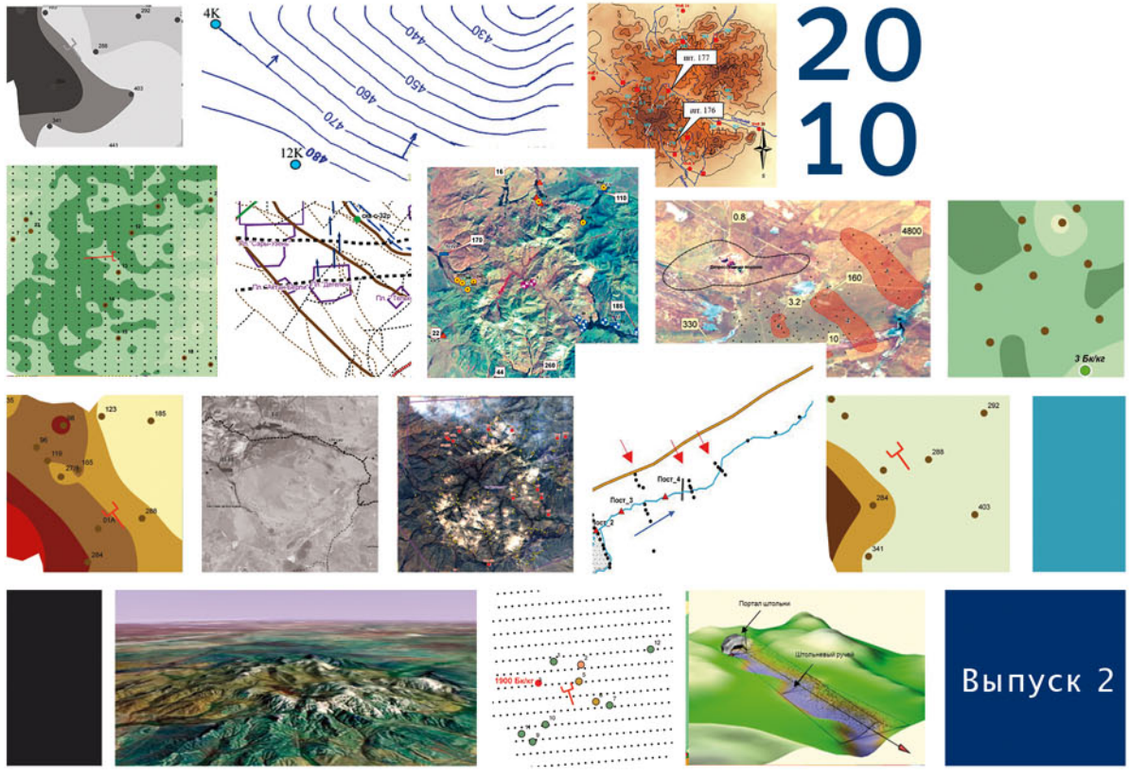
Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана



2010

Выпуск 2

Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007-2009 гг.

Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007-2009 гг.

Выпуск 2

Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана

г.Курчатов

Курчатов, 2010 г.

Министерство индустрии и новых технологий

Республиканское государственное предприятие
"Национальный ядерный центр Республики Казахстан"

Дочернее государственное предприятие
"Институт радиационной безопасности и экологии"

АКТУАЛЬНЫЕ ВОПРОСЫ РАДИОЭКОЛОГИИ КАЗАХСТАНА

Выпуск 2

Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007-2009 гг.

Павлодар, 2010 г

УДК 502/504
ББК 20.1

А-43 Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии 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., Швец Д., Горкиным Е., Вус А. Авторы благодарят коллектив за содействие и плодотворное сотрудничество.

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

А-43 Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана. Выпуск 2. Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007-2009 гг. / под рук. Лукашенко С.Н. – Павлодар: Дом печати, 2010.- 528 с.

ISBN 978-601-7112-32-5

В книге представлены работы Института радиационной безопасности и экологии Национального ядерного центра Республики Казахстан, выполненные в течение 2007-2009 годов. В статьях отражены вопросы радиоэкологического состояния бывшего Семипалатинского испытательного полигона и прилегающих территорий, обеспечения безопасного проведения работ на СИП, "нерадиационных" факторов опасности, а также общие вопросы обеспечения радиационной безопасности на некоторых других объектах Казахстана. Авторы надеются, что предлагаемый сборник позволит каждому читающему получить качественную информацию о реальном нынешнем состоянии бывшего СИП и поможет выработать свой непредвзятый взгляд на это − феноменальный объект, называемый "Семипалатинский ядерный испытательный полигон".

УДК 502/504
ББК 20.1

ISBN 978-601-7112-32-5

© ДГП Институт радиационной безопасности и экологии РГП НЯЦ РК, 2010.
© Павлодар, ТОО "Дом печати", 2010.

СОДЕРЖАНИЕ

Предисловие редактора 5

Раздел: Радиоэкологическое состояние бывшего Семипалатинского испытательного полигона и прилегающих территорий 7

«Состояние экосистемы р. Шаган и основные механизмы его формирования»
Айдарханов А.О., Лукашенко С.Н., Субботин С.Б., Эдомин В.И., Генова С.В., Топорова А.В., Ларионова Н.В., Пестов Е.Ю. 9

«Характерные особенности радиоактивного загрязнения компонентов природной среды экосистем водотоков штолен горного массива «Дегелен»
Паницкий А.В., Магашева Р.Ю., Лукашенко С.Н. 57

«Подземная миграция искусственных радионуклидов за пределы горного массива «Дегелен»
Субботин С.Б., Лукашенко С.Н., Каширский В.М., Яковенко Ю.Ю., Бахтин Л.В. 103

«Влияние проведенных работ по созданию дополнительной защиты инженерных сооружений штолен горного массива «Дегелен» на радиационную обстановку припортальных участков»
Коровикова Т.В., Дмитропавленко В.Н., Мустафина Е.В., Осинцев А.Ю., Яковенко Ю.Ю. 157

«Исследование отношений активности ^{241}Pu и ^{241}Am в почве основных испытательных площадок СИП»
Каширский В.В., Лукашенко С.Н., Коровина О.Ю., Шатров А.Н. 203

Раздел: Обеспечение безопасного проведения работ на СИП 223

«Формирование индивидуальных доз при проведении работ по созданию дополнительной защиты инженерных сооружений на штольнях площадки «Дегелен»
Мустафина Е.В., Дмитропавленко В.Н., Осинцев А.Ю., Брянцева Н.В. 225

«Радиоэкологическое состояние территории флюоритового месторождения «Караджал»
Айдарханов А.О., Лукашенко С.Н., Субботин С.Б., Эдомин В.И. 245

Раздел: Специальные исследования на СИП 275

«Использование растений в качестве индикаторов приповерхностного радиоактивного загрязнения на припортальных площадках штолен бывшей испытательной площадки «Дегелен»
Ларионова Н.В., Лукашенко С.Н., Султанова Б.М. , Мустафина Е.В. , Яковенко Ю.Ю. 277

«Формы нахождения радионуклидов в почвах экосистем водотоков горного массива «Дегелен»
Кабдыракова А.М., Кундузбаева А.Е., Лукашенко С.Н. 285

«Особенности накопления техногенных радионуклидов растениями в районе штольневых водотоков площадки «Дегелен»
Ларионова Н.В., Лукашенко С.Н., Кабдыракова А.М., Кундузбаева А.Е., Паницкий А.В., Байгазинов Ж.А. 301

«Разработка и применение метода оценки загрязнения тритием грунтовых вод по его содержанию в растительном покрове»
Ларионова Н.В., Ляхова О.Н., Айдарханов А.О., Субботин С.Б., Лукашенко С.Н. 321

«Механизмы формирования загрязненности тритием воздушного бассейна
в пределах горного массива «Дегелен»
Ляхова О.Н., Лукашенко С.Н., Ларионова Н.В. 331

«Экспериментальное исследование особенностей перехода искусственных
радионуклидов в органы и ткани овец в условиях СИП»
*Байгазинов Ж.А., Паницкий А.В., Лукашенко С.Н., Келлер С.А.,
Каратаев С.С., Иванова О.Р.* 355

«Исследование динамики изменения концентрации трития в сыворотке молока
крупного рогатого скота при различных формах его поступления в естественных условиях»
*Байгазинов Ж.А., Паницкий А.В., Лукашенко С.Н., Келлер С.А.,
Каратаев С.С., Ляхова О.Н., Субботина Л.Ф.* 387

Раздел: «Нерадиационные» факторы опасности на СИП 399

«Оценка возможностей протекания процессов катастрофического характера
на площадке «Балапан»
*Субботин С.Б., Лукашенко С.Н., Генова С.В., Русинова Л.А.,
Дроздов А.В., Чернова Л.М.* 401

«Геохимический фон СИП. Микроэлементы в почвах участков,
прилегающих к горному массиву «Дегелен»
*Амиров А.А., Лукашенко С.Н., Субботин С.Б., Кириллов В.Д.,
Солодухин В.П., Бердинова Н.М., Желтов Д.А.* 451

Раздел: Общие вопросы обеспечения радиационной безопасности 461

«Расчет доз от изотопов плутония по результатам исследования его содержания
в моче для населения, проживающего в зоне влияния СИП»
Брянцева Н.В., Топорова А.В., Жадыранова А.А., Лукашенко С.Н. 463

«К вопросу о методологии изучения дозовых полей
в рентгенодиагностических кабинетах»
Мустафина Е.В., Осинцев А.Ю., Божко В.В. 475

«К вопросу об эффективности технологии переработки
жидких радиоактивных отходов реакторной установки БН-350»
Коровина О.Ю., Лукашенко С.Н., Каширский В.В. 485

«Утилизация источников радиоактивного загрязнения
на бывшем военном арсенала в п. Токрау»
Дмитропавленко В.Н., Осинцев А.Ю., Коровина О.Ю., Мустафина Е.В. 499

Авторский указатель 521

Об основных авторах выпуска 525

ПРЕДИСЛОВИЕ РЕДАКТОРА

В предлагаемой вниманию читателей книге представлены результаты работ Института радиационной безопасности и экологии Национального ядерного центра Республики Казахстан (ИРБЭ НЯЦ РК), проведенных, в основном, в течение 2007 – 2009 годов. Главным направлением работ Института является всестороннее исследование экологической ситуации на бывшем Семипалатинском испытательной ядерном полигоне (СИП) и его влияния на окружающую среду прилегающих территории и здоровье населения.

К настоящему времени уже накоплен обширный экспериментальный материал по СИП, который позволяет уже сейчас эффективно обеспечивать полную радиационную безопасность любых работ на СИП и предложить научно обоснованный план дополнительных необходимых исследовательских работ и практических ликвидационных (ремедиационных) мероприятий. Накопленные знания позволяют уверенно утверждать, что большая часть территории СИП является практически "чистой", что было подтверждено исследованиями "северной" части территории СИП, результаты которых представлены в 1-ом выпуске настоящей серии книг.

Однако не стоит и преуменьшать сложности и проблемы полигона, памятуя об общем количестве наработанной радиоактивности, хранимой его недрами. Учитывая масштабность СИП и многообразие проведенных испытаний, необходимо признать, что имеющаяся информация не являются исчерпывающей. В плане проведения дополнительных исследований и практических мероприятий по улучшению радиационной обстановки к первоочередным направлениям следует отнести:

- проведение комплексных дополнительных исследований "условно чистых" территорий с целью дальнейшей их передачи в народное хозяйство;
- исследование подземной миграции радиоактивного загрязнения за пределы испытательных площадок (в настоящее время выявлены факты, свидетельствующие о миграции некоторых радиоактивных элементов (трития) на десятки километров от мест проведенных испытаний);
- работы по инвентаризации участков радиоактивного загрязнения с разработкой проектов их ремедиации или консервации;
- разработка и осуществление мероприятий по физическому ограничению доступа на радиационно-опасные объекты СИП и их контролю;
- подготовка радиационно-гигиенических паспортов на населенные пункты, находящиеся в зоне потенциального влияния Семипалатинского испытательного полигона и организация регулярного мониторинга радиационной обстановки в них.

Работ в этих направлениях Национальным ядерным центром проводится много и достаточно масштабно, что можно увидеть из предлагаемого сборника. Считаю необходимым отметить и другое. Традиционно к СИП относятся только лишь как к источнику радиационной опасности, склоняясь к объяснениям всех обнаруживаемых феноменов влиянием радиации, что не совсем верно. Недостаточно изучено и осознано возможное влияние других факторов, в частности "тяжелых" металлов, о существовании которых говорят как имеющиеся экспериментальные данные, так и факт наличия месторождений различных полезных ископаемых на территории полигона.

К приоритетным направлениям исследований следует также отнести и исследование мест, где возможно возникновение явлений катастрофического характера: выбросов газа, провальных явлений и т.д., так как в настоящее время обнаружены процессы неконтролируемой подземной газификации, термической деструкции углей на некоторых участках полигона, в частности, на площадке Балапан.

Хочу надеяться, что, несмотря на некоторую "разбросанность" тематик представленных работ, что неизбежно для формата "сборника статей", предлагаемый сборник позволит каждому читающему получить качественную информацию о реальном нынешнем состоянии бывшего СИП и поможет выработать свой непредвзятый взгляд на этот феноменальный объект − "Семипалатинский ядерный испытательный полигон".

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 577.4:504.4.054: 539.16

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*

Река Шаган является главной водной артерией Семипалатинского испытательного полигона, и вместе с прилегающей к ней территорией образует экосистему, включающую подземные и поверхностные воды, донные отложения и береговые грунты, воздушный бассейн, растительность и животный мир. Все эти компоненты подверглись, в той или иной степени, радиоактивному загрязнению вследствие ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне. В данной работе проанализированы и обобщены материалы радиоэкологических исследований, проведенных в данном районе, изложена общая картина современного состояния экосистемы, рассмотрены основные механизмы ее формирования. Установлены две крупные зоны с принципиально разным типом радиоактивного загрязнения. Первая зона приурочена к гребню воронки вокруг "Атомного" озера, здесь присутствует площадное загрязнение радионуклидами – продуктами деления и нейтронной активации, образовавшимися при экскавационном взрыве в скважине 1004. Вторая область расположена в 4-5 км от "Атомного" озера. Здесь в подземные и поверхностные воды р. Шаган из района "боевых" скважин площадки "Балапан" поступает тритий, при этом его концентрация в воде реки превышает уровень вмешательства на 2 порядка. Вода данного участка реки фактически представляет собой жидкие радиоактивные отходы. Поэтому остро актуальным является вопрос изъятия части р. Шаган и прилегающей к ней территории из хозяйственного оборота.

Ключевые слова: ядерные испытания, "Атомное" озеро, экосистема, гидрогеология, радиоактивное загрязнение, радионуклиды, скважины.

ВВЕДЕНИЕ

Маловодная р. Шаган (Рисунок 1-2) с притоком р. Ащису является самым протяженным поверхностным водотоком на территории Семипалатинского полигона, его главной водной артерией. Она протекает вдоль восточной границы СИП и является левобережным притоком р. Иртыш. Площадь водосбора бассейна реки более 10 000 км^2, длина главного лога – 275 км, а длина притока – р. Ащису – 115 км. Исток реки расположен на склонах горного хребта Канчингиз с отметкой рельефа 875 м.

В месте впадения р. Шаган в р. Иртыш абсолютная отметка составляет 160 м, т.е., разница в отметках равна 715 м. При длине русла реки 275 км, средний уклон составляет около 0,003. В пределах СИП длина русла реки - около 50 км, а уклон в среднем равен 0,002. Площадь водосбора левобережной части площадки, где расположены испытательные скважины, составляет примерно 900 км^2.

Русло характеризуется низкой скоростью течения, ветвлениями, тупиковыми заводями, заболачиванием берегов. Интервал течения реки от 12-15 до 30-40 км от "Атомного" озера характеризуется тем, что русло р. Шаган периодически пропадает (пересыхает) и появляется снова.

* Институт геофизических исследований НЯЦ РК, Курчатов

Рисунок 1. Общий вид р. Шаган

1. ПОТЕНЦИАЛЬНЫЕ ИСТОЧНИКИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЭКОСИСТЕМЫ

Формирование радионуклидного загрязнения компонентов экосистемы р. Шаган, в основном, обусловлено следующими факторами:

- глобальные атмосферные выпадения;
- атмосферные выпадения от наземных и воздушных ядерных взрывов на "Опытном поле";
- атмосферные выпадения 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.

1.1. Глобальные атмосферные выпадения

В [1] приводится теоретическая оценка плотности глобальных выпадений, основанная на следующих исходных данных:

- к 1990 г на земную поверхность выпало $5{,}99*10^{17}$ Бк ^{90}Sr (из выброшенных в атмосферу $6{,}04*10^{17}$Бк), $9{,}6*10^{17}$ Бк ^{137}Cs (из выброшенных – $9{,}64*10^{17}$ Бк);
- площадь земной поверхности – 510 Тм^2;
- большая часть выпадений (~75 %) приходится на северное полушарие;
- равномерное распределение радионуклидов по поверхности земного шара;
- глубина распределения радионуклидов в литосфере – 0,05 м;
- плотность почвы - 1600 кг/м^3.

Исходя из этих предпосылок, удельная активность глобальных выпадений с учетом периода полураспада на 2009 г составляет для ^{137}Cs – 15,2 Бк/кг, а для ^{90}Sr – 9,4 Бк/ кг, что соответствует примерно середине диапазона значений, встречающихся в литературе (4 – 29 Бк/кг для ^{137}Cs, 1 – 19 Бк/кг для ^{90}Sr, 0,02 – 5 Бк/кг для $^{239+240}Pu$).

В литературных данных нет никакой информации о таких радионуклидах, как ^{151}Sm и ^{99}Tc. Так как их концентрация на сегодняшний день составляет 8% и 1,6% от концентрации ^{137}Cs соответственно, то, основываясь на теоретических расчетах, можно с большой долей вероятности предположить, что активность ^{151}Sm и ^{99}Tc в глобальных выпадениях составит 1,2 и 0,2 Бк/кг, соответственно.

1.2. Атмосферные выпадения от наземных и воздушных ядерных взрывов на "Опытном поле"

В период с 1949 по 1962 гг. на площадке "Опытное поле" было проведено 30 наземных испытаний. Наземные ядерные испытания привели к высокому радиоактивному загрязнению значительных территорий, сформировав радиоактивные следы, протянувшиеся на сотни километров от эпицентра взрывов [2]. Часть из этих следов проходит по области водосбора бассейна р. Шаган (Рисунок 2).

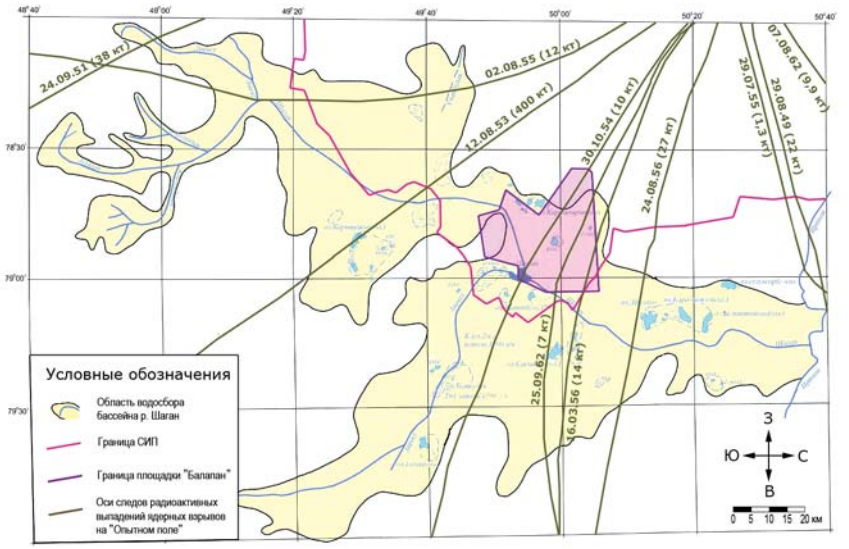


Рисунок 2. Область водосбора бассейна р. Шаган и следы локальных атмосферных выпадений от наземных взрывов на "Опытном поле"

Количественных данных о радиоактивных выпадениях на поверхность земли в пределах полигона на момент проведения испытаний не имеется.

В 90-х годах прошлого века в рамках проекта МНТЦ К-053 проводились работы по изучению радионуклидного загрязнения территории СИП [1]. При этом на участках, непосредственно прилегающих к эпицентру испытаний на "Опытном поле", по 8 лучам от эпицентра были отобраны пробы грунта для лабораторных исследований. Эти лучи проходили, в основном, по оси следов радиоактивного выпадения, которые внесли основной вклад в загрязнение полигона. Анализ проб грунта позволил охарактеризовать особенности распределения того или другого радионуклида в различных направлениях и расстояниях от "Опытного поля". На рисунке (Рисунок 3) показано такое распределение для радионуклида ^{137}Cs.

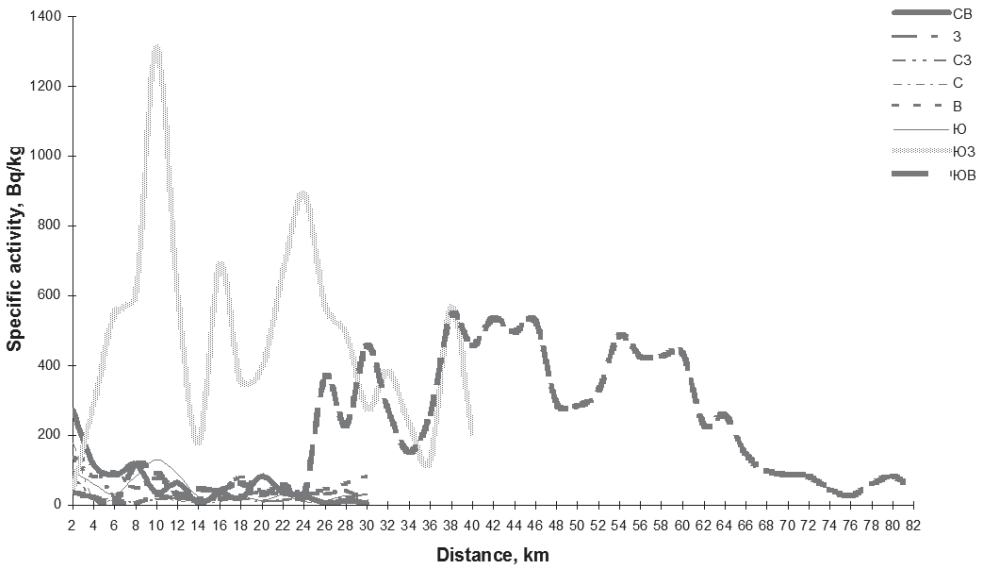


Рисунок 3. Концентрация ^{137}Cs в почве на различных направлениях от "Опытного поля"

Исследуемый нами участок лежит в зоне влияния юго-восточного следа, на котором максимальные отмеченные концентрации радионуклидов в грунтах составляют: ^{137}Cs – 580 Бк/кг, ^{90}Sr – 390 Бк/кг, $^{239+240}$Pu – 270 Бк/кг.

1.3. Атмосферные выпадения от экскавационного взрыва в скважине 1004

Экскавационный взрыв в скважине 1004 был произведен 15.01.1965 г. с целью отработки методики создания искусственных водохранилищ в засушливых районах. Мощность взрыва составила 140 кт, глубина заложения заряда 178 м. Диаметр образовавшейся воронки по гребню – 408 м. В результате этого взрыва в месте слияния р. Шаган и р. Ащису было образовано водохранилище, которое впоследствии получило название "Атомное" озеро.

Формирование облака при проведении взрыва в скважине 1004 и радиоактивного следа происходило при аномальном распределении температуры и ветра по высоте, что привело к образованию локального радиоактивного следа сложной конфигурации. Так, радиоактивные аэрозоли в слое от 0 до 750 м перемещались по азимуту 330°, в слое от 750 м до 2500 м − 40-47°, а верхняя часть облака, поднявшаяся выше 2500 м, перемещалась по азимуту 70°. В результате образовался след разветвленной формы (Рисунок 4) [1].

Значительного загрязнения местности локальный след от данного взрыва не создал. Обусловленная им концентрация радионуклидов в грунтах уменьшается почти до фоновых значений на расстояниях 1-2 км от гребня. Отличительной особенностью данного локального выпадения является повышенная концентрация радионуклидов - продуктов активации вещества почвы: ^{60}Co, ^{152}Eu, ^{154}Eu.

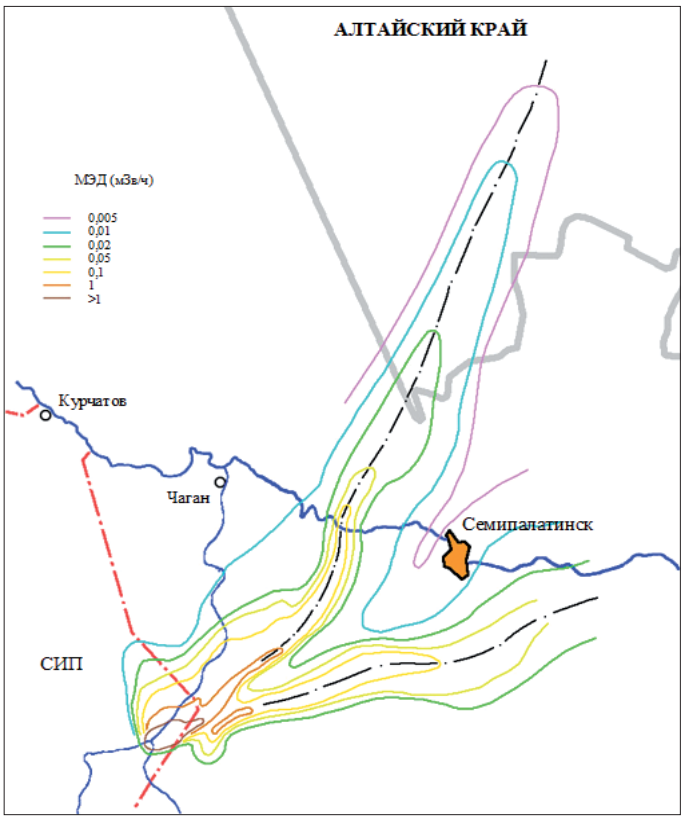


Рисунок 4. Схема следа радиоактивного загрязнения после подземного ядерного взрыва с выбросом грунта в скважине 1004 (через 24 часа после взрыва)

1.4. Перенос радионуклидов ветром и поверхностными водами из зоны навала грунта вокруг "Атомного" озера

В результате взрыва 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*10^{5} Ки. В зоне навала грунта выпало до 40% радионуклидов от наработанного количества.

Взрыв привел к значительному загрязнению прилегающей территории. По результатам радиометрических измерений в районе "Атомного" озера значения МЭД достигают 68 мкЗв/ч, плотность потока бета-излучения – 350 част/(см^{2}*мин). В образцах почвы, отобранных в окрестностях "Атомного" озера, максимальные концентрации достигают: ^{241}Am – 4 100 Бк/кг, $^{239+240}$Pu – 3 400 Бк/кг, ^{137}Cs – 15 000 Бк/кг, ^{90}Sr – 10 000 Бк/ кг, ^{152}Eu – 21 000 Бк/кг, ^{154}Eu – 13 000 Бк/кг.

Зону навала грунта вокруг "Атомного" озера следует рассматривать как серьезный потенциальный источник загрязнения. Отсюда возможен дальнейший перенос ветром, а также смыв атмосферными осадками как на окружающую местность, так и в русло р. Шаган, с дальнейшим переносом радиону-

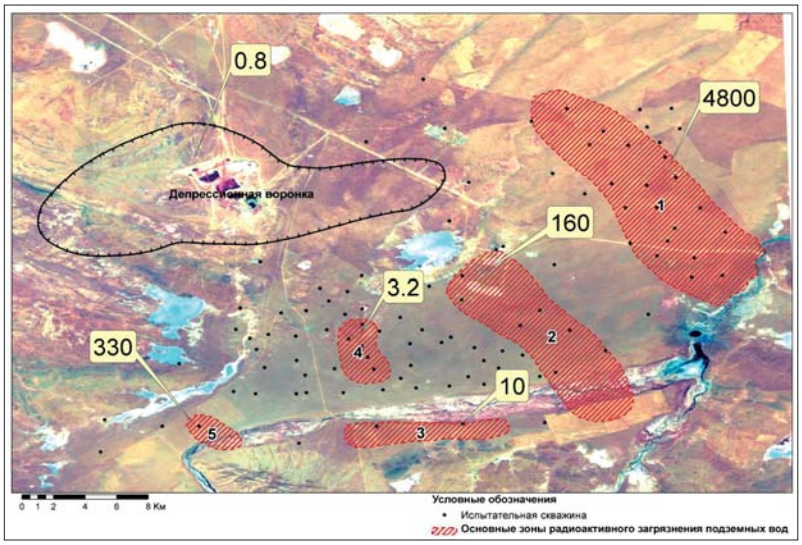
клидов поверхностным водотоком. По имеющимся данным, в месте выхода р. Шаган из "Атомного" озера концентрация радионуклидов в воде реки в настоящее время составляет: ^{90}Sr до 4,0 Бк/кг, ^{137}Cs – до 1,5 Бк/кг, $^{239+240}$Pu – до 0,005 Бк/кг, ^{3}H – 250 Бк/кг.

1.5. Поступление загрязненных радионуклидами подземных вод из района "боевых" скважин

На площадке "Балапан" с 1961 по 1989 гг. проведен 131 подземный ядерный взрыв большой мощности (до 150 кт тротилового эквивалента) в вертикальных горных выработках – скважинах. Средняя плотность расположения – одна скважина на 7 км^2.

Радиоэкологические исследования подземных вод на площадке "Балапан" начали проводиться после закрытия полигона. В значительной мере проведению этой работы способствовало наличие на площадке более 100 гидрогеологических скважин, которые были пробурены еще в период проведения ядерных испытаний. Результаты исследований показали, что высокие концентрации ^{137}Cs и ^{90}Sr в подземных водах можно наблюдать только в непосредственной близости от эпицентральных зон ядерных взрывов, 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. В целом, на площадке "Балапан" отмечен зональный характер распределения ^{3}H. Всего выделяется пять областей повышенных значений ^{3}H. На рисунке (Рисунок 5) представлена схема расположения зон с повышенной концентрацией ^{3}H. Цифрами указаны значения концентраций в кБк/кг.



1- северо-восточная зона; 2- восточная зона; 3- южная зона; 4- юго-западная зона; 5- центральная зона

Рисунок 5. Схема расположения зон с повышенной концентрацией ^{3}H в подземных водах на участке "Балапан"

Самые высокие значения содержания ^{3}H обнаружены в северо-восточной зоне, где в скважине 17А обнаружена концентрация ^{3}H 4 800 кБк/кг. В геологическом отношении северо-восточная область повышенных значений ^{3}H структурно приурочена к Жананской зоне смятия. Это своеобразная тектоническая структура шириной до 7 км. В ее пределах породы дислоцированы и интенсивно рассланцованы, благодаря чему данная территория является благоприятной для обводнения и активной динамики подземных вод, что способствует более интенсивному вымыванию радионуклидов из центральных зон ядерных взрывов и поступлению их в водоносный горизонт.

2. СОВРЕМЕННОЕ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ КОМПОНЕНТОВ ЭКОСИСТЕМЫ

Выбор объектов исследования произведен из соображений изученности, имеющейся инструментальной и методической базы, а главное – из соображений актуальности и практической значимости. Вблизи р. Шаган расположено несколько зимовок, на которых постоянно проживают люди и ведётся хозяйственная деятельность, в частности, содержание и выпас скота. Следовательно, первоочередное значение имеют объекты, определяющие степень опасности нахождения человека на данной территории, а также возможность перехода радионуклидов из природных объектов в организм домашних животных, а из него – в продукцию животноводства и, как следствие, в организм человека.

Из данных соображений были выбраны следующие объекты исследования: грунты и донные отложения, поверхностные и подземные воды, растительность, воздушный бассейн, продукция животноводства.

2.1. Грунты и донные отложения

2.1.1. Распределение радионуклидов вдоль русла

Для изучения загрязнения техногенными радионуклидами и оценки характера радиоактивного загрязнения береговой зоны р. Шаган были отобраны донные отложения (непосредственно в современном русле реки) и береговые грунты (в прибрежной зоне на расстоянии 10 – 15 м от русла). Пространственное расположение точек обследования показано на схеме (Рисунок 6).

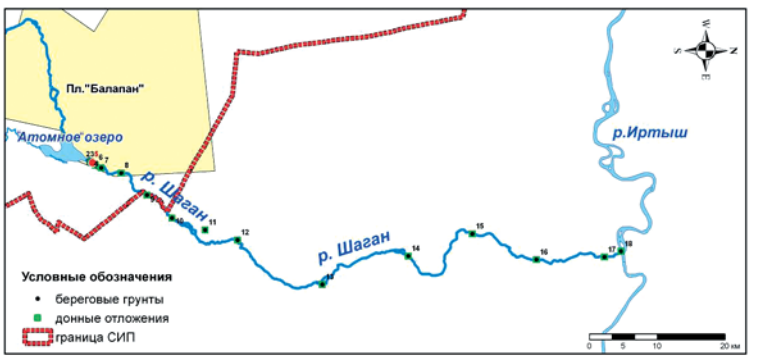


Рисунок 6. Схема размещения точек обследования

Результаты лабораторных анализов показали наличие в донных отложениях и береговых грунтах техногенных радионуклидов ^{137}Cs, ^{241}Am, ^{60}Co, ^{152}Eu, ^{154}Eu (Рисунок 7-10). Их концентрации максимальны вблизи "Атомного" озера, убывают по мере удаления от него и на расстояниях далее 10 км становятся сопоставимы со значениями, характерными для фона глобальных выпадений.

Следует отметить, что даже на очень небольших расстояниях от "Атомного" озера (50 м) концентрации радионуклидов в береговых грунтах и донных отложениях заметно ниже, чем в зоне навала грунта (п. 1.4). Возможно, это связано с перераспределением обломочного материала водотоком вдоль русла.

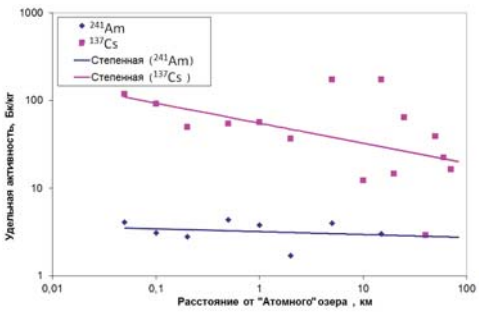


Рисунок 7. Удельная активность ^{241}Am, ^{137}Cs в пробах береговых грунтов

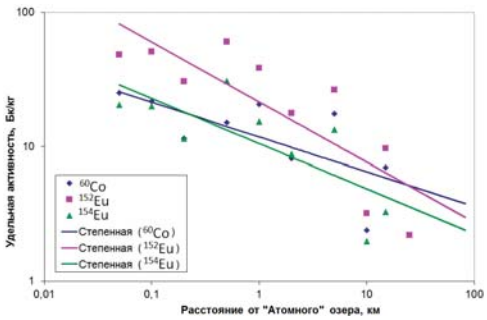


Рисунок 8. Удельная активность ^{60}Co, ^{152}Eu, ^{154}Eu в пробах береговых грунтов

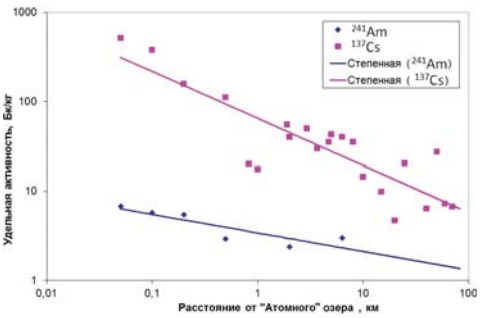


Рисунок 9. Удельная активность ^{241}Am, ^{137}Cs в пробах донных отложений

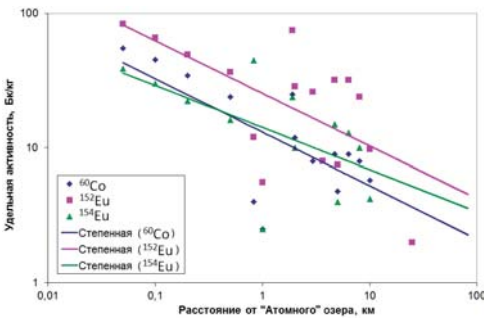


Рисунок 10. Удельная активность ^{60}Co, ^{152}Eu, ^{154}Eu в пробах донных отложений

Вдоль русла р. Шаган наблюдается четко выраженная зависимость между концентрациями радионуклидов как в донных отложениях, так и в береговых грунтах и расстоянием до "Атомного" озера, которая хорошо аппроксимируется степенными функциями вида $y = ax^b$, где y – удельная активность радионуклида, Бк/кг, x – расстояние от "Атомного" озера, км, a и b – безразмерные коэффициенты. В таблице (Таблица 1) приведены параметры данных функций для каждого из рассмотренных радионуклидов.

Таблица 1.

Параметры степенных функций, аппроксимирующих зависимость концентраций радионуклидов в пробах грунта от расстояния до "Атомного" озера

Радионуклид	Донные отложения			Береговые грунты		
	a	b	R^2	a	b	R^2
^{241}Am	2,89	-0,20	0,79	2,77	-0,14	0,60
^{137}Cs	64,3	-0,62	0,82	51,8	-0,36	0,37
^{60}Co	10,9	-0,53	0,87	9,59	-0,45	0,82
^{152}Eu	16,6	-0,59	0,89	18,8	-0,57	0,85
^{154}Eu	8,16	-0,51	0,89	8,88	-0,48	0,84

Наблюдаемые зависимости могут быть интерпретированы следующим образом. Коэффициент *a* выражает концентрацию радионуклида на нулевом расстоянии от "Атомного" озера и должен быть примерно пропорционален количеству радионуклида, наработанному при взрыве, что подтверждается имеющимися оценками, согласно которым при взрыве было наработано ^{60}Co ~ 80 Ки, ^{152}Eu ~ 120 Ки (т.е. несколько больше), ^{137}Cs ~ 800 Ки (на порядок больше). На диаграммах коэффициент *a* соответствует высоте расположения левого края линии тренда.

Коэффициент *b* выражает быстроту убывания концентрации радионуклида с расстоянием и в первом приближении связан с миграционной способностью данного радионуклида. Например, ^{241}Am имеет наименьшие (по модулю) значения коэффициента *b*, что позволяет предположить, что он обладает более высокой миграционной способностью по сравнению с другими рассмотренными радионуклидами. Хотя здесь заметное влияние могут оказать дополнительные факторы: химические процессы в русле, скорость течения, дополнительное поступление радионуклидов в местах прохождения следов атмосферных выпадений и т.д. На диаграммах коэффициент *b* соответствует наклону линии тренда.

Сравнивая выражения для одного и того же радионуклида по береговым грунтам и донным отложениям, можно отметить следующее:

1. Значения обоих коэффициентов выражения для береговых грунтов и донных отложений близки между собой. Возможно, между этими двумя типами грунтов нет принципиальной разницы с точки зрения их формирования и истории, а разделение на береговые грунты и донные отложения отражает лишь сегодняшнее положение русла.
2. Значения коэффициента *a* для некоторых радионуклидов (^{152}Eu, ^{154}Eu) больше в береговых грунтах, для некоторых (^{241}Am, ^{137}Cs, ^{60}Co) – в донных отложениях. Скорее всего, это различия в пределах погрешности, обусловленной малой статистикой точек. Какую-либо причинно-следственную закономерность здесь выявить вряд ли возможно, да и предполагать нет оснований – ведь этот коэффициент, как было сказано выше, связан с активностью в источнике, т.е. с единым объектом для обоих типов грунтов.
3. Значения коэффициента *b* по модулю хоть и не намного, но всегда больше для донных отложений, то есть в них концентрации радионуклидов падают быстрее, чем в береговых грунтах. Это может говорить о том, что процессы

вымывания радионуклидов из донных отложений преобладают над процессами их накопления, однако для того, чтобы утверждать это с уверенностью, необходимо, чтобы различия были статистически значимыми, для чего пока недостаточно данных.

