) зависит от биокинетики радионуклида, т.е. его химической формы, пути поступления и времени, прошедшего после поступления, измеряется обычно в днях.

Поскольку M – величина, получаемая в результате исследования в моче того или иного радионуклида, то основное внимание было уделено правильному выбору величин дозового коэффициента $e(g)_j$ и величины m(t), которые приводятся в публикациях МКРЗ, но зависят от многих факторов. Данные величины определяются используемой биокинетической моделью поведения радионуклида в организме и выведения из него [9].

1.3. Оценка дозы внутреннего облучения с использованием прямых методов определения радионуклидов

1.3.1. Определение активности радионуклидов в организме человека с использованием СИЧ (прямой метод)

Исследования проводились в обычном помещении с использованием полупроводникового детектора на основе сверхчистого германия. Обследуемый укладывался горизонтально на кушетке, детектор излучения фиксировался под кушеткой в проекции грудной клетки. Для защиты от внешнего фона естественных радионуклидов детектор окружен теневой защитой. Для калибровки СИЧ по эффективности регистрации использовался фантом.

Для изготовления фантома использовались пластиковые емкости, которые укладывались на кушетке, имитируя контур человека. Емкости заполнялись раствором с известным содержанием ^{137}Cs и ^{241}Am, подготовленным путем радиохимического выделения данных радионуклидов из пробы грунта, отобранной на территории СИП. Общий объем емкостей составляет 56 л. Активность фантома по ^{137}Cs и ^{241}Am составляет в среднем 4,9 ± 0,2 Бк/л. Средняя эффективность регистрации по результатам трех измерений фантома составила для ^{137}Cs – 0,017 % и для ^{241}Am – 0,104 %.

Для учета комптоновского рассеяния гамма – излучения от ^{40}K, содержащегося в организме каждого человека, были построены экспериментальные зависимости роста фонового счета в области регистрации ^{241}Am и ^{137}Cs от активности ^{40}K. Аналогичные зависимости были построены для роста фонового счета в области регистрации ^{241}Am от активности ^{137}Cs в исследуемом объекте. Результатом измерения является амплитудный спектр, обработка которого ведется в полуавтоматическом режиме с помощью программного обеспечения и сводится к определению пиков полного поглощения для ^{137}Cs и ^{241}Am. Активности инкорпорированных радионуклидов рассчитываются согласно выражению:

$$A = \frac{S}{\varepsilon \times m \times \eta \times t}$$

где: A – удельная активность, Бк/кг,
S – площадь пика полного поглощения в окне регистрации радионуклида,
ε – эффективность регистрации радионуклида, рассчитанная по результатам измерения фантома,
m – масса обследуемого, кг,
η – квантовый выход гамма – линии радионуклида,
t – время набора спектра, с.

Минимально детектируемая активность при времени набора спектра 60 мин и массе тела обследуемого 80 кг составила для ^{241}Am – 240 Бк и для ^{137}Cs – 200 Бк.

1.3.2. Оценка дозовых нагрузок при внутреннем поступлении радионуклида ^{137}Cs с использованием прямых методов

При расчёте средних годовых индивидуальных эффективных доз с использованием данных СИЧ-измерений принята модель равновесного содержания ^{137}Cs в теле человека, когда значение среднего в течение года суточного поступления радионуклида соответствует его среднему суточному выведению. Средняя годовая индивидуальная эффективная доза определяется согласно выражению [10, 11]:

$$E = k_d \cdot \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^{n} \frac{Q_i}{M_i}$$

где: k_d – дозовый коэффициент для взрослого человека, равный 2,3мЗв*кг/кБк*год;
Qi – содержание ^{137}Cs в организме i-го человека по данным СИЧ - измерений, кБк;
Mi– масса тела i-го человека, кг;
n – количество обследованных на СИЧ жителей.

Для расчета ожидаемых эффективных доз с использованием данных СИЧ от ^{241}Am при его хроническом поступлении было решено воспользоваться программным обеспечением MONDAL3, рекомендованным МАГАТЭ.

1.4. Оценка дозы внешнего облучения методом электронно-парамагнитного резонанса (ЭПР)

Подготовка зубов к проведению ЭПР-анализа и определение поглощенной дозы проводилось по стандарту РФ [12] с учетом рекомендаций [13] и последних достижений, полученных в организованных под эгидой МАГАТЭ Международных экспериментов «Интеркомпаризон». Для ЭПР-анализа использовали зуб, удаленный у пациента по медицинским показаниям. Подготовленный и продезинфицированный зуб сопровождался анкетным листом, заполненным врачом-стоматологом. Зуб распиливался под струей воды на 2 части – коронку зуба и корень. Для проведения анализа использовали коронку зуба.

Для оценки качества и классификации полученных образцов зубной эмали для реконструкции суммарной поглощенной дозы методом ЭПР осуществлялась предварительная обработка представленных образцов зубов в ультразвуковой ванне. Обработка ультразвуком проводилась в 20%-ом растворе NaOH при эмпирически подобранной мощности ультразвуковой ванны. Для удаления посторонних парамагнитных центров

и остатков щелочи зуб обрабатывался раствором уксусной кислоты и тщательно промывался дистиллированной водой. Затем с помощью бормашины проводилось полное удаление дентина. Полученные гранулы зубной эмали измельчались в агатовой ступке. Для анализов отбиралась фракция от 0,1 мм до 0,8 мм. Подготовленные образцы зубной эмали обезжиривались последовательным промыванием в ацетоне, дистиллированной воде и спирте и высушивались при комнатной температуре.

В работе использовался ЭПР-спектрометр типа ESP 300E фирмы «Bruker» с цилиндрическим резонатором типа 9601zr330 и рабочей длиной волны 3,2 см. Минимальная детектируемая доза составляет 50 мГр, погрешность зависит от величины дозы и массы анализируемой эмали. В среднем, можно принять величину погрешности порядка 10-20 %. При этом следует учесть, что накопленная внешняя индивидуальная доза от естественных источников радиоактивности составляет в пределах 0,1–0,2 Гр за весь жизненный период. Доза внешнего облучения, накопленная в результате стандартных медицинских обследований, составляет 0,01Р.

1.5. Оценка доз методом определения хромосомных аберраций

В процессе работы были отобраны образцы периферической крови 50 человек, проживающих в селе Саржал. В качестве контрольной группы были взяты жители поселка Таусугур Алматинской области.

Использован метод культуры лимфоцитов периферической крови. Взята кровь исследуемых из локтевой вены в размере 5,0 мл с добавлением гепарина. Лимфоциты культивировали в питательной среде RPMI-1640 с добавлением 15 % телячьей сыворотки, ФГА (Пан-ЭКО) (0,1 мл на 5мл среды) для роста, 0,1 мл стрептомицина и 0,1 мл пенициллина. Клетки инкубировали при температуре 37 ºС в течение 48 часов. Для накопления метафазных пластинок в культуральную среду за 2 часа до фиксации добавляли колхицин в конечной концентрации 0,1 мкг на 1 мл. Хромосомные препараты готовили стандартным методом: после центрифугирования в течение 5 минут при 1200 об/мин. добавляли 0,56 % раствор калия хлорида для гипотонической обработки клеток и выдерживали на водяной бане в течение 15 минут при температуре 37 ºС. Фиксация производилось смесью метилового спирта и ледяной уксусной кислоты (3:1). Готовая клеточная суспензия переносилась на холодные влажные предметные стекла. После просушки полученный препарат окрашивали 2 %-ым раствором красителя Гимза.

При анализе метафазных пластинок определяли число клеток с аберрациями, а также число и тип аберрации на 100 проанализированных метафаз. Полученные данные обрабатывались с использованием стандартных статистических методов.

2. РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Оценка влияния техногенного радиоактивного загрязнения на здоровье населения, проживающего в ареале влияния Семипалатинского ядерного испытательного полигона, остается сложной методологической проблемой, для решения которой в данной работе проведены комплексные исследования вклада техногенных радионуклидов в формирование накопленных доз облучения населения, проживающего в селе Саржал.