2.1.2. Распределение радионуклидов поперек русла

Для изучения распределения техногенных радионуклидов в донных отложениях и в береговых грунтах реки поперек русла было проведено обследование двух участков русла реки с отбором поверхностных и послойных проб. Первый участок, расположенный в 1,9 км от "Атомного" озера, характеризуется максимальными значениями концентрации радионуклидов (кроме ^{241}Am). Второй участок был выбран на отрезке русла реки в связи с повышенным содержанием в донных отложениях ^{241}Am. Он находится на расстоянии 6,35 км от "Атомного" озера.

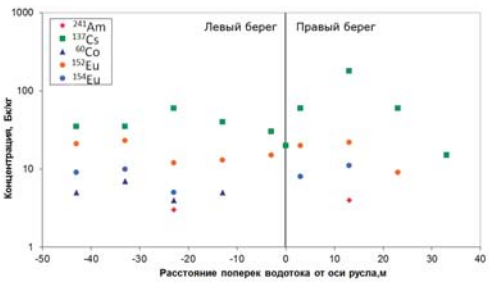


Рисунок 11. Содержание техногенных радионуклидов в пробах береговых грунтов и донных отложений в 1,9 км от "Атомного" озера

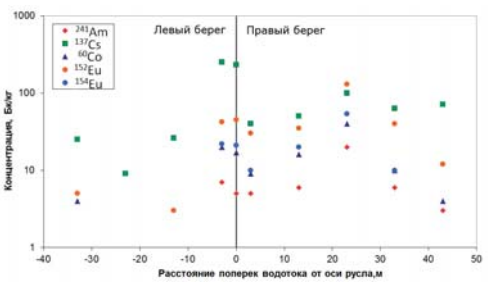


Рисунок 12. Содержание техногенных радионуклидов в пробах береговых грунтов и донных отложений в 6,35 км от "Атомного" озера

На рисунках (Рисунок 11-12) представлены содержания техногенных радионуклидов в донных отложениях и береговых грунтах.

На обоих участках зафиксировано присутствие техногенных радионуклидов. Особое внимание привлекает присутствие продуктов активации ^{60}Co, ^{152}Eu, ^{154}Eu на значительных расстояниях от "Атомного" озера. Этот факт требует проведения дополнительных исследований с целью изучения механизмов поступления данных изотопов в русло реки.

2.1.3. Распределение радионуклидов по глубине

Характер распределения техногенных радионуклидов в донных отложениях и береговых грунтах по глубине представлен на рисунке (Рисунок 13).

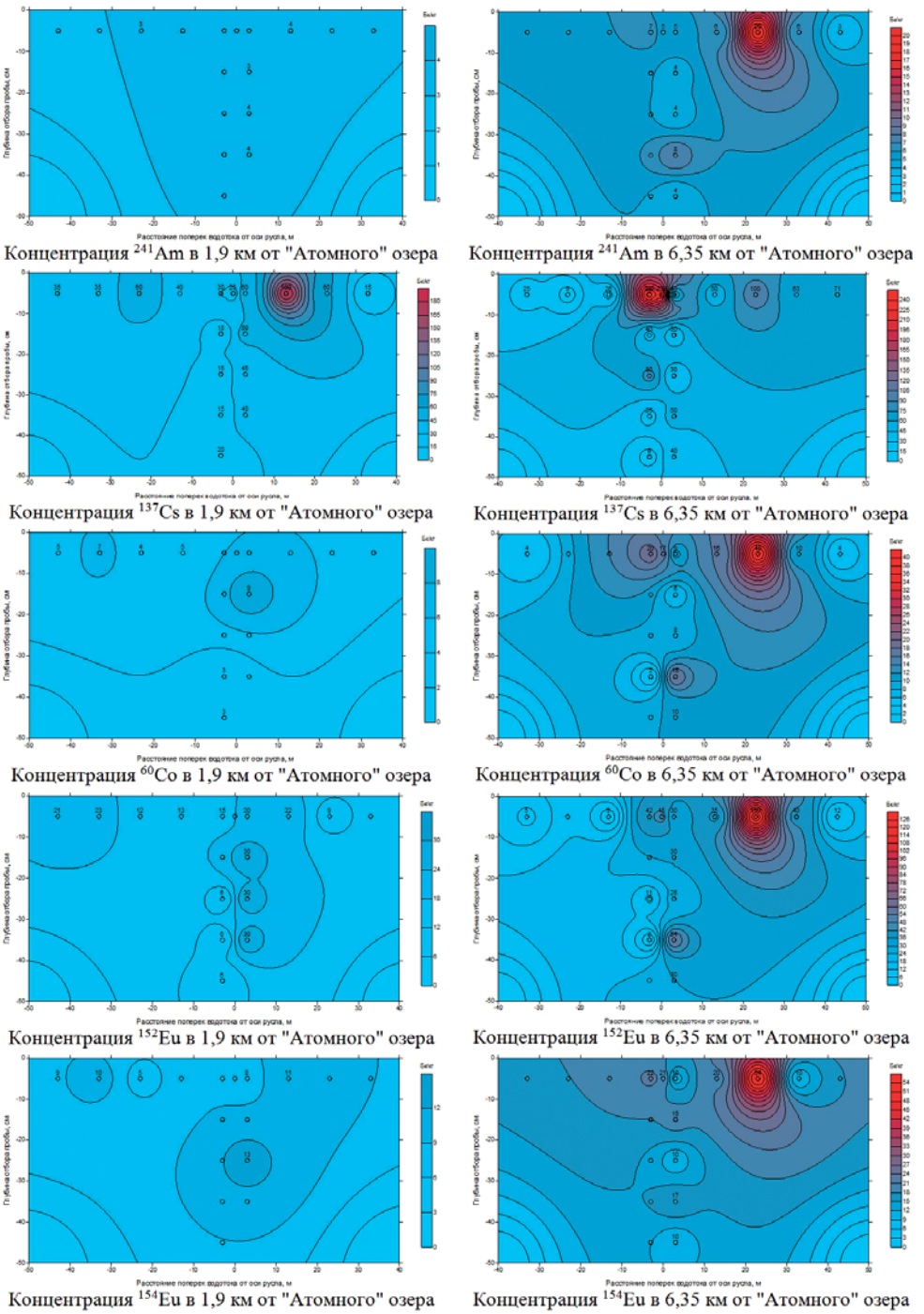


Рисунок 13. Характер распределения техногенных радионуклидов по глубине

Как видно из рисунка, концентрации радионуклидов на втором профиле выше по сравнению с первым не только в поверхностных отложениях, но и по глубине. Также заметно, что на втором профиле имеется одна точка, выделяющаяся резко повышенными концентрациями радионуклидов. Не исключена возможность наличия аномальных условий формирования отложений в данном месте, например, резко выраженной впадины в рельефе, куда активно происходил поверхностный смыв с окружающей площади.

2.1.4. Обсуждение возможных механизмов формирования загрязнения в грунтах и донных отложениях

Четыре из пяти перечисленных в разделе 2 потенциальных источников загрязнения экосистемы могут иметь отношение к формированию загрязнения в грунтах, а именно:

- глобальные атмосферные выпадения;
- атмосферные выпадения от наземных и воздушных ядерных взрывов на "Опытном поле";
- атмосферные выпадения от экскавационного взрыва в скважине 1004;
- перенос радионуклидов ветром и поверхностными водами из зоны навала грунта вокруг "Атомного" озера.

Каждый из этих источников является фактором, роль которого в формировании загрязнения грунтов следует рассмотреть, также в качестве рассматриваемых факторов следует добавить следующие нюансы:

- перенос радионуклидов поверхностными водами может осуществляться в различных формах нахождения. Следует разделить многообразие этих форм как минимум на 2 составляющих – перенос радионуклидов в растворенном состоянии и перенос механической взвеси загрязненных частиц грунта, и рассмотреть каждую составляющую отдельно;
- со временем происходит локальное перераспределение радионуклидов в ландшафте за счет поверхностного смыва и проникновения радионуклидов вглубь почвы.

Дать точные количественные оценки каждого из перечисленных факторов на сегодняшний день пока еще затруднительно. Можно сделать ряд предположений о роли каждого из перечисленных факторов на качественном уровне, используя приведенные в пп. 2.1.1 – 2.1.3 данные на примере радионуклида ^{137}Cs:

Глобальные атмосферные выпадения. На всех изученных объектах присутствуют как точки, в которых содержание ^{137}Cs соответствует фону глобальных выпадений (15-20 Бк/кг), так и точки, где этот фон значительно превышен. Вероятно, это говорит о том, что вклад глобальных выпадений является "базой" радионуклидного загрязнения и проявляется повсеместно, а остальные факторы действуют локально, на отдельных участках территории.

Атмосферные выпадения от наземных и воздушных ядерных взрывов на "Опытном поле". При изучении распределения радионуклидов вдоль русла (Рисунок 6 - Рисунок 10) отмечено, что при общей тенденции к убыванию концентрации радионуклидов по мере удаления от "Атомного" озера, это убывание неравномерно. При движении вдоль русла понижения содержаний искусственных радионуклидов (далее – ИРН) сменяются повышениями. Это заставляет тщательно рассмотреть предположение о возможном до-

полнительном поступлении радионуклидов на отдельные участки русла из следов локальных выпадений. Однако такое объяснение наталкивается на следующие трудности:

1. Как видно из рисунка (Рисунок 3), максимальные концентрации ^{137}Cs в грунтах на юго-восточном следе (до 580 Бк/кг) отмечены на расстояниях 38-46 км от "Опытного поля". Работы по изучению влияния следа проведены до 80 км, и на таком расстоянии содержания ^{137}Cs в почвах уже гораздо ниже – 20-80 Бк/кг. Интересующий нас участок русла р. Шаган находится еще дальше от "Опытного" поля – порядка 100 км, и для объяснения концентраций ^{137}Cs в береговых грунтах порядка 180-250 Бк/кг фактор влияния следа представляется недостаточным;
2. Выпадения из локальных следов на значительных расстояниях от "Опытного поля" и небольших по площади участках должны быть достаточно равномерными. В то же время изучение распределения радионуклидов поперек русла показали, что на профилях длиной всего десятки метров концентрации ИРН меняются крайне неравномерно, различаясь на порядок, что непохоже на картину выпадения из следа;
3. Юго-восточный след сформирован, в основном, выпадениями от термоядерного взрыва мощностью 400 кт, проведенного 12.08.1953 [3], который пересекает русло южнее "Атомного" озера и вообще не попадает на рассматриваемый нами участок. На данном участке имеются пересечения русла со следами от испытаний 16.03.1956 и 25.09.1962 г., но по литературным данным [2] эти испытания не относятся к радиационно-значимым;
4. Радионуклидный состав загрязнения грунтов и донных отложений не соответствует составу локальных выпадений с "Опытного поля", грунты и донные отложения обогащены продуктами нейтронной активации (^{60}Co, ^{152}Eu, ^{154}Eu), так же как и грунт на гребне воронки вокруг "Атомного" озера. В местах повышения концентраций ИРН изменения их состава и соотношений не происходит, что должно было бы иметь место при влиянии локальных следов от "Опытного поля".

Атмосферные выпадения от экскавационного взрыва в скважине 1004. Несомненно, играют роль на начальном отрезке русла, но по результатам анализа грунтов, отобранных на местности за пределами гребня воронки, содержание радионуклидов в грунтах уже на расстояниях 1-2 км от "Атомного" озера падает почти до фоновых значений [3].

Перенос радионуклидов ветром из зоны навала грунта вокруг "Атомного" озера. По своему физическому смыслу может рассматриваться как уменьшенный в масштабах, отложенный и растянутый во времени аналог процесса локальных атмосферных выпадений от экскавационного взрыва. Может приводить к кратковременным повышениям концентраций ИРН в воздухе, возможно, до опасных для человека значений, и этот вопрос будет рассмотрен далее, при описании состояния воздушного бассейна. Но с точки зрения состояния грунтов вряд ли может оказать влияние большее, чем упомянутые локальные выпадения. Высокие концентрации ИРН в грунтах на расстоянии нескольких километров не могут объясняться действием этого фактора, в пользу чего дополнительным аргументом может служить их крайняя неравномерность на коротких отрезках, что не согласуется с представлениями о действии ветрового переноса.

Перенос радионуклидов поверхностным водотоком из зоны навала грунта вокруг "Атомного" озера. В отличие от переноса ветром, перенос ИРН поверхностным водотоком способен существенно повлиять на картину радионуклидного загрязнения территории на значительных удалениях от источника. Связано это с тем, что ветровой перенос создает двумерное, площадное загрязнение и с ростом расстояния r от источника размер (площадь) зоны влияния увеличивается пропорционально r^2. В такой же степени, т.е. достаточно быстро, уменьшаются и возможные концентрации ИРН, возникшие за счет их переноса. Перенос поверхностным водотоком в первом приближении одномерный и с ростом расстояния размер (длина) зоны влияния увеличивается пропорционально r в первой степени. Соответственно, возможные концентрации переотложенных радионуклидов уменьшаются медленнее, чем в случае ветрового переноса. В идеализированном же случае (непроницаемый и не задерживающий ИРН участок канала) теоретически возможен и перенос любого количества радионуклидов без потерь на неограниченно большое расстояние с последующим отложением их в любых концентрациях.

Радионуклиды в водотоке могут переноситься в различных формах нахождения. Абстрагируясь от многообразия конкретных форм, можно выделить 2 принципиально разных случая: ИРН в растворе (истинном или коллоидном) и в виде взвеси загрязненных частиц грунта.

Перенос радионуклидов поверхностным водотоком в растворенном состоянии. Разрушение и растворение загрязненных горных пород и грунтов в зоне навала, выщелачивание радионуклидов и их переход в раствор требуют определенного времени, интенсивность этого процесса, вероятно, была минимальной непосредственно после взрыва и нарастает со временем. Таким образом, в настоящее время этот процесс можно было бы наблюдать лучше, чем когда-либо раньше. Однако в пробах воды р. Шаган, отбираемых сейчас, ^{137}Cs не обнаруживается, что ставит под сомнение значимость данного фактора. Эти сомнения подкрепляются следующими дополнительными соображениями. На СИП имеются объекты, где ядерные испытания проводились в тот же период, что и взрыв в скважине 1004, и где имеются водотоки из областей взрыва – это водоносные штольни площадки "Дегелен". Поскольку испытания в штольнях представляли собой подземные камуфлетные взрывы, а вода, вытекающая из штолен, предварительно просачивается через гермоэлементы и запечатывающие конструкции, вынос радионуклидов в виде взвеси загрязненных частиц исключен и возможен только в растворенном состоянии. Водотоки из штолен хорошо изучены, установлено, что уже на первом километре русла концентрации ^{137}Cs в грунтах падают на 3 порядка, так как он сильно сорбируется грунтами и поэтому обладает низкой миграционной способностью. Уклон местности на припортальных участках площадки "Дегелен" составляет несколько градусов, что в десятки раз выше, чем в равнинных условиях долины р. Шаган. Соответственно в водотоках площадки "Дегелен" скорость течения значительно выше, что способствует более дальнему переносу радионуклидов. И, если в водотоках площадки "Дегелен" практически весь ^{137}Cs остается на первом километре русла, то в р. Шаган он должен весь оставаться даже на гораздо более коротком начальном отрезке.

Следует отметить, что более подвижный радионуклид ^{90}Sr обнаруживается в пробах воды р. Шаган (подробнее об этом далее – п. 2.2.2). Таким образом, данный фактор, несомненно, работает и будет продолжать работать в будущем, что обуслов-

ливает актуальность его дальнейшего изучения. В частности, весьма желательным представляется исследование форм нахождения различных радионуклидов в воде начального отрезка р. Шаган. Но на данный момент нет каких-либо серьезных оснований считать данный фактор одним из основных в формировании картины радионуклидного загрязнения.

Перенос радионуклидов поверхностным водотоком в виде взвеси загрязненных частиц. В любом водотоке постоянно происходит процесс переноса и переотложения обломочного материала вниз по течению. При этом на участках с большим уклоном и высокой скоростью течения способны откладываться только крупнозернистые фракции – гравий и песок, на участках замедления водотока – мелкозернистые алевритовые и глинистые фракции. На участках с исчезновением (пересыханием) водотока должен откладываться весь материал, содержавшийся в воде. Количество переносимого водой материала, очевидно, определяется скоростью его образования, т.е. выветривания, разрушения горных пород в области водосбора.

При экскавационном взрыве в скважине 1004 в январе 1965 г. мгновенно образовались огромные массы рыхлого, способного к переносу водой материала – частиц грунта и горных пород. В апреле того же года во время весеннего паводка воронка заполнилась водой, и начался процесс переноса обломочного материала вниз по течению. В это время года р. Шаган бурно разливается, и вода присутствует на протяжении всего русла. В связи с наличием огромного количества избыточного рыхлого материала на пути ее течения, в этот момент интенсивность переноса должна была быть очень высокой – вероятно, вода была мутной от взвешенных в ней частиц. Так как грунт в зоне навала был загрязнен ИРН, то перенос обломочного материала означал и перенос радионуклидов.

Данный механизм распространения радионуклидов вполне способен быть основным фактором, определяющим картину радионуклидного загрязнения долины р. Шаган. Исходя из этого, графики изменения концентраций ИРН вдоль русла, изображенные на рисунках (Рисунок 7-10), могут быть интерпретированы следующим образом:

1. Общая тенденция к снижению концентраций радионуклидов в береговых грунтах и донных отложениях с удалением от "Атомного" озера связана с уменьшением содержания в воде взвешенного материала за счет того, что часть его осела на предыдущих участках русла;
2. Локальные повышения и понижения концентраций ИРН связаны с особенностями водотока – изменениями уклона рельефа и скорости течения, которыми определялись гранулометрия и количество осаждаемого материала;
3. Непрерывность распределения радионуклидов по всей длине русла объясняется тем, что начальный момент переноса, когда он происходил наиболее интенсивно, пришелся на время весеннего паводка, когда на протяжении всего русла присутствовала вода. Если бы экскавационный взрыв был произведен летом, когда после 12 км или после 6 км (в зависимости от сезона) от "Атомного" озера вода отсутствует, то картина загрязнения грунтов была бы иной – на начальном отрезке грунты могли бы быть загрязнены сильнее, но дальше по течению русло было бы чистым.

Графики изменения концентраций ИРН поперек русла, изображенные на рисунках (Рисунок 11-12), возможно, показывают нам характер течения в водотоке в 1965 г.

Точки с более высокими концентрациями радионуклидов соответствуют местам, где на протяжении большего времени сезона присутствовала вода, максимумы концентраций – положениям основной оси русла на тот момент. Если данные соображения верны, то можно констатировать, что на втором профиле (Рисунок. 12) положение русла за прошедшие 45 лет не изменилось, а на первом профиле (Рисунок 11) произошло смещение основной оси русла на 10-15 м влево.

Предполагаемый механизм распространения ИРН с поверхностным водотоком хорошо объясняет факт миграции на значительные расстояния радионуклидов, не обладающих высокой миграционной способностью. Противоречия здесь не возникает, так как предполагается, что интенсивно мигрировали не сами ИРН, а загрязненные ими частицы грунта.

Локальное перераспределение радионуклидов в ландшафте за счет поверхностного смыва и проникновения радионуклидов вглубь почвы. Как видно из результатов изучения распределения ИРН по глубине (Рисунок 13), концентрации радионуклидов быстро уменьшаются с глубиной и, в основном, сконцентрированы в верхнем слое (0-10 см).

Для боковой миграции ИРН за счет поверхностного смыва на большей части территории условия неблагоприятны – преобладание испарения над осадками, плоский, выровненный рельеф, отсутствие на местности выраженных водотоков (кроме основного – собственно р. Шаган). Возможно, на отдельных локальных участках с большими уклонами рельефа в бортах долины боковая миграция и была достаточно выраженной, но вряд ли она могла существенно повлиять на картину в целом.

Проведенный анализ всей совокупности выделенных нами факторов формирования радионуклидного загрязнения грунтов и донных отложений приводит к выводу, что основными факторами являются глобальные атмосферные выпадения в качестве фона и перенос поверхностным водотоком взвеси загрязненных частиц грунта как "рисунок по фону". Для отдельных радионуклидов, обладающих высокой миграционной способностью (^{90}Sr и, вероятно, ^{241}Am) также имеет значение их перенос поверхностным водотоком в растворенном состоянии, о чем будет подробнее сказано при рассмотрении радионуклидного загрязнения поверхностных вод (п. 2.2.2).

2.2. Поверхностные воды

При исследовании состава вод русла р. Шаган точки отбора проб условно дифференцировались в зависимости от расстояния от места выхода реки из внешнего водохранилища "Атомного" озера.

Вода в р. Шаган в летний период присутствует не на всем протяжении русла. В период исследований 2009 г. вода присутствовала на участках: от 500 до 800 м от "Атомного" озера в виде проявлений протяженностью 20-30 м и шириной 1-3 м; от 2,5 км до 6 км от "Атомного" озера − на всем протяжении с шириной русла 2-3 м; в районе 9 км от "Атомного" озера присутствовал водоток протяженностью около 100 м, шириной 11 м и глубиной до 0,8 м.

В летний период на участках мониторинговых площадок, расположенных на расстоянии 500 м и 4,6 км от "Атомного" озера, средние значения дебита русловых вод варьируют от 13 до 136 л/мин (Рисунок 14).

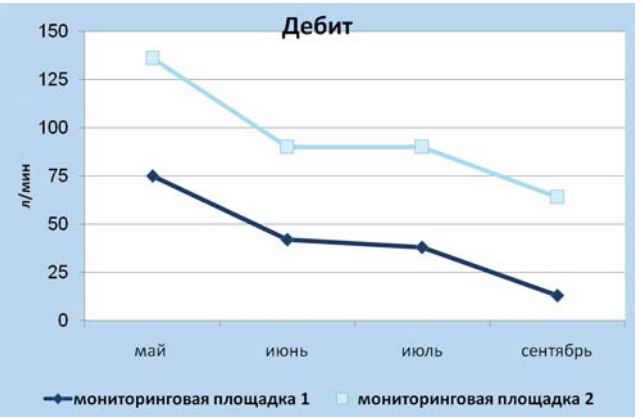


Рисунок 14. Изменение значений дебита русловых вод р. Шаган

На остальных участках русла реки поверхностный водоток отсутствует. На протяжении русла до 12 км от "Атомного" озера присутствует обильный растительный покров, что свидетельствует о залегании грунтовых вод близко к поверхности.

Внешний вид пересохшего русла реки показан на рисунке (Рисунок 15).

Рисунок 15. Вид пересохшего русла р. Шаган

2.2.1. Содержание ^{3}H в водах р. Шаган

В результате исследований 2006-2009 гг. выявлено и многократно подтверждено наличие высоких концентраций ^{3}H в водах р. Шаган. Для исследования характера распределения ^{3}H в поверхностных водах р. Шаган в 2006 г. был проведен отбор проб воды от "Атомного" озера до впадения в р. Иртыш. В рамках предварительного обследования в 2006-2007 гг. были проанализированы на ^{3}H пробы поверхностных вод, отобранных на участке реки до 40 км от "Атомного" озера. Распределение ^{3}H в поверхностных водах по результатам данных исследований представлено на рисунке (Рисунок 16) (выделен участок резкого увеличения удельной активности ^{3}H).

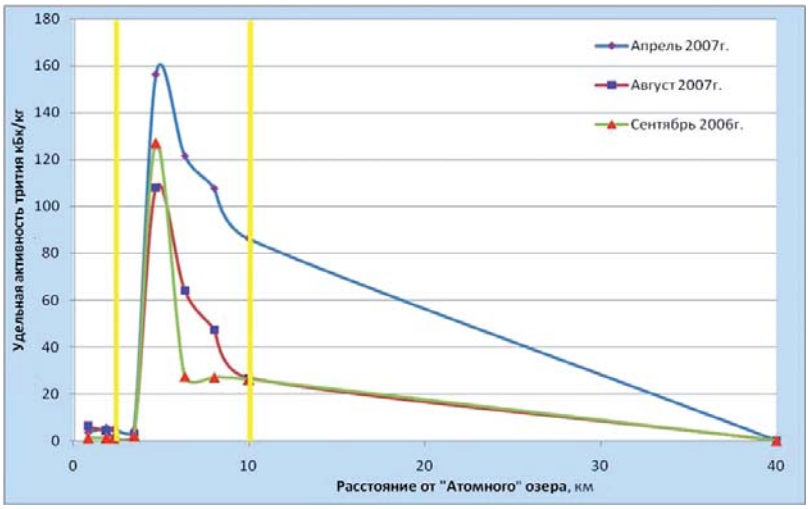


Рисунок 16. Распределение удельной активности ^{3}H в водах р. Шаган, 2006-2007 гг.

Концентрация ^{3}H в поверхностных водах реки на всем ее протяжении изменялась от 10 до 1,6*10^{5} Бк/кг. Максимальные значения были установлены в 4,7 км от "Атомного озера", минимальные значения обнаружены в районе слияния р. Шаган с р. Иртыш. На участке реки с 12 по 38 км пробы воды не отбирались в связи с отсутствием поверхностного водотока.

В 2008 г. был более детально исследован интервал русла до 6 км, в 2009 г. до 12 км от "Атомного" озера. Отбор проб воды для определения содержания ^{3}H производился вдоль по руслу с интервалом 100 м. Распределение удельной активности ^{3}H на протяжении исследованного русла до 12 км от "Атомного" озера приведено на рисунке (Рисунок 17) (выделен участок интенсивного колебания удельной активности ^{3}H).

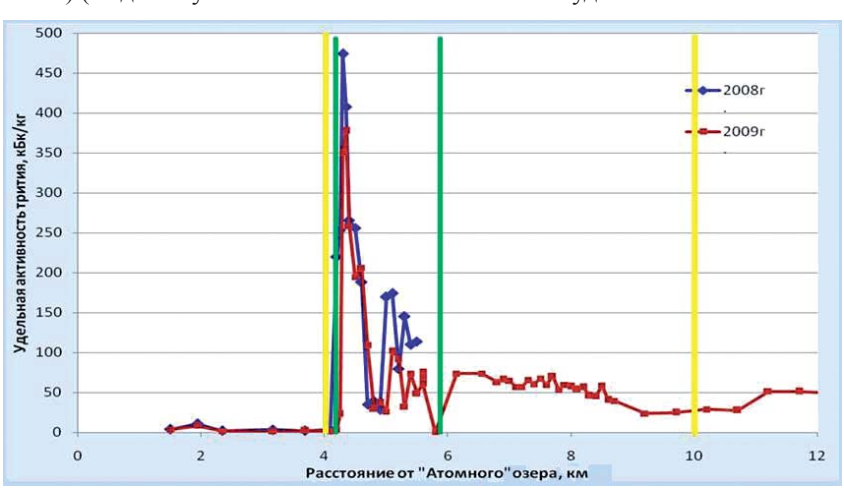


Рисунок 17. Значения удельной активности ^{3}H в русле р. Шаган

Удельная активность ^{3}H в воде колеблется в широком диапазоне значений. Пик активности ^{3}H находится между 4 и 5 км от "Атомного" озера. Так как характер колебаний значений удельной активности ^{3}H наиболее выражен на участке между 4 и 6 км от "Атомного" озера, на данном интервале были проведены более детальные исследования удельной активности ^{3}H. Был произведен отбор проб подрусловых вод, расстояние между точками отбора составляло 10 м (Рисунок 18).

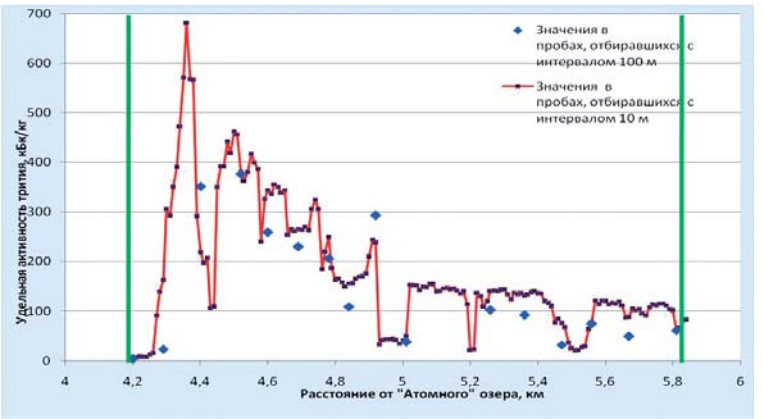


Рисунок 18. Значения удельной активности ^{3}H в русле р. Шаган на участке между 4 и 6 км от "Атомного" озера

В результате исследований был выявлен максимум удельной активности ^{3}H на участке 4,4 км от "Атомного" озера, который составил 680 кБк/кг.

Удельная активность ^{3}H на исследованном участке изменяется скачкообразно, имея ярко выраженные точки максимума и минимума. Причиной такого распределения может служить сложная система водообмена между грунтовыми и русловыми водами с наличием нескольких участков подтока грунтовых вод. В целом, имеется тенденция к снижению значений удельной активности к 6 км. Здесь концентрация ^{3}H в воде на порядок ниже максимальной, но все равно остается еще очень высокой, в несколько раз превышая величину уровня вмешательства по НРБ-99, равную 7700 Бк/кг. Судя по наличию участков с резким снижением удельной активности ^{3}H, вероятно, на данном отрезке реки присутствуют либо области разгрузки русловых вод, либо подток грунтовых вод не загрязненных ^{3}H. Факт увеличения значений удельной активности ^{3}H после минимальных (в частности, на 6 км от "Атомного" озера), также свидетельствует о миграции ^{3}H с грунтовыми водами, выходящими на поверхность на протяжении русла.

2.2.2. Содержание радионуклидов ^{90}Sr, ^{241}Am в водах р. Шаган

В 2006-2008 гг. на протяжении русла реки осуществлялся отбор проб и определение в них удельной активности ^{90}Sr. Пробы для определения удельной активности стронция были отобраны с интервалами от 10 км до впадения в р. Иртыш с целью предварительного определения степени загрязнения русла. В 5 пробах воды были проведены определения содержания радионуклидов ^{241}Am. Значения удельной активности ^{90}Sr ,^{241}Am приведены на рисунке (Рисунок 19).

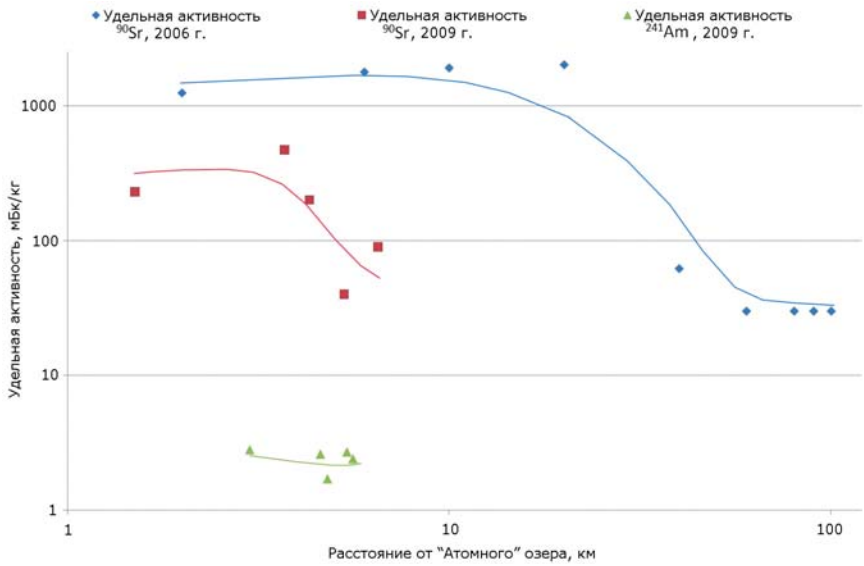


Рисунок 19. Значения удельной активности ^{90}Sr 2006 г., 2009 г., ^{241}Am 2009 г.

Удельная активность ^{90}Sr составила от 30 до 2000 мБк/кг. Максимальные значения активности наблюдаются в интервале между 2 и 20 км от "Атомного" озера. В 2009 г., однако, на данном участке наблюдались более низкие содержания ^{90}Sr. Более детальные исследования содержания ^{90}Sr в водах р. Шаган в 2009 г. провести не удалось ввиду отсутствия достаточного для анализа количества воды в русле. Необходимо дальнейшее изучение характера стронциевого загрязнения русла реки.

В результате исследований удалось обнаружить изотоп ^{241}Am во всех пробах воды. Удельная активность ^{241}Am в среднем составляет 2,5 мБк/кг. Факт присутствия радионуклида ^{241}Am свидетельствует о его способности мигрировать с грунтовыми и поверхностными водами на значительные расстояния от источника загрязнения. Вероятно, ^{241}Am поступает в воду реки в результате вымывания из донных отложений, которые содержат значительные количества данного радионуклида, однако не исключено, что ^{241}Am привносится в русло с грунтовыми водами. Факт обнаружения ^{241}Am требует дальнейшего изучения с целью прогнозирования распространения загрязнения трансурановыми радиоизотопами.

2.2.3. Содержание радионуклидов ^{137}Cs, ^{152}Eu, $^{239+240}$Pu в водах р. Шаган

Концентрация ^{137}Cs на исследованном участке русла реки находится ниже предела обнаружения измерительной аппаратуры, равного 30 мБк/кг. Удельная активность $^{239+240}$Pu на исследованном участке, находится ниже предела обнаружения измерительной аппаратуры, равного 5 мБк/кг. В 5 пробах воды были проведены определения содержания ^{152}Eu. Удельная активность ^{152}Eu в большинстве исследованных проб находится ниже предела обнаружения измерительной аппаратуры, равного 0,8 мБк/кг. В двух точках отбора (3 и 5,6 км от "Атомного" озера) удельная активность ^{152}Eu составляет 1,8 и 2,8 мБк/кг.

2.2.4. Содержание макро- и микрокомпонентов в водах р. Шаган

Наряду с определением содержания радионуклидов в водах р. Шаган был определен катионно-анионный состав, минерализация и содержание микроэлементов.

Определение химического состава вод реки проведено на протяжении 7 км по руслу, начиная с отметки 1,5 км от "Атомного" озера. Отбор проб проводился с интервалом 100 м. Характер изменений уровня минерализации вод реки приведен на рисунке (Рисунок 20).

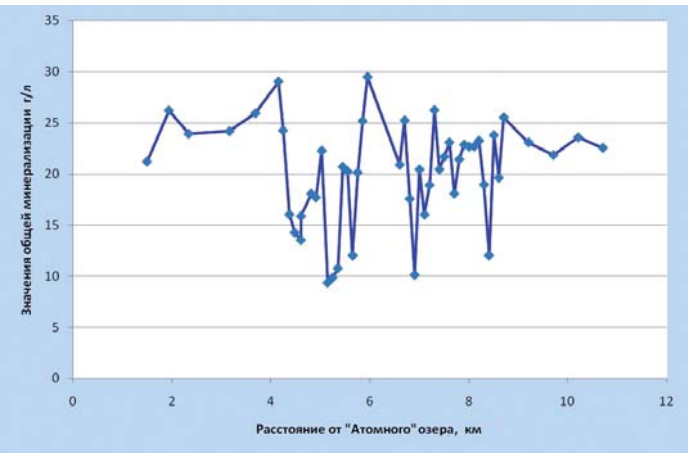


Рисунок 20. Значения общей минерализации вод р. Шаган

Воды р. Шаган на протяжении всего обследованного участка имеют очень высокое солесодержание. Диапазон значений общей минерализации составляет от 10 г/л до 30 г/л. По классификации В.И. Вернадского воды относятся к типу соленых (10-50 г/л).

Характер изменения концентраций основных макрокомпонентов состава вод реки во многом соответствует изменению значений общей минерализации (Рисунок 21).

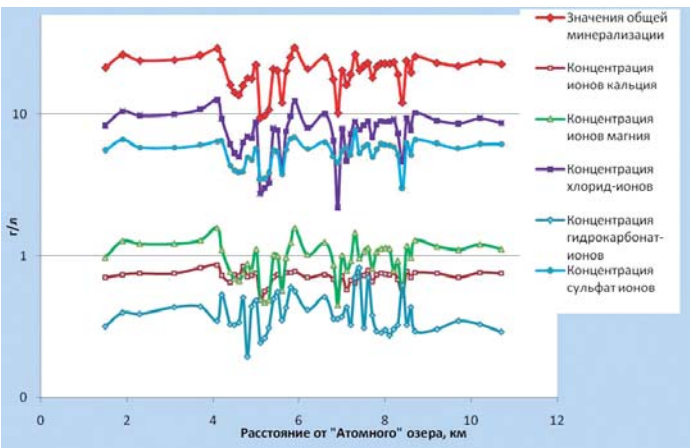


Рисунок 21. Концентрации основных макрокомпонентов вод р. Шаган на протяжении русла

Концентрации основных макрокомпонентов вод реки изменяются аналогично общей минерализации. По катионно-анионному составу воды хлоридно-сульфатные, натриево-магниевые.

На всем протяжении исследованного участка русла наблюдаются повышенные концентрации магния. Соотношение содержания ионов кальция и магния составляют в среднем 1:1,5, что не характерно для природных вод. Возможно, это явление носит региональный характер распространения, так как в грунтовых водах площадки "Балапан" концентрации магния также значительно выше содержания ионов кальция. Изменение величины соотношения Mg/Ca на протяжении русла р. Шаган приведено на рисунке (Рисунок 22).

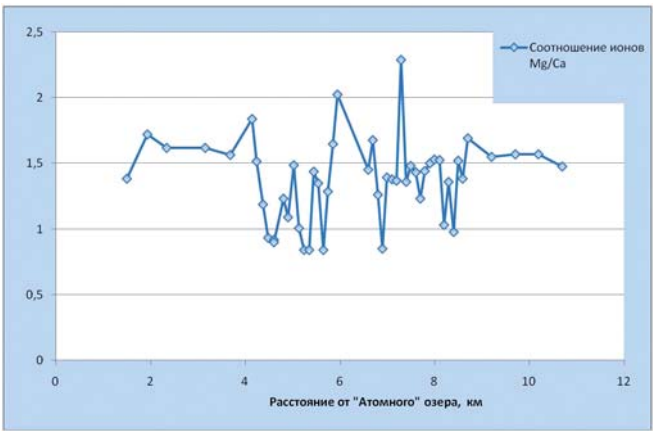


Рисунок 22. Соотношение содержания ионов магния и кальция в водах р. Шаган

В водах р. Шаган проведено определение микроэлементного состава. Для определения содержания микроэлементного состава произведен отбор 67 проб воды, в которых были определены концентрации 18 микроэлементов: Al, Cr, Ni, Cu, Zn, Cd, Ba, Pb, Co, Mn, U, Fe, Hg, Be, V, Se, As, Sr. Содержание Se, As, Sr, Hg, Cs, Be, Cd находится ниже пределов обнаружения измерительной аппаратуры $C_{(Se, Sr, Hg, Cs, Be, Cd)}$<0,5 мкг/л, C_{As}<5мкг/л. Обобщенные данные по остальным 11 микроэлементам представлены в таблице (Таблица 2).

Таблица 2.