Обследуемая когорта лиц была представлена как лицами, непосредственно проживавшими в период формирования дозовых нагрузок на исследуемой территории, так и прибывшими в более позднее время. В основную группу вошли 44 человека, проживающие в селе Саржал с 1949 года по настоящее время. Группа сравнения составила 6 человек, прибывших или родившихся в Саржал после 1963 года. Основная часть обследованных занималась сельскохозяйственной деятельностью, что повышало риск облучения за счет ингаляционного фактора. С целью оценки возможного влияния нерадиационных факторов в формирование биологических эффектов изучены дополнительные критерии, оказывающие влияние на генетический гомеостаз. Из числа обследованных курящие составили 18 человек, у 8 человек в семейном анамнезе отмечены онкологические заболевания, у 11 – патология беременности и врожденные аномалии развития.

2.1. Содержание техногенных радионуклидов в моче

В таблице 4 представлены результаты определения удельной активности радионуклидов в моче обследованных людей.

Таблица 4.

Удельная активность радионуклидов в моче

Номер донора	Удельная активность радионуклидов, Бк/кг					
	^{40}K	^{241}Am	^{137}Cs	^{3}H*	^{90}Sr	$^{239+240}$Pu
01	60±8	<1	<0,27	<12	<0,1	<0,0012
02	80±8	<0,07	<0,09	<12	<0,1	<0,015
03	100±2	<0,04	<0,05	<12	<0,1	<0,003
04	43,5±5	<0,06	<0,07	<13	<0,1	<0,003
05	120±4	<0,07	<0,09	<13	<0,1	<0,004
06	105±3	<0,05	<0,05	<13	<0,1	<0,006
07	34±3	<0,35	<0,006	<12	<0,1	<0,00231
08	60±6	<0,41	<0,08	<13	<0,1	<0,008
09	70±8	<1,61	<0,27	<12	<0,1	<0,0037
10	52,2±0,4	<0,003	<0,01	<12	<0,1	<0,0028
11	18,2±0,4	<0,009	<0,009	<12	<0,1	<0,00157
12	70±8	<0,38	<0,07	<16	<0,1	<0,0034
13	80±8	<2	<0,33	<12	<0,1	-
14	7,1±0,4	<0,006	<0,01	<12	<0,1	<0,0066
15	36±4	<0,102	<0,02	<12	<0,1	<0,0019
16	42,2±1,1	<0,027	<0,025	<13	<0,1	<0,0078
17	67,7±1,2	<0,007	<0,01	<13	<0,1	<0,00266
18	100±10	<1,7	<0,3	<14	<0,1	<0,0016
19	30±3	<0,21	<0,06	<19	<0,1	<0,0009
20	95±10	<0,7	<0,3	<19	<0,1	<0,00205
21	20±2	<0,2	<0,06	<19	<0,1	<0,00104
22	20,5±0,6	<0,004	<0,006	<19	<0,1	<0,0007
23	72±7	<1,2	<0,27	<18	<0,1	<0,0025
24	80±8	<0,9	<0,15	<19	<0,1	<0,0013

Номер донора	Удельная активность радионуклидов, Бк/кг					
	^{40}K	^{241}Am	^{137}Cs	^{3}H*	^{90}Sr	$^{239+240}$Pu
25	41±4	<0,008	<0,024	<18	<0,1	<0,00591
26	24,5±1	<0,007	<0,011	<18	<0,1	-
27	27,6±1,4	<0,009	<0,014	<17	<0,1	<0,0015
28	35±4	<0,35	<0,07	<17	<0,1	<0,0017
29	46±5	<0,43	<0,06	<18	<0,1	<0,00145
30	43,2+-0,9	<0,05	<0,008	<19	<0,1	<0,00215
31	47,4±1	<0,006	<0,014	<19	<0,1	<0,00404
32	62±6	<1,8	<0,33	<18	<0,1	<0,0047
33	55±6	<0,32	<0,06	<18	<0,1	<0,00111
34	8,5±0,4	<0,005	<0,008	<19	<0,1	<0,00419
35	65±7	<0,3	<0,06	<18	<0,1	-
36	30±3	<0,41	<0,07	<18	<0,1	<0,0021
37	40±4	<0,8	<0,23	<18	<0,1	<0,00394
38	76±8	<1,3	<0,23	<17	<0,1	<0,00221
39	88±9	<1,7	<0,32	<13	<0,1	<0,0175
40	15,5±1,1	<0,015	<0,026	<14	<0,1	<0,0298
41	42±4	<0,38	<0,07	<13	<0,1	<0,01
42	70±7	<1,8	<0,27	<13	<0,1	<0,006
43	42,6±1,3	<0,025	<0,026	<13	<0,1	<0,009
44	30±3	<0,41	<0,07	<13	<0,1	<0,0133
45	<20	<1,9	<0,66	<13	<0,1	<0,023
46	20±3	<0,13	<0,03	<13	<0,1	<0,003
47	60±6	<1,6	<0,15	<13	<0,1	<0,005
48	35,3±0,6	<0,012	<0,021	<13	<0,1	<0,009
49	7,1±0,4	<0,006	<0,01	<13	<0,1	<0,006
50	8,5±0,4	<0,005	<0,008	<13	<0,1	<0,006

Результаты исследования содержания радионуклидов в моче показывают, что во всех проанализированных пробах содержание техногенных радионуклидов ниже пределов обнаружения использованных методик и аппаратуры. Согласно данным [4], естественная удельная активность ^{40}K в моче составляет, в среднем, до 74 Бк/кг. Таким образом, содержание ^{40}K также не превышает справочных величин.

Содержание трития также не превышает пределов обнаружения измерительной аппаратуры. Соответственно, при проведении работ не было зафиксировано ожидаемого выведения трития с мочой в течение нескольких дней проживания людей на территории г. Курчатова. Предполагалось, что в моче жителей с. Саржал будет содержаться некоторое количество трития, поступающего с молоком, которое является одним из основных продуктов питания, а затем, при проживании на «чистой» территории (Курчатов) и временном прекращении поступления трития в организм можно будет оценить его выведение, однако этого не произошло.

Радионуклиды ^{90}Sr и $^{239+240}$Pu также не были обнаружены с помощью используемых методов, их содержание ниже пределов измерительной аппаратуры.

2.2. Расчёт доз по результатам исследования радионуклидов в моче

Согласно методическим подходам, рекомендованным МАГАТЭ и МКРЗ, проведена оценка поступления ^{3}H, ^{90}Sr, ^{137}Cs, $^{239+240}Pu$, ^{241}Am и ожидаемые дозовые нагрузки.

Так как все результаты по удельным активностям ^{3}H, ^{90}Sr, ^{137}Cs, $^{239+240}Pu$, ^{241}Am в моче, приведенные в таблице 4, находятся ниже предела обнаружения, для оценки ожидаемых дозовых нагрузок взяты минимальные пределы обнаружения ^{3}H, ^{90}Sr, ^{137}Cs, $^{239+240}Pu$, ^{241}Am. Расчёт ожидаемой эффективной дозы внутреннего облучения производился для перорального и ингаляционного пути поступления ^{3}H, ^{90}Sr, ^{137}Cs, $^{239+240}Pu$, ^{241}Am в организм.

При расчёте эффективной дозы внутреннего облучения от ингаляционного пути поступления ^{3}H, ^{90}Sr, ^{137}Cs, $^{239+240}Pu$, ^{241}Am были учтены размеры частиц, т.е. САДА (средний аэродинамический диаметр активности), равный 1 мкм.

При расчёте эффективной дозы внутреннего облучения от перорального пути поступления ^{3}H, ^{90}Sr, ^{137}Cs, $^{239+240}Pu$, ^{241}Am были учтены коэффициенты поглощения кишечником.

Так как тип поступающих соединений ^{3}H, ^{90}Sr, ^{137}Cs, $^{239+240}Pu$, ^{241}Am неизвестен, расчёт был произведён для всех видов химических форм F, M и S данных радионуклидов.

Учитывая, что целью работы была оценка возможности используемых методов, для реконструкции ожидаемых годовых накопленных доз от искусственных радионуклидов, для расчетов были взяты минимальные значения достигнутых уровней активности исследуемых радионуклидов.

В таблице 5 представлены результаты оценки доз внутреннего облучения по результатам исследования радионуклидов в моче.

Таблица 5.

Результаты оценки доз внутреннего облучения по результатам исследования радионуклидов в моче

	^{241}Am	^{137}Cs	^{3}H*	^{90}Sr	$^{239+240}Pu$
A_{min} в моче, Бк	$3{,}0\times10^{-3}$	$6{,}0\times10^{-3}$	12,4	$9{,}5\times10^{-2}$	$1{,}0\times10^{-3}$
Доза за год при A_{min}, мЗв	4,4	$4{,}2\times10^{-5}$	$2{,}6\times10^{-4}$	1,5	4,6
A_{min} соответствующая 1 мЗв	$7{,}0\times10^{-4}$	$1{,}5\times10^{2}$	$5{,}0\times10^{4}$	$7{,}0\times10^{-2}$	$2{,}1\times10^{-5}$

Полученные уровни ожидаемых доз внутреннего облучения от ^{137}Cs и ^{3}H при концентрации, равной пределу обнаружения, значительно ниже установленного предела в 1 мЗв.

В исследованиях по содержанию ^{90}Sr ожидаемые дозы при концентрации равной пределу обнаружения оказались несколько выше 1мЗв.

Достигнутый предел обнаружения для ^{241}Am и $^{239+240}Pu$ оказался на порядки выше уровня концентрации, соответствующей 1 мЗв ожидаемой дозы для данных радионуклидов.

Превышение пределов доз внутреннего облучения от ^{241}Am, и $^{239+240}$Pu 1 мЗв связано с высоким значением предела обнаружения.

Таким образом, используемый метод радиохимического выделения может быть использован для оценки накопленных доз населения от ^{137}Cs и ^{3}H.

Для более точной оценки содержания ^{90}Sr в моче требуется увеличение объема отбираемой пробы мочи и времени экспозиции.

Использование данного метода для обнаружения ^{241}Am и $^{239+240}$Pu не позволяет достигнуть минимального предела обнаружения, соответствующего ожидаемой дозе в 1 мЗв.

2.3 Расчет накопленной дозы с использованием результатов прямого определения искусственных радионуклидов в теле человека

В таблице 6 приведены результаты определения концентраций ^{137}Cs и ^{241}Am в теле обследуемых с использованием счетчика излучения человека, а также результаты расчета дозовых нагрузок на основании этих данных.

Таблица 6.

Результаты исследований методом прямой дозиметрии (СИЧ)

№ п/п	Удельная активность, всё тело		Доза внутреннего облучения			
	^{137}Cs	^{241}Am	^{137}Cs	^{241}Am	^{137}Cs	^{241}Am
	Бк/кг	Бк/кг	мЗв за год	мЗв за год	мЗв за 50 лет	мЗв за 50 лет
1	<0,27	<1	$<6{,}2\times10^{-4}$	<18	$<3{,}1\times10^{-2}$	<918
2	<0,23	<1,01	$<5{,}2\times10^{-4}$	<19	$<2{,}6\times10^{-2}$	<971
3	<0,21	<0,84	$<4{,}8\times10^{-4}$	<19	$<2{,}4\times10^{-2}$	<954
4	<0,167	<0,69	$<3{,}8\times10^{-4}$	<19	$<1{,}9\times10^{-2}$	<954
5	<0,26	<1,05	$<5{,}9\times10^{-4}$	<19	$<2{,}9\times10^{-2}$	<936
6	<0,15	<0,58	$<3{,}4\times10^{-4}$	<18	$<1{,}7\times10^{-2}$	<883
7	<0,13	<0,53	$<2{,}9\times10^{-4}$	<13	$<1{,}5\times10^{-2}$	<653
8	<0,14	<0,57	$<3{,}2\times10^{-4}$	<13	$<1{,}6\times10^{-2}$	<653
9	<0,08	<0,34	$<1{,}8\times10^{-4}$	<13	$<9{,}2\times10^{-2}$	<653
10	<0,1	<0,43	$<2{,}3\times10^{-4}$	<13	$<1{,}1\times10^{-2}$	<653
11	<0,17	<0,68	$<3{,}9\times10^{-4}$	<13	$<1{,}9\times10^{-2}$	<653
12	<0,12	<0,48	$<2{,}7\times10^{-4}$	<13	$<1{,}3\times10^{-2}$	<653
13	<0,17	<0,9	$<3{,}9\times10^{-4}$	<18	$<1{,}9\times10^{-2}$	<901
14	<0,18	<0,9	$<4{,}1\times10^{-4}$	<25	$<2{,}0\times10^{-2}$	<1250
15	<0,10	<0,5	$<2{,}3\times10^{-4}$	<16	$<1{,}1\times10^{-2}$	<795
16	<0,12	<0,6	$<2{,}7\times10^{-4}$	<17	$<1{,}3\times10^{-2}$	<830
17	<0,20	<0,8	$<4{,}3\times10^{-4}$	17	$<2{,}1\times10^{-2}$	<865
18	<0,18	<0,9	$<4{,}1\times10^{-4}$	<18	$<2{,}0\times10^{-2}$	<883
19	<0,17	<0,6	$<3{,}9\times10^{-4}$	<12	$<1{,}9\times10^{-2}$	<600
20	<0,13	<0,5	$<2{,}9\times10^{-4}$	<13	$<1{,}5\times10^{-2}$	<636
21	<0,11	<0,4	$<2{,}5\times10^{-4}$	<11	$<1{,}2\times10^{-2}$	<565
22	<0,11	<0,4	$<2{,}5\times10^{-4}$	<12	$<1{,}2\times10^{-2}$	<600

№ п/п	Удельная активность, всё тело		Доза внутреннего облучения			
	^{137}Cs	^{241}Am	^{137}Cs	^{241}Am	^{137}Cs	^{241}Am
	Бк/кг	Бк/кг	мЗв за год	мЗв за год	мЗв за 50 лет	мЗв за 50 лет
23	<0,17	<0,7	$<3,9\times10^{-4}$	<13	$<1,9\times10^{-2}$	<653
24	<0,12	<0,5	$<2,7\times10^{-4}$	<13	$<1,3\times10^{-2}$	<671
25	<0,14	<0,6	$<3,2\times10^{-4}$	<14	$<1,6\times10^{-2}$	<706
26	<0,18	<0,7	$<4,1\times10^{-4}$	<13	$<2,0\times10^{-2}$	<653
27	<0,14	<0,5	$<3,2\times10^{-4}$	<12	$<1,6\times10^{-2}$	<600
28	<0,17	<0,7	$<3,9\times10^{-4}$	<14	$<1,9\times10^{-2}$	<689
29	<0,16	<0,7	$<3,6\times10^{-4}$	<14	$<1,8\times10^{-2}$	<689
30	<0,14	<0,6	$<3,2\times10^{-4}$	<17	$<1,6\times10^{-2}$	<848
31	<0,12	<0,5	$<2,7\times10^{-4}$	<17	$<1,3\times10^{-2}$	<830
32	<0,11	<0,5	$<2,5\times10^{-4}$	<18	$<1,2\times10^{-2}$	<901
33	<0,11	<0,4	$<2,5\times10^{-4}$	<12	$<1,2\times10^{-2}$	<618
34	<0,09	<0,3	$<2,0\times10^{-4}$	<11	$<1,0\times10^{-2}$	<530
35	<0,12	<0,5	$<2,7\times10^{-4}$	<14	$<1,3\times10^{-2}$	<689
36	<0,12	<0,5	$<2,7\times10^{-4}$	<13	$<1,3\times10^{-2}$	<671
37	<0,14	<0,6	$<3,2\times10^{-4}$	<14	$<1,6\times10^{-2}$	<689
38	<0,10	<0,4	$<2,3\times10^{-4}$	<13	$<1,1\times10^{-2}$	<671
39	<0,16	<0,7	$<3,6\times10^{-4}$	<14	$<1,8\times10^{-2}$	<689
40	<0,20	<0,8	$<4,6\times10^{-4}$	<17	$<2,3\times10^{-2}$	<848
41	<0,3	<1,2	$<6,9\times10^{-4}$	<19	$<3,4\times10^{-2}$	<971
42	<0,2	<0,9	$<4,6\times10^{-4}$	<19	$<2,3\times10^{-2}$	<954
43	<0,14	<0,5	$<3,2\times10^{-4}$	<12	$<1,6\times10^{-2}$	<618
44	<0,11	<0,4	$<2,5\times10^{-4}$	<12	$<1,2\times10^{-2}$	<600
45	<0,18	<0,7	$<4,1\times10^{-4}$	<13	$<2,0\times10^{-2}$	<671
46	<0,15	<0,6	$<3,4\times10^{-4}$	<14	$<1,7\times10^{-2}$	<706
47	<0,13	<0,5	$<2,9\times10^{-4}$	<14	$<1,5\times10^{-2}$	<706
48	<0,12	<0,5	$<2,7\times10^{-4}$	<13	$<1,3\times10^{-2}$	<671
49	<0,13	<0,5	$<2,9\times10^{-4}$	<13	$<1,5\times10^{-2}$	<636
50	<0,11	<0,4	$<2,5\times10^{-4}$	<12	$<1,2\times10^{-2}$	<583

Исследование концентраций ^{137}Cs и ^{241}Am в теле обследуемых с использованием счетчика излучения человека свидетельствуют, что показатели удельной активности ^{137}Cs и ^{241}Am в теле обследованных лиц, находятся ниже предела обнаружения.