Содержание микрокомпонентов в водах р. Шаган, мкг/л

Микро-элемент	Минимальное значение	Среднее значение	Максимальное значение	Средние содержания в природных водах	ПДК для питьевой воды
Al	< 5	42,4	593	100-300	500
Cr	<1	3,75	83	n*10	500 (Cr^{3+}), 50 (Cr^{6+})
Ni	17,8	23,7	32,8	2-10	100
Cu	11,5	15,1	22,9	5-25	1000
Zn	<1	4,7	27,8	1-10	5000 (Zn^{2+})
Ba	7,0	15,4	28,4	~ 15	100

Микро-элемент	Минимальное значение	Среднее значение	Максимальное значение	Средние содержания в природных водах	ПДК для питьевой воды
Co	<1	1,8	9,3	1-10	100
Mn	1,7	363	2500	~ 100	100
Fe	25,0	132	1430	~ 500	300
V	2,6	21,7	50	1-5	100

На всем протяжении обследованного русла наблюдаются участки с высоким содержанием некоторых элементов. Концентрации железа и марганца на отдельных участках в разы превышают средние значения для природных вод [1] (Рисунок 23, Рисунок 24). Изменение содержания некоторых микроэлементов приведены на рисунке (Рисунок 25) (пунктиром обозначен диапазон средних значений концентраций для природных вод).

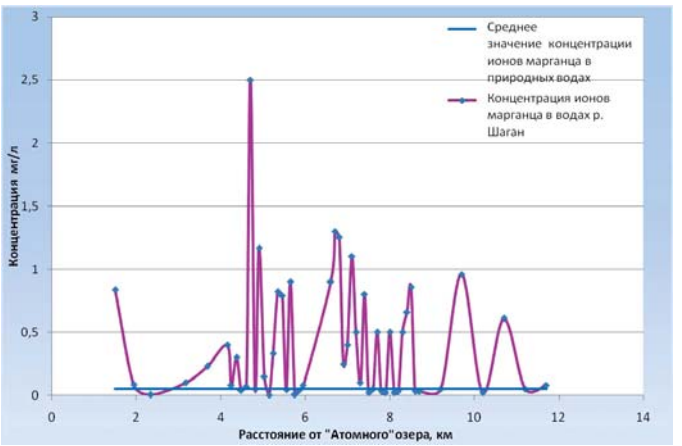


Рисунок 23. Содержание марганца в водах р. Шаган

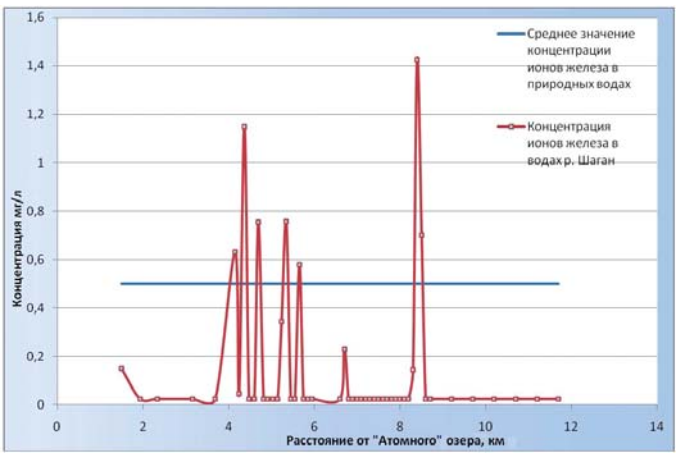


Рисунок 24. Содержание железа в водах р. Шаган

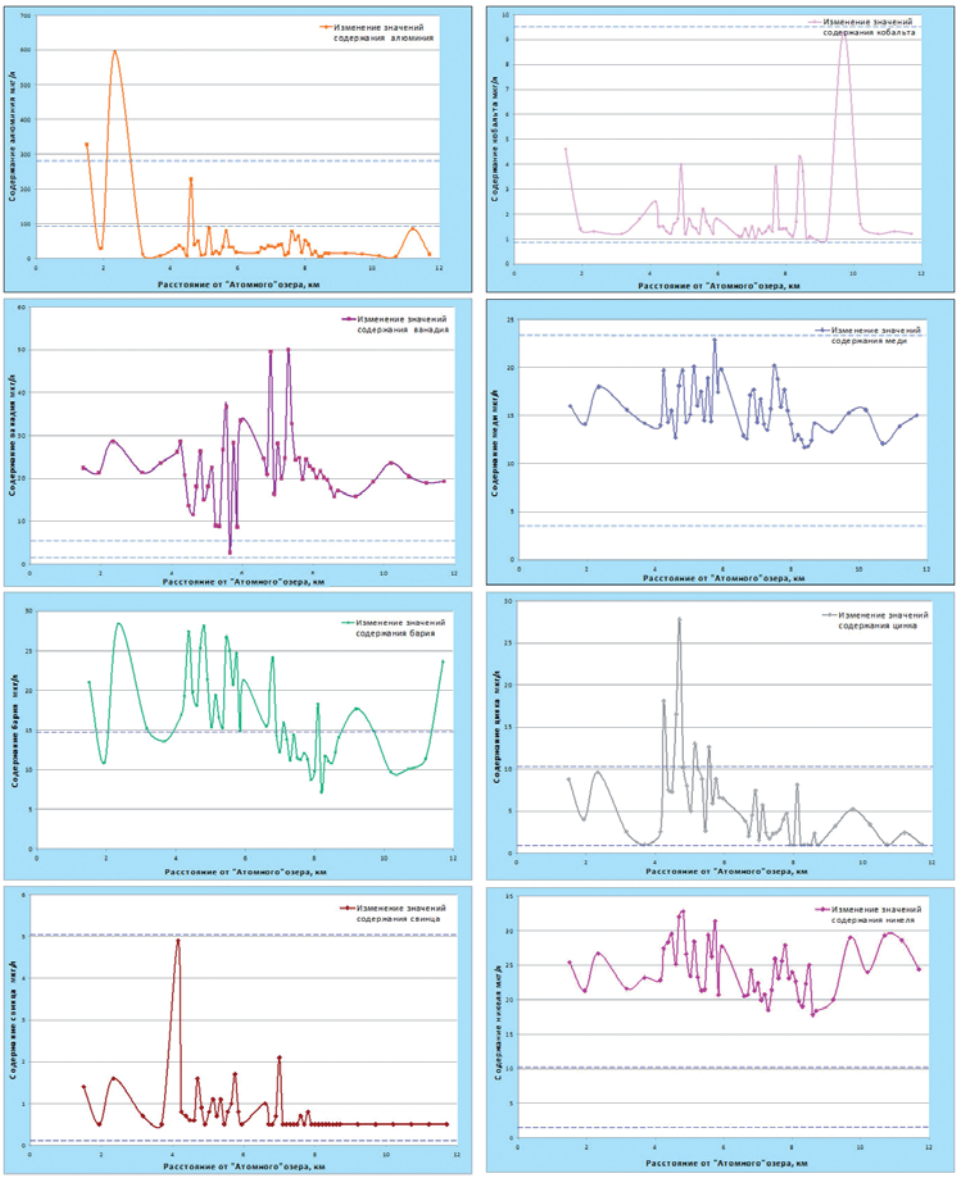


Рисунок 25. Содержания микроэлементов в водах р. Шаган

Особое внимание привлекает содержание урана, средняя концентрация которого в водах реки составляет около 100 мкг/кг (Рисунок 26).

В пересчёте на удельную активность природной смеси изотопов (^{238}U - 99,284%, ^{235}U - 0,711%, ^{234}U - 0,005%) такое содержание соответствует примерно 2,5 Бк/кг. Таким образом, присутствие урана в воде реки вносит заметный вклад в радиационный фон р. Шаган.

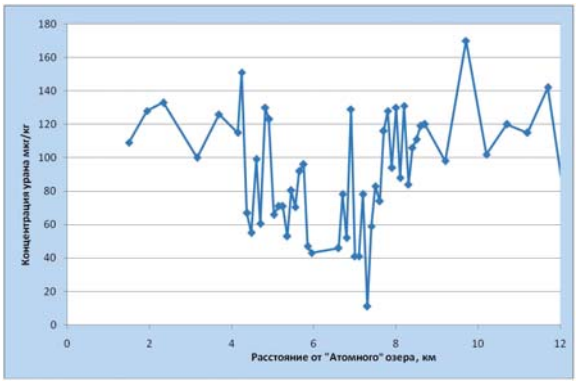


Рисунок 26. Содержание урана в водах р. Шаган

Можно сказать, что вода р. Шаган имеет собственный своеобразный микрокомпонентный "портрет". Характерными для нее являются значительные превышения средних содержаний в природных водах по таким элементам, как марганец, ванадий, барий, никель, а также заметно сниженное по сравнению со средними значениями содержание алюминия.

В целом изменение содержания микроэлементов в водах р. Шаган носит сложный характер. Причем точки с максимальными значениями содержания ряда определенных микроэлементов совпадают с точками максимума удельной активности ^{3}H, что предполагает один источник поступления в русло реки (Рисунок 27).

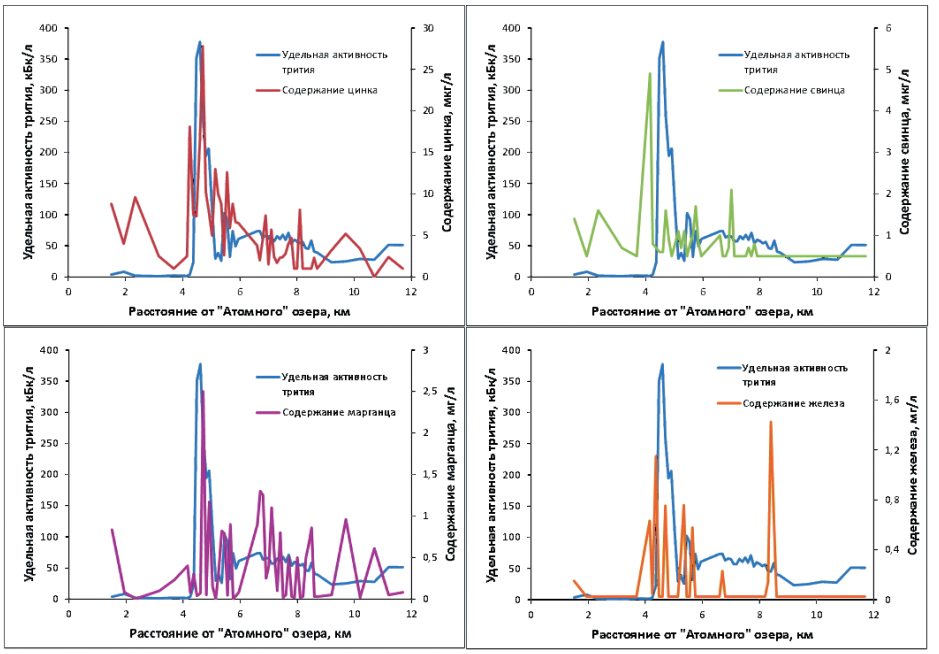


Рисунок 27. Изменение концентрации ^{3}H некоторых микроэлементов в водах р. Шаган

2.2.5. Механизм формирования радионуклидного загрязнения поверхностных вод р. Шаган

Наиболее вероятным путем радионуклидного загрязнения вод р. Шаган является вымывание ИРН из береговых грунтов и донных отложений, а также их поступление с подземными водами. Основной участок разгрузки грунтовых вод, для которого характерны максимальные значения удельной активности ^{3}H, предположительно находится на участке между 4 и 5 км от "Атомного" озера. На этом же участке находится один из минимумов значений общей минерализации вод. Надо отметить для всего исследованного русла резкие колебания как показателей минерализации, так и удельной активности ^{3}H, что свидетельствует о сложной системе водообмена между грунтовыми и поверхностными водами (Рисунок 28).

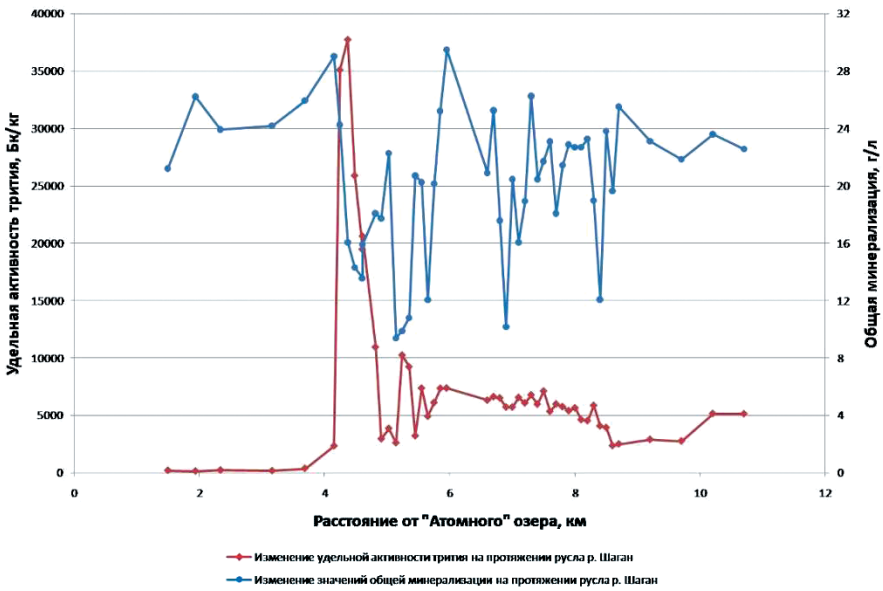


Рисунок 28. Проекция графиков изменения удельной активности ^{3}H и общей минерализации на протяжении русла р. Шаган

Характер изменения концентраций основных макрокомпонентов состава вод реки во многом соответствует изменению значений общей минерализации и подтверждает наличие нескольких областей разгрузки грунтовых вод в русле реки. Точки с минимальными значениями общей минерализации встречаются на всем протяжении исследуемого участка (до 9 км от "Атомного" озера), что подтверждает предположение о существовании нескольких областей разгрузки грунтовых вод.

При детальном исследовании участка русла между 4 и 6 км от "Атомного" озера выявлена более чёткая корреляция между содержанием ^{3}H и минерализацией – иногда положительная, иногда отрицательная, но в обоих случаях отчетливо выраженная. Проекции графиков изменения удельной активности ^{3}H и общей минерализации на участке 4-6 км от "Атомного" озера представлены на рисунке (Рисунок 29).

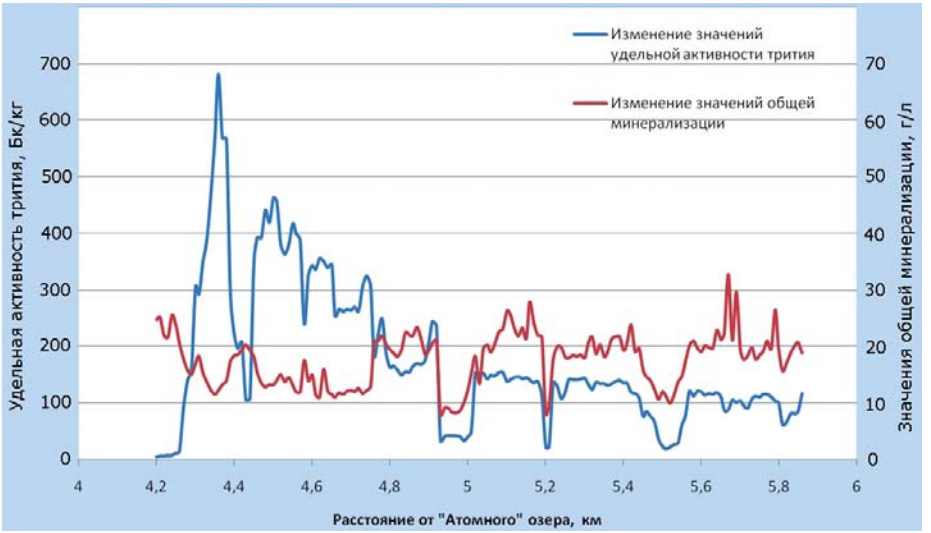


Рисунок 29. Изменение концентрации ^{3}H и общей минерализации на участке 4-6 км от "Атомного" озера

Можно предположить, что существует несколько источников поступления подземных вод в русло – как минимум три:

1. пресные, образующиеся за счет просачивания атмосферных осадков с поверхности, не содержащие ^{3}H;
2. среднеминерализованные (~10 г/л) и, следовательно, поступающие с глубин в несколько сотен метров, содержащие ^{3}H, вероятно, поступают по зонам разломов, проходящих вблизи боевых скважин;
3. высокоминерализованные, поступающие с еще больших глубин. Они не содержат ^{3}H, возможно, поступают по другой системе разломов.

Вероятно, в точке 4,2 км происходит поступление вод 2 типа – минерализация и содержание ^{3}H скачкообразно возрастают.

Факт присутствия участков, на которых значения минерализации существенно ниже средних значений по руслу, также свидетельствует о разгрузке грунтовых вод с более низкой минерализацией. В частности, результаты исследований показали, что грунтовые воды площадки "Балапан" имеют солесодержание в среднем 10 г/л, а следовательно, поступление этих вод в русло р. Шаган может вызывать наблюдаемый эффект резкого снижения уровня минерализации. Это является вполне возможным, принимая во внимание тот факт, что общая минерализация, как и концентрации основных ионов в водах р. Шаган, имеет довольно высокие значения и достигает на некоторых участках 30 г/л. Подобные концентрации солевого состава не характерны для речных вод. Большинство речных вод имеет минерализацию в пределах 0,5-0,9 г/л.

Распределение концентраций микроэлементного состава дополняет картину распределения тритиевого загрязнения на протяжении русла реки. Распределение микрокомпонентов химического состава вод р. Шаган свидетельствует о сложной си-

стеме водообмена на протяжении всего исследованного русла. Возможно, на разных участках в русло поступают грунтовые воды, различающиеся по химическому составу, не исключается присутствие участков, на которых происходит отток русловых вод, с чем связаны резкие уменьшения активности ^{3}H и концентраций макро- и микрокомпонентов на некоторых интервалах. Не исключено, что участки резкого понижения концентраций микроэлементов связаны с химическими процессами. Так, например, кислородные воды обладают способностью окислять железистые минералы. В результате двухвалентное железо переходит в трехвалентное, образующее окислы и гидроокислы. Бескислородные воды часто содержат железо в восстановленной форме. Если на путях миграции таких вод встречаются кислородные воды или кислород воздуха, то в этих местах возникает кислородный барьер, на котором возможно концентрирование железа, марганца, серы и других элементов.

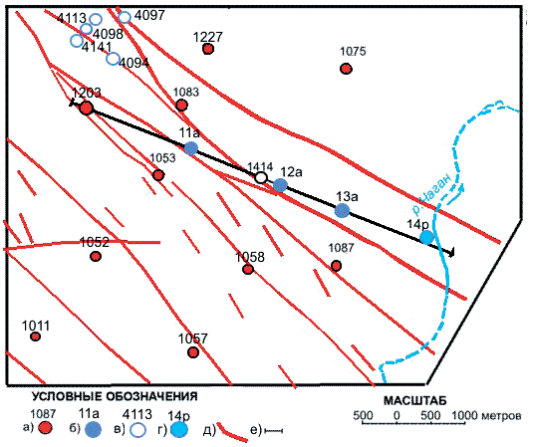
Для прогнозирования распространения радионуклидного загрязнения необходимо дальнейшее исследование русла р. Шаган на всем её протяжении, в том числе, на участке с 12 по 38 км, где на протяжении большей части сезона водоток отсутствует, и по этой причине данный отрезок недостаточно изучен.

2.2.6. Дополнительные исследования по поиску канала поступления загрязненных ^{3}H подземных вод в р. Шаган

Характерной особенностью водоносного горизонта площадки "Балапан" является то, что на большей части ее территории водоносный горизонт располагается под водоупорными глинами неогена. Глинистая толща не выдержана по мощности из-за того, что эрозионная поверхность палеозойского фундамента имеет весьма сложную конфигурацию. Максимальная мощность водоупорных глин достигает 70 м.

В изучаемой части подземного водного бассейна имеется впадина с центром в районе "боевой" скважины 1414 (Рисунок 34а). В 1969-1974 гг. на данном участке территории было произведено 7 подземных ядерных взрывов и упомянутая впадина может представлять собой "кладовую" сохранившихся техногенных нуклидов. В пойме р. Шаган отмечаются участки без водоупорных глин неогена. Здесь трещинные воды непосредственно контактируют с поверхностными и могут являться источником радиоактивного загрязнения р. Шаган.

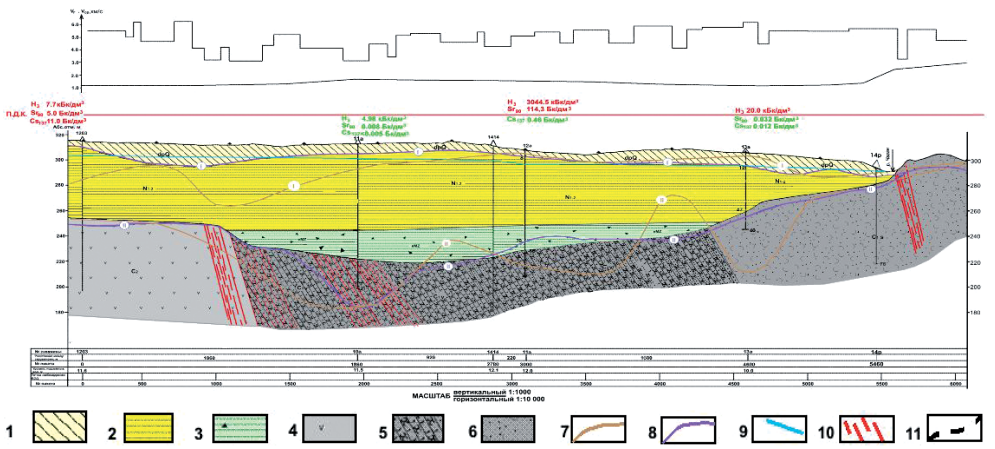
Из района упомянутой впадины в палеозойском фундаменте были пройдены профили электроразведки и сейсморазведки и пробурен ряд гидрогеологических скважин (Рисунок 30).



а-г: скважины (а – боевая; б, в – гидрогеологические; г – режимная);
д - тектонические нарушения; е - линия геолого-геофизического разреза

Рисунок 30. Геолого-геофизические работы в районе предполагаемого источника загрязнения

По полученным данным построен геолого-геофизический разрез, проясняющий геологическую ситуацию в изучаемом районе участка "Балапан" (Рисунок 31).



1 – четвертичные супеси, суглинки; 2 – неогеновые глины; 3 – мезозойская кора выветривания; 4 - каменноугольные андезиты; 5 – каменноугольные песчаники и алевролиты; 6 – каменноугольные туфопесчаники; 7 – границы по сопротивлению: I – подошва четвертичных отложений (30-600 Ом·м), II – между неогеновыми глинами (2-12 Ом·м) и кровлей фундамента (более 1000 Ом·м); 8 – границы по скоростным характеристикам: I – подошва четвертичных отложений (до 1 км/с); II – кровля фундамента (более 2,5 км/с); 9 – уровень грунтовых вод; 10 – тектонические зоны дробления; 11 – предполагаемая подошва зоны экзогенной трещиноватости. Вверху – графики граничных скоростей и средней скорости (км/сек)

Рисунок 31. Геолого-геофизический разрез в районе предполагаемого источника загрязнения

Факт выклинивания неогеновых глин в долине р. Шаган подтвержден, а так как воды напорные и пьезометрический уровень имеет уклон в сторону р. Шаган, то попада-

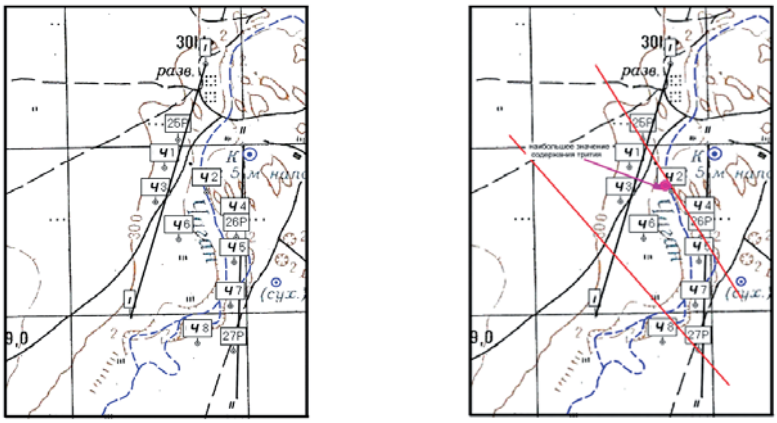
ние загрязненных радионуклидами вод из упомянутой впадины в подрусловые и поверхностные воды р. Шаган представляется весьма вероятным. Пробы воды, отобранные из пробуренных скважин, частично подтверждают эту версию (Таблица 3). В скважине 12а концентрация ^{3}H превышает 3 МБк/кг, что в несколько раз выше его содержания в водах р. Шаган, и можно считать, что данная скважина попала на канал миграции радионуклидов. Однако дальше следы канала миграции теряются: в следующей скважине – 13р – концентрация ^{3}H падает на два порядка, и уже гораздо ниже его содержания в водах р. Шаган. Таким образом, если предполагаемый канал в данном месте существует, то его направление не совпадает с направлением геолого-геофизического разреза.

Таблица 3.

Результаты опробования скважин

Скважина	Дебит, м^3/сут	Водопроводимость, м^2/сут	Мощность водоносного горизонта, м	Коэффициент фильтрации, м/сут	^{3}H, кБк/кг	^{90}Sr, Бк/кг	^{137}Cs, Бк/кг
11а	86,40	3,00	50	0,060	4,98 ± 0,04	0,008 ± 0,003	< 0,005
12а	43,20	3,40	40	0,085	3045 ± 1	114 ± 6	0,46 ± 0,11
13а	3,12	1,96	40	0,049	20,0 ± 0,1	32 ± 13	0,012 ± 0,004

Кроме района предполагаемого источника, геолого-геофизические работы проводились также непосредственно в районе р. Шаган (Рисунок 32). По двум профилям I (вдоль левого берега) и II (вдоль правого берега), каждый длиной по 3 км, выполнены измерения методами преломленных и рефрагированных волн (с глубинностью исследования до 50 - 100 м) и вертикального электрического зондирования (с глубинностью исследования до 70 м) [1, 2, 3].



а б

Рисунок 32. Геолого-геофизические работы в районе поступления ^{3}H в русло р. Шаган:
а - схема профилей (I, II) со скважинами, пробуренными в 2009 г.;
б – схема тектонических нарушений по данным сейсморазведки (красные линии)

По результатам работ были построены инженерно-геологические разрезы (Рисунок 33).

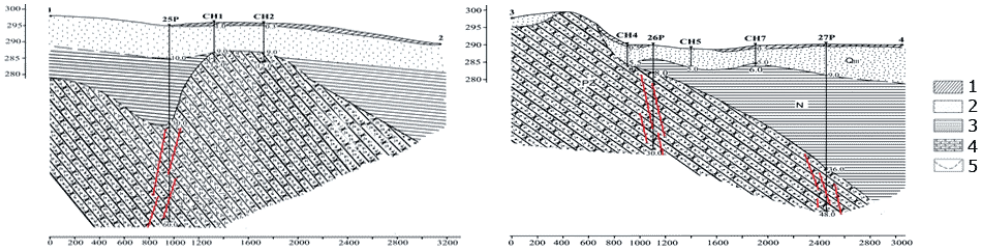


Рисунок 33. Инженерно-геологические разрезы в районе поступления ^{3}H в русло р. Шаган:
а – I -I (левый берег); б – II - II (правый берег), 1 - суглинок; 2 - пески; 3 - глина;
4 – туфопесчаник; 5 – граница глин неогена по данным сейсморазведки.

Результаты опытно-фильтрационных работ в скважинах 25Р, 26Р, 27Р позволили уточнить рельеф пород палеозойского фундамента в пределах трехкилометрового участка русла р. Шаган и дополнить карту изогипс кровли водоносного горизонта (Рисунок 34б).

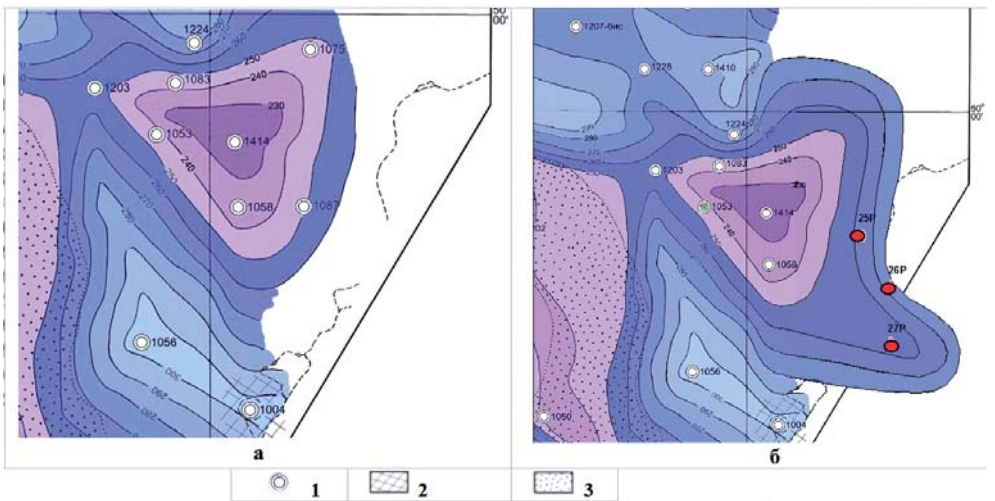


Рисунок 34. Участок Балапан. Фрагмент карты изогипс водоносного горизонта:
а –2007; б – дополненный по материалам 2009 г
1 –боевые скважины; 2 – область отсутствия глин (вероятного дренажа);
3 – водообильные пески в основании глин.

В пробах воды, отобранных из пробуренных скважин, высокие концентрации ^{3}H (до 140 кБк/кг), сравнимые с концентрациями в водах р. Шаган, обнаружены только на втором профиле, за рекой, по другую сторону от источника. На первом профиле, со стороны источника, содержания ^{3}H не превышают 0,8 кБк/кг. Это говорит о том, что либо канал поступления радионуклидов находится не здесь (в этом случае, вероятно,

его нахождение южнее района выполненных работ), либо он очень неоднороден по фильтрационным свойствам и концентрациям ^{3}H, и скважины попали на малопроницаемые участки.

Представляют интерес результаты анализа грунтовых вод, отобранных из скважин, пробуренных на одном из предполагаемых участков (длиной ~60 м) зоны разгрузки грунтовых вод с высоким содержанием ^{3}H в р.Шаган в 4,3 км от "Атомного" озера. На территории "старого" русла, расположенного на некотором повышении относительно современного русла, параллельно водотоку на расстоянии 10 м друг от друга заложено 2 профиля (по 5 точек в каждом) для отбора проб растений, воздуха и грунтовых вод (Рисунок 35).

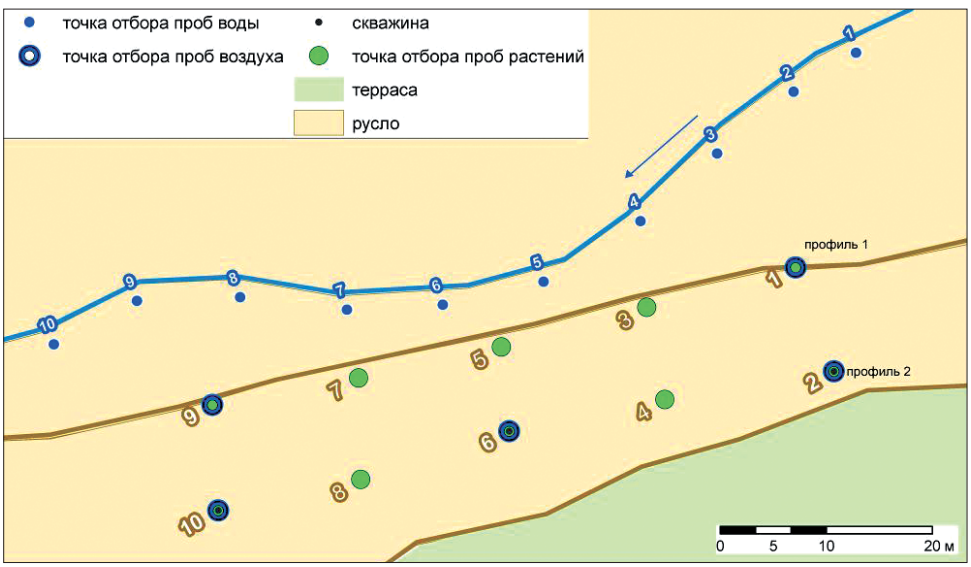


Рисунок 35. Схема расположения профилей

В скважинах С-2, С-6 и С-10, пробуренных на втором профиле, определены концентрации трития в грунтовых водах: 14, 165 и 420 кБк/кг соответственно. Это выше, чем содержания ^{3}H в подрусловых водах, отобранных на первом профиле (ближе к современному руслу), и позволяет предполагать наличие канала поступления загрязненных тритием подземных вод в р. Шаган в данном месте.

Дополнительные данные по гидрологии участка получены в опытах с использованием радиоактивного индикатора ^{131}I. Индикатор вносится в водоток, а ниже по течению отслеживается его прохождение через наблюдательные створы. По результатам таких экспериментов можно оценить величину потерь воды из русла или поступления воды в русло и локализовать точки, где это происходит.

В 2009 г. на р. Шаган был проведен пробный эксперимент такого рода. Пусковой створ располагался в 4,7 км от "Атомного" озера, первый наблюдательный створ − в 68 м, второй – в 128 м ниже по течению.

В пусковом створе в водоток было внесено 0,9 МБк индикатора ^{131}I. Прохождение индикатора через первый наблюдательный створ началось через 40 мин после запуска и

закончилось через 2 ч 10 мин, всего через первый наблюдательный створ прошло около 60% запущенного индикатора. Прохождение индикатора через второй наблюдательный створ началось через 1 ч 40 мин после запуска и закончилось через 3 ч 50 мин, всего через второй наблюдательный створ прошло около 15% внесенного индикатора.

В результате проведенных гамма-спектрометрических измерений была определена удельная активность ^{131}I в отобранных пробах воды. По результатам измерений были построены индикаторные кривые, представленные на рисунке (Рисунок 36).

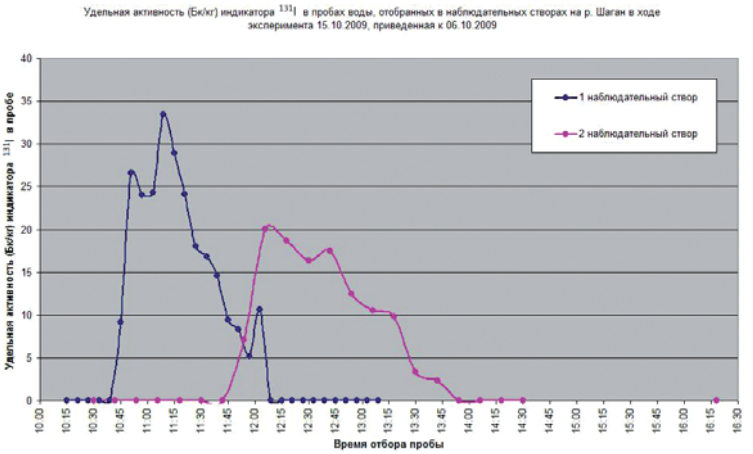


Рисунок 36. Выходные кривые индикаторного эксперимента на р. Шаган

Полученные при проведении эксперимента данные позволили провести расчет основных гидрологических характеристик водотока. Результаты расчета представлены в таблице (Таблица 4).

Таблица 4.

Результаты индикаторного эксперимента на р. Шаган

Створ	Количество прошедшего индикатора, МБк	Скорость движения переднего фронта индикатора, м/мин	Потери воды из русла, л/мин	Поступление воды в русло, л/мин
Пусковой	0,90	-	-	-
1 наблюдательный	0,55	1,74	127	163
2 наблюдательный	0,14	1,25	270	6

Судя по полученным результатам, на втором отрезке происходят только потери воды из русла, и, следовательно, канал миграции ^{3}H здесь располагаться не может. На первом отрезке имеют место как поступление, так и потери воды, и присутствие здесь канала миграции не исключено. По мере развития данной методики и накопления достаточного объема работ можно будет обследовать весь начальный отрезок русла р. Шаган, выявить все места подтока воды и в дальнейшем рассмотреть каждое из таких мест как потенциальную точку поступления ^{3}H. Разумеется, в комплексе с другими работами (отбор проб, геофизические исследования и т.д.).

2.3. Растительность

2.3.1. Состояние растительного покрова

Для исследования параметров и динамики содержания ^{3}H в растениях вдоль русла р. Шаган заложено 6 исследовательских площадок, каждая из которых представляет собой участок площадью ~100 м^2, включающий в себя часть русла р. Шаган, уступ и территорию прилегающей террасы (Рисунок 37а).

Рисунок 37. Схема расположения: а) точек отбора проб растений (2007 - 2008 гг.), б) мониторинговых площадок

На каждой исследовательской площадке в 2007 - 2008 гг. периодически отбирались пробы растений. В качестве опытных видов выбраны: тростник (*Phragmites australis*), произрастающий в воде, волоснец (*Leymus angustus*), распространенный по территории русла и иногда занимающий уступ, и чий (*Achnaterum splendens*), произрастающий на террасе. Содержание ^{3}H определялось в свободной воде надземной части растений, выделенной при возгонке (t до 200˚ С). Результаты анализа представлены на гистограмме (Рисунок 38).

Рисунок 38. Содержание ^{3}H в свободной воде растений (2007-2008 гг.)

На основании полученных данных для дальнейшего изучения динамики содержания ^{3}H в растениях выбраны 3 мониторинговые площадки (Рисунок 37б). Отбор проб исследуемых видов растений проводился с левой береговой зоны (на мониторинговых площадках №№ 1 и 2) и с правой береговой зоны (на мониторинговой площадке № 3) ежемесячно с мая по август. Всего отобрано 36 проб (4 раза по 3 пробы с каждой площадки). Результаты анализа ^{3}H в поверхностных и подрусловых водах мониторинговых площадок и исследуемых видах растений представлены в таблице (Таблица 5).

Таблица 5.

Удельная активность ^{3}H в поверхностных и подрусловых водах мониторинговых площадок и свободной воде исследуемых видов растений

Дата отбора	№ мониторинговой площадки	Удельная активность ^{3}H, Бк/кг				
		растения			вода	
		тростник	волоснец	чий	поверхностная	подрусловая
май	1	(5,5±0,1)*10^{3}	(2,5±0,1)*10^{3}	(0,7±0,1)*10^{3}	(7,7±0,1)*10^{3}	(7,8±0,1)*10^{3}
	2	(1,0±0,1)*10^{5}	(0,6±0,1)*10^{5}	(0,6±0,1)*10^{5}	(1,9±0,1)*10^{5}	(2,6±0,1)*10^{5}
	3	(1,0±0,1)*10^{4}	(0,2±0,1)*10^{4}	(0,2±0,1)*10^{4}	(4,1±0,1)*10^{4}	(5,7±0,1)*10^{4}
июнь	1	(3,8±0,4)*10^{3}	(3,3±0,3)*10^{3}	(2,7±0,3)*10^{3}	(4,3±0,1)*10^{3}	(4,1±0,1)*10^{3}
	2	(1,0±0,1)*10^{5}	(0,6±0,1)*10^{5}	(0,7±0,1)*10^{5}	(1,4±0,1)*10^{5}	(1,2±0,1)*10^{5}
	3	(0,7±0,1)*10^{4}	(0,3±0,1)*10^{4}	(0,6±0,1)*10^{4}	(2,0±0,1)*10^{4}	(1,9±0,1)*10^{4}
июль	1	(3,5±0,3)*10^{3}	(2,0±0,2)*10^{3}	(2,7±0,1)*10^{3}	(6,5±0,1)*10^{3}	(7,0±0,1)*10^{3}
	2	(0,7±0,1)*10^{5}	(0,5±0,1)*10^{5}	(0,4±0,1)*10^{5}	(2,0±0,1)*10^{5}	(1,4±0,1)*10^{5}
	3	(0,9±0,1)*10^{4}	(0,2±0,1)*10^{4}	(0,3±0,1)*10^{4}	(2,8±0,1)*10^{4}	(2,8±0,1)*10^{4}
август	1	(4,0±0,4)*10^{3}	(2,6±0,3)*10^{3}	(2,9±0,3)*10^{3}	(6,0±0,1)*10^{3}	(6,5±0,1)*10^{3}
	2	(0,9±0,1)*10^{5}	(0,6±0,1)*10^{5}	(0,5±0,1)*10^{5}	(1,9±0,1)*10^{5}	(1,8±0,1)*10^{5}
	3	(0,5±0,1)*10^{4}	(0,1±0,1)*10^{4}	(0,1±0,1)*10^{4}	(3,2±0,1)*10^{4}	(3,2±0,1)*10^{4}

На основании полученных данных отмечено, что наибольшие значения удельной активности ^{3}H в растительности характерны для мониторинговой площадки № 2, что обусловлено более высоким содержанием данного радионуклида в основных предполагаемых источниках загрязнения – поверхностных и подрусловых водах (относительно остальных 2-х площадок). Из трех исследуемых видов растений более высокие концентрации ^{3}H наблюдаются в тростнике (*Phragmites australis*), что, по-видимому, связано с его произрастанием непосредственно в воде.