В Таблице 7 представлены результаты оценки доз внутреннего облучения по результатам исследования радионуклидов в теле человека с использованием СИЧ.

Таблица 7.

Результаты оценки доз внутреннего облучения по результатам исследования радионуклидов в теле человека с использованием СИЧ

	^{241}Am	^{137}Cs
A_{min} в моче, Бк	$3,2\times10^{1}$	9,0
Доза за год при A_{min}, мЗв	12,0	$1,8\times10^{-4}$
A_{min} соответствующая 1 мЗв	2,7	$3,3\times10^{4}$

Расчет ожидаемых дозовых нагрузок на основе нижнего предела обнаружения по данным радионуклидам свидетельствует о том, что достигнутых пределов обнаружения удельной активности для ^{137}Cs достаточно для адекватной оценки накопленной дозы.

Полученные в исследовании результаты ожидаемых доз от ^{241}Am имеют высокие значения, что связано с высоким значением предела обнаружения. Для более точной оценки содержания ^{241}Am в организме человека требуется увеличение времени экспозиции, изменения аппаратурной базы, улучшения фоновых характеристик защитной камеры.

2.4. Расчет накопленной внешней дозы эмали зубов методом ЭПР

В таблице 8 приведены результаты определения дозовых нагрузок жителей с. Саржал с использованием метода ЭПР-дозиметрии.

Таблица 8.

Результаты реконструкции дозовых нагрузок жителей с. Саржал методом ЭПР-дозиметрии

№ п/п	№ образца	Пол	Дата рождения	Место рождения	Место проживания	Положение зуба	Доза (Гр)
1	2	м	1994	Саржал	Саржал	п.*в.*4	0,03
2	4	м	1944	Саржал	Саржал	п.н.*6 п.в.4	0,27 0,35
3	5	м	1960	Саржал	Саржал	п.н.6	0,06
4	17	м	1938	Саржал	Саржал	п.в.4	0,28
5	18	м	1949	Саржал	Саржал	л.*в.6	0,11
6	22	м	1963	Саржал	Саржал	п.в.6	0,12
7	23	ж	1962	Саржал	Саржал	п.н.5	0,16
8	26	м	1959	Саржал	Саржал	л.в.5	0,08
9	27	м	1972	Саржал	Саржал	п.в.6	0,11
10	33	м	1957	Саржал	Саржал	л.н.4	0,16
Примечание: п.*, л.*, в.*, н.* - правый, левый, верхний, нижний							

По результатам, представленным в таблице 8, можно отметит, что имеют место отдельные случаи повышенных доз, которые могли быть получены как за счет выпавших в этом регионе радиоактивных осадков, так и вследствие иных причин, включая несанкционированные посещения загрязненных территорий полигона с высоким радиационным фоном.

2.5. Расчет накопленной дозы методом хромосомных аберраций

В таблице 9 представлены результаты исследования частоты хромосомных аберраций у жителей с. Саржал.

Таблица 9.

Частота хромосомных аберраций у жителей с. Саржал

№ п/п	Клеток с аберрациями (%)	Всего аберраций (%)	Хромосомного типа (%)				Хроматидного типа (%)
			Всего	Дицентрики+ кольца	Трансло-кации	Разрывы, фрагменты, обмены	
1	2	3	1			1	2
2	3,5	5	3	1		2	2
3	4	4	3			3	1
4	9	9	2			2	7
5	1,7	1,7	0				1,7
6	1	1	1			1	0
7	8,6	8,6	7,1			7,1	1,5
8	5	5	0				5
9	5	5,1	4	1	1	2	1,1
10	3,5	3,5	2,5			2,5	1
11	3,5	3,5	2			2	1,5
12	4	4	1			1	3
13	5	5	2			2	3
14	1	2	1			1	1
15	1	1	0				1
16	2	2	0				2
17	1	1	0				1
18	2	2	2		1	1	0
19	3	3	1			1	2
20	1	1	1		1		0
21	1	1	1			1	0
22	1	1	1	1			0
23	3	3	2			2	1
24	1	1	1			1	0
25	2	2	1			1	1
26	1	1	1	1			0
27	0	0	0				0
28	2	2	1	1			1
29	1	1	0				1
30	2	2	0				2
31	3	3	3			3	0
32	3	3	1			1	2
33	3	3	1			1	2
34	2	2	2	1		1	0
35	3	3	0				3
36	1	1	0				1
37	0	0	0				0
38	2	3	0				3
39	3	3	0				3
40	1	2	0				2

№ п/п	Клеток с аберрациями (%)	Всего аберраций (%)	Хромосомного типа (%)				Хроматидного типа (%)
			Всего	Дицентрики+ кольца	Транслокации	Разрывы, фрагменты, обмены	
41	3	3	1			1	2
42	3	3	3			3	0
43	0	0	0				0
44	7,5	9,5	6			6	3,5
45	4	4	1			1	3
46	5	7	5		1	4	2
47	6	6	4		1	3	2
48	2	2	0				2
49	4	4	2			2	2
50	3	3	1			1	2
51	5	6	5			5	1
52	2	2	1		1		1
	2,81±0,16	3,02±0,17	1,42±0,12	0,115±0,03	0,115±0,03	1,2±0,12	1,60±0,12
К	0,87 ± 0,1	0,87 ± 0,1	0,19 ± 0,05	0	0	0,19 ± 0,05	0,68 ± 0,09
Примечание: К – контроль							

У жителей п. Саржал частота хромосомных нарушений составила 3,02±0,17 %, что почти в 3,5 раза выше, чем у жителей п. Таусугур Алматинской области - 0,87±0,1%. Данный поселок выбран в качестве контроля, так как, во-первых, он находится в экологически чистом горном регионе, во-вторых, по соображениям корректности сравниваемых результатов – сельское население с сельским, городское с городским.

Проведенный сравнительный анализ по типам аберраций с контрольной группой (п. Таусугур) (рисунок 1) показал, что при не столь радикальном увеличении частоты аберрации хроматидного типа (в 2,35 раза) наблюдается более чем 7-ми кратное превышение аберраций хромосомного типа, что указывает на преимущественное влияние генотоксикантов радиационной природы.

Анализ спектра цитогенетических нарушений обследованных лиц показал, что встречались аберрации как хромосомного – 1,42±0,32 %, так и хроматидного типов - 1,6±0,36%. Такая картина структурных повреждений хромосом может быть связана с действием как радиационных, так и химических генотоксикантов. Аберрации хромосомного типа были представлены двойными разрывами и фрагментами, дицентриками и транслокациями, вторые – одиночными разрывами, фрагментами и межхроматидными обменами.

При систематизации частоты хромосомных аберраций в лимфоцитах периферической крови обследованный контингент был разделен на три группы: лица, имеющие хромосомные аберрации в лимфоцитах периферической крови до 2 %, от 2 до 5 % и от 5 % и выше. Первая группа (1) включает когорту людей, имеющих спонтанный уровень, вторая (2) – повышенный и третья («в») – высокий уровень хромосомных аберраций (рисунок 2). Как видно на рисунке, только у 1/4 изученных лиц (27 %) частота выявленных нарушений не превышала общепопуляционного спонтанного уровня для Казахстана, у более половины (54 %) она оказалась повышенной и у 1/5 (19 %) – высо-

кой. В общей сложности у 38 обследованных (73 %) частота хромосомных аберраций превышала спонтанный уровень в 2–5 раз.