Для оценки пространственного распределения ^{3}H в растительном покрове в районе р. Шаган проведены исследования на прилегающих территориях. Так, вдоль старицы р. Шаган и в ее правой береговой зоне перпендикулярно участку русла с максимальным загрязнением заложено 19 исследовательских площадок, на каждой из которых изучен растительный покров, выделены растительные сообщества, видовой состав. На отдельных площадках отобраны пробы растений для определения содержания ^{3}H (всего отобрано 12 проб растений). Объектом исследования для данной территории выбран чий (*Achnaterum splendens*). На рисунке представлена схема расположения исследовательских площадок и значения удельной активности ^{3}H в свободной воде растений (Рисунок 39).

Рисунок 39. Схема расположения исследовательских площадок в районе р. Шаган и удельная активность ^{3}H в свободной воде растений

По данным распределения удельной активности ^{3}H в растительном покрове в районе р. Шаган можно сказать, что его максимальное содержание отмечается в растениях возле основного поверхностного водотока реки и заметно снижается по мере удаления от него. Несколько повышенные значения удельной активности ^{3}H наблюдаются в правой береговой зоне р. Шаган, что может говорить о наличии высоких концентраций данного радионуклида (более 1 кБк/кг) в грунтовых водах исследуемой территории. Заметное увеличение удельной активности ^{3}H наблюдается в 4 км от русла р. Шаган, в зоне глубокого понижения, что может быть связано с гидрогеологическими особенностями данного участка и представляет определенный интерес с точки зрения пространственного распространения ^{3}H с грунтовыми водами на данной территории.

2.3.2. Механизм загрязнения растительного покрова

Для оценки механизмов перераспределения ^{3}H между водой и растениями на основании данных, полученных на мониторинговых площадках (Таблица 4), рассчитаны отношения удельной активности ^{3}H в свободной воде растений к удельной активности ^{3}H в поверхностных и подрусловых водах (Таблица 6).

Таблица 6.

Отношение удельной активности ^{3}H в свободной воде растений к удельной активности ^{3}H в поверхностных и подрусловых водах

Дата отбора проб	Предполагаемые источники поступления ^{3}H в растения	Мониторинговые площадки									Среднее
		1	2	3	1	2	3	1	2	3	
		тростник			волоснец			чий			
Май	Поверхностные воды	0,69	0,53	0,22	0,32	0,29	0,04	0,08	0,31	0,04	0,28
	Подрусловые воды	0,68	0,38	0,16	0,32	0,22	0,03	0,08	0,22	0,03	0,24
Июнь	Поверхностные воды	0,88	0,68	0,35	0,77	0,41	0,16	0,63	0,51	0,28	0,52
	Подрусловые воды	0,93	0,79	0,37	0,80	0,48	0,16	0,66	0,59	0,29	0,56

Дата отбора проб	Предполагаемые источники поступления ^{3}H в растения	Мониторинговые площадки									Среднее
		1	2	3	1	2	3	1	2	3	
		тростник			волоснец			чий			
Июль	Поверхностные воды	0,54	0,34	0,31	0,31	0,26	0,08	0,42	0,19	0,10	0,28
	Подрусловые воды	0,50	0,49	0,31	0,29	0,37	0,08	0,39	0,28	0,10	0,31
Август	Поверхностные воды	0,67	0,48	0,15	0,43	0,35	0,03	0,48	0,29	0,02	0,32
	Подрусловые воды	0,62	0,49	0,15	0,40	0,36	0,03	0,45	0,29	0,02	0,31
Среднее		0,69	0,52	0,25	0,46	0,34	0,08	0,40	0,34	0,11	0,35

По результатам проведенного расчета выявлено, что для всех мониторинговых площадок в течение всего периода проведения исследований (с мая по август) в поступлении ^{3}H в исследуемые виды растений поверхностные и подрусловые воды принимают почти одинаковое долевое участие.

Относительная стабильность перераспределения ^{3}H между водой и растениями сохраняется в условиях различной концентрации ^{3}H в поверхностных и подрусловых водах. Так, для мониторинговых площадок № 1 и № 2 расчетные значения долевого перераспределения ^{3}H между водой и растениями составляют 0,51 и 0,40 соответственно. Некоторое снижение поступления ^{3}H в растения отмечается для мониторинговой площадки № 3 (среднее расчетное значение 0,15), что, по-видимому, обусловлено дополнительным подтоком чистых грунтовых вод с правой береговой зоны р. Шаган. Повышение интенсивности процесса поступления ^{3}H в растения отмечается в июне, что может быть связано с метеорологическими условиями, например, с характером выпавших осадков.

Результаты проведенного расчета подтверждают факт наибольшего поступления ^{3}H в тростник (*Phragmites australis*) (среднее расчетное значение 0,49). Для чия (*Achnaterum splendens*) и волоснеца (*Leymus angustus*) значимой разницы в поступлении ^{3}H не отмечается – средние расчетные значения 0,29 и 0,28 соответственно.

Среднее содержание ^{3}H в растениях для экосистемы р. Шаган составляет приблизительно треть от содержания данного радионуклида в поверхностных и подрусловых водах.

2.4. Воздушный бассейн

2.4.1. Оценка состояния воздушного бассейна по техногенным радионуклидам ^{137}Cs, ^{241}Am, ^{60}Co, ^{152}Eu, ^{154}Eu, ^{90}Sr, $^{239+240}$Pu

Так как основным загрязнителем воздушной среды в долине р. Шаган является ^{3}H, то непосредственных измерений проб воздуха на ^{137}Cs, ^{241}Am, ^{60}Co, ^{152}Eu, ^{154}Eu, ^{90}Sr, $^{239+240}$Pu в районе р. Шаган не проводилось. Состояние воздушного бассейна по этим ИРН оценивается теоретически, на основе моделирования процессов ветрового переноса радионуклидов из зоны навала грунта вокруг "Атомного" озера и береговых грунтов участка р. Шаган. То есть моделируется наихудший сценарий, при котором за направление ветра принимается направление от "Атомного" озера, при этом создаются концентрации ИРН большие, чем при любом другом направлении ветра.

Пыль, образующаяся на поверхности почвы под действием ветра, поступает в атмосферу с разной интенсивностью [1]. Первым этапом при вторичном переотложении

является подъем частиц с подстилающей почвы. Этот процесс оценивается с помощью коэффициента ветрового подъема. Интенсивность ветрового подъема долгоживущих радионуклидов с подстилающей поверхности зависит от многих параметров: уровень радиоактивного загрязнения поверхностного слоя почвы, физико-химические характеристики почвы, растительный покров, микрометеорологические параметры. К настоящему времени зависимость интенсивности ветрового подъема от перечисленных выше параметров изучена недостаточно. В данном случае коэффициент ветрового подъема оценивался как [9]:

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

α – интенсивность ветрового подъема, 1/с;
z_0 – высота шероховатости подстилающей поверхности, см.

Расчет приземной объемной активности (ОА) радионуклидов, обусловленной ветровым подъемом и дальнейшим переносом примеси, проводился с использованием теории турбулентной диффузии по полуэмпирическому уравнению [9].

$$q\,(x,y,z) = \frac{aA}{\sqrt{2\pi}\,(1+m)k_1 b_y x^2}\; exp\,(-\frac{y^2}{2b_y^2 x^2} - \frac{u_1(z^{1+m}+z_0^{1+m})}{(1+m)^2 k_1 x})\; I_0\left[\frac{2u_1(zz_0)^{\frac{1+m}{2}}}{(1+m)^2 k_1 x}\right], \text{ где} \quad (1)\ [9]$$

α – интенсивность ветрового подъема, 1/с;
A – поверхностная плотность загрязнения, Бк/м^2;
m – параметр, характеризующий устойчивость атмосферы;
$к_1$ – коэффициент турбулентной диффузии при $z=z_1$, м^2/с;
by=0,08 –эмпирическая константа;
u_1 – скорость ветра на высоте z_1=1 м;
I_0 – функция Бесселя;
z_0 – высота шероховатости подстилающей поверхности, м;
z – высота источника, м;
x – расстояние от источника, м.

Исходные данные для определения приземной (среднегодовой) объемной активности (ОА) искусственных радионуклидов в воздухе представлены в таблицах (Таблица 6 - Таблица 7).

Таблица 7.

Значения максимальных радиационных параметров в зоне навала грунта на "Атомном" озере

Удельная активность радионуклидов на поверхности почвы, Бк/кг						
^{241}Am	^{137}Cs	^{60}Co	^{152}Eu	^{154}Eu	^{90}Sr	$^{239+240}$Pu
1000	12000	15000	21000	13000	10000	3500

Таблица 8.

Исходные данные для определения расчетной среднегодовой объемной активности

m	k_1, м²/с	u_1, м/с	I_0	z_0, м	z, м	α, 1/с	b_y
2,1	0,2	4	1	0,1	1	$7{,}5\cdot10^{-11}$	0,08

В следующих таблицах представлены результаты расчетов среднегодовой объемной активности искусственных радионуклидов в воздухе на высоте 1 м на различных расстояниях от "Атомного" озера, обусловленные ветровым переносом из зоны навала грунта (Таблица 9), ветровым переносом с предшествующего участка р. Шаган (Таблица 10) и суммарная объемная активность от обоих составляющих (Таблица 11).

Таблица 9.

Среднегодовая объемная активность техногенных радионуклидов на высоте 1 м, обусловленная ветровым переносом из зоны навала грунта вокруг "Атомного" озера

x, км	Среднегодовая объемная активность, Бк/м³						
	^{241}Am	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}$Pu	^{60}Co	^{152}Eu	^{154}Eu
0,05	$2{,}41\cdot10^{-3}$	$3{,}67\cdot10^{-2}$	$2{,}45\cdot10^{-2}$	$8{,}22\cdot10^{-3}$	$3{,}57\cdot10^{-2}$	$5{,}08\cdot10^{-2}$	$3{,}23\cdot10^{-2}$
0,1	$1{,}20\cdot10^{-3}$	$1{,}83\cdot10^{-3}$	$1{,}23\cdot10^{-2}$	$4{,}11\cdot10^{-3}$	$1{,}79\cdot10^{-2}$	$2{,}54\cdot10^{-2}$	$1{,}61\cdot10^{-2}$
0,2	$6{,}02\cdot10^{-4}$	$9{,}17\cdot10^{-3}$	$6{,}13\cdot10^{-3}$	$2{,}06\cdot10^{-3}$	$8{,}93\cdot10^{-3}$	$1{,}27\cdot10^{-2}$	$8{,}06\cdot10^{-3}$
0,5	$2{,}41\cdot10^{-4}$	$3{,}67\cdot10^{-3}$	$2{,}45\cdot10^{-3}$	$8{,}22\cdot10^{-4}$	$3{,}57\cdot10^{-3}$	$5{,}08\cdot10^{-3}$	$3{,}23\cdot10^{-3}$
1	$1{,}20\cdot10^{-4}$	$1{,}83\cdot10^{-3}$	$1{,}23\cdot10^{-3}$	$4{,}11\cdot10^{-4}$	$1{,}79\cdot10^{-3}$	$2{,}54\cdot10^{-3}$	$1{,}61\cdot10^{-3}$
2	$6{,}02\cdot10^{-5}$	$9{,}17\cdot10^{-4}$	$6{,}13\cdot10^{-4}$	$2{,}06\cdot10^{-4}$	$8{,}93\cdot10^{-4}$	$1{,}27\cdot10^{-3}$	$8{,}06\cdot10^{-4}$
5	$2{,}41\cdot10^{-5}$	$3{,}67\cdot10^{-4}$	$2{,}45\cdot10^{-4}$	$8{,}22\cdot10^{-5}$	$3{,}57\cdot10^{-4}$	$5{,}08\cdot10^{-4}$	$3{,}23\cdot10^{-4}$
10	$1{,}20\cdot10^{-5}$	$1{,}83\cdot10^{-4}$	$1{,}23\cdot10^{-4}$	$4{,}11\cdot10^{-5}$	$1{,}79\cdot10^{-4}$	$2{,}54\cdot10^{-4}$	$1{,}61\cdot10^{-4}$
15	$8{,}02\cdot10^{-6}$	$1{,}22\cdot10^{-4}$	$8{,}17\cdot10^{-5}$	$2{,}74\cdot10^{-5}$	$1{,}19\cdot10^{-4}$	$1{,}69\cdot10^{-4}$	$1{,}08\cdot10^{-4}$
20	$6{,}02\cdot10^{-6}$	$9{,}17\cdot10^{-5}$	$6{,}13\cdot10^{-5}$	$2{,}06\cdot10^{-5}$	$8{,}93\cdot10^{-5}$	$1{,}27\cdot10^{-4}$	$8{,}06\cdot10^{-5}$
ДОА, Бк/м³	$2{,}1\cdot10^{-1}$	$1{,}7\cdot10^{3}$	$3{,}3\cdot10^{2}$	$3{,}2\cdot10^{-2}$	$8{,}3\cdot10^{2}$	$2{,}1\cdot10^{2}$	$1{,}6\cdot10^{2}$

Таблица 10.

Среднегодовая объемная активность техногенных радионуклидов на высоте 1 м, обусловленная ветровым переносом с предшествующего участка р. Шаган

x, км	Среднегодовая объемная активность, Бк/м³				
	^{241}Am	^{137}Cs	^{60}Co	^{152}Eu	^{154}Eu
0,05	$3{,}42\cdot10^{-3}$	$9{,}81\cdot10^{-2}$	$2{,}10\cdot10^{-2}$	$4{,}04\cdot10^{-2}$	$1{,}71\cdot10^{-2}$
0,1	$2{,}58\cdot10^{-3}$	$7{,}62\cdot10^{-2}$	$1{,}81\cdot10^{-2}$	$4{,}25\cdot10^{-2}$	$1{,}67\cdot10^{-2}$
0,2	$2{,}33\cdot10^{-3}$	$4{,}13\cdot10^{-2}$	$9{,}59\cdot10^{-3}$	$2{,}54\cdot10^{-2}$	$9{,}59\cdot10^{-3}$
0,5	$3{,}67\cdot10^{-3}$	$4{,}51\cdot10^{-2}$	$1{,}26\cdot10^{-2}$	$5{,}0\cdot10^{-2}$	$2{,}57\cdot10^{-2}$
1	$3{,}17\cdot10^{-3}$	$4{,}67\cdot10^{-2}$	$1{,}72\cdot10^{-2}$	$3{,}21\cdot10^{-2}$	$1{,}28\cdot10^{-2}$
2	$1{,}42\cdot10^{-3}$	$3{,}02\cdot10^{-2}$	$6{,}84\cdot10^{-3}$	$1{,}48\cdot10^{-2}$	$7{,}34\cdot10^{-2}$
5	$3{,}34\cdot10^{-3}$	$1{,}43\cdot10^{-1}$	$1{,}46\cdot10^{-2}$	$2{,}21\cdot10^{-2}$	$1{,}12\cdot10^{-2}$
10	$1{,}0\cdot10^{-3}$	$1{,}03\cdot10^{-2}$	$2{,}0\cdot10^{-3}$	$2{,}67\cdot10^{-3}$	$1{,}67\cdot10^{-3}$

x, км	Среднегодовая объемная активность, Бк/м^3				
	^{241}Am	^{137}Cs	^{60}Co	^{152}Eu	^{154}Eu
15	$2{,}50\cdot10^{-3}$	$1{,}44\cdot10^{-1}$	$5{,}84\cdot10^{-3}$	$8{,}09\cdot10^{-3}$	$2{,}75\cdot10^{-3}$
20	$1{,}25\cdot10^{-3}$	$1{,}22\cdot10^{-2}$	$1{,}25\cdot10^{-3}$	$1{,}33\cdot10^{-3}$	$1{,}0\cdot10^{-3}$
ДОА, Бк/м^3	$2{,}1\cdot10^{-1}$	$1{,}7\cdot10^{3}$	$8{,}3\cdot10^{2}$	$2{,}1\cdot10^{2}$	$1{,}6\cdot10^{2}$

Таблица 11.

Суммарная среднегодовая объемная активность техногенных радионуклидов на высоте 1 м, обусловленная ветровым переносом из зоны навала грунта вокруг "Атомного" озера и с предшествующего участка р. Шаган

x, км	Среднегодовая объемная активность, Бк/м^3				
	^{241}Am	^{137}Cs	^{60}Co	^{152}Eu	^{154}Eu
0,05	$5{,}83\cdot10^{-3}$	$1{,}35\cdot10^{-1}$	$5{,}67\cdot10^{-2}$	$9{,}12\cdot10^{-2}$	$4{,}94\cdot10^{-2}$
0,1	$3{,}79\cdot10^{-3}$	$9{,}46\cdot10^{-2}$	$3{,}60\cdot10^{-2}$	$6{,}79\cdot10^{-2}$	$3{,}28\cdot10^{-2}$
0,2	$2{,}94\cdot10^{-3}$	$5{,}04\cdot10^{-2}$	$1{,}84\cdot10^{-2}$	$3{,}81\cdot10^{-2}$	$1{,}77\cdot10^{-2}$
0,5	$3{,}91\cdot10^{-3}$	$4{,}88\cdot10^{-2}$	$1{,}62\cdot10^{-2}$	$5{,}51\cdot10^{-2}$	$2{,}89\cdot10^{-2}$
1	$3{,}29\cdot10^{-3}$	$4{,}84\cdot10^{-2}$	$1{,}90\cdot10^{-2}$	$3{,}46\cdot10^{-2}$	$1{,}45\cdot10^{-2}$
2	$1{,}48\cdot10^{-3}$	$3{,}11\cdot10^{-2}$	$7{,}73\cdot10^{-3}$	$1{,}60\cdot10^{-2}$	$8{,}14\cdot10^{-3}$
5	$3{,}36\cdot10^{-3}$	$1{,}44\cdot10^{-1}$	$1{,}49\cdot10^{-2}$	$2{,}26\cdot10^{-2}$	$1{,}15\cdot10^{-2}$
10	$1{,}01\cdot10^{-3}$	$1{,}04\cdot10^{-2}$	$2{,}18\cdot10^{-3}$	$2{,}92\cdot10^{-3}$	$1{,}83\cdot10^{-3}$
15	$2{,}51\cdot10^{-3}$	$1{,}44\cdot10^{-1}$	$5{,}96\cdot10^{-3}$	$8{,}26\cdot10^{-3}$	$2{,}86\cdot10^{-3}$
20	$1{,}26\cdot10^{-3}$	$1{,}23\cdot10^{-2}$	$1{,}34\cdot10^{-3}$	$1{,}46\cdot10^{-3}$	$1{,}08\cdot10^{-3}$
ДОА, Бк/м^3	$2{,}1\cdot10^{-1}$	$1{,}7\cdot10^{3}$	$8{,}3\cdot10^{2}$	$2{,}1\cdot10^{2}$	$1{,}6\cdot10^{2}$

По результатам расчетов видно, что данные таблиц 10 и 11 практически идентичны за исключением небольшого отрезка в несколько сотен метров от "Атомного" озера. При этом на всем протяжении р. Шаган расчетная среднегодовая объемная активность техногенных радионуклидов значительно ниже допустимых объемных активностей по НРБ-99.

2.4.2. Состояние воздушного бассейна по радионуклиду ^{3}H

Для изучения динамики загрязнения ^{3}H атмосферного воздуха с мая по август 2008 г. отбирались пробы водяных паров на мониторинговых площадках вблизи гидропостов № 1, 2, 3, расположенных соответственно в 0,8; 4,7; 11 км от "Атомного" озера. Результаты по определению концентрации ^{3}H в пробах водяных паров представлены на диаграмме (Рисунок 40). Активность приведена в Бк/кг для вымороженной воды.

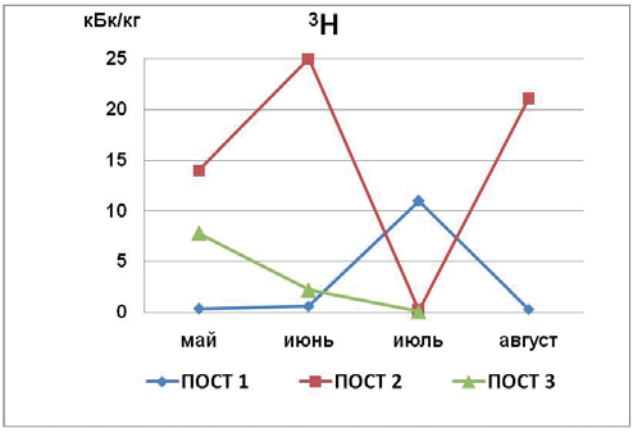


Рисунок 40. Распределение ^{3}H в пробах водяных паров

Результаты лабораторных анализов показали, что максимальные значения удельной активности ^{3}H в водяных парах наблюдались на мониторинговой площадке (посту) №2 в июне месяце и достигали $2,5*10^{4}$ Бк/кг. Это вполне закономерно, так как именно в этой точке отмечаются максимальные концентрации ^{3}H как в поверхностных, так и в подземных водах. Неожиданно другое – то, что в этой же точке месяц спустя концентрация ^{3}H падает в десятки раз, а еще через месяц вновь возвращается на уровень $> 2*10^{4}$ Бк/кг. На постах №1 и №3 также отмечены очень резкие перепады концентраций ^{3}H.

Можно констатировать, что содержание ^{3}H в атмосферном воздухе на участке русла р. Шаган, проходящем в пределах СИП, может изменяться в широком диапазоне значений.

Также представляет интерес изучение зависимости концентрации ^{3}H в атмосферном воздухе от расстояния до русла реки. С этой целью в 2007 г. на левом берегу р. Шаган, в точке, расположенной в 7,3 км от "Атомного" озера проводился отбор проб водяных паров по линии, перпендикулярной оси русла. Результаты лабораторных работ представлены на графике (Рисунок 41).

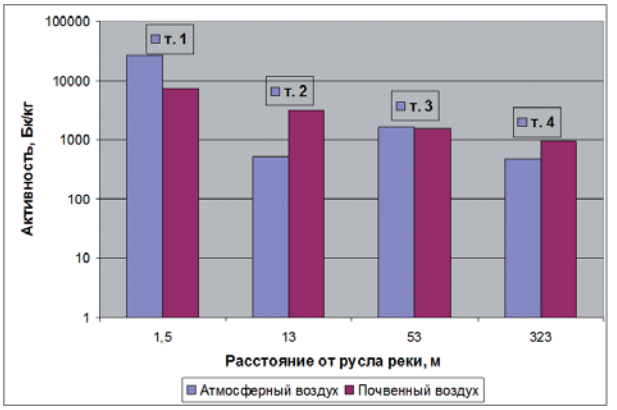


Рисунок 41. Распределение ^{3}H в почвенном и атмосферном воздухе

По данным, представленным на графике, можно отметить, что наибольшее количество ^{3}H 7470 Бк/кг поступает в атмосферный воздух в пойменной части береговой зоны реки в 1,5 м от ее русла. Глубина залегания подрусловых вод в этой точке 0,2 м. Далее в точках пробоотбора наблюдалось постепенное снижение концентрации ^{3}H в почвенном воздухе до 940 Бк/кг, что, видимо, вызвано снижением уровня подземных вод.

2.4.3. Механизмы формирования и прогноз загрязнения воздушного бассейна

В разделе 2.4.1. была дана теоретическая оценка состояния воздушного бассейна по радионуклидам ^{137}Cs, ^{241}Am, ^{60}Co, ^{152}Eu, ^{154}Eu, ^{90}Sr, $^{239+240}$Pu и описание механизма формирования этого типа загрязнения.

Согласно полученным данным? по концентрации ^{3}H в водах р. Шаган и предлагаемым исходным данным было проведено оценочное зонирование территории по содержанию ^{3}H в атмосферном воздухе. Зонирование было проведено по двум направлениям:

- по руслу р. Шаган от "Атомного" озера и до впадения в р. Иртыш;
- в перпендикулярном направлении от русла р. Шаган.

Оценочный расчет концентрации ^{3}H в атмосферном воздухе для зонирования территории был произведен по значениям концентрации ^{3}H в водах реки, исходя из условия, что средняя концентрация водяных паров воздуха в атмосфере составляет порядка 10 г/м^{3}. Зонирование территории в перпендикулярном направлении производилось на основе экспериментальных данных по исследованию изменения концентрации ^{3}H в воздухе по мере удаления от источника загрязнения. Данные эксперименты были проведены на площадке "Дегелен", на ручьях штолен № 176 и № 177. Расчеты производились без учета процессов эманации с поверхности почвы и процессов транспирации растений.

Согласно проведенным оценкам поступление ^{3}H с вдыхаемым воздухом является критическим путем поступления данного радионуклида в организм человека. На основании этого можно провести предварительное зонирование территории береговой зоны р. Шаган по уровню загрязнения воздушного бассейна ^{3}H. Предлагается разделить территорию на три зоны по уровню ожидаемой годовой эффективной дозы от поступления радионуклида ^{3}H с вдыхаемым воздухом:

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

Исходными данными для зонирования должны быть значения среднегодовой объемной активности ^{3}H в воздухе? равные <140 Бк/м^{3}, 140-460 Бк/м^{3}, >460 Бк/м^{3}, соответственно.

Исходя из значений среднегодовой объемной активности ^{3}H в воздухе, русло р. Шаган условно можно разделить на три зоны по ходу течения реки, начиная от "Атомного" озера и до впадения в р. Иртыш (Таблица 12).

Таблица 12.

Зонирование территории вдоль русла р. Шаган по содержанию ^{3}H в воздухе

Расстояние, км	Зона		
	Опасная радиационная ситуация	Ограниченное пребывание населения	Относительно удовлетворительная радиационная ситуация
0 – 27	>460 Бк/м^3	-	-
27 – 30	-	140 – 460 Бк/м^3	-
>30	-	-	<140 Бк/м^3

В перпендикулярных направлениях от русла реки в левую и правую сторону также выделяется три зоны по уровню концентрации ^{3}H в атмосферном воздухе (Таблица 13).

Таблица 13.

Зонирование территории поперек русла р. Шаган по содержанию ^{3}H в воздухе

Расстояние от русла, м	Зона		
	Опасная радиационная ситуация	Ограниченное пребывание населения	Относительно удовлетворительная радиационная ситуация
0 – 5 км от "Атомного" озера			
0 – 45	>460 Бк/м^3	-	-
45 – 50	-	140 – 460 Бк/м^3	-
>50	-	-	<140 Бк/м^3
5 – 10 км от "Атомного" озера			
0 – 25	>460 Бк/м^3	-	-
25 – 42	-	140 – 460 Бк/м^3	-
>42	-	-	<140 Бк/м^3
10 – 20 км от "Атомного" озера			
0 – 20	>460 Бк/м^3	-	-
20 – 40	-	140 – 460 Бк/м^3	-
>40	-	-	<140 Бк/м^3
20 – 25 км от "Атомного" озера			
0 – 10	>460 Бк/м^3	-	-
10 – 35	-	140 – 460 Бк/м^3	-
>35	-	-	<140 Бк/м^3
27 – 30 км от "Атомного" озера			
10 – 20	-	140 – 460 Бк/м^3	-
>20	-	-	<140 Бк/м^3
40 км от "Атомного" озера			
	-	-	<140 Бк/м^3

Таким образом, только на расстоянии 40 км от "Атомного" озера по руслу реки заканчивается зона ограниченного пребывания населения и начинается зона относи-

тельно удовлетворительной радиационной ситуации, где концентрация ^{3}H в воздухе составляет < 140 Бк/м^3. Стоит отметить, что зоны ограниченного пребывания населения и опасной радиационной ситуации имеют небольшую ширину - несколько десятков метров. Так, уже на расстоянии в 50 м от русла содержание ^{3}H в воздухе безопасно для человека на всем протяжении р. Шаган.

2.5. Продукция животноводства

На зимовках Атомколь, Юбилейная и Сарапан, расположенных в непосредственной близости от р. Шаган, с мая по август было отобрано и передано на анализ 9 проб сельскохозяйственной продукции. Результаты анализа приведены в таблице (Таблица 14).

Таблица 14.

Результаты анализа проб сельскохозяйственной продукции

Название зимовки	№ пробы	Вид пробы	Дата отбора	Удельная активность, Бк/кг		
				^{3}H	^{137}Cs	^{90}Sr
Атомколь	1	кумыс	29.05.2008 г.	(1±0,1)*10^2	0,9±0,2	0,84±0,24
Юбилейная	2	молоко	30.05.2008 г.	(53±0,5)*10^2	1,7±0,3	<0,16
	3	молоко	25.06.2008 г.	(14±0,2)*10^2	-	-
	4	молоко	24.07.2008 г.	(14±0,2)*10^2	-	-
	5*	молоко	5.09.2008 г.	(43±4)*10^2	-	-
	6	легочная ткань	24.06.2008 г.	(90±0,5)*10^2	-	-
Сарапан	7	молоко	26.06.2008 г.	(38±0,3)*10^2	-	-
	8	молоко	25.07.2008 г.	(27±0,3)*10^2	-	-
	9*	молоко	5.09.2008 г.	(9±0,9)*10^2	-	-

Удельная активность радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в пробах молока и кумыса, отобранных в мае, оказалась незначительной, что исключило необходимость определения их содержания в пробах в последующие месяцы. Полученные значения удельной активности ^{3}H в молоке не превышают уровня вмешательства для населения, однако относятся только к летнему периоду и в зимние месяцы могут существенно измениться. Концентрация ^{3}H, зафиксированная в легочной ткани мелкого рогатого скота (зимовка Юбилейная) превышает уровень вмешательства для населения, что лишний раз подчеркивает актуальность проводимых исследований.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Для изучения современного состояния основных компонентов экосистемы р. Шаган были проанализированы материалы радиоэкологических исследований, проведенных в данном районе. Были изучены механизмы формирования радиоэкологической обстановки в районе р. Шаган.

В ходе работ выяснено, что радиоактивное загрязнение компонентов экосистемы, в основном, обусловлено экскавационным взрывом в скважине 1004, а также подземными ядерными испытаниями в "боевых" скважинах площадки "Балапан". Незна-

чительный вклад в загрязнение внесли наземные ядерные испытания, проведенные на площадке "Опытное поле" и глобальные выпадения.

По результатам работ были установлены 2 крупные зоны радиоактивного загрязнения.

Первая зона находится в непосредственной близости от воронки "Атомного" озера и связана с испытанием в скважине 1004. Радиоактивное загрязнение носит площадной характер. Общая площадь загрязнения ограничена расстоянием 1–2 км от гребня воронки. По результатам полевых радиометрических измерений повышенные значения радиационных параметров отмечены только в районе самого "Атомного" озера, где был оконтурен участок местности площадью 20 км^2, величина МЭД на котором превышает 0,3 мкЗв/ч.

Проведенные гамма-спектрометрические и радиохимические исследования проб грунта, отобранных в районе "Атомного" озера, показали, что практически на всей обследованной территории загрязнение ^{137}Cs, ^{90}Sr и $^{239+240}$Pu превысило фон глобальных выпадений.

Концентрации радионуклидов $^{239+240}$Pu, ^{137}Cs и ^{90}Sr (кроме ^{90}Sr в месте выхода р. Шаган за пределы "Атомного" озера) в воде не превышают уровни вмешательства для населения при поступлении данного радионуклида с водой и пищей, установленное НРБ-99 (Приложение П-2), равные 0,56, 11, 5 Бк/кг соответственно [10].

Вторая зона расположена в 4,5 км от "Атомного" озера. Здесь выявлен и многократно подтвержден факт разгрузки загрязненных ^{3}H подземных вод в поверхностный водоток р. Шаган. Удельная активность ^{3}H в воде на данном отрезке реки достигает 680 кБк/кг. Эта область является источником вторичного загрязнения ^{3}H компонентов экосистемы, таких, как растения, продукция животноводства, воздух. Так, наличие ^{3}H обнаружено во всех пробах растений, отобранных на берегах р. Шаган. Максимальная концентрация ^{3}H в растениях $65*10^3$ Бк/кг установлена в тростнике (Phragmites australis), что более чем в 8 раз превышает УВ для населения при поступлении данного радионуклида с водой и пищей (НРБ-99). Содержание ^{3}H в пробах молока, отобранных с зимовок, расположенных на берегах р. Шаган, не превышает УВ (НРБ-99). Тем не менее, поскольку концентрация ^{3}H в водах р. Шаган может изменяться в широком диапазоне значений, факт обнаружения повышенных значений содержания ^{3}H в пробах молока требует, во-первых, продолжения исследований содержания радионуклидов в продукции животноводства, во-вторых, обязательного радиационного контроля продукции, поступающей на рынок. Об этом же говорит и факт превышения уровня вмешательства по ^{3}H в пробе легочной ткани.

Значения радиометрических параметров (МЭД, плотность потока бета-частиц) для данной области находятся в пределах фоновых значений для территории СИП.

Установленные значения концентраций техногенных радионуклидов в прибрежных грунтах и донных отложениях, отобранных вдоль русла реки, не превышают значений минимально-значимой удельной активности, установленных НРБ-99. Максимальное значение активности ^{137}Cs, отличное от среднего значения, было обнаружено на расстояниях до 200 м от выхода из "Атомного" озера, т.е. в пределах первого участка. При этом, грунты, отобранные в этих точках, могут быть классифицированы, как материалы ограниченного использования (МОИ, от 300 Бк/кг до МЗУА).

Таким образом, основную потенциальную опасность представляют подземные и поверхностные воды, загрязненные ^{3}H. В настоящее время мы имеем участок реки с жид-

кими радиоактивными отходами. Этот факт диктует проведение комплекса мероприятий, направленных на изъятие потенциально опасных земель из хозяйственного оборота.

Границы участка, подлежащего изъятию, на данный момент сложно определить точно. Содержание ^{3}H в воде р. Шаган изменяется как в течение сезона, так и между отдельными годами в зависимости от количества осадков в текущем году, дебита водотока и других климатических и гидрогеологических факторов. Для установления границ изымаемых земель необходимо провести комплекс работ, который должен включать в себя изучение путей поступления и оттока загрязненных ^{3}H подземных вод, гидрологического режима р. Шаган, с последующим моделированием наихудшего сценария по климатическим и гидрогеологическим условиям, при которых может быть достигнуто максимально возможное загрязнение тритием р. Шаган, захватывающее наибольшую площадь. Проведение таких работ и последующее изъятие части данной территории из хозяйственного оборота необходимы, проблема тритиевого загрязнения участка р. Шаган не терпит отлагательства.

ЛИТЕРАТУРА

1. Радиоэкологическое состояние "северной" части территории Семипалатинского испытательного полигона. "Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана". - Вып.1 - Курчатов, 2010.
2. *Логачев В.А.* Последствия проведения ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне и современная радиологическая обстановка на территории Восточно-Казахстанской области / В.А. Логачев // Ядерная энергетика в Республике Казахстан: материалы междунар. научно-практической конф. - Курчатов, 2007.
3. *Кадыржанов К.К.* Особенности состава, форм нахождения и распределения радионуклидов на различных площадках СИП / К.К. Кадыржанов, С. Хажекбер, И.В. Казачевский, В.П. Солодухин, С.Н. Лукашенко // Вестник НЯЦ РК. Радиоэкология. Охрана окружающей среды. – 2000. – Вып. 3. - С. 15-22.
4. *Логачев В.А.* Мирные ядерные взрывы: обеспечение общей и радиационной безопасности при их проведении / под ред. В.А. Логачева. – Москва: ИздАТ, 2001. – С. 199–248.
5. *Перельман А.И.* Геохимия природных вод /А.И. Перельман. – М.: Наука, 1982.
6. *Галин Д. Л.* Интерпретация данных инженерной геофизики / Д.Л. Галин. - М.: Недра, 1989. – 124 с.
7. Справочник геофизика. В 2-х томах. Т. 1. Полевые методы / под ред. В.К. Хмелевского.- 2-е изд., перераб. и доп. – М.: Недра, 1989. - 438 с.
8. Инструкция по сейсморазведке. – М.: Министерство геологии СССР, 1986.
9. *Махонько К.П.* Ветровой подъем радиоактивной пыли с подстилающей поверхности, покрытой травой / К.П. Махонько // Метеорология и гидрология. – 1986. - №10. – С.61-64.
10. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99), СП 2.6.1.758-99. Издание официальное. – Алматы, 2000. - 80с.

ШАҒАН ӨЗ. ЭКОЖҮЙЕСІНІҢ ЖАЙ-КҮЙІ ЖӘНЕ ОНЫҢ ҚАЛЫПТАСУЫНЫҢ НЕГІЗГІ МЕХАНИЗМДЕРІ

А.О. Айдарханов, С.Н. Лукашенко, С.Б. Субботин, В.И. Эдомин, С.В. Генова, А.В. Топорова, Н.В. Ларионова, Е.Ю. Пестов *

Шаған өзені Семей сынақ полигонының басты су күретамыры болып саналады, және өзіне іргелес жатқан аумақтармен бірге экожүйені құрайды, экожүйеге жерасты және жерүсті сулары, түп шөгінділері және жағалау топырақтары, ауа бассейні, өсімдік және жануарлар әлемі кіреді. Бұл құраушылардың барлығы қандай дәрежеде болмасын Семей сынақ полигонындағы ядролық жарылыстардың салдарынан радиоактивті ластануға ұшыраған. Аталған жұмыста осы ауданда жүргізілген радиоэкологиялық зерттеу материалдары талданған және қорытындыланған, экожүйенің қазіргі жалпы қалпы баяндалған, оның қалыптасуының басты механизмдері қарастырылған. Радиоактивті ластанудың әр түрлі типі бар екі ірі аймақ анықталды. Бірінші аймақ "Атом" көлі маңайы шұңқырының қырына орайластырылған, мұнда радионуклидпен - 1004 ұңғымадағы экскавационды жарылыс кезінде пайда болған бөлу өнімі мен нейтронды белсендірумен - алаңдық ластану бар. Екінші облыс "Атом" көлінен 4-5 км қашық орналасқан. Мұнда "Балапан" алаңының "әскери" ұңғымалар аудандарынан Шаған өзенінің жерасты және жерүсті суларына тритий түседі, бұл кезде оның өзен суындағы шоғырлануының араласу деңгейі 2 ретке жоғарылайды. Аталған телімнің суы шындығында сұйық радиоактивті қалдық ретінде байқалады. Сондықтан Шаған өзенінің бөлігі мен оған іргелес аумақтарды шаруашылық айналымнан алып тастау мәселесі өте өзекті болып табылады.

Түйін сөздер: ядролық сынақтар, "Атом" көлі, экожүйе, гидрогеология, радиоактивті ластану, радионуклидтер, ұңғымалар.