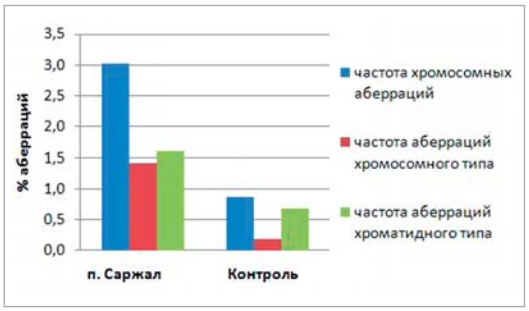


Рисунок 1. Распределение структуры хромосомных аберраций у обследованных лиц по типам аберраций

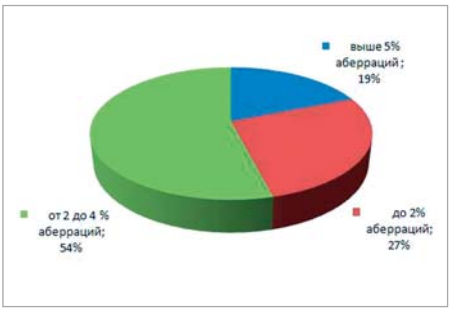


Рисунок 2. Частота встречаемости хромосомных аберраций у обследованных лиц

Из всех видов аберраций хромосом для целей диагностики радиационных поражений чаще всего используется подсчет дицентриков, ацентрических фрагментов и центрических колец, т.е. аберраций хромосомного типа. В связи с этим был проведен анализ распределения частот аберраций именно хромосомного типа (рисунок 3). При сравнении диаграмм, представленных на рисунках 1 и 2, видно, что между ними нет принципиальных и статистически значимых различий. Это еще раз свидетельствует, что увеличение цитогенетических нарушений происходит за счет повышения числа двуударных хромосомных перестроек (дицентриков, колец, транслокаций, двойных разрывов и фрагментов), являющихся маркерами радиационного воздействия, однако, поскольку частота аберраций хроматидного типа все-таки повышена, при дальнейшем анализе мы опирались на общую частоту цитогенетических нарушений.

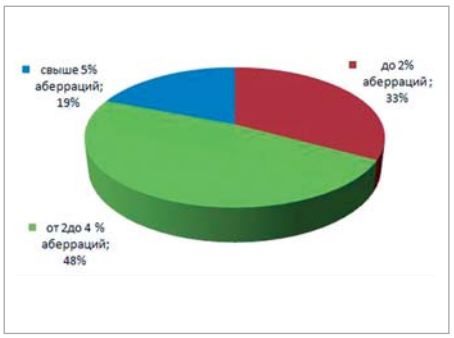


Рисунок 3. Распределение частот хромосомного типа у обследованных людей из п. Саржал

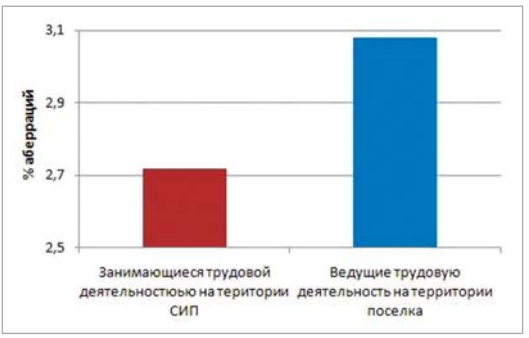


Рисунок 4. Анализ хромосомных аберраций у лиц, в зависимости от вида трудовой деятельности

Как уже было показано выше, наблюдается высокая вариабельность частоты хромосомных аберраций у исследованной группы людей. Поскольку они подвергаются радиационному воздействию, проведен анализ зависимости этого показателя от

сроков проживания людей в данном населенном пункте (до 1962 г., когда проводились наземные ядерные испытания, и после него), а также от вида трудовой деятельности – связанной или нет с посещением СИП (рисунки 4 и 5 соответственно).

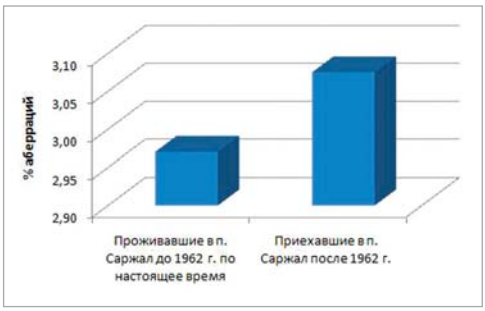


Рисунок 5. Зависимость частоты хромосомных нарушений в зависимости от продолжительности проживания в п. Саржал

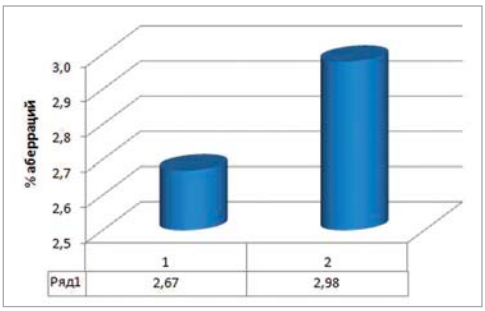


Рисунок 6. Частота хромосомных аберраций у лиц, имеющих кровных родственников больных или умерших от онкологических заболеваний

Как видно из представленных диаграмм, достоверных различий между сравниваемыми показателями нет, т.е. лица, подвергавшиеся более продолжительное время воздействию радиационных генотоксикантов, не демонстрируют повышенный уровень цитогенетических нарушений, напротив, он даже несколько снижен.

Количественная оценка цитогенетических повреждений в клетках млекопитающих и человека при действии ионизирующей радиации чрезвычайно важна, поскольку может служить критерием риска действия малых доз облучения, а, как известно, генетические повреждения играют критическую роль в радиационном мутагенезе и канцерогенезе.

В связи с этим проведен анализ частоты хромосомных аберраций у лиц, имеющих кровных родственников больных или умерших от онкологических заболеваний (рисунок 6) и у лиц, имеющих в анамнезе самопроизвольные выкидыши, мертворождения, детей инвалидов (рисунок 7). Как видно из представленных диаграмм, в данном исследовании частоту цитогенетических повреждений с канцерогенным и репродуктивным риском выявить не удалось, несмотря на повышенный уровень этих медицинских показателей у населения. Это, вероятно, связано либо со статистически небольшой группой исследуемых, либо, что более вероятно, генетические нарушения, вызывающие повышение риска данных критериев, следует искать на более тонком уровне организации генетического материала, а не на грубом – хромосомном.

Имеется ряд данных, что курение может усугублять генотоксическое воздействие различных факторов. У курящих людей и у лиц, жующих табак, повышен уровень сестринских хроматидных обменов и одиночных фрагментов в лимфоцитах [14–15]. Полученные авторами результаты позволяют сделать предположение о синергизме действия фактора курения и всего комплекса факторов в процессе индуцированного мутагенеза. Исходя из этого, проведен анализ частоты хромосомных аберраций у курящих и некурящих жителей п. Саржал (рисунок 8). Как видно из представленной диаграммы, хотя у курящих жителей частота хромосомных аберраций несколько выше, чем у некурящих, однако эти различия статистически не достоверны.