ECOSYSTEM OF SHAGAN RIVER AND MAJOR MECHANISMS FOR ITS FORMATION

A.O. Aidarkhanov, S.N. Lukashenko, S.B. Subbotin, V.I. Edomin, S.V. Genova, A.V. Toporova, N.V. Larionova, E.Yu. Pestov *

Shagan River is the main water artery of the Semipalatinsk test site and together with the adjacent territory forms the ecosystem that includes groundwater and surface water, bottom sediments and coastal soils, air basin, vegetation and fauna. All these components have been exposed, in varying degrees, to radioactive contamination caused by nuclear tests at the Semipalatinsk test site. In this paper we analyzed and synthesized the materials on radio-ecological studies in this area, described the overall picture of the current state of the ecosystem, the principal mechanisms of its formation has been considered. There were identified two major areas with fundamentally different types of radioactive contamination. The first zone is confined to the crest of the crater around the "Atomic" lake; here there is areal radionuclides contamination - fission products and neutron activation, formed during the excavation explosion in the borehole No1004. The second area is located 4-5 km from the "Atomic" lake. Here, tritium migrates into the groundwater and surface water of Shagan River from the area of "warfare" boreholes of "Balapan" site, and its concentration in river water exceeds the intervention level by 2 orders of magnitude. The water of this river section is actually a liquid radioactive waste. So urgent is the issue of removal of part of Shagan River and adjacent territories out of economic use.

Keywords: nuclear tests, "Atomic" lake, ecosystem, hydrogeology, radioactive contamination, radionuclides, boreholes.

УДК 577.391:577.4:504.4.054:539.16:622.258.4

ХАРАКТЕРНЫЕ ОСОБЕННОСТИ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ КОМПОНЕНТОВ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ ЭКОСИСТЕМ ВОДОТОКОВ ШТОЛЕН ГОРНОГО МАССИВА ДЕГЕЛЕН

А.В. Паницкий, Р.Ю. Магашева, С.Н. Лукашенко

В работе представлены данные о загрязнении компонентов экосистем, обусловленном водной миграцией радионуклидов. В результате исследований получены данные о характере радиоактивного загрязнения почвенного покрова, поверхностных вод и вод подруслового потока экосистем водотоков из штолен горного массива Дегелен. Показан характер пространственного распределения радионуклидов в данных компонентах природной среды. Установлены ряды подвижности как вертикального, так и горизонтального перемещения радионуклидов в почвах вдоль и поперек русла водотока. Также показана возможность оценочного прогноза содержания радионуклидов в почве по удельной активности этих радионуклидов в воде. Различные величины содержания радионуклидов в сопряженных компонентах экосистемы (поверхностные воды – грунтовые воды – почвы) показали неравновесность их состояния в данной системе. Обобщение результатов исследований водотоков штолен с водопроявлениями, выбранных в качестве объектов исследований в данной работе, позволяет прогнозировать поведение радионуклидов в луговых почвах других экосистем водотоков из штолен площадки "Дегелен". На основании анализа кривых, описывающих поведение радионуклидов в горизонтальном направлении, можно прогнозировать, что на данном временном этапе ^{137}Cs и $^{239+240}Pu$ не будут распространяться дальше 1,5 км от выхода на дневную поверхность, ^{90}Sr – не далее 2 км.

Ключевые слова: ядерные испытания, радиоактивное загрязнение, радионуклиды, штольни, луговые почвы, распределение радионуклидов.

ВВЕДЕНИЕ

Проведение подземных ядерных взрывов в течение 1961-1989 гг. в штольнях на горном массиве Дегелен обусловило радиоактивное загрязнение не только полостей штолен, но и дневной поверхности. Несмотря на демилитаризационные мероприятия, проведенные на данной территории, вынос радиоактивных веществ с водотоками из полостей штолен продолжается. В результате в природную среду поступило и продолжает поступать большое количество радиоактивных веществ, которые аккумулируются в почвенном покрове, включаясь в геохимические процессы.

После прекращения ядерных испытаний на площадке "Дегелен" радиоэкологические исследования данной территории проводились как в рамках республиканских бюджетных программ, так и в рамках международных контрактов (DSWA, МНТЦ, ИНТАС, HDTRA и др.). Среди первых радиоэкологических исследований были работы, проведенные в рамках контракта DSWA 0027/5 от 1 июня 1997 г, в ходе которых были выполнены полевая гамма-съемка припортальных площадок исследуемых штолен, проведен гамма-спектрометрический анализ образцов почвы в лабораторных условиях, а также в них определены концентрации $^{239+240}Pu$ и ^{90}Sr. На основании проведенных исследований выявлены наиболее загрязненные участки с концентрацией $^{239+240}Pu$, ^{90}Sr и ^{137}Cs до $9*10^6$, $4,5*10^5$. и $6,9*10^6$ Бк/кг, соответственно. Было выявлено наличие миграционных процессов техногенных радионуклидов по

потоку в почвах русел от мест водопроявлений штолен и по миграционным способностям их определили, что можно построить следующий ряд: $^{90}Sr > ^{239+240}Pu > ^{137}Cs$. Был сделан вывод о целесообразности закрытия штолен бетонными пробками, которые в какой–то степени могли бы удержать выход радионуклидов из котловых полостей штолен в долины ручьев массива Дегелен.

В рамках международных проектов МНТЦ обследовались припортальные площадки штолен и русла ручьев на предмет наличия и уровня радиационного загрязнения поверхностных вод и грунтов. Выделены наиболее загрязненные участки и схематически определены их площади. Установлено, что наиболее значительными источниками загрязнения в настоящее время являются водотоки из штолен. Были высказаны первые представления о горизонтальной и вертикальной миграции техногенных радионуклидов в почвах и грунтах в ручьях низкогорного массива Дегелен, предложены реабилитационные меры – использование модифицированного гидроксидом титана природного цеолита в качестве сорбента радионуклидов.

В ходе мониторинга водотоков из штолен, проводимого в рамках республиканских бюджетных программ, получены данные о количестве выноса радионуклидов штольневыми водами горного массива Дегелен из котловых полостей штолен [1, 2, 3].

Таким образом, были накоплены определенные знания о радиоэкологической ситуации на площадке "Дегелен". Но необходимы были исследования, задачами которых являются уточнение границ распространения в почво-грунтах долин ручьев, а также за их пределами техногенных радионуклидов ^{137}Cs, ^{90}Sr и, главным образом, $^{239+240}Pu$, закономерности распределения которого ранее выявить не удалось. Эти исследования были проведены в долинах ручья Байтлес (штольня № 176) и притока ручья Узынбулак (штольня № 177). Также в данной работе представлены результаты исследования характера пространственного (как горизонтального, так и вертикального) распределения техногенных радионуклидов в почвах долин ручьев низкогорного массива Дегелен.

1. ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ИСПЫТАТЕЛЬНОЙ ПЛОЩАДКИ "ДЕГЕЛЕН"

Административное и географическое положение исследуемой территории. Площадка "Дегелен" находится в южной части бывшего Семипалатинского полигона в пределах Восточно-Казахстанской области (ранее Семипалатинской). В географическом отношении – это низкогорный массив Дегелен, который является частью северо-востока Казахской складчатой страны. Общая площадь территории около 220 кв. км.

Рельеф. Господствующим типом рельефа исследуемой территории является низкий мелкосопочник с высотами 300 – 500 м с преобладанием куполовидных и конических холмов. Встречаются и островные скалистые горы, образованные гранитами с высотами, превышающими 1000 м (1084 и 1126 м) (Рисунок 1). Их рельеф, в основном, грядовый с реликтами древних поверхностей выравнивания и структурами складчатого основания. Встречаются среди плотных пород осадочные отложения - сланцы, песчаники, конгломераты, известняки, и эффузивные – основные и кислые [4].

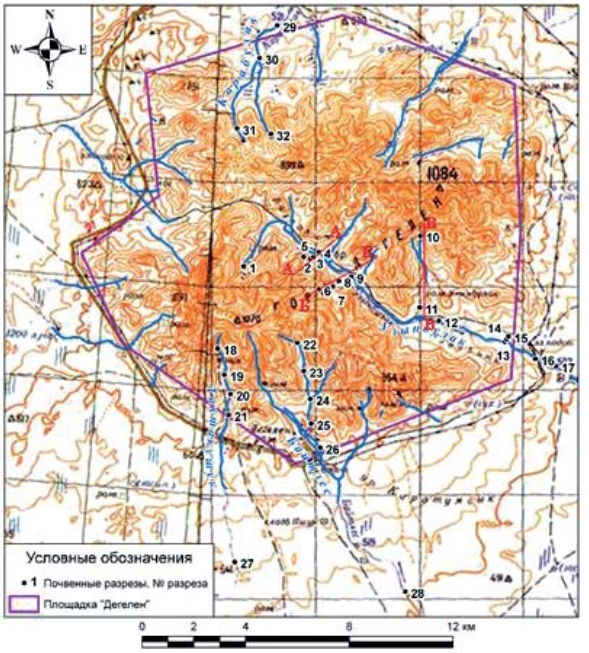


Рисунок 1. Схема расположения ручьев, исследовательских площадок и профилей на испытательной площадке "Дегелен"

Гидрография. Гидрографическая сеть Дегелена представлена несколькими ручьями, наиболее крупными из которых являются Узынбулак, Байтлес, Токтакушик и Карабулак (Рисунок 1). Самую крупную площадь водосбора имеет долина ручья Узынбулак, разделяющая массив по линии юго-восток – северо-запад. Ручьи Байтлес и Токтакушик направлены на юг, юго-восток, а ручей Карабулак – преимущественно на север, северо-восток. Характерным для всех ручьев горного массива является отсутствие постоянного поверхностного стока. Только весной во время интенсивного снеготаяния возможен непрерывный сток, но далее ручей разбивается на отдельные водоемы – плесы, которые быстро исчезают как за счет испарения, так и просачивания в грунтовые воды.

Гидрогеология. Низкогорный массив Дегелен является частью общей региональной гидрогеологической системы левобережья реки Иртыш [5]. Занимая господствующее положение в рельефе, он служит источником пополнения подземных вод за счет атмосферных осадков. Частичная разгрузка водоносного горизонта происходит, в основном, в начале лета в бортах долин ручьев. В остальное время года дебиты родников, питающих ручьи, незначительны. После проведения подземных взрывов усилилась дезинтеграция скальных пород, что привело к большему накоплению атмосферных осадков в зоне трещиноватости и увеличению водообильности источников, в том числе из порталов штолен, а с другой стороны значительно большая часть поверхностных вод ручьев по системам открытых трещин стала поступать в подземные воды. Выделяют в пределах низкогорного массива поровые

воды делювиально-пролювиальных, аллювиально-пролювиальных отложений и трещинные воды палеозойских пород.

Почвы и растительность. В почвенно-географическом отношении территория низкогорного массива Дегелен расположена в подзоне опустыненных степей с зональным подтипом светло-каштановых почв [6]. Неоднородность почвенного покрова определяется рельефом, и, как следствие, условиями увлажнения, составом почвообразующих пород.

Наиболее распространенными почвами на территории массива Дегелен являются светло-каштановые малоразвитые щебнистые (мощность до 40 см) на светлых породах. Они образуются в условиях мелкосопочного рельефа, где занимают преимущественно вершины и гребни сопок или склоны скалистых грядовых гор. Рядом с малоразвитыми почвами залегают более мощные почвы – неполноразвитые с мощностью мелкоземистой толщи до 80 см. Почвообразующими породами служит щебнистый элювий коренных пород или элювиально-делювиальные щебнистые суглинки. Растительный покров сильно изреженный полынно-ковыльно-типчаковый (типчак, ковыль тырса, ковыль восточный, полынь холодная) с редким кустарником (карагана низкорослая, спирея зверобоелистная и др.). Почвенный горизонт маломощный, светло-каштановый, комковатый, сильнощебнистый, легкосуглинистый. Он состоит зачастую из одного горизонта "А". Такие почвы хорошо промыты и не засолены.

Для всех малоразвитых и неполноразвитых почв характерно отсутствие развитого карбонатного горизонта и своеобразный водный режим, зависящий от водоудерживающей способности подстилающих плотных пород или грубоскелетного продукта их выветривания. Поэтому в почвенном профиле заметны резкие колебания влажности и температуры в зависимости от погодных условий. Содержание каменистых частиц даже в верхнем гумусовом горизонте достигает иногда 50 %. Большое содержание грубоскелетных частиц в почвах изменяет их физико-химические свойства, такие как объемный и удельный вес, скважность. Каменистые, сильно защебненные почвы обладают высокой фильтрационной способностью, что обусловливает исключительно сухой водный режим почв при отсутствии в конкретный момент времени атмосферных осадков.

Светло-каштановые нормальные почвы встречаются лишь в широких частях долины, чаще на внешних склонах сопок, оконтуривающих низкогорный массив Дегелен. Они имеют устойчивый сформированный профиль, мощность гумусового горизонта ("А" + "В"), не превышающий 35 см, и отчетливое деление на горизонты. На дне профиля выделяется плотный карбонатно-иллювиальный горизонт, переходящий в почвообразующую породу. Вскипание от HCl отмечается в пределах гумусового горизонта. Содержание гумуса в верхних горизонтах достигает 2,5-3,0 %

На плакорных высоких участках встречаются горные каштановые почвы, которые также, в основном, имеют небольшую мощность рыхлых отложений. Они отличаются от светло-каштановых хорошо выраженным коричневым цветом профиля, увеличением содержания гумуса до 4 %.

Формирование зональных автоморфных светло-каштановых почв происходит в условиях резкого дефицита влаги. Основным источником увлажнения явля-

ются атмосферные осадки, количество которых в подзоне опустыненных степей не превышает 250 мм в год. Лугово-каштановые почвы, в отличие от них, относятся к почвам полугидроморфного ряда, получающим дополнительное увлажнение как за счет вод поверхностного стока, так и грунтовых. Они формируются под лугово-степной растительностью. Наряду с распространенными растениями полынно-ковыльно-типчаковых опустыненных степей (ковыль, типчак, полынь) зачастую отмечается присутствие несколько большего количества кустарников, иногда пустынно-степного разнотравья и отдельных луговых растений (острец, ломкоколосник, солодка приземистая). Лугово-каштановые почвы распространены на исследуемой территории в понижениях, оконтуривающих низкогорный массив Дегелен, в нижних частях склонов сопок и грядовых гор. Широкого распространения они не получили. Развиваясь в более благоприятных условиях, чем зональные почвы, они отличаются большей мощностью гумусового горизонта, более высоким содержанием органического вещества в нем, а, следовательно, и более темной окраской его. В этих почвах довольно часто проявляются признаки засоления и солонцеватости.

В руслах многочисленных ручьев развиты, в основном, луговые почвы и очень редко − лугово-болотные. Среди луговых почв встречаются обсыхающие и опустынивающиеся, а иногда и засоленные разновидности, но область их распространения – это выровненные участки широких долин на выходе из низкогорного массива Дегелен, где уменьшаются уклоны поверхности и вместе с этим дренированность территории. Луговые почвы верховьев и средних течений долин, как правило, хорошо промыты, поэтому не засолены, как и все почвы горного массива, сильно защебнены. Они отличаются темно-серым окрасом профиля, значительной мощностью гумусового горизонта. Содержание органического вещества в них изменяется в зависимости от увлажнения и, соответственно, обилия растительности, которая является источником поступления гумуса, от 20% в верховьях ручьев до 4-5% в низовьях. Луговые почвы долин подверглись наибольшему радиационному загрязнению во время проведения ядерных испытаний, так как все штольни приурочены к долинам ручьев. Но и после прекращения ядерных взрывов продолжается загрязнение, что связано с выносом продуктов взрыва с грунтовыми водами из штолен.

Растительность долин ручьев, в основном, представлена настоящими, остепненными (вейник (*Calamagrostis epigeios),* солодка уральская *(Glycyrrhiza uralensis)*, мятлик обыкновенный (*Poa trivialis),* солонечник двуцветковый *(Galatella biflora)* вариантами лугов. Фрагментарно распространены кустарниковые заросли из ивы пепельносерой *(Salix cinerea),* шиповника гололистного *(Rosa glabrifolia)*.

Поскольку экосистемы долин ручьев луговые почвы – грунтовые воды – растительность подвергаются постоянному радиационному загрязнению, они выбраны объектом более детальных исследований. Основное внимание в этой экосистеме уделено почвам, так как они служат депо для всех поллютантов, в том числе и для техногенных радионуклидов, которые поступают в экосистему и могут переходить в другие компоненты природной среды.

2. ИССЛЕДОВАНИЕ ОСОБЕННОСТЕЙ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ЭКОСИСТЕМ ВОДОТОКОВ ШТОЛЕН ИСПЫТАТЕЛЬНОЙ ПЛОЩАДКИ "ДЕГЕЛЕН"

2.1. Материалы и методы исследований

Объектом детальных исследований были выбраны экосистемы водотоков, вытекающих из штольни № 176 в долине ручья Байтлес и из штольни № 177 в притоке долины ручья Узынбулак. Выбор был сделан на основании рекогносцировочных выездов и имеющихся данных о расходах водопроявлений штолен испытательной площадки "Дегелен", радионуклидной характеристики штольневых вод и загрязнении припортальных площадок штолен. Немаловажный фактор для выбора – различные условия. Во-первых, штольня №176 находится в долине ручья Байтлес, сток которого имеет выход за пределы низкогорного массива Дегелен. Штольня № 177 расположена в правом притоке ручья Узынбулак, и весь сток остается в долине. Во-вторых, вода штольни № 176 выносит много ^{137}Cs и ^{90}Sr, тогда как в воде, выходящей из штольни № 177, кроме этих радионуклидов обнаружен $^{239+240}$Pu – до 12 Бк/л и ^{241}Am – до 2,6 Бк/л. На исследуемых территориях выбраны для изучения компоненты экосистем, подверженных влиянию радиационно-загрязненных водотоков – грунтовые и поверхностные воды, почвы. Особенностью данных экосистем является то, что их расположение исключает влияние других штолен на радиационную ситуацию.

Полевые работы заключались в измерении радиационных параметров, отборе проб компонентов окружающей среды, пешеходной гамма-съемке, определении географических координат [7, 8, 9, 10, 11, 12, 13].

Лабораторные анализы на содержание радионуклидов проводились в соответствии со стандартными методическими указаниями на поверенной лабораторной аппаратуре. Концентрации ^{137}Cs, ^{241}Am, ^{60}Co, ^{152}Eu, ^{154}Eu, ^{40}K, ^{238}U, ^{232}Th определяли по [14], содержание ^{90}Sr и $^{239+240}$Pu – радиохимическим методом [15, 16], содержание ^{3}H определяли на бета-спектрометре TriCarb [17].

Физико-химические свойства почв определялись общепринятыми в почвоведении методами: содержание гумуса в почвах – методом Тюрина [18], кислотность – потенциометрическим методом [19], содержание обменных кальция и магния – методом, основанным на вытеснении катиона 1N раствором NaCl [20], механический анализ – методом Качинского [21].

2.2. Описание экосистем водотоков штолен №№176 и 177, как объектов детальных исследований

Экосистема штольни № 176. Исследованиями, проведенными ранее [3], установлено, что среднегодовой дебит водотока штольни № 176 превышает 500 л/мин. Среднегодовая удельная активность радионуклидов на выходе водотока на поверхность составляла для ^{137}Cs – 89 Бк/кг, ^{90}Sr – 275 Бк/кг, ^{3}H – 341 кБк/кг. Данные радиационного мониторинга показывают, что годовой вынос техногенных радионуклидов со штольневой водой за период наблюдения не был постоянным и зависел в первую очередь от количества атмосферных осадков. При этом содержание ^{90}Sr всегда превышало содержание ^{137}Cs в 2-3 раза [2]. Удельная активность $^{239+240}$Pu была ниже предела обнаружения, составлявшего 0,02 Бк/кг.

По результатам полевой радиометрии, проведенной на момент закрытия, известно, что на припортальной площадке МЭД не превышала 0,50 мкЗв/ч, плотность потока α- и β-частиц находилась ниже предела обнаружения (<0,5 и <10 част/(мин*см^2), соответственно) [22].

Исследуемая территория представляет собой левостороннюю часть долины ручья Байтлес, отделенную от основного русла небольшим вытянутым по течению повышением с обнажениями скальных пород. Ширина русла водотока от штольни в основном не превышает 1 м. Иногда на пути водного потока встречаются глыбы и плиты скальных пород. На расстоянии около 700 – 750 м от плотины в плоском русле, сложенном плитами гранита, постоянного стока воды нет. Но русло далее спускается уступом высотой до 3 м, где вода в случае полноводья спускается водопадом.

Краткая радиационная характеристика. Для оценки современного радиационного загрязнения исследуемой экосистемы были проведены детальные измерения мощности эквивалентной дозы (МЭД) и плотности потока β-частиц на поверхности почвы с шагом 25х25 м.

Обследование показало, что основное радиоактивное загрязнение приурочено к руслу водотока штольни № 176 (Рисунок 2). Плотность потока β-частиц варьирует в пределах от фоновых значений 10 част/(мин*см^2) до 2700 част/(мин*см^2). Значение МЭД изменяется в пределах 0,13 – 23,9 мкЗв/ч.

Экосистема штольни № 177. Исследуемая территория правосторонней части притока долины ручья Узынбулак представляет собой экосистему водотока штольни № 177. Она отделена от основного русла небольшим вытянутым по течению повышением и насыпью дороги. Ширина водотока, в основном, не превышает 1 м.

На пути водного потока встречаются навалы обломочного материала, где поток исчезает или его русло меняется. Кроме основного водотока у подножья гряды, где находится котловая полость обследуемой штольни, появляются небольшие родники, вода которых сливается в общий ручей. Расстояние от истока водотока штольни № 177 до основного русла ручья Узынбулак ≈ 650 м (Рисунок 3) .

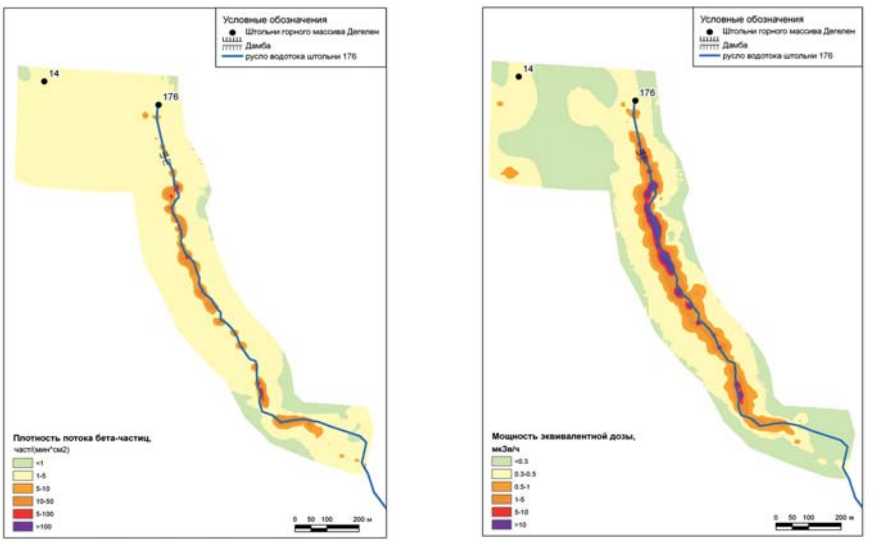


Рисунок 2. Карты-схемы распределения плотности потока β-частиц (а), МЭД (б) на приустьевой площадке штольни № 176

Штольня № 177 характеризуется наличием в настоящее время постоянного водотока (в первые годы наблюдений водопроявление было сезонным). За годы наблюдений 2001-2005 гг. установлен среднегодовой дебит воды, составляющий – $4,4*10^8$ (более 500 л/мин) [3]. Среднегодовая концентрация радионуклидов в штольневой воде за этот период составляла по ^{137}Cs – от 2 до 6 Бк/кг, по ^{90}Sr − от 630 до 1100 Бк/кг, по ^{3}H − от 550 до 630 кБк/кг. Ранее проведенные анализы проб воды отмечали превышение уровня вмешательства по $^{239+240}Pu$ почти в 12 раз (0,56 и 6,6 Бк/кг).

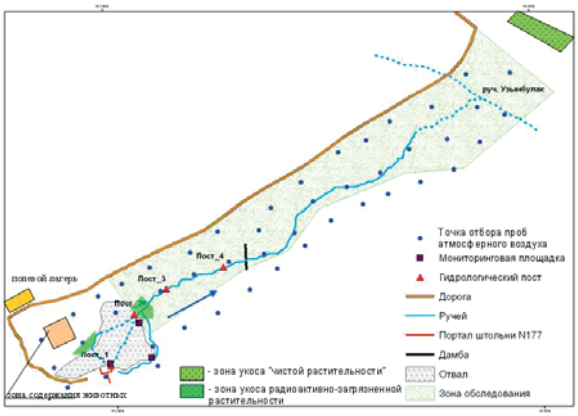


Рисунок 3. Схема территории обследования экосистемы водотока штольни № 177

Краткая радиационная характеристика. Для оценки современного радиационного загрязнения исследуемой экосистемы были проведены детальные измерения МЭД и плотность потока β-частиц на поверхности почвы с шагом 10х10 м в районе штольни № 177.

Обследование показало, что основное радиоактивное загрязнение водотока штольни № 177 также отмечается по центральному руслу (Рисунок 4). Плотность потока β-частиц варьирует в пределах от фоновых значений, не превышающих 10 част/(мин*см^2), до 1200 част/(мин*см^2). Значение МЭД изменяется в пределах 0,18 – 3,7 мкЗв/ч. Измеренные значения плотности потока α-частиц не превысили предела обнаружения используемых средств измерений (0,06 част/(мин*см^2)).

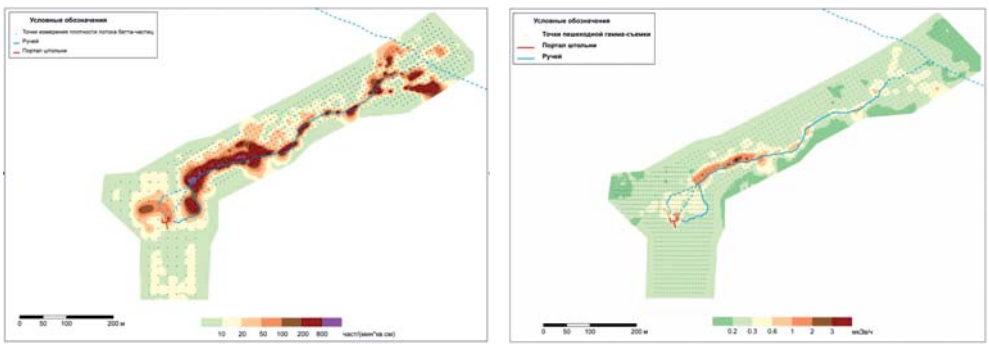


Рисунок 4. Карта-схема распределения плотности потока β-частиц и МЭД в экосистеме водотока штольни № 177

2.3. Характер перераспределения γ- и β-излучающих радионуклидов

Если принять во внимание, что основным γ-излучающим радионуклидом является ^{137}Cs, а β-излучающим – ^{90}Sr, то отношение загрязнения β-частицами к МЭД может говорить об отношении содердания ^{90}Sr к содержанию ^{137}Cs. Распределение отношения значений плотности потока β-излучения к МЭД показывает, что в начале водотока из штольни № 176 основным загрязнителем дневной поверхности являются гамма-излучающие радионуклиды (Рисунок 5). Далее происходит уменьшения их содержания по отношению к бета-излучающим радионуклидам. То же распределение наблюдается от центра русла ручья к берегам. В экосистеме водотока штольни № 177 на всем протяжении основными загрязнителями являются бета-излучающие радионуклиды.

По полученным отношениям можно сделать вывод о том, что в начале водотока штольни № 176 преобладает радионуклид ^{137}Cs, дающий основной вклад в гамма-излучение, а к концу водотока преобладает ^{90}Sr – основной бета-излучатель. В экосистеме штольни № 177 на всем протяжении может преобладать ^{90}Sr. Эти предварительные выводы подтверждаются количественными данными, характеризующими распределение радионуклидов в почвах русел исследуемых водотоков, представленными далее.

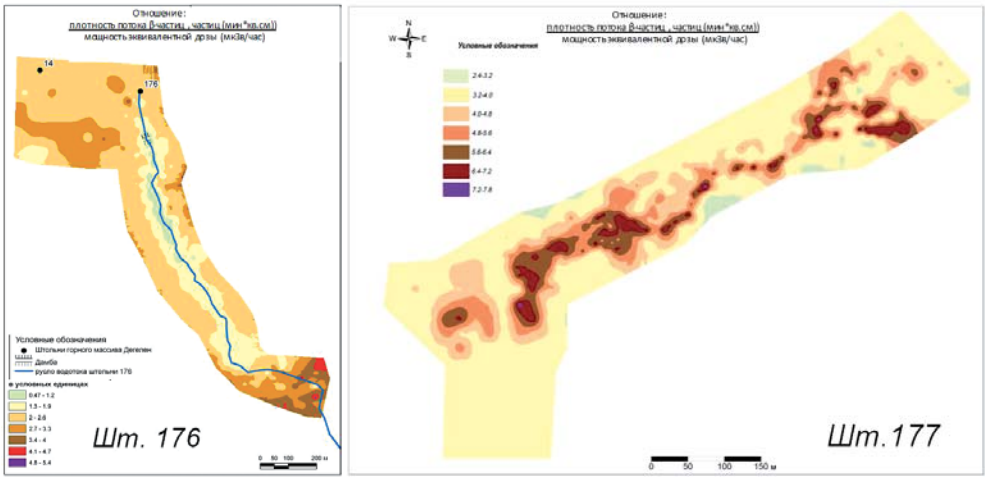


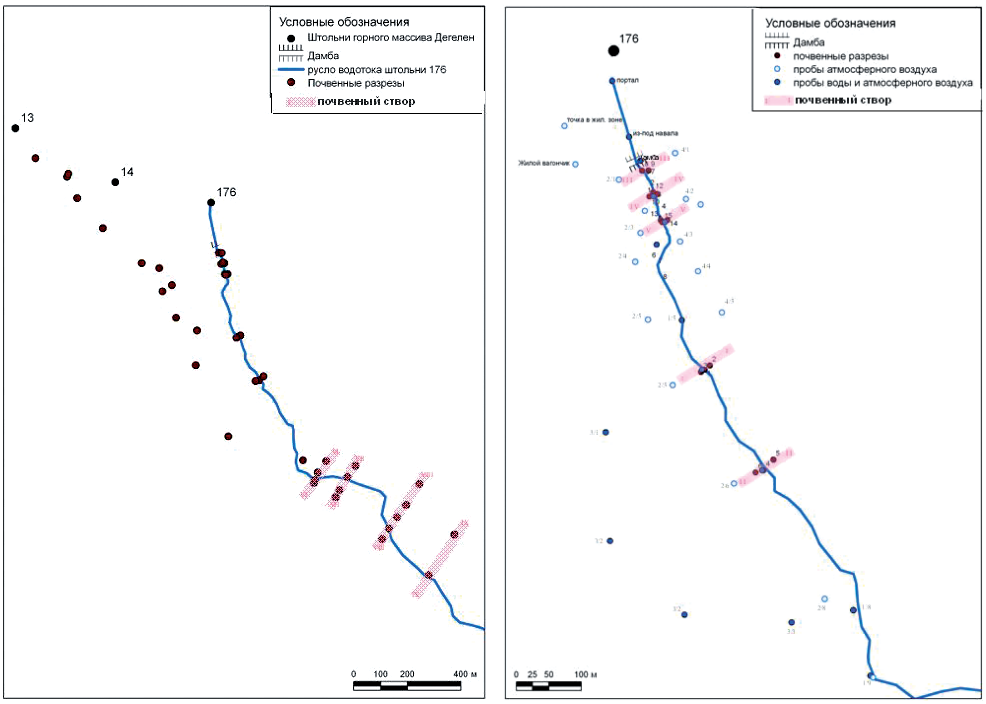
Рисунок 5. Характер перераспределения γ- и β-излучающих радионуклидов на приустьевых площадках штолен №№ 176 и 177

2.4. Исследование характера радиоактивного загрязнения компонентов природной среды экосистем водотоков из штолен горного массива Дегелен

2.4.1. Общая методология

Для получения количественных показателей, характеризующих уровень радиоактивного загрязнения почвенного покрова правого притока ручья Байтлес, заложено

44 почвенных разреза, составляющих 9 створов, и отобрано 115 образцов почв по генетическим горизонтам (Рисунок 6, а). Из них 15 разрезов (5 створов) (Рисунок 6, б) характеризуют экосистему водотока штольни № 176.



а) б)

Рисунок 6. Схема расположения почвенных разрезов в экосистеме водотока штольни № 176

Створы заложены перпендикулярно течению водотока или ручья и состоят из 3-х разрезов на участке детального обследования и из 4-х, 5-и разрезов (створы VI-IX) в нижней части правого притока ручья Байтлес, представляющей собой продолжение водотока.

Для более детального определения содержания техногенных радионуклидов в поверхностных горизонтах исследуемых почв в 5-и центральных разрезах экосистемы водотока штольни № 176 отобраны пробы по интервалам: 0-5, 5-10, 10-15 см.

Для характеристики почвенного покрова экосистемы штольни №177, находящейся в первом правом притоке ручья Узынбулак, в первый год исследования заложено 14 разрезов, 11 из которых составляют 3 створа, заложенных перпендикулярно руслу водотока (Рисунок 7), и еще 4 разреза продолжают ряд в сухом русле.

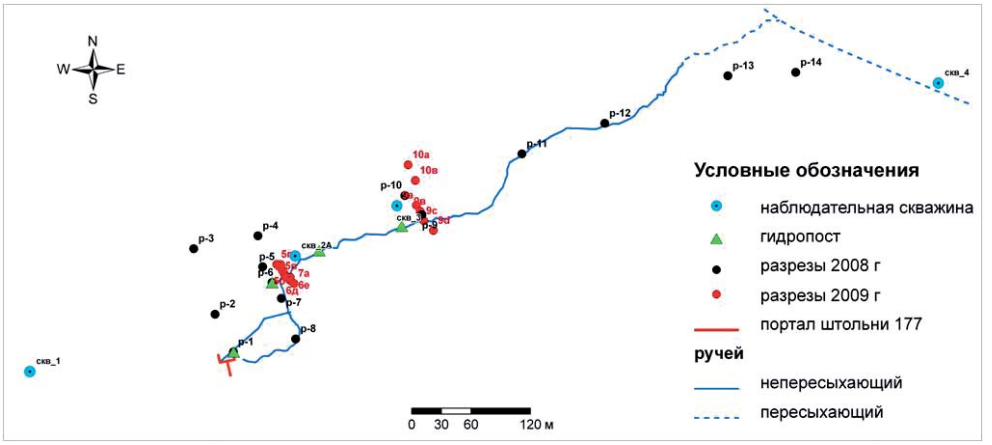


Рисунок 7. Схема заложения почвенных разрезов в экосистеме штольни № 177

Для детализации радиационной характеристики почв экосистемы водотока дополнительно заложено 11 разрезов в створе II-II и 6 разрезов в створе III-III (Рисунок 7). Образцы почв были отобраны по 5-см интервалам с поверхности до глубины 25-50 см. Кроме того, заложено 2 разреза до глубины 120-150 см. Интервал между разрезами в створах, с учетом дополнительно заложенных, достигает 1,5-2,0 м.

Почвенные разрезы закладывались до почвообразующих пород, а при достижении уровня подрусловых вод из разрезов отбирались пробы воды.

2.4.2. Характеристика почвенного покрова

Исходя из полученных данных, можно отметить, что почвы 2-х участков обследования относятся к почвам лугового ряда. Растительный покров представлен луговым разнотравьем. Почвы от маломощных до неполноразвитых, мощность почвенной толщи в русле не превышает 40-80 см, в береговой зоне – 20-40 см.

Установлено, что содержание общего гумуса в поверхностных горизонтах почв, представленных дерниной (0-7, 0-10 см) колеблется от 3,2 до 23,7 %, при среднем значении в пределах 8-15 %. Максимальные количества приурочены к берегам русел водотоков, где отмечается наиболее значительное увлажнение почв. Во втором от поверхности горизонте значения органического вещества резко снижаются и редко превышают 10 %. На уровне почвообразующих пород эта величина находится в пределах 1 %. Уменьшение количества гумуса в почвах с удалением от водоисточника связано с уменьшением, в первую очередь, поверхностного увлажнения территории.

В условиях промывного водного режима в почвах отсутствуют карбонатные соли (CO_2 карбонатов), и сумма легкорастворимых солей, в основном, не достигает 0,1 %. Но при близком залегании зеркала грунтовых вод, что отмечается на берегах водотока штольни № 177 (разрезы 2, 6, 7), возможно накопление солей в поверхностном горизонте, что позволяет их отнести к роду слабо солончаковых почв. pH водной суспензии почв редко нейтральная, чаще слабощелочная или щелочная. В почвенно-поглощающем комплексе преобладает катион Са. Его значение достигает в верхних горизонтах среднесуглинистых почв 50 мг-экв на 100 г почвы. В случае более легкого механического со-

става почв, что имеет место на участке водотока штольни №176, содержание обменного Ca уменьшается до 25-28 мг-экв на 100 г почвы. Содержание Mg составляет около 10 % от значения Ca, но с глубиной содержание Ca резко уменьшается, а величина Mg изменяется в меньшей степени, что приводит к другому соотношению обменных катионов.

По механическому составу на участке детального обследования экосистемы водотока штольни № 176 почвы в основном легкосуглинистые и супесчаные, реже среднесуглинистые, тогда как в основной долине ручья Байтлес и на участке водотока штольни № 177 среди рыхлых отложений преобладают средние и тяжелые суглинки. Это обусловлено уменьшением уклонов местности, и, как следствие, снижением дренированности территории. Отсюда следует, что в луговых почвах экосистемы водотока штольни № 176 содержание илистых частиц находится в пределах 3-8 %, а в почвах участков, менее подверженных процессам вымывания, содержание ила достигает 26-32 %. Все исследуемые луговые почвы долин отличаются включением по всему почвенному профилю большого количества обломочного материала: хряща, крупного песка и крупной пыли.

Таким образом, уменьшение уклона местности, и, соответственно, скорости потока приводит к изменению естественной дренированности территории, что отражается в почвенных показателях: увеличивается количество мелкодисперсных частиц и тонкого гумуса, отмечается накопление легкорастворимых солей в поверхностных горизонтах.

2.4.3. Характер формирования поверхностного радионуклидного загрязнения почв экосистем водотоков из штолен

2.4.3.1. Распределение радионуклидов в почвах русел исследуемых водотоков

Максимальные концентрации радионуклидов в поверхностном слое почвенного покрова исследуемых экосистем отмечается на удалении от порталов штолен. Для штольни № 176 максимум приходится на ≈ 170 м от портала, для штольни № 177 ≈ 100 м (Рисунок 8). Максимальные концентрации в обоих случаях приурочены к зоне выхода водотока из навала обломочного материала, что говорит о его роли как барьера для потоков.

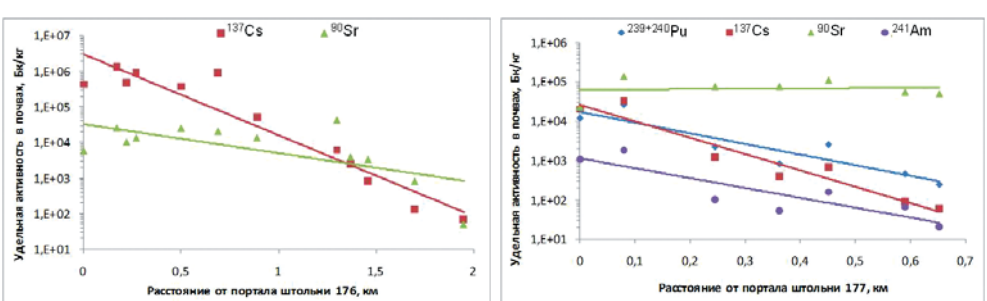


Рисунок 8. Распределение радионуклидов в почвах русел исследуемых водотоков

Накопление радионуклидов в таких зонах, может зависеть от наличия различных барьеров, связанных с микрорельефом (западин, скальных выступов, запруд и т.д.), сорбционных (зоны сочленения массива, сложенных горными породами различного механического состава), биогеохимических (образованными растительными ярусами) и других барьеров.