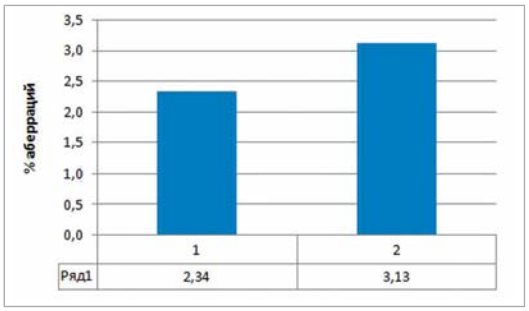


Рисунок 7. Частота хромосомных аберраций у лиц, имеющих в анамнезе выкидыши, мертворождение, детей инвалидов

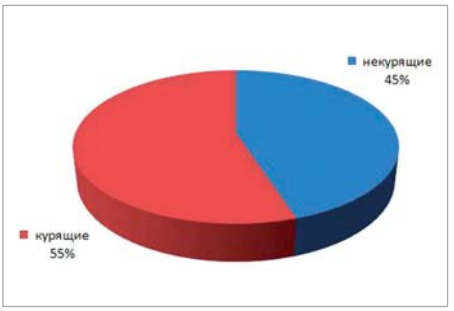


Рисунок 8. Соотношение частоты хромосомных аберраций у курящих и некурящих жителей п. Саржал

В результате исследования установлено увеличение частоты хромосомных нарушений в основной группе – 3,02±0,17 % по сравнению с контролем 0,87 ± 0,1 %. Высокая вариабельность частоты хромосомных аберраций – от 0 до 9,5 % у людей и отсутствие связи с эпидемиологическими данными свидетельствует о гетерогенности популяции по критерию радиочувствительности. Представленные результаты также свидетельствуют о неправомочности оценки риска малых доз облучения путем линейной экстраполяции с эффектов высоких доз, поскольку биологический ответ на действие ионизирующей радиации меняется с дозой вследствие индукции процессов репарации, «запуск» которых происходит после некоторого порога повреждения клеток.

У разных лиц из исследуемой когорты частота хромосомных аберраций варьировала в значительных пределах – от 0 до 13 %, при этом, более 45 % обследованных людей имели 3 и более процента клеток с цитогенетическими нарушениями.

В спектре хромосомных аберраций встречались аберрации как хромосомного – 1,39±0,32 %, так и хроматидного типов – 1,89±0,36 %. Хромосомные аберрации представлены двойными разрывами и фрагментами, дицентриками и транслокациями. Хроматидные аберрации – одиночными разрывами, фрагментами и межхроматидными обменами.

Как известно, маркерами радиационных повреждений являются аберрации хромосомного типа, а химическими – хроматидного типа. В связи с этим, при не столь радикальном увеличении частоты аберрации хроматидного типа (в 2,8 раза), наблюдается более чем 7-ми кратное превышение аберрации хромосомного типа.

Учитывая, что дицентрики+транслокации в одних формулах не присутствуют, так как дицентрики и кольца относятся к нестабильным аберрациям, а транслокации к стабильным, нами была предпринята попытка оценки доза-эффект при рутинном анализе, исходя из количества нестабильных аберраций – дицентриков и колец. Как видно из таблицы 9, данные показатели выявлены лишь у 6 обследованных лиц. Исходя из этого, ориентировочное значение накопленной дозы облучения можно определить для этой группы лиц. Ниже представлен расчет доз с использованием принятых методик расчета:

1) По изначальной формуле Ллойда:

$$D=y/0{,}022,$$

где: D – доза поглощенная (эквивалентная) (Зв)
У – частота дицентриков
0,022 – стандартный коэффициент

Поскольку у всех индивидуумов выявленная частота дицентриков+кольца одинаковая, то расчет и значение у всех одни и те же.

$$D=0{,}01/0{,}022=0{,}45 \text{ Зв}$$

2) Если вычислять по формуле, рекомендованной МАГАТЭ для фракционированного облучения:

$$Y=\alpha D+\beta D^2,$$

где: D – доза поглощенная (эквивалентная) (Зв)
У – частота дицентриков
α – 0,03 (коэффициент)
β – 0,06 (коэффициент),

то получается **0,23 Зв.**

3) Если использовать калибровочную кривую доза-эффект, получается примерно такое же значение – **0,22–0,25 Бэр.**

ВЫВОДЫ

У всей обследованной когорты людей не было выявлено в организме таких радионуклидов, как ^{137}Cs, ^{241}Am, ^{90}Sr, $^{239+240}$Pu и ^{3}H, при этом достигнутые в данном исследовании пределы чувствительности аппаратуры для определения содержания радионуклидов ^{137}Cs, ^{90}Sr, и ^{3}H достаточны для оценки накопленных доз для населения. Однако, для оценки накопленной дозы по таким радионуклидам как $^{239+240}$Pu и ^{241}Am, требуется повысить чувствительность методики их определения.

Оценка накопленной дозы внешнего облучения методом ЭПР эмали зубов свидетельствует о неоднородности популяции жителей села Саржал и возможности дополнительного облучения от иных источников, не связанных с техногенным загрязнением территории села.

Оценка накопленных эффективных доз внутреннего облучения населения села Саржал методом исследования числа хромосомных аберраций не выявило закономерности между уровнем хромосомных аберраций и продолжительностью проживания на радиоактивно загрязненной территории.

ЛИТЕРАТУРА

1. Тритий. Качество воды – определение активности трития, соответствующей данной концентрации - жидкостной метод сцинтилляционного счета. Учетная регистрация в Республике Казахстан № 116/149 от 07.03.2000: ISO 9698 РК, 1989.
2. 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. - 18 с.
3. Методика определения содержания искусственных радионуклидов плутония-239,240, стронция-90 и цезия-137 в природных водах методом концентрирования: регистрационный №0307/3 от 5.04.2001. – Курчатов : ИЯФ НЯЦ РК, 2001.
4. International Commission on Radiological Protection, Individual Monitoring for Internal Exposure of Workers (Revision of ICRP Publication No. 54) Publication No. 78, Ann. ICRP 27 3–4, Elsevier Science Ltd. – Oxford, 1997.
5. Assessment of doses to the public from ingested radionuclides. Safety Reports series No. 14. International Atomic Energy Agency. – Vienna: International Atomic Energy Agency, 1999.
6. Оценка профессионального облучения вследствие поступления радионуклидов. Руководство по безопасности. №RS-G-1.2. - Вена: Международное агентство по атомной энергии, 1999.
7. Methods for Assessing Occupational Radiation Doses Due to Intake of Radionuclides. Safety Report series No.37. - Vienna: International Atomic Energy Agency, 2004.
8. Indirect Methods for Assessing Radionuclides Causing Occupational Exposure. Safety Report series No.18.- Vienna: International Atomic Energy Agency, 2000.
9. Брянцева Н.В. Расчет доз от изотопов плутония по результатам исследования его содержания в моче для населения, проживающего в зоне влияния СИП / Н.В. Брянцева, А.В. Топорова, А.А. Жадыранова, С.Н. Лукашенко// Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007 – 2009гг.]. – Вып. 2. – Павлодар: Дом печати, 2010. – С. 463-474. : ил. - Библиогр.: с. 54. - ISBN 978-601-7112-32-5.
10. Власова Н.Г. Статистический анализ результатов СИЧ – измерений для оценки дозы внутреннего облучения сельских жителей в отдаленный период после аварии на ЧАЭС / Н.Г.Власова, Д.Н.Дроздов, Л.А.Чунихин //Радиационная биология. Радиоэкология. - 2009. - Том 49. - № 4. -С.397 – 406.
11. Балонов М. И. Радиационный мониторинг доз облучения населения территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению вследсвтие аварии на Чернобыльской АЭС / М.И. Балонов, А.Н. Барковский, Г.Я. Брук, В.Ю. Голиков, В.Н. Шутов // Методические рекомендации по обеспечению радиационной безопасности. - Москва : Роспотребнадзор, 2007. – С. 54-56.

12. Pivovarov S. Exposure subpopulations and peculiarities of individual dose distribution among inhabitants of the Semipalatinsk region / S. Pivovarov, A. Rukhin, T. Seredavina, N. Sushkova, P. Hill, L. Peterson // Radiat. Measurements. – 2007. – V. 42. - P. 1033 – 1036.
13. ГОСТ Р 22.3.04-96 Контроль населения дозиметрический. Метод определения поглощенных доз внешнего гамма-излучения по спектрам электронного парамагнитного резонанса зубной эмали. - Введ.15.06.1996, принят в РК в 2003г. – М.: Изд-во стандартов, 1996.
14. Литвяков Н.В. Анализ генетических эффектов низкоинтенсивного облучения / Н.В. Литвяков, Е.О. Васильева, Н.В. Мамонова //Медицинские и экологические эффекты ионизирующего излучения. – Томск, 2010.
15. Балакин В.Е. Эффект возрастной стабилизации генома при действии малых доз ионизирующего излучения /В.Е. Балакин, С.И. Заичкина, О.М. Розанова //Медицинские и экологические эффекты ионизирующего излучения. – Томск, 2010.