Концентрации ^{137}Cs в почвах русел водотоков штолен № 176 и № 177 снижаются на 3 порядка от максимального содержания в верховьях в 1300 м и 665 м от порталов штолен, соответственно. Концентрация $^{239+240}Pu$ в почвах русла водотока штольни № 177 снижается на 3 порядка в 300 м от портала штольни. Иная ситуация с распределением ^{90}Sr в луговых почвах обоих экосистем. В почвах экосистемы штольни № 176 содержание ^{90}Sr снижается до практически фоновых содержаний в 2-х км от портала (^{137}Cs – 70 Бк/кг, ^{90}Sr – 50 Бк/кг). Снижение концентрации ^{90}Sr в русле водотока штольни № 177 происходит медленно и в 650 м снижается на 1 порядок от максимального содержания.

Кривая, характеризующая распределение ^{241}Am, практически полностью повторяет кривую $^{239+240}Pu$. Обращает на себя внимание более плавный характер уменьшения удельной активности $^{239+240}Pu$ и ^{241}Am по сравнению с ^{137}Cs. При меньших значениях удельной активности $^{239+240}Pu$ в почве у порталов далее отмечается его более значительная миграционная способность, хотя ранее считалось, что по миграционном способностям $^{239+240}Pu$ стоит в убывающем ряду после радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs. В нашем случае мы имеем убывающий ряд: $^{90}Sr > {}^{239+240}Pu \geq {}^{241}Am > {}^{137}Cs$. Из этого следует, что подвижность радионуклида $^{239+240}Pu$ в почвах экосистемы водотока штольни № 177 выше, чем ^{137}Cs, и его перемещение происходит не только с поверхностными водами. Исследования последних лет по формам нахождения техногенных радионуклидов [23] показали, что в штольневых водах штольни № 177 $^{239+240}Pu$ до 50-60% находится в ионной форме, что объясняет его подвижность. С грунтовым потоком значительное количество $^{239+240}Pu$, как и ^{90}Sr, достигает основного русла ручья Узынбулак.

На рисунке (Рисунок 9) показан характер распределения радионуклидов в почвах русла водотоков штольни № 177 и № 176 с удалением от порталов штолен. Кривые распределения относительных концентраций радионуклидов выражены в долях от максимальных значений на различном расстоянии от русла.

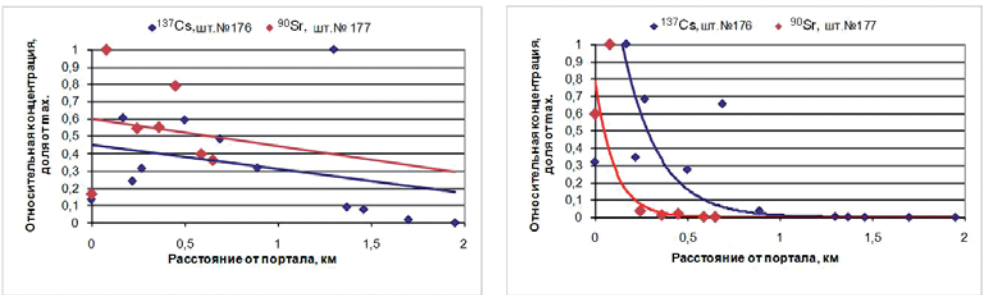


Рисунок 9. Характер распределения радионуклидов в луговых почвах исследуемых экосистем с удалением от порталов штолен выраженный в долях от максимальных концентраций в луговых почвах исследуемых экосистем

Полученные результаты показывают большой разброс значений относительной концентрации ^{90}Sr, но даже несмотря на это можно говорить о схожести характера распределения ^{90}Sr в экосистемах двух штолен (Рисунок 9). Представленные линии, характеризующие распределение ^{90}Sr в луговых почвах исследуемых экосистем с удалением от порталов, имеют одинаковый характер и представляют собой две практически

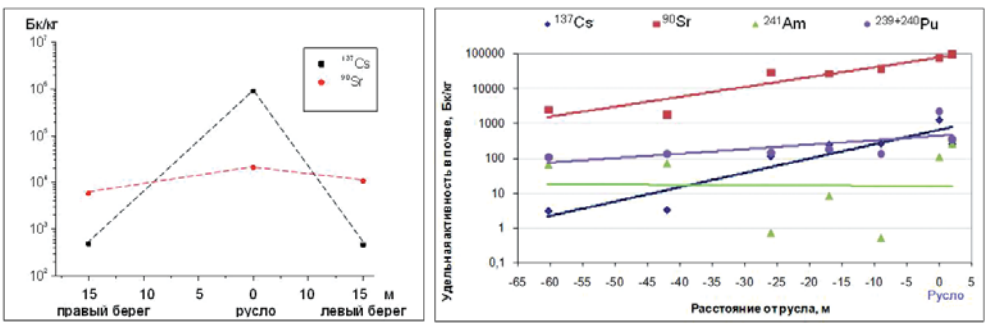
параллельных линии. Функции, описывающие этот процесс, в обоих случаях также практически одинаковы – для штольни № 177 y = -0,15x + 0,60, для штольни № 176 y = -0,14x + 0,45.

Характер распределения ^{137}Cs в обоих случаях отражает резкое снижение концентрации радионуклидов с увеличением расстояния от портала штолен.

Такое обобщение результатов исследований водотоков штолен с водопроявлениями позволяет прогнозировать поведение радионуклидов в луговых почвах других аналогичных по генезису экосистем горного массива Дегелен. На основании анализа линий, описывающих поведение радионуклидов в горизонтальном направлении, можно прогнозировать, что на данном временном этапе ^{137}Cs не будет распространяться дальше 1,5 км от выхода на дневную поверхность, ^{90}Sr – не далее 2 км.

2.4.3.2. Распределение радионуклидов в почвах перпендикулярно руслам водотоков

Распределение радионуклидов перпендикулярно руслам водотоков зависит от потока поверхностных и грунтовых вод, которые являются источниками загрязнения. Наибольшую зону распространения в экосистемах водотоков имеет ^{90}Sr в силу своей подвижности и растворимости. Его ширина распространения обусловлена как поверхностными водами, так и грунтовым потоком (Рисунок 10). Поэтому его распространение определяется шириной долины и мощностью рыхлых отложений в ней.



а б

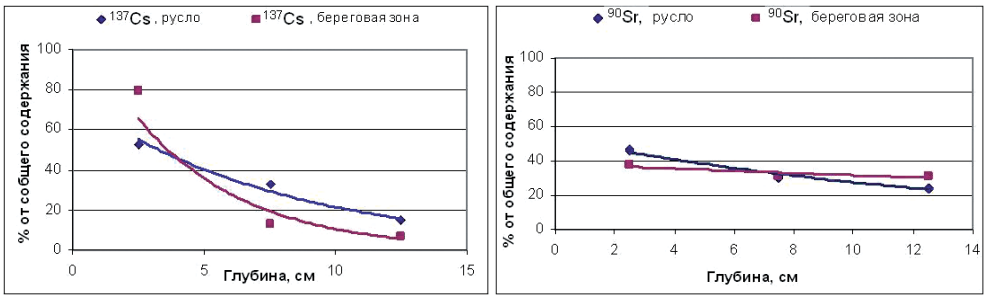
Рисунок 10. а) поверхностное распределение радионуклидов (штольня № 176); б) поверхностное распределение радионуклидов в створе IV-IV (шт. № 177)

Зона распространения ^{137}Cs, обусловлена только поверхностным затоплением и зоной инфильтрации из водотоков в пределах 10 м (Рисунок 10). Распространение $^{239+240}$Pu и ^{241}Am значительно шире, так как они подвижней в водонасыщенной среде.

Характер распределения радионуклидов $^{239+240}$Pu и ^{241}Am с удалением от портала штольни и перпендикулярно руслам водотоков имеет некоторую парадоксальность. Распределения значений удельной активности $^{239+240}$Pu и ^{241}Am в почвах центрального русла с удалением от портала штольни имеют схожий характер, значения лежат симбатно, а в случае с распределением этих радионукидов перпендикулярно руслам водотоков наблюдаются некоторые изменения в отношениях $^{239+240}$Pu и ^{241}Am на разных отрезках с удалением от центра русла.

2.4.4. Характер формирования радионуклидного загрязнения по глубине почвенного профиля

В целом, вертикальное распределение радионуклидов в луговых почвах подчиняется общепринятым закономерностям, выявленным и на территории СИП [24], то есть отмечается снижение содержания с глубиной. Но есть свои особенности на различных участках в зависимости от местоположения относительно водоисточников. На рисунке (Рисунок 11) представлены обобщенные графики поведения радионуклидов на различных участках экосистем. Обобщение проведено на 6 разрезах, расположенных в русле, и 6 разрезах, расположенных не более 2 метров от русла (береговая зона).



а б

Рисунок 11. Характер распределения радионуклидов по вертикали в почвенном профиле в зависимости от месторасположения относительно русла: центральное русло и береговая зона (не более 2 метров от русла)

Из рисунка (Рисунок 11, а) видно, что в руслах водотоков исследуемых штолен концентрация ^{137}Cs в почвах размыта по почвенному профилю и имеет характер плавного уменьшения. В береговой зоне, на расстоянии около 2-3 м от центрального русла, отмечается более резкое снижение содержания ^{137}Cs с глубиной, чем в русле. Это можно объяснить процессами инфильтрации, происходящими в русле. Таким образом, распределение радионуклида ^{137}Cs по вертикали в почвенном профиле зависит от степени увлажнения, что обусловлено в условиях изучаемых экосистем удаленностью точек наблюдения от водотоков.

Количество ^{90}Sr как в центральном русле, так и в береговой зоне с глубиной почвенного профиля уменьшается (Рисунок 11, б). Характер распределения ^{90}Sr по профилю в русле и береговой зоне мало отличается, но в русле отмечаются более высокие значения в верхнем горизонте, что объясняется близостью источника загрязнения – радиоактивно-загрязненного водотока.

Характер распределения $^{239+240}$Pu и ^{241}Am с глубиной в почвенном профиле практически не различается. Около 95 % этих радионуклидов находится в верхнем почвенном слое (Рисунок 12), а с глубиной до 25 см их содержание резко падает.

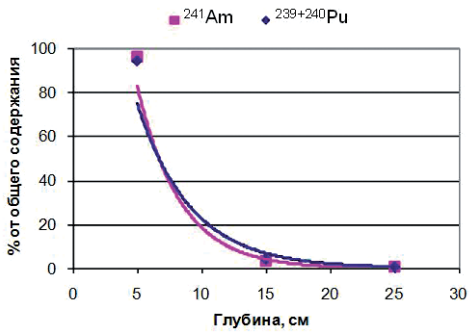


Рисунок 12. Характер распределения радионуклидов $^{239+240}$Pu и ^{241}Am в вертикальном почвенном профиле (на основании 3-х разрезов)

Таким образом, наибольшее проникновение в глубину почвенного профиля характерно для ^{90}Sr, менее значительно распространяются ^{137}Cs, наименее подвижным по вертикали в почво-грунтах являются $^{239+240}$Pu и ^{241}Am.

Вертикальное распределение основных техногенных радионуклидов в водонасыщенной почвенно-грунтовой толще центральной части экосистемы водотока штольни № 177 подтверждает наибольшее распространение ^{90}Sr (Рисунок 13). Высокая удельная активность $^{239+240}$Pu в почвах водонасыщенной почвенно-грунтовой толще отмечается до глубины 90 см (>1000 Бк/кг). Такая высокая подвижность $^{239+240}$Pu объясняется, как и в случае с горизонтальным распространением, тем, что в штольневых водах штольни № 177 $^{239+240}$Pu до 50-60% находится в ионной форме [23].

Также на глубине от 100 до 120 см отмечаются концентрации ^{241}Am, превышающие 100 Бк/кг (Рисунок 13, а).

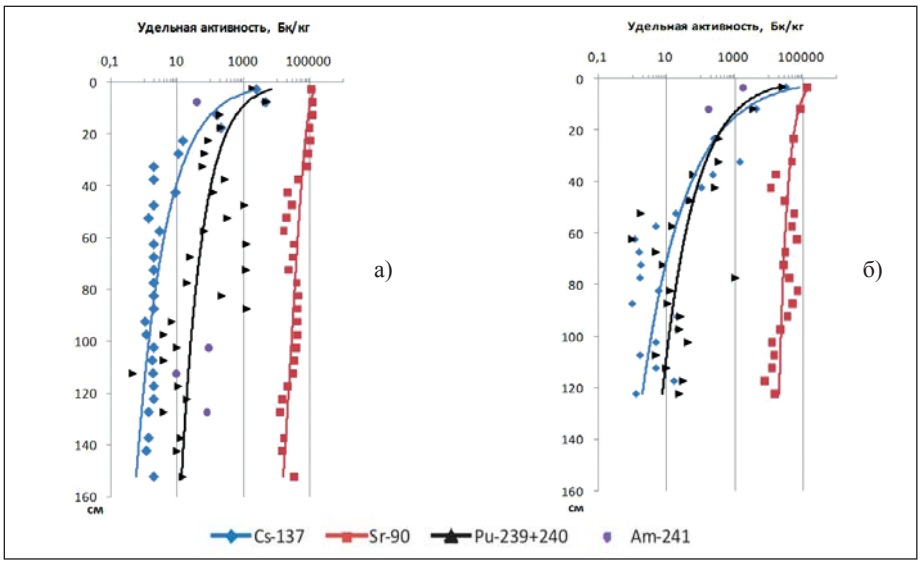


Рисунок 13. Вертикальное распределение радионуклидов в почвах русла водотока штольни № 177. а) разрез 6, б) разрез 6а

2.5. Характерные особенности радиоактивного загрязнения поверхностных и грунтовых вод экосистем водотоков из штолен горного массива Дегелен

2.5.1. Методология исследования

Исследования поверхностных вод изучаемых экосистем включало изучение гидрологического и гидрохимического режимов водотоков, а также изучение динамики концентрации радионуклидов в воде водотоков от выхода из штольни до его исчезновения. Исследование гидрохимического режима включало в себя изучение содержания техногенных радионуклидов в различных частях исследуемых участков.

2.5.1.1. Исследование гидрологического режима исследуемых водотоков

Наблюдения за гидрологическим режимом водотока штольни № 176 состояли из ежедневного измерения дебита поверхностного водотока. Для этого на выходе воды из штольни № 176 установлен металлический желоб длиной 2 м, шириной и высотой 15 и 20 см, соответственно. Желоб являлся участком измерения дебита водотока. На данном участке определялись геометрические размеры водотока, скорость потока, и на основании этих данных рассчитывался дебит водотока.

Для определения расходов водотока штольни № 177 на разных его отрезках, согласно схеме (Рисунок 7), оборудованы гидрологические посты, выполнено выравнивание геометрии русла для точного измерения. Наблюдения за гидрологическим режимом ручья состояли из ежедневного измерения дебита водотока на постах. В связи с незначительным выходом воды (<6 л/мин) на дневную поверхность в районе портала штольни № 177, измерения дебита на гидрологическом посту № 1 не проводились.

2.5.1.2. Методология исследования динамики концентрации радионуклидов в воде водотоков

Для изучения динамики концентрации техногенных радионуклидов в воде из водотока штольни № 176 в точках выхода воды через каждые 3 дня отбирались пробы на ^{137}Cs и ^{90}Sr, каждые 12 дней − на $^{239+240}$Pu. Из водотока штольни № 177 с оборудованных постов производился еженедельный отбор проб.

2.5.1.3. Методология исследования распределения радионуклидов по водотоку от верховьев к низовьям

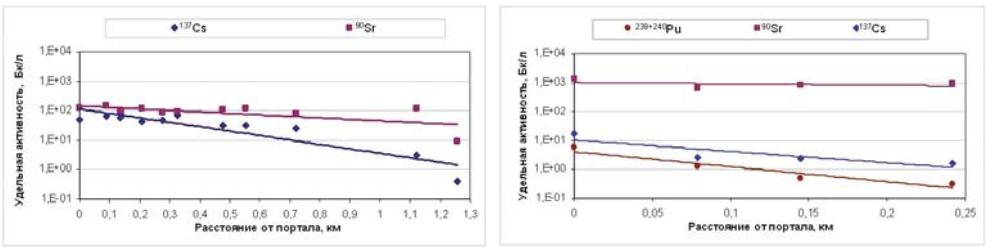
Для изучения пространственного перемещения радионуклидов с водой водотока штольни № 176 был заложен профиль – портал, навал, дамба, тт. 1/1-1/9) (Рисунок 6, б). В каждой точке заложенного профиля отобраны пробы воды в 2-х кратной повторности с интервалом 2 месяца для γ-спектрометрических и радиохимических анализов. Пространственное перемещение радионуклидов с водой водотока штольни № 177 изучалось посредством отбора проб на гидропостах.

2.5.2. Результаты исследований

2.5.2.1. Особенности поведения радионуклидов в поверхностных водах исследуемых водотоков из штолен

Исследования поведения радионуклидов в водотоках из штолен площадки "Дегелен" выявили закономерности перераспределения радионуклидов с водным потоком.

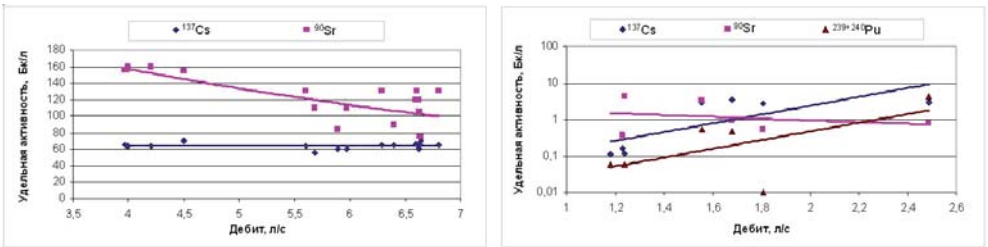
Концентрация техногенных радионуклидов с удалением от портала штолен закономерно снижается. Линии, описывающие снижение концентрация радионуклидов $^{239+240}$Pu и ^{137}Cs в воде водотоков с удалением от портала, показывают резкое снижение по сравнению с линиями, представляющими поведение ^{90}Sr (Рисунок 14). Так, в воде водотока штольни № 177 концентрация $^{239+240}$Pu и ^{137}Cs близка к нижним пределам измерения аппаратуры уже в 250 метрах от портала, тогда как концентрация ^{90}Sr снижается незначительно (Рисунок 14). В воде водотока штольни № 176 содержание ^{137}Cs (близкое к нижним пределам измерения аппаратуры) отмечается на большем расстоянии от портала – 1250 м (Рисунок 14).



Штольня № 176 Штольня № 177

Рисунок 14. Характер горизонтального распределения радионуклидов в поверхностных водах исследуемых экосистем с удалением от порталов штолен

Также отмечена зависимость концентрации радионуклидов в воде водотока при выходе на дневную поверхность от дебита. Концентрация ^{90}Sr в воде обоих водотоков при увеличении дебита снижается, но на штольне № 176 эта зависимость сильнее. Так, на этой штольне коэффициент корреляции между дебитом водотока и концентрацией Sr составил r = -0,76, а на штольне № 177 r = -0,42. Зависимость концентрации ^{137}Cs от дебита на каждом исследованном водотоке проявляется по-разному. На штольне № 176 явно выраженной зависимости концентрации от дебита не наблюдается (r = 0,04), тогда как на штольне № 177 проявляется прямая зависимость, то есть с увеличением расхода воды увеличивается содержание ^{137}Cs (r = 0,88), как и $^{239+240}$Pu (r = 0,87) (Рисунок 15).



Штольня № 176 Штольня № 177

Рисунок 15. Зависимость концентрации радионуклидов в воде исследуемых водотоков от дебита

Такие противоречивые зависимости концентрации от дебита на исследуемых объектах могут быть результатом различных гидрогеологических особенностей исследуемых объектов. Вода из штольни № 176 в районе портала имеет одну точку выхода, представляющую собой отвод из полости штольни. Выход воды из штольни № 177 происходит не из одного места, так как здесь дренируется вся подошва сопки, в которой заложена штольня. Поэтому при увеличении дебита в данном случае может быть дополнительное поступление ^{137}Cs и $^{239+240}Pu$ с неконтролируемыми выходами воды.

2.6. Характер формирования радионуклидного загрязнения подземных вод экосистемы штольни № 177

2.6.1. Методология исследования

Для определения радионуклидного загрязнения подземных вод в районе штольни № 177 в пределах экосистемы водотока выбраны точки для бурения наблюдательных скважин (Рисунок 7). Пробурено 4 скважины, 2 из которых определяют наличие притока радиоактивного загрязнения с вышележащих штолен в долине (скв.1) и выход потока от штольни № 177 в основное русло ручья Узынбулак (скв.4). Скважины 2 и 3 показывают радионуклидное загрязнение в середине потока.

2.6.2. Результаты исследований

Удельная активность радионуклидов в подземных водах экосистемы водотока штольни № 177 представлена в таблице (Таблица 1).

Таблица 1.

Содержание радионуклидов в подземных водах экосистемы водотока штольни № 177

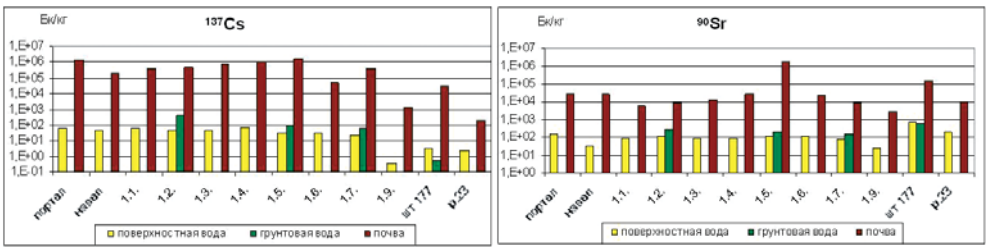
Точка отбора	Удельная активность радионуклидов (Бк/кг)				
	^{137}Cs	^{241}Am	^{90}Sr	$^{239+240}Pu$	^{3}H
скв. 2	0,6±0,2	<0,17	670±110	<0,01	(3,1±0,3)*10^5
скв. 3	<0,18	<0,17	6±2	<0,01	(3,0±0,3)*10^5
скв. 4	0,8±0,3	<0,17	3450±550	<0,46	(2,7±0,3)*10^5
Примечание: Отобрать воду из скважины № 1 не удалось из-за отсутствия в ней на момент отбора воды.					

Концентрации ^{137}Cs в подземных водах на изучаемом участке изменялись незначительно (от < 0,18 до 0,8 Бк/кг). Концентрация ^{90}Sr в грунтовых водах изменяется в пределах (0,006-3,5)*10^3 Бк/кг, увеличиваясь в долине основного русла (скважина № 4) ручья Узынбулак в 5 раз по сравнению с исходной величиной. Скорее всего, скважины № 4 подсекает грунтовый поток с более высоким содержанием радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr.

Стоит отметить некоторые особенности распределения ^{3}H в различных типах вод. Так, в пробах грунтовых вод из скважин №2 и №3 значения удельной активности ^{3}H находятся на одном уровне со значениями его концентрации в поверхностных водах, что свидетельствует об их тесной взаимосвязи. Более низкие значения содержания ^{3}H в скважине №4, скорее всего, связаны с поступлением более "чистого", в отношении радионуклида ^{3}H, потока подземных вод с верховий долины Узынбулак к месту слияния с ручьем штольни № 177.

2.7. Характер перераспределения радионуклидов в системе поверхностные воды – грунтовые воды – почва

Соотношение содержания радионуклидов в различных средах, но в одном месте отбора, показывает, что наименьшие значения радионуклидов отмечаются в поверхностных водах (^{137}Cs от 0, 41 до 68 Бк/кг, ^{90}Sr – от 9 до 155 Бк/кг), несколько больше в грунтовых водах (^{137}Cs – от 57 до 480 Бк/кг, ^{90}Sr – от 155 до 270 Бк/кг) и максимальные значения в поверхностных горизонтах почв (^{137}Cs от 5,1*10^{4} до 1,4*10^{6} Бк/кг, ^{90}Sr – от 9*10^{3} до 2,6*10^{4} Бк/кг) (Рисунок 16).



а) б)

Рисунок 16. Содержание радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвах, в поверхностных и грунтовых водах экосистемы водотока штольни № 176

Приведенные данные сопряженного анализа показывают различные величины содержания радионуклидов в поверхностных, грунтовых водах и почвах, что говорит о сорбции их почвой с одной стороны и о неравновесности их состояния в системе с другой.

На основании полученных данных об удельной активности в компонентах экосистем водотоков из штолен рассчитаны отношения удельной активности радионуклидов в воде водотока к удельной активности в почве с этой же точки (Рисунок 17). Анализ отношений удельных активностей ^{137}Cs в этих средах, полученных вдоль водотока штольни № 176 от портала до места слияния с правым притоком р. Байтлес, показал, что большинство значений лежат в пределах 2-х порядков –10^{-4} и 10^{-5}. Полученные значения отношений удельных активностей ^{90}Sr находятся пределах одного порядка – 10^{-3} (8 из 11 случаев) (Рисунок 17).

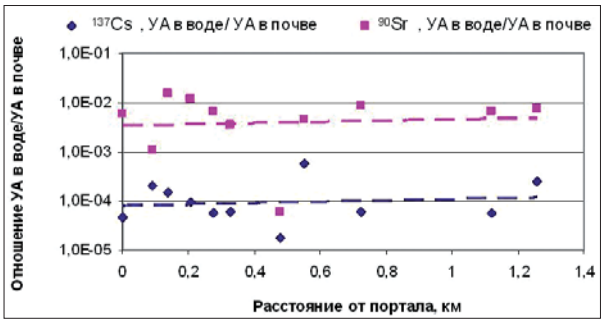


Рисунок 17. Отношение удельной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде водотока штольни № 176 к удельной активности этих радионуклидов в почве

Дополнительно добавленные точки с водотока штольни № 177 и верховьев р. Байтлес картину не изменили (Таблица 2).

Таблица 2.

Отношения удельной активности радионуклидов в воде к удельной активности радионуклидов в почве

№ штольни	Отношения удельной активности радионуклидов в воде к удельной активности радионуклидов в почве											
	^{90}Sr				^{137}Cs				$^{239+240}$Pu			
	min	max	среднее	N	min	max	среднее	N	min	max	среднее	N
шт. 176	$6,3*10^{-5}$	$1,6*10^{-2}$	$6,6*10^{-3}$	11	$1,8*10^{-5}$	$6*10^{-4}$	$1,5*10^{-4}$	11	-	-	-	-
шт. 177	$5,4*10^{-3}$	$1,8*10^{-2}$	$8,6*10^{-3}$	3	$1,1*10^{-4}$	$1,3*10^{-3}$	$7*10^{-4}$	2	$1*10^{-4}$	$8,1*10^{-3}$	$9,1*10^{-4}$	2

Анализ отношений максимально зафиксированных удельных активностей радионуклидов в воде на выходе из порталов штолен к максимальным зафиксированным удельным активностям радионуклидов в почве припортальных площадкок этих штолен показал, что значения отношений для радионуклида ^{137}Cs изменяются в пределах 10^{-2}-10^{-5} при среднем значении 10^{-3} (Таблица 3). Значения отношений для радионуклида $^{239+240}$Pu изменяются в пределах 10^{-2}-10^{-6} при среднем значении 10^{-3}. Значения отношений для ^{90}Sr изменяются в пределах 10^{-1}-10^{-3} и в среднем составляют 10^{-2}. Полученные отношения для ^{241}Am единичны и в среднем составляют 10^{-4}.

Также на основании данных о максимальных удельных активностях в почвах экосистем водотоков из штолен и данных о максимальных удельных активностях радионуклидов в воде водотоков этих штолен построены отношения удельной активности радионуклидов в воде к удельной активности радионуклидов в почве (Таблица 3).

Таблица 3.

Отношения максимальных удельных активностей радионуклидов в воде к удельной активности радионуклидов в почве припортальных площадок

№ штольни	Максимальные удельные активности на припортальных площадках в почве, Бк/кг, в воде, Бк/л и отношения удельных активностей воде / удельные активности в почве											
	^{137}Cs			^{90}Sr			$^{239+240}$Pu			^{241}Am		
	в почве	в воде	отношение	в почве	в воде	отнош.	в почве	в воде	отнош.	в почве	в воде	отнош.
802	$1*10^{3}$	22	$2,2*10^{-2}$	610	71	$1,2*10^{-1}$	832	0,258	$3,1*10^{-4}$	-	-	-
203	$1,3*10^{4}$	5	$3,8*10^{-4}$	330	11	$3,3*10^{-2}$	379	<0,02	$<5,3*10^{-5}$	-	-	-
177	$5,2*10^{4}$	65	$1,3*10^{-3}$	$1,3*10^{5}$	$2,1*10^{3}$	$1,6*10^{-2}$	$1,7*10^{4}$	2,49	$1,5*10^{-4}$	$2,4*10^{3}$	2,6	$1,1*10^{-3}$
163	646	2	$3,1*10^{-3}$	$1,8*10^{5}$	930	$5,2*10^{-3}$	134	-	-	-	-	-
179	64	-	-	-	185	-	200	0,05	$2,5*10^{-4}$	-	-	-
607	218	<0,6	$<2,8*10^{-3}$	42	-	-	$7,6*10^{3}$	0,043	$5,6*10^{-6}$	-	-	-
11	6*105	26	$4,3*10^{-5}$	$9,9*10^{4}$	-	-	116	-	-	-	-	-
165	$2*10^{6}$	495	$2,5*10^{-4}$	$1,3*10^{5}$	$1,5*10^{3}$	$1,2*10^{-2}$	79	0,88	$1,1*10^{-2}$	1200	<0,8	$<6,7*10^{-4}$
176	$1,7*10^{6}$	110	$6,1*10^{-5}$	$5,3*10^{4}$	490	$9,2*10^{-3}$	700	0,05	$7,1*10^{-5}$	-	<1,1	-
609	$6,5*10^{6}$	359	$5,5*10^{-5}$	$1,8*10^{4}$	730	$4,1*10^{-2}$	729	0,9	$1,2*10^{-3}$	-	<0,8	-
среднее	-	-	$3,3*10^{-3}$	-	-	$3,4*10^{-2}$	-	-	$1,6*10^{-3}$	-	-	$8,8*10^{-4}$

В целом, по полученным отношениям (Таблица 2, Таблица 3) можно делать оценочные прогнозы максимально возможного содержания радионуклидов в почвах экосистем водотоков по удельной активности радионуклидов в воде этих водотоков.

Таким образом, в ходе данных исследований выявлены особенности поведения радионуклидов в компонентах экосистем водотоков из штолен №№ 176 и 177. По полученным отношениям плотности потока β-частиц к МЭД сделано предположение, что в начале водотока штольни № 176 преобладает радионуклид ^{137}Cs, дающий основной вклад в гамма-излучение, а к концу водотока преобладает ^{90}Sr – основной бета-излучатель. В экосистеме штольни № 177 на всем протяжении преобладает ^{90}Sr. Эти предварительные выводы были подтверждены количественными данными, характеризующими распределение радионуклидов в почвах русел исследуемых.

Установлено, что радионуклид $^{239+240}$Pu подвижней, чем ^{137}Cs как в случае горизонтального перемещения вдоль и поперек русла водотока, так и в глубину почвенного профиля. Миграция в пространстве ^{137}Cs ограничивается небольшим расстоянием и водным потоком. ^{90}Sr, как наиболее растворимый и подвижный в водной среде, значительно распространяется в пространстве и переносится на большие расстояния от источника загрязнения. Также установлена возможность оценочного прогноза содержания радионуклидов в почве по удельной активности этих радионуклидов в воде.

Различные величины содержания радионуклидов в сопряженных компонентах экосистемы (поверхностные воды – грунтовые воды – почвы) говорят о неравновесности их состояния в данной системе.

3. ИССЛЕДОВАНИЕ ОСОБЕННОСТЕЙ РАДИОНУКЛИДНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЛУГОВЫХ ПОЧВ ДОЛИН РУЧЬЕВ НИЗКОГОРНОГО МАССИВА ДЕГЕЛЕН

3.1. Исследования характера радионуклидного загрязнения луговых почв долин ручьев низкогорного массива Дегелен

В общей проблеме изучения миграции техногенных радионуклидов в экосистеме немаловажную роль играет аспект их передвижения в долинах от верховьев ручьев до зоны конечного стока. При наличии водопроявления из штолен этот процесс усиливается за счет силы потока в водотоках. В данной работе объектами исследований являлись долины наиболее крупных ручьев горного массива Дегелен – Узынбулак, Байтлес, Токтакушик и Карабулак, в пределах крторых проводились подземные испытания ядерного оружия в штольнях.

3.1.1. Общая методология исследований

Для получения исходных данных о радиоэкологической обстановке в исследуемых долинах ручьев, выявления возможных источников их радиоактивного загрязнения предварительно проведен анализ имеющихся радиологических данных в фондах ИРБЭ НЯЦ РК. Была дана характеристика припортальных участков штолен, включающая информацию о наличии водотоков из штолен исследуемых долин, расходах воды водотоков и радиационную характеристику припортальных участков и воды из штольневых водотоков. С учетом

полученной информации, для изучения процессов передвижения радионуклидов в долинах от верховьев ручьев до зоны конечного стока были заложены продольные профили вдоль русел ручьев Узынбулак, Байтлес, Токтакушик и Карабулак от порталов штолен с водопроявлением и без него. Поперечные профили располагались перпендикулярно долине ручья Узынбулак в саях (притоках) от штолен к основному руслу (Рисунок 1).

В долине ручья Узынбулак от верховьев ручья в русле, в 30 м от портала штольни № 034, до его выхода из низкогорного массива Дегелен заложен продольный профиль, состоящий из 7 площадок (Рисунок 1). Последняя площадка расположена за пределами низкогорного массива, в 200 м от насыпной дамбы – дороги. В долине ручья Байтлес профиль состоит из 6-ти площадок. Начало его находится в 20 м от портала штольни № 609, последняя площадка находится в 7-7,5 км от окружной дороги за пределами массива Дегелен. В долине ручья Токтакушик продольный профиль состоит из 5-ти площадок, первая расположена в 50 м от портала штольни № 165, последняя − в 7 км от низкогорного массива Дегелен в зоне рассеивания конечного стока ручья. В долине ручья Карабулак заложен продольный профиль, состоящий из 4-х площадок. По одному разрезу расположено в начале русел притоков ручья, 3-й – в месте слияния двух притоков, последний – в сухом плоском русле ручья на выходе из горного массива.

Поперечные профили в долине ручья Узынбулак заложены: в правобережном притоке (сае) в верховьях ручья в 20 м от портала штольни № 705 и состоит из 3-х площадок; в среднем течении ручья Узынбулак в правобережном сае в 135 м от портала штольни № 806 и состоит из 4-х площадок; в нижней части долины в левобережном сае в 30 м от портала штольни № 126, состоит из 2-х площадок.

Необходимо отметить, что не все профили заложены от штолен, имеющих водопроявление постоянное или временное. Так, профили в ручьях Байтлес и Токтакушик заложены от штолен № 609 и № 165, имеющих постоянные водотоки. Продольный профиль в ручье Узынбулак начинается вблизи портала штольни № 034, где нет водопроявления. Но в притоках (штольня № 177) этого ручья и в бортах долины (штольня № 104) есть штольни с постоянным водопроявлением, сток которых может достигать русла ручья. Поперечные профили в долине р. Узынбулак заложены от порталов штолен, которые также не имеют водопроявления и находятся в борту основной долины (А-А), в правобережном притоке средней части ручья (Б-Б).

3.1.2. Результаты исследований

3.1.2.1. Характер радионуклидного загрязнения луговых почв долины ручья Узынбулак

Общая характеристика долины ручья Узынбулак. Самым крупным водным источником из всех ручьев горного массива Дегелен является р. Узынбулак. Долина р. Узынбулак протяженностью около 20 км, имеет наиболее крупную площадь водосбора. К самому ручью и его притокам примыкают около 50 штолен. Атмосферные осадки, накапливаясь в полости штолен, при достижении определенного объема образуют водотоки, которые выходят на дневную поверхность. Водосборные ручьи из разных штолен впадают в общий поток, сначала в притоки, которые, в свою очередь, выходят в основное русло долины ручья Узынбулак. Пять штолен (№№ 173, 181, 203, 802 и 204) имеют временные сезонные водотоки, которые, как правило, проявляются в мае – июне. Штольни №№177 и 104 имеют постоянные водотоки.

В верховьях р. Узынбулак находятся штольни №№ 168, 707,164, 163, 034, 162 (Таблица 4).

Таблица 4.

Характеристика штолен верховий р. Узынбулак

№ штольни	Дата проведения испытания	Мощность взрыва, кт	Максимальная удельная активность на припортальной площадке, Бк/кг (в воде, Бк/л)				Водопроявление
			^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}$Pu	^{241}Am	
168	17.07.87 06.02.88	20-150 кт 0,001-20 кт <0,001 (x2)	1,2*10^{3}	<100	960	<1	нет
707	29.03.77	0,001-20 кт (x2)	4,9*10^{5}	1,8*10^{4}	9	18	нет
164	06.05.87 20.12.87	0,001-20 0,001-20	14	9	98	-	нет
163	20.02.75 19.05.76	0,001-20 кт (x3) 0,001-20 кт	646 (2)	1,8*10^{5} (930)	134	-	временный
034	18.10.88	0,001-20 кт	55	5*10^{4}	520	-	нет
162	29.11.78	0,001-20 кт	94	156	62	-	нет

Ниже по основному руслу слева впадает приток, где размещаются штольни №№ 803, 803бис, 141 (Таблица 5).

Таблица 5.

Характеристика штолен первого левого притока р. Узынбулак

№ штольни	Дата проведения испытания	Мощность взрыва, кт	Максимальная удельная активность на припортальной площадке, Бк/кг				Водопроявление
			^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}$Pu	^{241}Am	
803	26.12.77 20.12.78	0,001-20 кт 0,001-20 кт (x2)	38	3	84	57	нет
803бис	23.11.84	0,001-20 кт (x3)	3,6*10^{4}	1,9*10^{3}	-	-	нет
141	31.05.79	0,001-20 кт (x3)	3,9*10^{3}	563	2,8*10^{3}	658	нет

Далее вниз по уклону потока на правом берегу ручья расположен приток, в котором у подножья сопок расположены штольни №№ 172, 173, 706, 169/1, 177 (Таблица 6).

Таблица 6.

Характеристика штолен первого правого притока р. Узынбулак

№ штольни	Дата проведения испытания	Мощность взрыва, кт	Максимальная удельная активность на припортальной площадке, Бк/кг (в воде, Бк/л)				Водопроявление, дебит
			^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}$Pu	^{241}Am	
172	25.12.82	0,001-20 кт (х2)	$5,4*10^4$	60	310	-	нет
173	22.05.80	0,001-20 кт (х3)	200	$7,3*10^3$	130	-	нет
706	25.04.71 30.12.76	90 кт 0,001-20кт	640	29	390	-	нет
169/1	23.11.88	0,001-20 кт (х2) <0,001	76	97	26	-	нет
177	30.03.83	0,001-20 кт	$5,2*10^4$ (65)	$1,3*10^5$ (2098)	$1,7*10^4$ (2,49)	$2,4*10^3$ (2,6)	постоянное, *557 л/мин
**Примечание:* Дебит водотока здесь и далее приведен на основании результатов исследований 2005 г.							

Из пяти указанных штолен в штольне № 177 отмечается постоянное водопроявление. Расстояние от портала штольни № 177 до ручья – 650 м. Вынос радионуклидов водотоком из штольни № 177 составлял по ^{137}Cs – 880 Бк/мин, по - ^{90}Sr – $1,4*10^5$ Бк/ин. Ниже места впадения притока в основное русло расположена штольня № 178. Штольня не имеет водотоков.

Далее, вниз по течению, в левом притоке расположены штольни №147, 901, 132 (Таблица 7).

Таблица 7.

Характеристика штолен второго левого притока р. Узынбулак

№ штольни	Дата проведения испытания	Мощность взрыва, кт	Максимальная удельная активность на припортальной площадке, Бк/кг				Водопроявление
			^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}$Pu	^{241}Am	
147			28	20	$2*10^3$	-	нет
901	19.07.85. 28.12.88	0,001-20 кт 0,001-20 кт (х2)	25	39	120	-	нет
132	09.09.84 18.09.87	0,001-20 кт (х4) 0,001-20 кт 0,001-20 кт	300	250	760	408	нет

На этих штольнях за время современных исследований СИП водопроявления не отмечались. Далее, в правостороннем небольшом притоке, расположена штольня № 705 (Таблица 8). Далее на борту долины р. Узынбулак расположена штольня № 181. Из этой штольни отмечается временный водоток, который впадает непосредственно в р. Узынбулак.

Таблица 8.

Характеристика штолен второго правого притока р. Узынбулак

№ штольни	Дата проведения испытания	Мощность взрыва, кт	Максимальная удельная активность на припортальной площадке, Бк/кг				Водопроявление
			^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}$Pu	^{241}Am	
705	28.06.70	0,001-20 кт 0,001-20 кт	1,5*10^3	9,7*10^3	67	-	нет
181	10.04.80	0,001-20 кт (х2)	37	1,2*10^3	4	-	временное

В среднем течении р.Узынбулак расположен третий правосторонний приток, образованный паводковыми склоновыми водами в зоне влияния четырех штолен (№№ 806, 174, 179, 708), не имеющих водотоков (Таблица 9).

Таблица 9.

Характеристика штолен третьего правого притока ручья Узынбулак

№ штольни	Дата проведения испытания	Мощность взрыва, кт	Максимальная удельная активность на припортальной площадке, Бк/кг (в воде, Бк/л)				Водопроявление
			^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}$Pu	^{241}Am	
806	10.07.73.	0,001-20 (х2) <0,001	4,7*10^3	8,5*10^4	66	-	нет
174			34	5,9	690	-	нет
179	13.09.74.	0,001-20	64	22 (185)	200 (0,05)	-	нет
708	16.08.72.	8	815	30	78	-	нет

В последнем четвертом левостороннем притоке расположено 10 штолен (Таблица 10). В долине этого притока с левой стороны русла расположены штольни № 802, где был ранее постоянный водоток, и с временным водопроявлением – № 203.

Таблица 10.

Характеристика штолен четвертого левого притока ручья Узынбулак

№ штольни	Дата проведения испытания	Мощность взрыва, кт	Максимальная удельная активность на припортальной площадке, Бк/кг (в воде, Бк/л)				Водопроявление, дебит
			^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}$Pu	^{241}Am	
126	04.04.80.	0,001-20	55	930	11	-	нет
802	28.01.70. 21.12.79.	0,001-20 (х3) 0,001-20	1*10^3 (22)	610 (71)	830 (0,258)	-	ранее было постоянным, 719 л/мин
203	21.09.82. 02.11.83.	0,001-20 (х2) 0,001-20	1,3*10^4 (5)	330 (11)	379 (<0,02)	-	временное

№ штольни	Дата проведения испытания	Мощность взрыва, кт	Максимальная удельная активность на припортальной площадке, Бк/кг (в воде, Бк/л)				Водопроявление, дебит
			^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}$Pu	^{241}Am	
196	25.06.82.	0,001-20 0,001-20	8,9*10^3	1*10^4	38	32	нет
195	10.07.74. 18.07.79.	0,001-20 0,001-20	8,7*10^5	3,4*10^4	710	231	нет
607	01.10.69	0,001-20 (x2)	220 (<0,6)	42	7,6*10^3 (0,043)	-	нет
194	31.10.78.	0,001-20	2,1*10^5	85	6,8*10^3	160	нет
704	22.04.88.	0,001-20	8,9*10^4	26	1,2*10^4	99	нет
129	26.12.83.	0,001-20	250	140	480	13	нет
510	26.06.70.	20-150	76	8,1	660	-	нет

Далее с правого склона в русло р. Узынбулак направлены штольни № 807, 187, 709, 190 (Таблица 11).

Таблица 11.

Характеристика штолен правого склона ручья Узынбулак

№ штольни	Дата проведения испытания	Мощность взрыва, кт	Максимальная удельная активность на припортальной площадке, Бк/кг				Водопроявление
			^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}$Pu	^{241}Am	
807	22.03.71.	0,001-20	160	4,3	130	-	нет
187	30.06.81.	0,001-20 (x2)	98	41	600	-	нет
709	16.05.69. 16.12.74.	0,001-20 0,001-20	160	46	680	-	нет
190	15.04.84.	20-150 0,001-20	180	67	1,6*10^3	-	нет

На уровне последнего четвертого левостороннего притока с правой стороны в слабовыраженном притоке расположены штольни №№ 608, 104, 193, 101, 710. Далее по правому берегу находятся штольни №№ 208, 201, 204, 205. Штольня № 104 имеет постоянный водоток, ее портал находится в 1300 м от русла ручья. Годовой вынос радионуклидов водотоком по ^{137}Cs составлял более 60 кБк/мин, по ^{90}Sr более 118 кБк/ мин. Среднегодовой дебит составлял 742 л/мин.

Характер радионуклидного загрязнения луговых почв долины ручья Узынбулак. Данные показывают, что содержание радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвах поперечных профилей в долине р. Узынбулак, независимо от местоположения его начала, уменьшается с понижением рельефа, то есть в данном случае по направлению к современному руслу. Так, например, значения этих радионуклидов составляют ряд: 12,2 кБк/кг и 6,2 кБк/кг; 65 Бк/кг и 1,8 кБк/кг; 15 Бк/кг и 20 Бк/кг (профиль А-А). Отсюда следует, что перемещение радионуклидов от порталов штолен, которые являются источником радиоактивного загрязнения, происходит под действием смыва поверхностным и внутрипочвенным стоком.

Анализ данных содержания радионуклидов в почвенных образцах, отобранных в разрезах исследовательских площадок профилей в долине ручья Узынбулак, показывает различную картину их распределения. Содержание ^{137}Cs в поверхностных горизонтах луговых почв профиля А-А (площадки 2,3,4) невелико, в пределах 66 Бк/кг (Рисунок 18). Лишь в слое 0-20 см площадки 2 количество ^{137}Cs достигает $1,2*10^4$ Бк/кг. Но этот факт можно объяснить тем, что почвенный разрез заложен на припортальной площадке, и образец представлен радиационно-загрязненным техногенным грунтом. Но дальнейшего перемещения ^{137}Cs в значительных количествах от припортальной площадки вниз по потоку как поверхностных вод, так и почвенно-грунтовых, которые могут способствовать миграции радионуклидов, не обнаруживается. Содержание ^{90}Sr на припортальной площадке штольни № 705 в слое 0-20 см достигает $6,2*10^3$ Бк/кг (разрез 2). Но ниже по потоку в поверхностном горизонте 0-4 см почвенного разреза 3 количество ^{90}Sr равно $1,8*10^3$ Бк/ кг, то есть миграция ^{90}Sr происходит более интенсивно, чем ^{137}Cs. В разрезе 4, который расположен гипсометрически ниже разрезов 2 и 3, удельная активность радионуклидов не превышает первых двух десятков единиц Бк/кг. Содержание $^{239+240}Pu$ по всему профилю остается на уровнях предел обнаружения, и заметных изменений не отмечается.

В профиле Б-Б (площадки 6, 7, 8, 9) содержание ^{137}Cs в поверхностном горизонте 0-5 см достигает 380 Бк/кг, и заметно, как максимум значений уменьшается с удалением от площадки 6 (первой в профиле), составляя ряд – 380, 190, 75 и снова 225 Бк/кг в основном русле ручья Узынбулак (Рисунок 19). Увеличение удельной активности ^{137}Cs в почвах разреза 9 можно объяснить выносом техногенных радионуклидов по руслу ручья с верхней части долины.

Содержание ^{90}Sr в почвах площадки 6 достигает $8,5*10^4$ Бк/кг. Далее по горизонтальному профилю количество ^{90}Sr уменьшается, но непрерывно уменьшающегося ряда построить невозможно. По-видимому, на подвижность и растворимость этого радионуклида могут воздействовать и другие причины. Но необходимо отметить, что удельная активность ^{90}Sr даже в главном русле ручья Узынбулак, то есть в конце заложенного профиля, остается значительной (разрез 9, горизонт 0-6 см, содержание ^{90}Sr – 660 Бк/кг). Вниз в нижележащие горизонты значения ^{90}Sr падают, но до глубины 40-50 см остаются более значительными, чем значения ^{137}Cs. Так, в разрезе 6, расположенном в 130 м от портала штольни № 806 наблюдается большое содержание радионуклида ^{90}Sr во всех горизонтах, а на глубине 45 см эта величина достигает $3,3*10^4$ Бк/кг. Иногда максимальная удельная активность этого радионуклида отмечается во втором от поверхности горизонте, что, по-видимому, также связано с его растворимостью и подвижностью (Рисунок 26). Содержание $^{239+240}Pu$ во всех почвенных разрезах этого профиля остается в пределах двух десятков единиц, и явно выраженной тенденции изменений значений не выяснено.

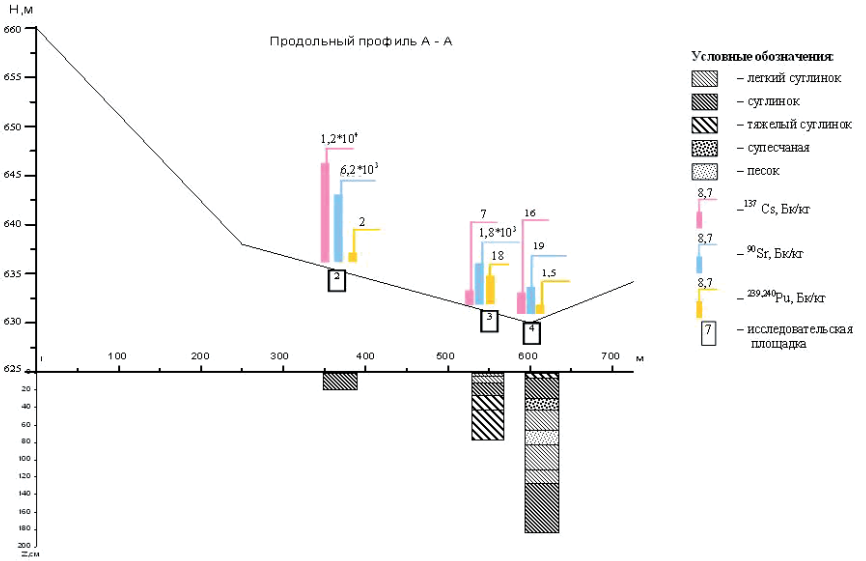


Рисунок 18. Распределение техногенных радионуклидов в почвах профиля по линии А-А

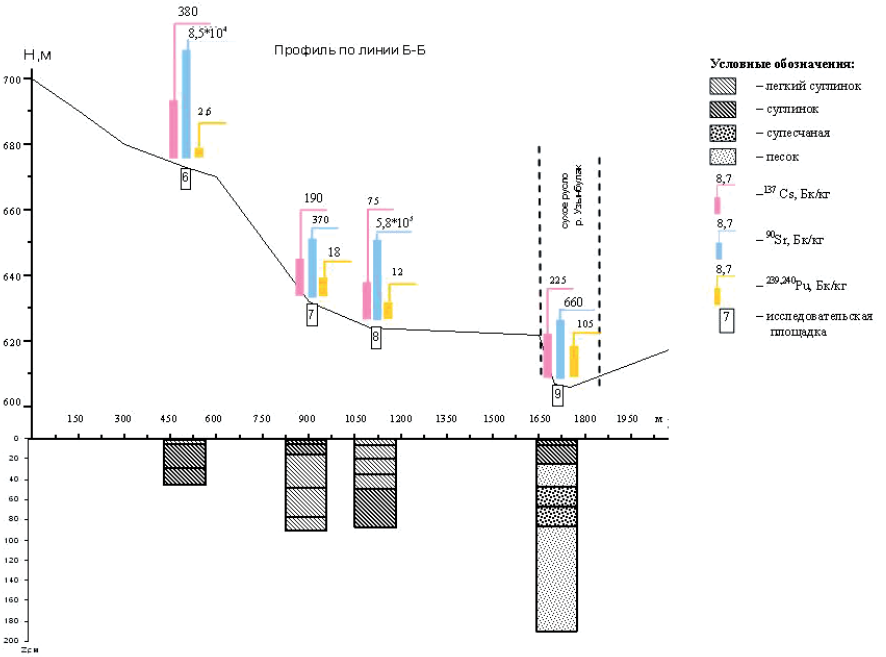


Рисунок 19. Распределение техногенных радионуклидов в почвах профиля по линии Б-Б

Содержание техногенного радионуклида ^{137}Cs в почвенных образцах поперечного профиля В-В отличается незначительными количествами (Рисунок 20). Максимум значения достигает 53 Бк/кг в поверхностном слое 0-3 см почвенного разреза 11.

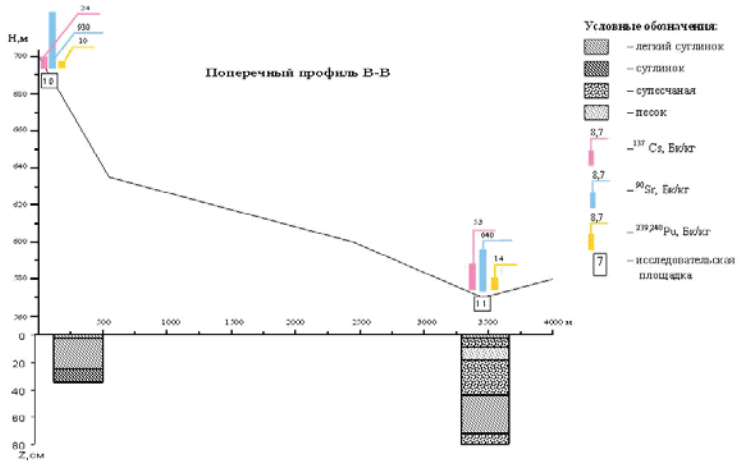


Рисунок 20. Распределение техногенных радионуклидов в почвах профиля по линии В-В

Содержание ^{90}Sr достигает более высоких значений. На рисунке (Рисунок 20) видно, содержание этого радионуклида в поверхностном горизонте почв лугового ряда на протяжении сая уменьшается от 930 Бк/кг (разрез 10) до 640 Бк/кг.

Анализ распределения техногенных радионуклидов в почвенных разрезах, составляющих продольный профиль от верховьев ручья Узынбулак до области конечного стока, показывает на отсутствие явно выраженного их перемещения вниз по течению (Рисунок 21).

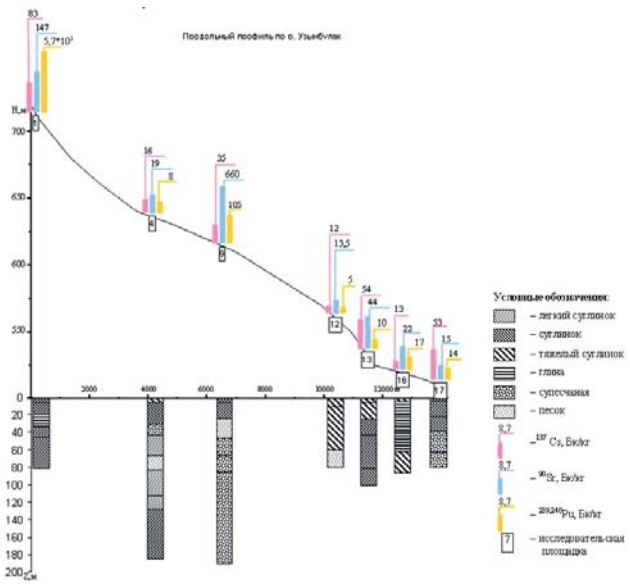


Рисунок 21. Распределение техногенных радионуклидов в почвах профиля по руслу ручья Узынбулак

Содержание ^{137}Cs во всех почвенных горизонтах не превышает нескольких десятков единиц Бк/кг с максимумом значений в поверхностных горизонтах почвы (до 83 Бк/кг в слое 0-5 см, разрез 1). Содержание ^{90}Sr в почвах несколько выше, чем величины удельной активности ^{137}Cs, особенно в верхней части долины (в слое 0-5 см разреза 1 – $5,7*10^3$ Бк/кг). Далее по продольному профилю содержание этого радионуклида в почвенных горизонтах остается, в основном, в пределах первых десятков. Но максимум значения, приуроченный к поверхностному горизонту, наблюдается не всегда. По-видимому, значительная растворимость ^{90}Sr и достаточная увлажненность почв приводит к перемещению этого радионуклида как вниз в нижележащие горизонты, так и по стоку поверхностных вод.

3.1.2.2. Характер радионуклидного загрязнения луговых почв долины ручья Токтакушик

Общая характеристика долины ручья Токтакушик. Ручей Токтакушик расположен в южной части низкогорного массива Дегелен. Водосборный бассейн его около 6 км^2, протяженность долины 10-12 км. Максимальная абсолютная отметка в водосборном бассейне достигает 1070 м, абсолютные отметки поверхности долины изменяются от 710 м в верховьях до 610 м на выходе из горного массива. Уклоны поверхности в верхней части долины достигают 7-10º. Ширина долины изменяется от 2 м до 70 м, притоки отсутствуют. К ручью приурочены штольни №№ 610, 809, 8, 11, 169, 170, 165, 169/2. Из них штольня № 165 имеет постоянный водоток, а штольня № 11 – временный. Характеристики штолен приведены в таблице (Таблица 12).

Таблица 12.

Характеристика штолен долины ручья Токтакушик

№ штольни	Дата проведения испытания	Мощность взрыва, кт	Максимальная удельная активность на припортальной площадке, Бк/кг (в воде, Бк/л)				Водопроявление, дебит
			^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}Pu$	^{241}Am	
8	06.09.70	0,001-20	$3,7*10^3$	$5*10^3$	400	-	нет
11	20.03.66 28.05.67	100	$6*10^5$ (26)	$9,9*10^4$	120	-	временное
165	08.06.75	0,001-20	$2*10^6$ (495)	$1,3*10^5$ ($1,5*10^3$)	79 (0,88)	1200 (<0,8)	постоянное, 79 л/мин
169			170	10	110	-	нет
169/2-1	04.10.89	0,001-20	125	5	4	-	нет
170			19	7,8	130	79	нет
610	27.03.70	0,001-20	100	7	380	-	нет
809	30.12.71	0,001-20	$1,1*10^3$	11	370|	-	нет

Из анализа данных таблицы (Таблица 12) видно, что максимальное загрязнение отмечается на припортальных площадках штолен №№ 165 и 11 с водопроявлениями. В период снеготаяния и дождей происходит смешение водотоков из этих штолен и вынос радионуклидов в русло ручья. Годовой вынос из штольни № 165 представлен в таблице (Таблица 13).

Таблица 13.

Среднегодовая концентрация радионуклидов в пробах воды из штольни № 165 и годовой вынос из этой штольни

Среднегодовая концентрация и годовой вынос	2001 г.			2002 г.			2003 г.			2004 г.			2005 г.		
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{3}H	^{137}Cs	^{90}Sr	^{3}H	^{137}Cs	^{90}Sr	^{3}H	^{137}Cs	^{90}Sr	^{3}H	^{137}Cs	^{90}Sr	^{3}H
Удельная активность радионуклидов, Бк/кг, для ^{3}H - кБк/кг	270	1200	290	270	1160	240	300	870	230	300	780	230	421	257	207
Годовой вынос, Ки/год	0,2	1	247	0,08	0,03	62	0,04	0,2	42	0,03	0,07	20	0,3	1,9	179

Наличие пятен с повышенным радиоактивным фоном на припортальных площадках штолен №№ 8 и 809 позволяет предполагать вынос радионуклидов из штолен без водопроявления с паводковыми и дождевыми водами в русло ручья и, таким образом, оказывает косвенное влияние на загрязнение долины.

Характер радионуклидного загрязнения луговых почв долины ручья Токтакушик. Радиационное загрязнение на припортальных площадках штолен без водотоков (Таблица 12) могло появиться не только во время ядерных испытаний и реабилитационных мероприятий по консервации штолен, но и может быть следствием выноса радионуклидов из полостей штолен по трещинам горных пород на дневную поверхность в периоды наполнения их полостей водой. Немаловажную роль может играть склоновый сток во время снеготаяния и ливневых дождей, когда происходит смыв радиоактивных веществ со всех загрязненных поверхностей. Это означает, что все штольни, находящиеся в долине, оказывают как прямое, так и косвенное воздействие на загрязнение ручья.

Для изучения процессов миграции радионуклидов в долине ручья по его сухому руслу был заложен продольный профиль, состоящий из 5 исследовательских площадок (разрезов) (18, 19, 20, 21, 22). При выборе площадок руководствовались наличием мощного слоя рыхлых отложений естественного сложения, растительности, а также необходимостью характеризовать миграционные процессы по всей длине ручья, включая зону его конечного стока (Рисунок 22). Исследуемые почвы долины ручья относятся к луговому ряду.

Первая площадка (разрез 18) начинается в 50 м от портала штольни № 165, в 1 м от водотока. Она расположена в западине диаметром 2-3 м. Ширина русла до 2 м, долины – до 10 м, поверхность кочковатая, заросшая густой растительностью. Площадка выбрана как наиболее близко расположенная к порталу штольни, имеющая мелкозем (на фоне привезенного техногенного грунта для засыпки) и растительность для отбора образца.

Разрез 19 расположен в 950 м от разреза 18 (от штольни № 165 – 1000 м) на выровненном участке русла шириной 4-5 м, ширина долины в створе достигает 15-20 м. Водоток от штольни просочился в трещины горных пород и в створе площадки уже отсутствовал. Выбор обусловлен наличием почвы естественного сложения.

Разрез 20 расположен в 690 м от разреза 19 (от штольни № 165 – 1690 м) в сухом плоском русле (ширина 4-5 м), после впадения небольшой боковой ложбины стока (ширина долины 40-50 м). Выбор обусловлен дополнительным поступлением радиоактивности от боковых штолен по ложбине стока.

Разрез 21 расположен в 520 м от разреза 20 (от штольни № 165 – 2210 м) на выровненном участке после поворота долины к выходу из горного массива, что и обусловило ее выбор. Ширина долины достигала 50-70 м.

Разрез 22 расположен в 7,5 км от разреза 21 (от штольни № 165 – 9760 м) в конечной зоне стока, что и явилось критерием выбора. Поверхность представляет собой выровненную территорию с привнесенным водой мелкообломочным материалом.

В продольном профиле по руслу ручья Токтакушик содержание ^{137}Cs в почвах изменяется в широких пределах, от нескольких сотен Бк/кг в верхней части до нескольких единиц в нижней части профиля (Рисунок 22). Содержание ^{90}Sr в поверхностном горизонте разреза 18, расположенного в верховьях ручья, достигает 2,5*10^4 Бк/кг. Далее вниз по ручью его удельная активность постепенно понижается. Содержание $^{239+240}$Pu в почвах долины ручья Токтакушик колеблется в пределах десятка единиц Бк/кг.

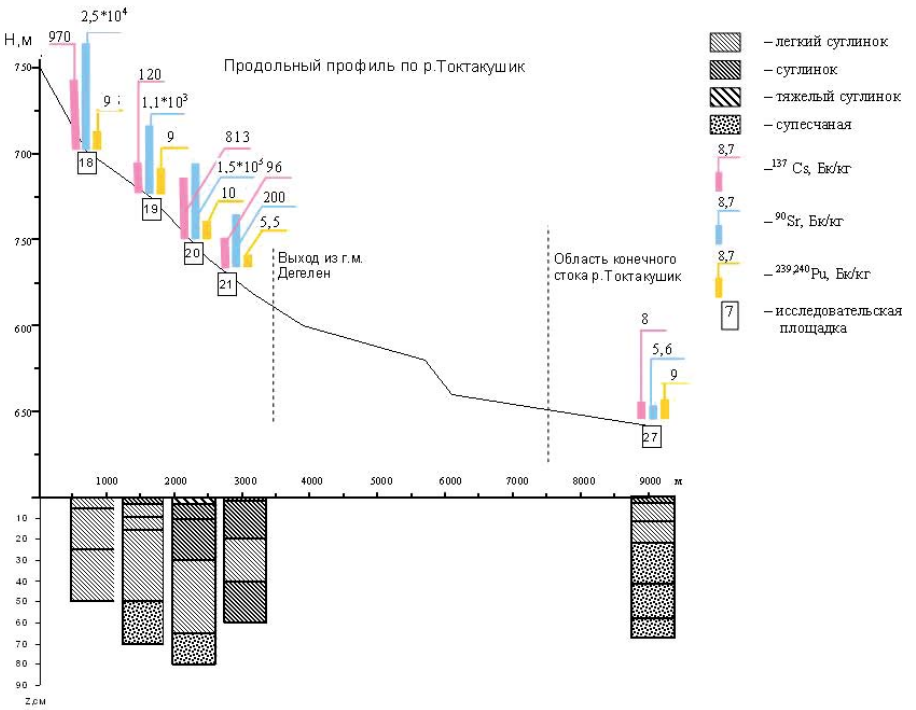


Рисунок 22. Распределение техногенных радионуклидов в почвах продольного профиля ручья Токтакушик

Исходя из сравнения полученных данных по выносу радионуклидов из штольни № 165 по годам (Таблица 13), видно, что удельная активность радионуклидов в водотоке уменьшилась, но соотношение выносимого ^{137}Cs и ^{90}Sr остается в тех же пределах, т. е. ^{90}Sr выносится в 3-6 раза больше, чем ^{137}Cs. Но удельная активность ^{90}Sr в почвах в 100–130 раз больше, чем ^{137}Cs, притом, с удалением от начала профиля, т.е. с уменьшением значений удельной активности радионуклидов, величина соотношения резко уменьшается.

В зоне выхода из горного массива Дегелен (разрез 21) удельная активность ^{137}Cs (100 Бк/кг) и ^{90}Sr (200 Бк/кг) в поверхностном горизонте превышает фон глобальных выпадений. Тогда как в области конечного стока ручья их удельная активность находится на уровне фона глобальных выпадений (5-20 Бк/кг, разрез 27). Вынос радионуклидов за пределы горного массива возможен, но на незначительные расстояния.

3.1.2.3 Характер радионуклидного загрязнения луговых почв долины ручья Байтлес

Общая характеристика долины ручья Байтлес. Долина р. Байтлес расположена в южной части испытательной площадки Дегелен. Его сток формируют два основных притока. Третий, левосторонний приток впадает в основное русло уже за пределами горного массива. Слабо выработанное русло этого притока говорит о незначительном расходе водного потока. Протяженность долины ручья более 15 км, ширина русла от 2-3 до 30 м, долины - от 10 до 500 м. Уклоны долины достигают 5º.

Источниками радиоактивного загрязнения долины являются припортальные площадки 23-х штолен. Характеристики штолен приведены в таблице (Таблица 14).

Таблица 14.

Характеристика штолен ручья Байтлес

№ штольни	Дата испытания	Мощность взрыва, кт	Максимальная удельная активность на припортальной площадке, Бк/кг (в воде, Бк/л)				Водопроявление, дебит
			^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}$Pu	^{241}Am	
13	19.10.66. 02.09.67.	20-150	$1,3*10^3$	120	835	63	нет
14	03.12.66. 23.08.82.	0.001-20	$2,5*10^3$	40	52	<1	нет
176	16.05.74. 24.06.83.	0,001-20	$1,7*10^6$ (110)	$5,3*10^4$ (490)	700 (0,05)	- (<1,1)	постоянное, 890 л/мин
175	30.07.1977	0,001-20	$3,6*10^3$	800	40	4	нет
810	07.01.68.	0,001-20	$3,9*10^5$	74	$2,1*10^3$	-	нет
207			$1,1*10^3$	190	23	-	нет
609	30.12.71. 10.04.76.	20-150	$6,5*10^6$ (360)	$1,8*10^4$ (730)	730 (0,9)	- (<0,8)	постоянное, 409 л/мин
17	05.08.66.	0.001-20	280	210	300	-	нет
180	29.11.83.	0.001-20	400	690	470	490	нет
18	04.08.67. 27.11.77.	0,001-20	$3,3*10^4$	$6,8*10^4$	480	120	нет
184	14.08.81.	0.001-20	$2,4*10^4$	9.2	580	42	постоянное
19	25.03.67. 04.04.69.	0.001-20	$9*10^5$	$9*10^3$	410	19	нет
210			$3,1*10^4$	36	820	18	нет

№ штольни	Дата испытания	Мощность взрыва, кт	Максимальная удельная активность на припортальной площадке, Бк/кг (в воде, Бк/л)				Водопроявление, дебит
			^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}$Pu	^{241}Am	
185	23.07.76. 24.05.78. 02.06.78.	0,001-20	660	8,2	660	-	нет
191	28.03.1972	0,001-20	280	7,1	650	10	нет
509	05.09.1968	0,001-20	100	310	$1,7*10^3$	-	нет
105	29.11.1971	0,001-20	520	28	360	-	нет
21	26.02.1967	20-150	$3,2*10^4$	$6,3*10^3$	101	-	нет
508	18.12.1968	0,001-20	46	4,6	$2,7*10^3$	-	нет
430			53	4,1	4	-	постоянное
К-85			14	9	150	-	нет
216	29.11.1983	0,001-20	96	26	310	9	нет
200МА, бис	18.10.1984	0,001-20	30	3	56	-	нет

Четыре штольни №№ 176, 609, 184, 430 имели постоянное водопроявление (осталось 2), которое оказывает прямое влияние на загрязнение луговых почв долины. С водотоками из штолен непосредственно в долину постоянно поступают радиоактивные вещества и их вклад в общее содержание радионуклидов в почвах очень значителен. В отдельные годы среднегодовая удельная активность ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде достигает 300 Бк/кг (Таблица 15), что в десятки раз превышает уровень вмешательства (УВ), который согласно НРБ-99 составляет для ^{137}Cs 11 Бк/кг, для ^{90}Sr 5 Бк/кг [25].

Таблица 15.

Среднегодовая концентрация радионуклидов в пробах воды из штольни № 609 и годовой вынос из этой штольни

№ штольни		2001 г.			2002 г.			2003 г.			2004 г.		
		^{137}Cs	^{90}Sr	^{3}H	^{137}Cs	^{90}Sr	^{3}H	^{137}Cs	^{90}Sr	^{3}H	^{137}Cs	^{90}Sr	^{3}H
609	Уд. активность радионуклидов, Бк/кг, для ^{3}H - кБк/кг	160	230	20	190	290	20	260	200	20	300	160	20
	Годовой вынос, Ки/год	0,7	0,8	44	0,3	0,3	20	0,2	0,2	17	0,3	0,1	59

Из таблицы (Таблица 15) видно, что годовой вынос ^{137}Cs и ^{90}Sr с водами из штольни № 609 за годы наблюдений колебался, но значения оставались между собой близкими (0,7-0,8; 0,3-0,3; 0,2-0,2; 0,3-0,1 Ки/год).

Штольни №№ 810, 18, 13, 14, 175, 210, 19, 207, не имеющие водопроявлений, могут также влиять на поступление радионуклидов в ручей периодически, когда происходит смыв со склонов в период снеготаяния и ливневых дождей. Анализ имеющихся данных по радиоактивному загрязнению выявил максимальную удельную активность, зафиксированную на припортальной площадке каждой из этих штолен (Таблица 14). Наибольшие значения удельной активности ^{137}Cs отмечаются на

припортальных площадках штолен №№ 810 (4*10^5 Бк/кг), 609 (3*10^5), 18 (5*10^4 Бк/кг), 176 (4*10^4 Бк/кг), 210 (3,2*10^4 Бк/кг). Почвы и техногенный грунт вблизи порталов штолен в верховьях ручья по степени радиационного загрязнения можно отнести к радиоактивным отходам, так как удельная активность ^{137}Cs в 250-300 раз превышает величину допустимой активности (СПОРО-97).

Характер радионуклидного загрязнения луговых почв долины ручья Байтлес. Для изучения накопления техногенных радионуклидов в луговых почвах долины ручья Байтлес заложен продольный профиль по сухому руслу от штольни № 609 до области конечного стока. Профиль состоит из исследовательских площадок (разрезов) 22, 23, 24, 25, 26 и 28 (Рисунок 23).

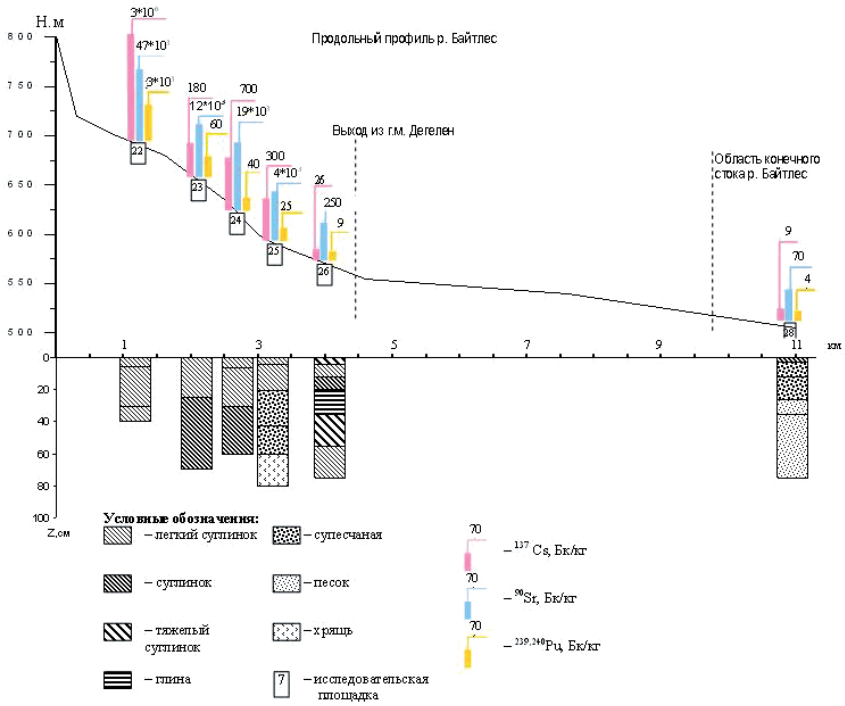


Рисунок 23. Распределение техногенных радионуклидов в почвах продольного профиле ручья Байтлес

При выборе площадок и расстояния между ними руководствовались интервалом не менее 1 км, наличием почвы естественного сложения и растительного покрова.

Разрез 22 расположен в 20 м от портала штольни № 609. Поверхность представляет собой слабовыраженную западину диаметром 2-3 м. Ширина русла 2-4 м. Участок выбран как наиболее близко расположенный к порталу штольни с водотоком и имеющий почвенный покров.

Разрез 23 расположен в 1,2 км от разреза 22 в сухом русле шириной 4-5 м. Поверхность участка ровная. Выбор обусловлен наличием почвы и растительности

для отбора проб. В 3-х метрах от почвенного разреза находился водоток от штольни, где была отобрана вода на содержание радионуклидов. При установившемся уровне грунтовых вод в почвенном разрезе для сравнения также была отобрана проба воды.

Разрез 24 расположен на расстоянии 1,1 км от разреза 23 в сухом русле шириной 5-7 м. Поверхность участка ровная. Площадка выбрана после впадения временной ложбины стока в русло, где возможно дополнительное поступление радиоактивных веществ от штолен №№ 175, 210,19, 184. Водоток от штольни № 609 в русле уже отсутствовал.

Разрез 25 находится в среднем течении ручья на расстоянии 1,3 км от разреза 24 в месте слияния двух ветвей, что послужило главным критерием заложения площадки. Поверхность выровненная, ширина русла 5-7 м. Водоток отсутствовал.

Разрез 26 находится в 1 км от разреза 25 в зоне выхода ручья из горного массива в сухом русле шириной до 10-15 м. Поверхность кочковатая. Наличие почв естественного сложения, растительности и расположение в зоне выхода предопределили заложение данной площадки.

Разрез 28 расположен в 7,3 км от разреза 26 в зоне конечного стока ручья Байтлес, в 6-7 км от горного массива. Местность представляет собой наклонную равнину с сухими оврагами, направленными на юго-запад. Почвенный разрез заложен в сухом русле оврага шириной до 5 м.

Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвенных горизонтах продольного профиля в долине ручья Байтлес достигает очень больших величин в верховьях. Так, в двух поверхностных слоях 0-5 см и 5-30 см (разрез 22) содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr более 3000 и 46 кБк/кг, соответственно. Далее вниз по профилю содержание ^{137}Cs резко уменьшается, достигая в последнем разрезе профиля нескольких единиц Бк/кг (Рисунок 23). Таким образом, анализ поведения радионуклидов по профилю в русле ручья Байтлес показывает, что происходит резкое снижение их содержания.

Снижение удельной активности радионуклидов по профилю обусловлено процессами поглощения почвами. Исходя из того, что максимальное содержание радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr приурочено к верхним (дернине и гумусовому) горизонтам, можно предположить, что основная роль в их поглощении принадлежит гумусу. Содержание органического вещества в поверхностных горизонтах по профилю от верховьев до низовьев колеблется от 18,1 до 8,7 %. С глубиной также уменьшается его количество − от 15,3 % в слое 0-5 см до 1,4 % в почвообразующей породе (горизонт "С"), вместе с тем уменьшается и емкость обмена почв от 54,4 до 10,4 мг-экв на 100 г почвы. С уменьшением значений указанных параметров почв, уменьшается и поглощение радионуклидов [26].

Почвы исследованных площадок по всему профилю представлены, в основном, легкими суглинками, где сумма частиц <0,01 (физическая глина) находится в пределах 30% от суммы всех частиц. Это говорит о том, что возможна сорбция радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr мелкодисперсными частицами почвы. Известно, что почвы с высоким содержанием физической глины обладают большей сорбционной емкостью, чем почвы легкие [27]. Таким образом, если в верховьях ручья основную роль в процессах сорбции радионуклидов может играть органическое вещество почвы, то в нижней части долины при уменьшении содержания гумуса в них основное значение в процессах поглощения могут иметь мелкодисперсные частицы, количество которых достигает 40-50 %.

Насколько велика роль процессов поглощения радионуклидов почвами, можно косвенно судить по данным, полученным при сравнении анализов почвы и грунтовых вод из одного почвенного разреза 23. В почвах (слои 0-25 и 25-75 см) содержание ^{137}Cs – 20 и $1,9*10^2$ Бк/кг, ^{90}Sr – $1,2*10^4$ и $1,1*10^4$ Бк/кг, соответственно, а в грунтовой воде ^{137}Cs – 9,5, ^{90}Sr – 40 Бк/кг. Отсюда следует, что почвы, находящиеся весной в русле под общим потоком сорбировали часть радионуклидов, что привело к уменьшению их в грунтовой воде. В то же время, летом при отсутствии полноводного потока в русле сохраняется поток подпочвенных и грунтовых вод, который выносит часть радиоактивных веществ. Поэтому не представляется возможным количественно оценить сорбцию радионуклидов почвой в природных условиях, где одновременно происходит много процессов. Рассмотрение аспектов поглощения техногенных радионуклидов почвами основано на опытах, проведенных в условиях гумидного климата – данные по ВУРСу, Чернобылю. Чтобы подтвердить эти выводы, необходимо проведение опытных и лабораторных исследований в условиях СИП.