СЕМЕЙ ЯДРОЛЫҚ СЫНАҚ ПОЛИГОНЫНЫҢ ӘСЕР ЕТУШІ АЙМАҒЫНДА ТҰРАТЫН ТҰРҒЫНДАР ДОЗАСЫН ҚАЙТА ҚҰРУ МӘСЕЛЕСІНЕ

[1]Битенова М.М., [1]Брянцева Н.В., [1]Лукашенко С.Н., [1]Галич Б.В., [1]Жадыранова А.А., [1]Каширский В.В., [1]Мещерякова А.В., [2]Пивоваров С.П., [2]Рухин А.Б., [2]Середавина Т.А., [3]Чередниченко О.Г., [3]Губицкая Е.Г., [3]Байгушикова Г.М.

[1]ҚР ҰЯО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты, Курчатов, Қазақстан
[2]ҚР ҰЯО Ядролық физика институты, Алматы, Қазақстан
[3]Жалпы генетика және цитология институты, Алматы, Қазақстан

Мақалада Семей ядролық сынақ полигонындағы ядолық қару сынақтары салдарынан сәулеленуге ұшыраған тұрғындар дозаларын бағалау бойынша жұмыс нәтижелері берілген. Үлгі ретінде ядролық жарылыс шөгінділері түсуінің кеңістігінде орналасқан, тұрғындары еңбек қызметі процесінде полигон аумағына баратын Саржал елді мекені алынды. Жанама әдістерді (несептегі радионуклидтер құрамын анықтау), адам сәулеленуінің есептегішін қолдана отырып тікелей зерттеулер, сондай-ақ ЭПР әдісімен тістер эмаліндегі сыртқы жинақталған дозаны бағалау және хромосомалық аберрациялардың санын анықтау зерттеулері жүргізілді.

ЭПР дозиметрия әдісімен тістер эмалі бойынша жинақталған сыртқы дозаны бағалау жеке тұлғалардың басқа иондық сәулелену көздері есебінен қосымша сәулеленуінің мүмкіндігі мен популяцияның біртексіздігі туралы растайды. Хромосомалық аберрацияларды зерттеу әдісі арқылы жинақталған дозаны бағалау Саржал тұрғындарының популяциясына радиациялық әсердің маркерін табудың бақылаумен салыстырғандағы жоғары деңгейі туралы растайды, бұл кезде хромосомалық аберрациялардың табылу жиілігі мен аталған аумақта тұру ұзақтығы арасында байланыс анықталған жоқ.

Алыстағы уақыт кезеңін, елді мекен аумағындағы радиациялық ахуал туралы жеткілікті ақпараттың жоқтығын, тұрғындардың жеке сіңірілген дозаларын ескере оты-

рып, радионуклидтердің ішкі құрамын табу әдісінің сезімталдығын жоғарылату, сондай-ақ радиациялық әсер етуші тұрақты биологиялық маркерлерді анықтау талап етіледі.

Түйін сөздер: дозаларды ретроспективті бағалау, Семей полигоны, АСЕ, жасанды радионуклидтер, цезий-137, америций-241, плутоний изотоптары, тритий, ЭПР-дозиметрия

ON THE PROBLEM OF RECONSTRUCTION OF DOSES TO PEOPLE LIVING WITHIN THE SEMIPALATINSK NUCLEAR TEST SITE

[1]M.M. Bitenova, [1]N.V. Bryantseva, [1]S.N. Lukashenko, [1]B.V. Galich, [1]A.A. Zhadyranova, [1]V.V. Kashirskiy, [1]A.V. Meshcheryakova, [2]S.P. Pivovarov, [2]A.B. Rukhin, [2]T A Seredavina, [3]O.G. Cherednichenko, [3]E.G. Gubitskaya, [3]G.M. Baygushikova

[1]Institute of Radiation Safety and Ecology NNC RK, Kurchatov, Kazakhstan
[2]Institute of Nuclear Physics NNC RK, Almaty, Kazakhstan
[3]Institute of General Genetics and Cytology, Almaty, Kazakhstan

The paper presents the assessment results on the doses to the population exposed to radiation due to nuclear weapons tests at the Semipalatinsk nuclear test site. Sarzhal village is taken as a model; it is located in an area of precipitation of the nuclear explosion, the population of which goes to the site during their work. Radionuclides content was investigated in the bodies of people examined using indirect methods (determination of radionuclides in the urine), direct studies with body counter, as well as evaluation of the cumulative external dose in tooth enamel by EPR and determination of the number of chromosomal aberrations.

Assessment of the cumulative external doses in tooth enamel by EPR dosimetry indicates heterogeneity of the population and the likelihood of additional exposure of individuals due to other sources of ionizing radiation. Assessment of cumulative dose by method for studying chromosomal aberrations indicates increased, compared with the control, detection level of markers of radiation exposure in the population of Sarzhal residents, upon that no link was found between frequency of detection of chromosomal aberrations and duration of residence in the territory.

Given the distant time period, lack of sufficient information about the radiation environment in the locality, individual absorbed doses it is needed to increase the sensitivity of detection methods for internal radionuclides content and determination of persistent biological markers of radiation exposure.

Key words: retrospectivee dose assessments, Semipalatinsk test site, WBC, artificial radionuclides, cesium-137, americium-241, plutonium isotopes, tritium, EPR dosimetry.

АВТОРСКИЙ УКАЗАТЕЛЬ

А

Агеева Т.И. 247
Айдарханов А.О. 81, 165, 179, 289, 333, 385
Ахметов Е.З. 201

Б

Байгушикова Г.М. 399
Битенова М.М. 399
Брянцева Н.В. 399

Г

Галич Б.В. 399
Генова С.В. 81, 165, 333
Глущенко В.Н. 201, 247
Глущенко Г.М. 247
Губицкая Е.Г. 399

Ж

Жадыранова А.А. 399

К

Кадыржанов К.К. 247
Каширский В.В. 13, 81, 333, 399
Кияткина Н.Г. 247
Коровина О.Ю. 13, 385
Кундузбаева А.Е. 81

Л

Ларионова Н.В. 81, 333
Лукашенко С.Н. 13, 81, 165, 179, 201, 247, 289, 333, 399

М

Магашева Р.Ю. 81, 333
Матиенко Л.Д. 247
Мещерякова А.В. 399
Мошков А.С. 13
Мустафина Е.В. 385
Мухамбетжанов Б.Т. 201

Н

Николаев И.М. 247
Новозенко В.А. 247

О

Осинцев А.Ю. 385

П

Паницкий А.В. 81, 333
Пивоваров С.П. 399
Позняк В.Л. 247
Полешко А.Н. 201

Р

Романенко В.В. 289
Рухин А.Б. 399

С

Севериненко М.А. 201
Середавина Т.А. 399
Силачев И.Ю. 247
Солодухин В.П. 247
Стрильчук Ю.Г. 13, 81, 333
Субботин С.Б. 81, 179, 289, 333, 385

Т

Тоневицкая О.В. 81, 333
Топорова А.В. 81, 333

Ч

Чередниченко О.Г. 399

Ш

Шатров А.Н. 13

Я

Яковенко А.М. 13
Яковенко Ю.Ю. 13, 81, 179, 333

ОБ ОСНОВНЫХ АВТОРАХ ВЫПУСКА

Лукашенко С.Н. закончил 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. Основные области научных интересов в различные годы:разработка методов элементного и радионуклидного анализа; разработка методов получения и радиохимического выделения радиоактивных изотопов; исследования состояния различных радиационно-опасных объектов, включая бывшие испытательные полигоны – Семипалатинский и Азгир, места проведения мирных ядерных испытаний (объекты ЛИРА, Батолит, Регион и др.), атомные реакторные установки (реакторная установка БН-350, г.Актау, исследовательский реактор ВВР-К, г. Алматы), объекты уранодобывающей и ураноперерабатывающей промышленности (хвостохранилище Кошкар-Ата, хранилище отходов УМЗ и др.), объекты и территории с повышенными естественными радиационными характеристиками.

За время своей работы неоднократно являлся менеджером / научным руководителем крупных республиканских и международных проектов. С 2006-го года является членом Консультативной Группы по Ядерным Применениям при Генеральном Директоре Международного Агентства по Атомной Энергии. Соавтор более 110 научных работ.

Айдарханов А.О. в 2001 году окончил полный курс Восточно-Казахстанского государственного университета по специальности «Физика». Начинал работу в 2001 году в Институте ядерной физики НЯЦ РК. В 2008 году назначен начальником отдела разработки систем мониторинга окружающей среды Института радиационной безопасности и экологии. Основными областями научных интересов являются: изучение радиоэкологической ситуации в местах проведенных ядерных взрывов (Семипалатинский испытательный полигон); проведение радиационного мониторинга хозяйственной деятельности на СИП (угольный разрез «Каражыра», флюоритовое месторождение «Караджал»); изучение миграции техногенных радионуклидов (площадки «Дегелен», «Балапан», р. Шаган), внедрение методов изотопной гидрогеологии.

Глущенко В.Н. 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 ИЯФ НЯЦ РК, 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. Соавтор более 40 научных трудов.

Горлачев И.Д. В 1985 году закончил Новосибирский электротехнический институт по специальности инженерная электрофизика. С 1987 года работает в ИЯФ НЯЦ РК, в настоящее время – начальником аналитической группы. Основными областями научных интересов являются: физика пучков заряженных частиц, автоматизация физического эксперимента, разработка и применение аналитических методов на ускоренных пучках заряженных частиц, применение ядерно-физических методов анализа в геологии и экологии. За время работы в ИЯФ принял активное участие в разработке комплекса аналитических методик на пучках заряженных частиц на ускорителе УКП-2-1, таких как Резерфордовское обратное рассеяние (RBS), ядерные реакции (NAA) и вторичное рентгеновское излучение (PIXE). В настоящее время руководит работами по разработке метода тяжелоионной PIXE на ускорителе ДЦ-60 в г. Астана. Был менеджером международных проектов по исследованию “горячих” частиц на СИП и применению аналитических методов в металлургической и химической отраслях.

Каширский В.В. в 1998 году окончил Восточно-Казахстанский государственный университет по специальности «Физика», в 2000 году там же окончил магистратуру по специальности «Физика» (спекроскопия). Начал работу в 1999 году инженером в лаборатории низкофоновых исследований ИЯФ НЯЦ РК. С 2008 года работает в ИРБЭ руководителем группы спектрометрических 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 16 научных работ.

Коровина О. Ю. в 1998 году окончила естественный факультет Семипалатинского государственного университета им. Шакарима по специальности «Химия и Экология». В этом же году начала свою трудовую деятельность с должности инженера-химика в Институте атомной энергии НЯЦ РК. В 2009 г. окончила магистратуру Семипалатинского Государственного педагогического института по специальности «Экология» и получила степень магистра «Естественных наук». Основными областями научных интересов являются: изучение состава жидких радиоактивных отходов и разработка эффективных методов их переработки, разработка косвенных методов определения содержания радионуклидов в теле человека с целью оценки дозовых нагрузок, создание аппаратурно-методической базы для функционирования в Казахстане Республиканского центра комплексной дозиметрии.

Кундузбаева А.Е. в 2002 г. окончила Семипалатинский государственный университет им. Шакарима по специальности «Химия», в 2004 г. – магистратуру по специальности «Химия ВМС». С 2004 г. работает в Институте радиационной безопасности и экологии. В настоящее время занимает должность инженера в Отделе комплексных исследований экосистем. Одной из основных направлений деятельности является исследование поведения техногенных радионуклидов в почве. Соавтор 10 научных публикаций.

Ляхова О.Н. закончила 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 ИРБЭ НЯЦ РК в отделе «Разработки систем мониторинга окружающей среды». В настоящий момент занимает должность начальника лаборатории «Экспериментальных исследований механизмов переноса». Основная область деятельности: исследование уровня и характера распределения трития в атмосферном воздухе в местах проведения ядерных испытаний, распределение трития в различных системах окружающей среды «вода–атмосфера», «почва–атмосфера», «подземные воды–атмосфера», «растения–атмосфера». Соавтор 10 научных работ.

Магашева Р. Ю. окончила в 1961 году в г. Алма-Ате Казахский политехнический институт по специальности «Гидрогеология и инженерная геология». С 1961 по 1997 год работала в Институте почвоведения АН Каз. ССР (г. Алматы) сначала в должности м.н.с., а после успешной защиты кандидатской диссертации в 1978 году – в должности с.н.с. Научная деятельность проходила в отделах и лабораториях института и была связана с проблемами мелиорации почв Казахстана, мелиоративного прогнозирования, вызванного водохозяйственными мероприятиями в республике. С 1998 по 2000 год работала по международному Гранту «Intas-Kz» «Формирование растительности и радиоэкология Семипалатинского полигона». С февраля 2003 года работает в Институте радиационной безопасности и экологии Национального ядерного центра РК. Ее научная деятельность связана с проблемами радиоэкологии почвенно-растительного покрова территории бывшего Семипалатинского полигона и окружающих его земель. Всего ею опубликовано более 40 научных работ.

Стрильчук Ю. Г. в 1990 году окончил Ленинградское высшее военно-топографическое командное училище имени генерала армии Антонова А.И. по специальности «Командная тактическая геодезия». После окончания училища служил на Семипалатинском испытательном полигоне в войсковой части 52605Б. С 1996 года работает в Институте радиационной безопасности и экологии. В настоящий момент занимает должность руководителя учебно-информационного центра ИРБЭ НЯЦ РК. Научная деятельность связана с изучением радиационной обстановки на территории СИП и прилегающих регионов, в местах проведения ядерных испытаний на территории Казахстана, изучением распределения в природной среде радионуклидов, образовавшихся в результате проведения ядерных испытаний, оценкой дозовых нагрузок на персонал и население. В настоящее время является руководителем работ в ИРБЭ по Республиканской бюджетной программе 038 «Обеспечение радиационной безопасности на территории РК» в части мероприятия 1 «Обеспечение безопасности бывшего СИП». Имеет более 40 научных статей.

Субботин С. Б. трудовую деятельность начал дозиметристом в урановом руднике после окончания в 1975 г. Среднеазиатского политехникума по специальности «Геология поиска и разведка месторождений полезных ископаемых». С 1979 г. работал на Семипалатинском полигоне на работах по инженерно-геологическому сопровождению ядерных взрывов. 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 проводи-

мых Институтом радиоэкологических исследованиях в местах проведения ядерных испытаний как на территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона, так и в других районах Казахстана. 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. В соавторстве с сотрудниками ИРБЭ им было опубликовано более 20 статей по результатам проведенных работ.

Яковенко Ю. Ю. окончила в 2002 г. Восточно-Казахстанский государственный университет (ВКГУ), г. Усть-Каменогорск, по специальности «Прикладная математика». Квалификация по диплому – специалист в области прикладной математики. В 2004 г. закончила магистратуру ВКГУ, академическая степень Магистр математики, специализация «Математическое моделирование».

В ИРБЭ НЯЦ РК работает с 2008 года на должности руководителя группы геоинформационных систем отдела геоинформационных технологий. Профиль работы: систематизация и структурирование информации по СИП с помощью ГИС-технологий; подготовка картографического материала радиометрических обследований, поверхностного загрязнения территории СИП; статистический и геостатистический анализ данных радиоэкологических исследований. Является ответственным исполнителем по ведению Базы аналитических данных института по исследованию радиоэкологической обстановки на СИП и созданию ГИС-проекта «СИП».

Министерство индустрии и новых технологий

Республиканское государственное предприятие
"Национальный ядерный центр Республики Казахстан"

Дочернее государственное предприятие
"Институт радиационной безопасности и экологии"

АКТУАЛЬНЫЕ ВОПРОСЫ РАДИОЭКОЛОГИИ КАЗАХСТАНА

Выпуск 3

Том 1

Сборник трудов
Национального ядерного центра
Республики Казахстан
за 2010 год

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 3.10.2011 г.
Формат 70х100/16. Бумага офсетная. Усл. печ. л. 35,1
Тираж 500 экз. Заказ № 447 ц.
Отпечатано в ТОО «Дом печати».
140000, г. Павлодар, ул. Ленина, 143.