Анализируя распределение радионуклидов по профилю (Рисунок 23), можно отметить, что поведение ^{137}Cs имеет более выраженные пики изменений, чем ^{90}Sr. Несмотря на более значительное его содержание ($3*10^6$ Бк/кг) в начале профиля, в конце эта величина (15 Бк/кг) меньше, чем удельная активность ^{90}Sr ($2*10^2$ Бк/кг). Резкое понижение значения ^{137}Cs отмечается после первой точки профиля (разрез 22), так, в 1 км от нее в разрезе 23 удельная активность ^{137}Cs уменьшилась от начального значения в 12 тыс. раз, в то время как удельная активность ^{90}Sr – только в 4 раза. Далее отмечается заметное повышение активности радионуклидов в почвах разреза 24, что может быть связано с дополнительным поступлением радиоактивного материала от штолен, расположенных по обеим сторонам долины ручья.

Из вышесказанного следует, что в начале профиля (разрез 22) содержание ^{137}Cs в почвах в 50 раз превышает значения содержания ^{90}Sr. Далее почти на всем протяжении долины (с разреза 23) в луговых почвах содержание ^{90}Sr во много раз превышает удельную активность радионуклида ^{137}Cs. Такое распределение радионуклидов в почвах долины можно объяснить особенностями их поведения. Так, ^{137}Cs сохраняется рядом с порталами штолен, расположенных в верховьях ручья, тогда как ^{90}Sr в силу подвижности и растворимости рассредоточен по всей долине. По данным, полученным в ходе проведенных исследований, в воде водотока, расположенного в 3-х м от почвенного разреза 23, т.е. в 1 км от портала штольни, удельная активность радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr составляла 2,5 и 205 Бк/кг, соответственно. Это подтверждает вышесказанное о распределении радионуклидов по долине, несмотря на равные значения на выходе водотока из штольни № 609 (Таблица 15).

3.1.2.4. Характер радионуклидного загрязнения луговых почв долины ручья Карабулак

Общая характеристика долины ручья Карабулак. Ручей Карабулак состоит из двух притоков. Основная часть штолен №№ 150, 151, 603, 703, 149 находится в верховьях правого притока в бассейне ручья Карабулак. Штольня №150 имеет постоянное водопроявление. Ниже, в правом притоке, расположена штольня №148/5. В левом притоке ручья расположена штольня № 152.

Таблица 16.

Характеристика штолен ручья Карабулак

№ штольни	Дата испыт.	Мощность взрыва, кт	Максимальная удельная активность на припортальной площадке, Бк/кг				Водопроявление
			^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}$Pu	^{241}Am	
150	19.02.1982	0,001-20	$8,4*10^3$	-	-	-	постоянное
151			23	12	$2,5*10^3$	-	нет
603	30.01.1974	0,001-20	78	28	-	205	нет
703	29.06.1967	0,001-20	44	22	$2,7*10^3$		нет
149			82	-	-	70	нет
148/5	16.12.1974	3,8	$1,2*10^5$	250	850	910	нет
152	25.07.1985	0,001-20 (x2) 0,001-20 (x2)	710	860	360	-	нет

Характер радионуклидного загрязнения луговых почв долины ручья Карабулак.

В луговых почвах долины ручья Карабулак максимальное содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr приурочено к верховьям ручья, как и в других долинах низкогорного массива Дегелен. Максимальная концентрация радионуклида ^{90}Sr отмечается около штольни № 150 и достигает 64,5 кБк/кг. Тенденция уменьшения содержания техногенных радионуклидов в почвах по продольному профилю и вертикально вниз сохраняется.

3.1.2.5. Характер радионуклидного загрязнения вертикального почвенного профиля долин ручьев горного массива Дегелен

Распределение радионуклидов по глубине в почвенных разрезах долины ручья Узынбулак, расположенных в разных ее частях, имеет некоторые отличия, поэтому для сравнения приведены данные содержания радионуклидов ^{137}Cs, ^{90}Sr и $^{239+240}$Pu в верховьях ручья – разрез 1, в средней части – разрез 8, в низовьях – разрез 17 (Рисунок 24).

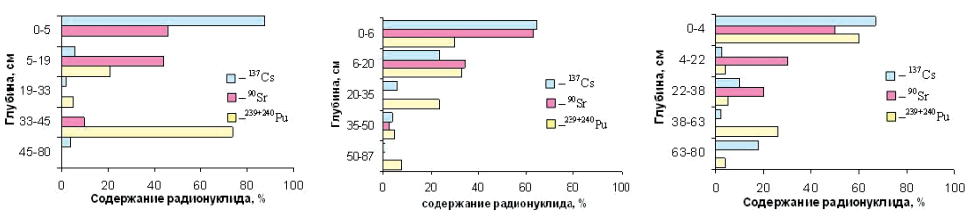


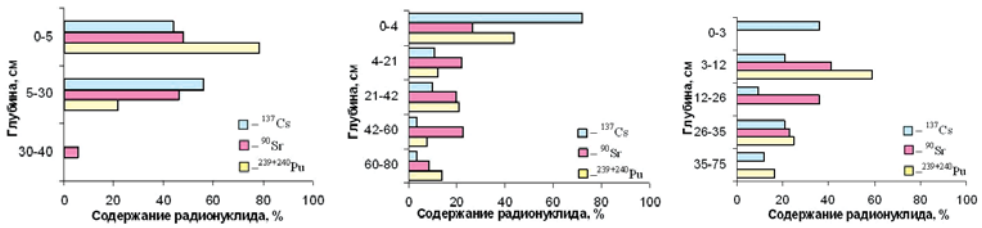
Рисунок 24. Распределение техногенных радионуклидов в почвенных горизонтах продольного профиля в русле ручья Узынбулак – а) разрез 1 – верховья, б) разрез 8 – средняя часть и в) разрез 17 – низовья

Из рисунка видно, что основное содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr приурочено к поверхностному горизонту, тогда как распределение ^{90}Sr по глубине остается растянутым. Причиной может быть наличие большого количества обломочного материала в поверхностных горизонтах почв, что увеличивает водопроницаемость, когда значительная часть радионуклида ^{90}Sr может переместиться в нижележащие горизонты. Этот процесс, прежде всего, имеет место в верховьях долины (разрез

1). Но главным фактором распространения радионуклида в глубину является его растворимость и подвижность. Содержание $^{239+240}$Pu в почвенных горизонтах разрезов варьирует в пределах двух десятков Бк/кг.

В русле ручья Байтлес переноса ^{137}Cs в горизонтальной плоскости с водными потоками не наблюдается. Их перемещение вниз в нижележащие почвенные горизонты выражено слабо. При высоких значениях в верхних слоях почвы наблюдается резкое снижение удельной активности с глубиной в несколько раз, так, в разрезе 22 в горизонте 30-40 см содержание ^{137}Cs находится в пределах первого десятка Бк/кг (Рисунок 25).

Содержание ^{90}Sr по продольному профилю и вертикально вниз по почвенным горизонтам падает, но остается в значительных количествах. Так, на глубине 60-80 см его величина отмечается в пределах 1,6*10^3 Бк/кг при удельной активности в поверхности около 4*10^3 Бк/кг (разрез 25). Содержание $^{239+240}$Pu в почвенных горизонтах разрезов профиля варьирует в широких пределах. Максимальные значения в луговых почвах долины отмечены в верховьях ручья, как и других радионуклидов. Ниже по течению ручья значения уменьшаются до нескольких единиц Бк/кг.



а) б) в)

Рисунок 25. Распределение техногенных радионуклидов в почвенных профилях: а) – разрез 22, б) – разрез 25 и в) – разрез 28 ручья Байтлес

Условия формирования почв в различных частях бассейна ручья различны, и, следовательно, почвы имеют некоторые отличия в характеристиках, что обусловливает в них поведение техногенных радионуклидов. Выявлено, что луговые почвы долин ручьев низкогорного массива Дегелен, сформированные специфическим режимом увлажнения, имеют темно-серый окрас почвенного профиля, наличие мощного гумусового горизонта до 50-60 см с высоким содержанием органического вещества до 19-20 % в верховьях ручьев, что согласуется с литературными данными [28]. К области конечного стока в долине каждого ручья изменяются многие характеристики почв: уменьшается содержание гумуса до 4-4,5 %, увеличивается содержание CO_2 карбонатов в почвах до 14 % (в верховьях карбонаты отсутствовали) и щелочности до 8,5 при значениях 6,5 в начале притоков или основных русел. Вместе с тем, происходит снижение суммы поглощенных оснований от 30 до 15%, содержания обломочного материала в почвенном профиле до 5%, тогда как в верховьях долины эта величина достигает 70%. Вместе с этими изменениями растет и засоленность почв, в предгорной полосе сумма легкорастворимых солей в поверхностном горизонте достигает 0,7% и более [24].

Из характеристики почв видно, что в верховьях большая роль в сорбции техногенных радионуклидов может принадлежать гумусу, содержание которого велико. Определенную роль может играть почвенно-поглощающий комплекс, менее значительна, по-видимому, удерживающая способность почвенных частиц. Но с удалением

от верховьев поглощение радионуклидов может происходить в большей степени частицами почвы, среди которых возрастает почти в 2 раза количество тонко-пылеватой и илистой фракций. Данные анализа механического состава почв показывают, что сумма частиц менее 0,01 мм (физическая глина) в верховьях ручьев находится в пределах 30% и увеличивается до 40-50% в нижних частях долин.

Приведены гистограммы распределения техногенных радионуклидов в почвенных разрезах, находящихся в различных ландшафтных условиях долин ручьев. На рисунке (Рисунок 26) приведены гистограммы распределения техногенных радионуклидов в верховьях основного русла и притоков (саев) ручья Узынбулак.

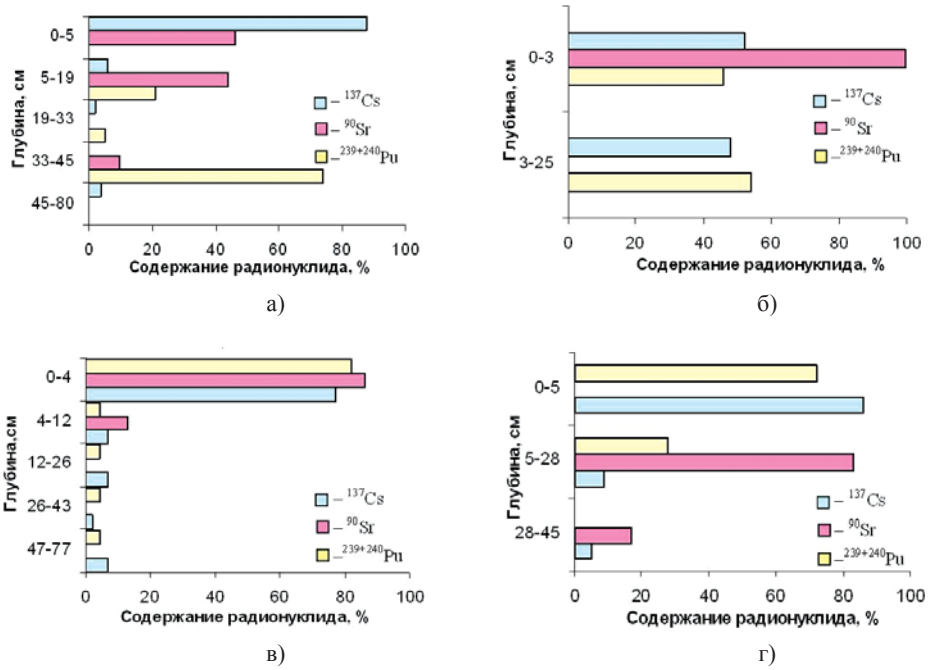


Рисунок 26. Распределение техногенных радионуклидов в луговых почвах ручья Узынбулак в верховьях саев: а) – разрез 1, б) – разрез 10, в) – разрез 3, г) – разрез 6

На гистограммах распределения радионуклидов в луговых почвах, приуроченных к припортальным площадкам, видно, что максимальные значения радионуклидов, в основном, приурочены к верхним горизонтам. Перемещение радионуклида ^{90}Sr в глубокие слои в больших количествах не отмечается, что можно объяснить более высоким гипсометрическим положением площадки обследования по отношению к окружающей территории и интенсивным смывом по уклону коренных подстилающих пород.

На рисунке (Рисунок 27) приведены гистограммы распределения радионуклидов в почвенных разрезах, находящихся в зоне выхода основных ручьев из горного массива.

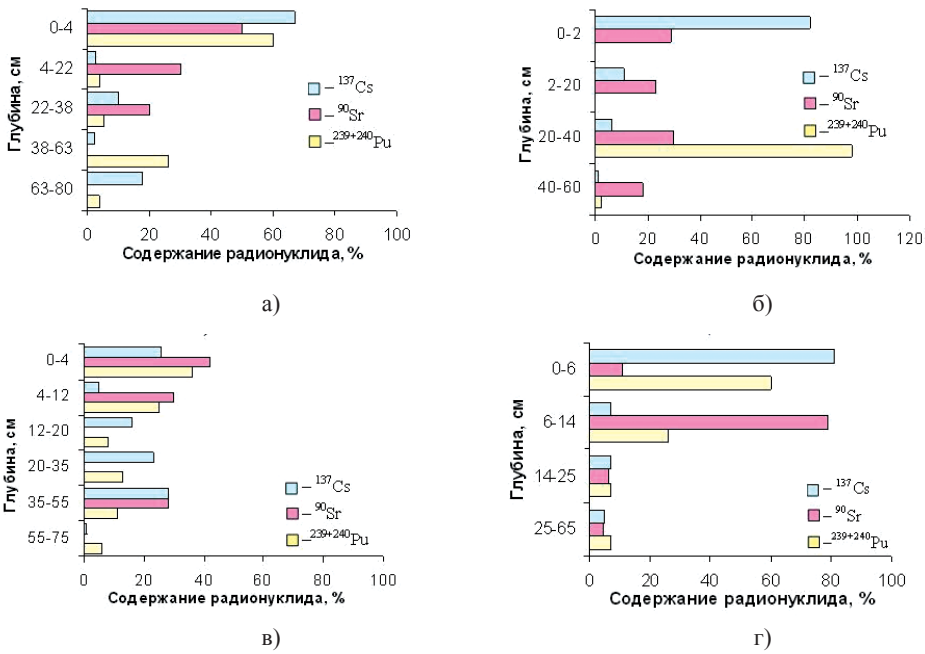


Рисунок 27. Распределение техногенных радионуклидов в луговых почвах в зоне выхода ручьев из низкогорного массива Дегелен: а) – разрез 17 (ручей Узынбулак), б) – разрез 21 (ручей Токтакушик), в) – разрез 26 (ручей Байтлес), г) – разрез 29 (ручей Карабулак)

Необходимо отметить, прежде всего, что в наиболее выработанной сформировавшейся долине, такой как Узынбулак, на выходе из массива содержание радионуклидов в почвенных горизонтах имеет более выровненный характер, чем в молодых долинах. Здесь явно выражен максимум значений в поверхностных слоях, что может говорить о начальной фазе процесса перераспределения вновь поступивших в почвы радионуклидов.

Распределение радионуклидов в почвенных разрезах, расположенных в зоне конечного стока ручьев, представлено на рисунке (Рисунок 28).

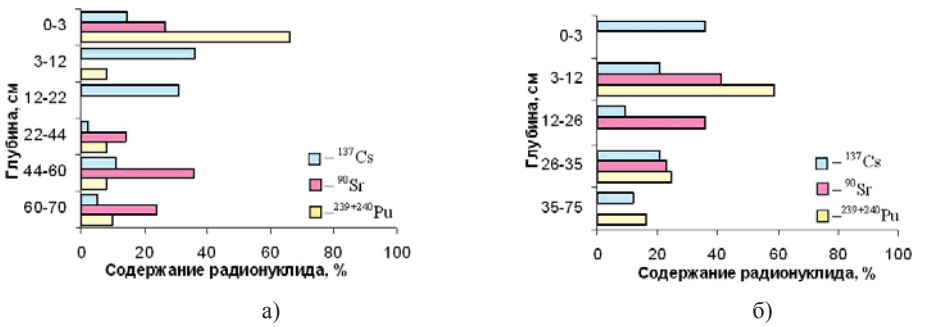


Рисунок 28. Распределение техногенных радионуклидов в луговых почвах в зоне конечного стока ручьев: а) – разрез 27 (ручей Токтакушик), б) – разрез 28 (ручей Байтлес)

Зоны конечного стока ручьев Токтакушик и Байтлес находятся в 7,0-7,5 км от горного массива Дегелен. Почвы отличаются легким механическим составом, среди фракций преобладают песчаные. Песок принесен весенними паводковыми водами, так как в другие сезоны года сток по ручьям отсутствует. В почвах, промытых от легкорастворимых солей, присутствуют карбонаты в небольших количествах, pH водного раствора от слабощелочной до щелочной реакции. Анализ гистограмм показывает, что распределение радионуклидов в разрезах 27 и 28 довольно равномерное по всему почвенному профилю с небольшим уменьшением с глубиной.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

На основании многолетних разноплановых, комплексных радиоэкологических исследований на территории площадки "Дегелен" выявлены особенности радиоактивного загрязнения природных экосистем долин ручьев, подвергшихся наибольшему загрязнению техногенными радионуклидами.

Закономерности распределения радионуклидов ^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{241}Am и $^{239+240}$Pu в экосистемах поверхностные воды – почвы – грунтовые воды определяются направленностью общего стока от верховьев к низовьям, но наиболее ярко эти процессы проявляются в долинах в случае наличия постоянного водопроявления из штолен, расположенных в верхней части. Основное количество ^{137}Cs, выносимого водой из котловых полостей штолен, остается вблизи порталов, чаще на гравийно-щебнистом фильтре. ^{241}Am и $^{239+240}$Pu с водным потоком и внутрипочвенным стоком распространяется на несколько сотен метров от портала, что особенно заметно в случае мощного водонасыщенного слоя почвогрунтов, залегающего на коре выветривания плотных пород. Оказались неожиданными довольно высокие миграционные способности ^{241}Am и $^{239+240}$Pu, подтвержденные данными по их распределению как поперек русла, так и по глубине. Радионуклид ^{90}Sr, как наиболее растворимый и подвижный элемент, способен распространяться с поверхностными и грунтовыми водами в пределах рыхлых отложений всей долины. Несмотря на постоянный вынос радионуклидов с водой на дневную поверхность, экстремально-высоких концентраций в компонентах окружающей среды не наблюдается. Отношения максимальных удельных активностей радионуклидов в воде к удельным активностям радионуклидов в почве приустьевых площадок штолен на данный момент времени не превышают для ^{90}Sr – 10^{-3}, ^{137}Cs – 10^{-5}, ^{241}Am – 10^{-4} и $^{239+240}$Pu – 10^{-6}.

Определенная направленность миграции радионуклидов в почвогрунтах долин обусловлена своеобразием геоморфологических условий, но расстояние их перемещения зависит от исходного содержания в штольневой воде, уклонов и расходов потока. Немаловажную роль в распределении радионуклидов играют химические особенности этих элементов, то есть формы нахождения радионуклидов в штольневой воде, а также процессы их взаимодействия с почвами и грунтами. Необходимо отметить, что экосистема поверхностные воды – почвы – грунтовые воды сама очень динамична, и техногенные радионуклиды, попавшие в эту систему, дополняют ее неравновесность процессами сорбции, десорбции.

Длина водотоков из штолен, как правило, исчисляется десятками и сотнями метров, но радионуклиды остаются в пределах горного массива. Основной причиной их резкого исчезновения в пределах долин является наличие трещин, мелких и больших

разломов, по которым вода уходит в подземный бассейн, однако снижение уровня радиационного загрязнения почв в долинах ручьев от порталов штолен, особенно с водопроявлением, вниз по руслу обусловлено не только геолого-геоморфологическими условиями этого участка и химическими особенностями этих элементов, но и физико-химическими свойствами почв, которые поглощают и удерживают эти радионуклиды.

Таким образом, несмотря на сложность процессов, имеющих место в данной экосистеме, техногенные радионуклиды остаются в пределах испытательной площадки "Дегелен" и с поверхностным, внутрипочвенным стоком не перемещаются за его границы.

Авторы статьи выражают благодарность сотрудникам Института радиационной безопасности и экологии Осинцеву А.Ю., Субботину С.Б., Келлеру С.А., Байгазинову Ж.А., Лобачеву А.В. и Карягину С.Ю. за помощь в организации и проведении полевых радиоэкологических работ, Коровиной О.Ю., Брянцевой Н.В., Каширскому В.В, за проведение спектрометрических и радиохимических анализов. Особую признательность авторы выражают Митяеву А.В. и Яковенко Ю.Ю. за помощь, оказанную при построении картографических материалов.

ЛИТЕРАТУРА

1. Комплексная оценка воздействия бывшего Семипалатинского ядерного полигона на окружающую среду. Этап 01.01.01 Мониторинг радиационно-опасных объектов: отчет о НИР (промежуточный отчет за 2004 г.) /рук. Птицкая Л.Д. – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2004.
2. Отчет о научно-технической деятельности ИРБЭ НЯЦ РК [РЦНТП "Развитие Атомной энергетики в Казахстане"]: информационный отчет за 1999-2003 гг. /рук. Птицкая Л.Д. – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2003.
3. Отчет о научно-технической деятельности Института радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК [НТП 0346 "Развитие атомной энергетики в Республике Казахстан"]: информационный отчет за 2005 г. / рук. Птицкая Л.Д. – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2005. – 39 с.
4. Программа характеризации штолен горного массива Дегелен: итоговый отчет НЯЦ РК по контракту №DNA 001-95-C-0179 /рук. Тухватулин Ш.Т. – Курчатов: НЯЦ РК.
5. Инженерно-геологические условия объекта 905 М.О. СССР. Отчет о результатах инженерно-геологической съемки масштаба 1:200000." 1976 / Бардина И.Ю., Ветрова С.И. [и др.]. – Курчатов: Фонды ИРБЭ.
6. Почвы Казахской ССР. Семипалатинская область. – Вып. 10. - Алма-Ата, 1968. – С. 475.
7. ГОСТ 24481-80. Вода питьевая. Отбор проб: утв. 1980-29-12. № 6043. – М.: Изд-во стандартов,1993. -5 с.
8. 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.

9. 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.
10. ГОСТ 27262-87. Корма растительного происхождения. Методы отбора проб. - Введ. 1988-01-07. - М.: Изд-во стандартов, 1987. – С.9.
11. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99): СП 2.6.1. 758-99. Издание официальное. – Алматы, 2000. - 80с.
12. Методика определения почвенного радона с помощью прибора "RAMON-01" и его модификаций: утв. Гл. гос. врачом РК 1998-27-07. - Алматы: СОЛО ЛТД, 1998. -7с.
13. Методика измерения гамма - фона территорий и помещений: утв. Санэпидстанцией РК 1997- 25-08.– 4 с.
14. 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.
15. Методические рекомендации по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объектах внешней среды. - Введ. 1999. - Рег. №5.05.008.99.
16. СТП 17.66-92. Плутоний-238,239,240. Радиохимическая методика выделения из проб почвы и приготовления препаратов для альфа - спектрометрических измерений. Стандарт предприятия. Комплексная система управления качеством разработок.- Введ. 1993-01-02. – Санкт-Петербург: НПО "Радиевый институт им. В.Г. Хлопина", 1993. – 10 с.
17. Качество вода – определение активности трития, соответствующей данной концентрации – жидкостной метод сцинтилляционного счета: ISO 9698:1989 (E).
18. *Тюрин И.В.* Труды почвенного института им. Докучаева /И.В. Тюрин. - Т.38. - М, 1951.-128с.
19. Сборник методических указаний по лабораторным исследованиям почв и растительности Республики Казахстан. - Алматы. - 1998.
20. *Аринушкина Е.В.* Руководство по почвенным химическим анализам /Е.В. Аринушкина. - М.: Московский университет, 1962.-490 с.
21. *Качинский Н.А.* Физика почв / Н.А. Качинский. – М., 1965.-323с.
22. Ландшафтно-экологические, радиоэкологические карты с таблицами надфоновых значений радиометрических параметров: отчет о НИР /исполн. Хасанов Э.Г. - Курчатов, ИРБЭ НЯЦ РК,1999. - Инв. № 0-284.
23. Радиоэкологические обследования, связанные с выполнением работ на объектах D1, D3, D5 и D2 бывшего Семипалатинского полигона: итоговый отчет о выполнении работ по контракту HDTRA1-08-G-0001/01/РИ /Дубасов Ю.В. – С.- Петербург: Радиевый институт им. Хлопина, 2008. - 43 с.
24. Эколого-биологические исследования почвенно-растительного покрова радиационно-загрязненных территорий. Изучение миграции радионуклидов по пищевой цепи за 2004-2006 г.г.: отчет ИРБЭ по теме 01.01.01.05.
25. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99), СП 2.6.1. 758-99. - Издание официальное. - Алматы, 2000.- 80с.
26. Сельскохозяйственная радиоэкология / под ред. Р.М. Алексахина, Н.А. Корнеева. – М., 1991. – С. 39-42.

27. Почвенно-экологические условия накопления и перераспределения радионуклидов в зоне ВУРСА. - Екатеринбург, 1996. - С. 37.
28. *Стороженко Д.М.* Почвы Казахской ССР.Карагандинская область. – Вып. 8. - Алма-Ата, 1967. - С. 185-189.

ДЕГЕЛЕҢ ТАУЛЫ МАССИВІ ШТОЛЬНЯ СУЛАРЫНЫҢ ЭКОЖҮЙЕЛЕРІ ТАБИҒИ ОРТАСЫНЫҢ РАДИОАКТИВТІ ЛАСТАНУЫНЫҢ ӨЗІНДІК ЕРЕКШЕЛІКТЕРІ

А.В.Паницкий, Р.Ю.Магашева, С.Н.Лукашенко

Жұмыста радинуклидтердің судағы жылыстау әсерінен экожүйе құрауыштарының ластануы туралы деректер ұсынылған. Зерттеулер нәтижесінде Дегелең таулы массиві штольнялары сулары экожүйесінің топырақ жамылғысы, жерүсті сулары, және арнаасты ағын суларының радиоактивті ластану сипаты туралы деректер алынды. Радионуклидтердің табиғат ортасының аталған құрауыштарындағы кеңістіктік таралу сипаты көрсетілген. Сондай-ақ осы радионуклидтердің судағы тиесілі белсенділігі бойынша топырақтағы радионуклидтердің құрамын бағалау болжамы мүмкін екендігі көрсетілген. Экожүйенің түйіндес құрауыштарындағы (жерүсті сулары-топырақ сулары-топырақ) радионуклидтер құрамының түрлі мөлшерлері олардың жағдайының аталған жүйедегі салмақ тепе-теңсіздігін көрсетті. Аталған жұмыста зерттеу нысаны ретінде таңдап алынған су шыққан штольня суларын зерттеу нәтижелерінің қорытындысы радионуклидтердің "Дегелең" алаңы штольня суларының басқа экожүйесінің жайылым топырағындағы қалпын болжауға мүмкіндік береді. Аталған уақыт кезеңінде ^{137}Cs и $^{239+240}$Pu күндізгі жер бетіне шығудан 1,5 км, ^{90}Sr – 2 км алыс тарамайтын радионуклидтердің горизонталды бағыттағы қалпын суреттейтін қисық талдау негізінде болжауға болады.

Түйін сөздер: ядролық жарылыстар, радиоактивті ластану, радионуклидтер, штольнялар, жайылым топырағы, радионуклидтердің таралуы.

CHARACTERISTICS OF RADIOACTIVE CONTAMINATION ENVIRONMENTAL COMPONENTS ECOSYSTEM OF THE WATERCOURSE STOLL HILLS DEGELEN

A.V. Panitsky, R.Yu. Magasheva, S.N. Lukashenko

The paper presents data on the contamination of the ecosystem components caused by water migration of radionuclides. The studies provided data on the nature of radioactive contamination of soil, surface waters and water ecosystems underflow conduit of flow streams from the tunnels of Degelen Massif. It showed the character of the spatial distribution of radionuclides in these components of the environment. There were determined series of mobility, both vertical and horizontal movement of radionuclides in soils along and across the bed of the watercourse. Also there is the possibility of the estimated forecast of radionuclides in the soil by the specific activity of these radionuclides in the water. Different quantities of radionuclides in the conjugate components of ecosystems (surface water - groundwater - soil) showed the disequilibrium of their condition in this system. Synthesis of research outcomes of tunnel watercourses with water seepage, chosen as objects of research for this work allows predicting the behavior of radionuclides in the meadow soils of other ecosystems of water flows from the tunnels of "Degelen" Massif. Based on analysis of the curves describing the behavior of radionuclides in the horizontal direction, one can predict that at this point of time ^{137}Cs and $^{239+240}$ Pu would not extend beyond 1.5 km from the crop out, ^{90}Sr - not more than 2 km.

Keywords: nuclear tests, radioactive contamination, radionuclides, tunnels, meadow soils, distribution of radionuclides.

УДК 577.4:504.4.054:539.16

ПОДЗЕМНАЯ МИГРАЦИЯ ИСКУССТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ ЗА ПРЕДЕЛЫ ГОРНОГО МАССИВА ДЕГЕЛЕН

С.Б. Субботин, С.Н. Лукашенко, В.М. Каширский, Ю.Ю. Яковенко, Л.В. Бахтин *

В статье представлены результаты исследования характера выноса техногенных радионуклидов с потоками подземных вод из мест проведения ядерных испытаний на площадке "Дегелен". На основных водных потоках проведены радиоэкологические исследования и оборудованы наблюдательные скважины для долгосрочного мониторинга состояния подземных вод. Получены новые данные об уровнях радиоактивного загрязнения подземных вод как в пределах горного массива Дегелен, так и за его границами. На основе полученных данных сделаны выводы о характере миграции техногенных радионуклидов с потоками подземных вод, проведена прогнозная оценка возможного хода развития радиоэкологической обстановки в районе горного массива Дегелен.

Ключевые слова: подземные воды, ядерное испытание, СИП, Узынбулак, Байтлес, Карабулак, Алтыбай, миграция радионуклидов, геологическое строение и гидрогеологические условия горного массива Дегелен.

ВВЕДЕНИЕ

Возникшие в процессе проведения подземных ядерных взрывов (ПЯВ) поля радиоактивного загрязнения с течением времени претерпевают существенные изменения, прежде всего, в результате процессов миграции различного типа. Особую важность и интерес представляет изучение характера миграции техногенных радионуклидов с подземными водами, поскольку в результате этого процесса может произойти радиоактивное загрязнение источников питьевого водообеспечения и потеря геологической среды со всеми её ресурсами. Для территории Семипалатинского испытательного полигона (СИП) вопрос распространения радиоактивных продуктов ПЯВ с потоками подземных вод за пределы испытательных зон наиболее важен и актуален в отношении площадки "Дегелен". В первую очередь это связано с особенностями геологического строения и гидрогеологическими условиями горного массива Дегелен, которые определили механизмы и характер радиоактивного загрязнения подземных вод и условия дальнейшей миграции техногенных радионуклидов с водными потоками. Стоит отметить, что в подземных водах данной площадки отмечены самые высокие значения содержания техногенных радионуклидов, существенно превышающие допустимые значения для питьевой воды (^{137}Cs до 700 Бк/л, ^{90}Sr до 2000 Бк/л, ^{3}H до 1300 кБк/л и $^{239+240}$Pu до 110 Бк/л) [1]. Прогнозные оценки, сделанные на основе современных знаний и данных, показывают, что в подземных водах горного массива Дегелен, выходящих за пределы центральных зон ПЯВ, в отсутствии резких изменений будет происходить медленное уменьшение концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs и слабое увеличение концентрации $^{239+240}$Pu. Таким образом, не исключено, что в обозримом будущем за пределами испытательной площадки "Дегелен" могут произойти существенные изменения радиоэкологической обстановки [1, 2, 3].

* Институт геофизических исследований НЯЦ РК, Курчатов

Данная проблема приобрела особую актуальность в настоящее время при проведении комплексных исследований с целью передачи части территорий СИП в хозяйственный оборот. Для полной оценки безопасности передаваемых территорий необходимы не только данные об уровнях концентрации техногенных радионуклидов в подземных водах, распространенных на испытательных площадках СИП, но и прогнозные оценки возможности поступления загрязненных подземных вод из мест проведения ПЯВ в подземные воды этих территорий. В данной обзорной статье представлены результаты работ, проведенных подразделениями НЯЦ РК в разные годы, по изучению данной проблемы.

1. ОБЩАЯ ИНФОРМАЦИЯ ОБ ИСПЫТАТЕЛЬНОЙ ПЛОЩАДКЕ "ДЕГЕЛЕН"

1.1. Общая информация о геологическом строении и гидрогеологических условиях горного массива Дегелен

Горный массив Дегелен расположен в южной части СИП, имеет изометрическую форму и возвышается над окружающей местностью до 500 м (Рисунок 1). Абсолютные отметки вершин немного превышают 1000 м.

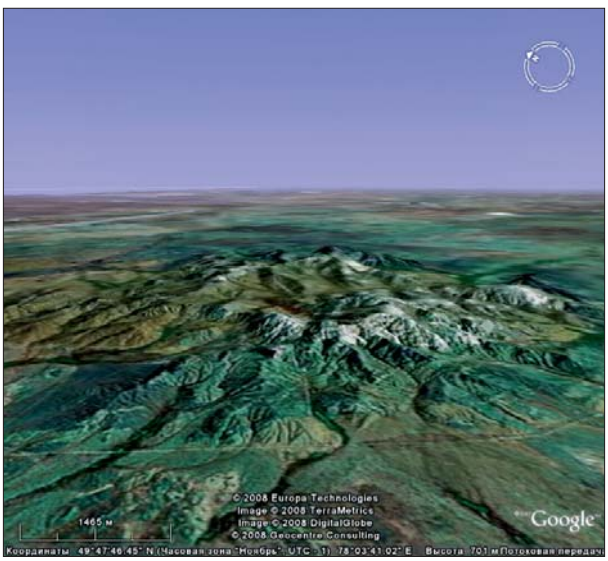


Рисунок 1. Горный массив Дегелен

Дегелен представляет собой сложно построенную вулканоплутоническую структуру, приуроченную к восточному крылу Чингиз-Тарбагатайской складчатой системы. Формирование этой структуры связано с тектоно-магматической активизацией в верхнем палеозое. Начало магматической деятельности относится к среднему карбону, когда на фоне девон-каменноугольной мульды происходили излияния лав основного и среднего состава. Отложения среднего карбона обнажаются к югу и юго-востоку

от гор Дегелен и представлены андезитами, андезито-базальтами, их туфами, туффитами, песчаниками, алевролитами.

В верхнем карбоне – нижней перми происходит формирование крупной вулканической постройки центрального типа. Толща вулканитов представлена андезитами и базальтами в нижней части разреза и кислыми лавами – в верхней. Породы полого наклонены под углом 15 – 35° к центру структуры. По периферии прослеживаются кольцевые дайки гранит-порфиров и сиенит-порфиров, переходящие в среднезернистые сиениты. Центральная и западная части вулканической структуры прорваны верхнепермским гранитным массивом, имеющим в плане овальную форму. Массив удлинен в северо – северо-западном направлениях на 18 км, при поперечнике 10 км. Контакты гранитов с вулканическими породами имеют интрузивный характер и сопровождаются зоной ороговикования мощностью до нескольких десятков метров. Становление гранитного массива происходило в две фазы. Первая фаза представлена крупно- и среднезернистыми гранитами, а вторая фаза сложена мелкозернистыми биотитовыми и лейкократовыми гранитами. Штольни, сооруженные в гранитах второй фазы, являются более устойчивыми.

На завершающей стадии становления гранитного массива проявился высокотемпературный гидротермальный процесс. В апикальной части массива образуются грейзены с вольфрамовым оруденением (месторождение Дегелен). Гидротермально измененные породы обогащены пиритом, за счет которого увеличивается сульфатная составляющая трещинных вод.

Разрывные нарушения пересекают Дегеленский массив в северо-западном, северо-восточном и субширотном направлениях. Наиболее крупный разлом проходит вдоль осевой части долины ручья Узынбулак. Его протяженность составляет более 10 км. В южной части горного массива прослеживается серия разрывных нарушений широтного простирания протяженностью до 7 км. Зоны разломов часто являются водоносными и в значительной степени определяют приток воды во вскрывающие их штольни.

Во время испытаний ядерных устройств на горном массиве Дегелен была пройдена 181 штольня, из которых 124 размещается в гранитах, 35 – в лавах и туфолавах липаритов, 17 – в базальтах и андезито-базальтах и 5 – в субвулканических сиенит-порфирах и сиенитах. Штольни с притоком воды обычно расположены среди гранитов, реже отмечается приток воды в штольнях, сооруженных в лавах липаритов, сиенитах и других разновидностях пород.

Горный массив прорезан относительно неширокими долинами, имеющими сток в различных направлениях. Наиболее крупную площадь водосбора имеет долина Узынбулак юго-восточного направления. В горах Дегелен берут начало поверхностные водные системы, имеющие сток преимущественно в северном и восточном направлениях. Таким образом, состояние поверхностных, грунтовых и трещинных вод во многом зависит от экологической обстановки на горном массиве Дегелен. Транзитные долины в пределах участка отсутствуют.

Значительные площади горного массива представлены расчлененным скалистым рельефом и являются областью дренажа атмосферных осадков. В периоды выпадения значительных количеств атмосферных осадков и весеннего снеготаяния часть воды транспортируется поверхностным водотоком за пределы горного массива, а часть

просачивается по системам открытых трещин. Уровень подземных вод в межгорных долинах находится на глубинах от 0 до 2 – 6 м. За пределами горной местности уровень понижается до 10 – 12 м. В водораздельных частях уровень трещинных вод находится на глубинах 100 – 200 и более метров. Эта мощная зона представляет собой область фильтрации атмосферных осадков до уровня регионального бассейна трещинных вод. Поэтому в горной части выделяются трещинные воды зоны фильтрации и регионального бассейна (Рисунок 2). Почти все штольни расположены в зоне фильтрации, что объясняет поступление воды в горные выработки преимущественно со стороны кровли.

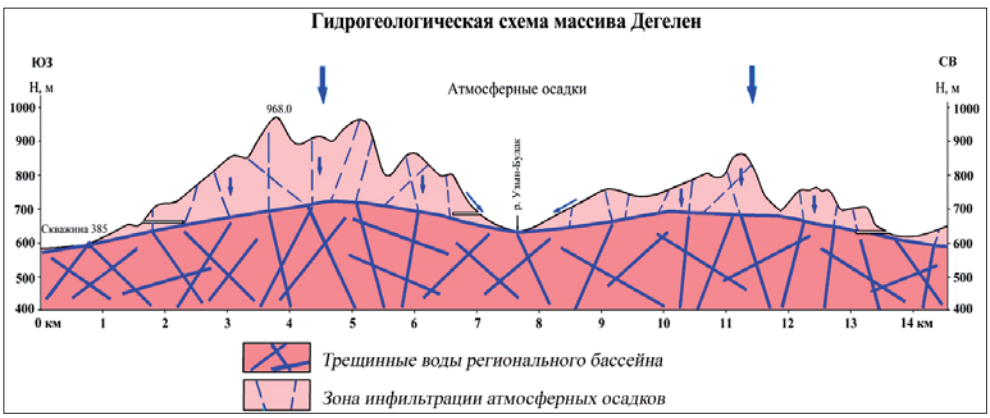


Рисунок 2. Схема питания подземных вод

Таким образом, в горах Дегелен выделяются следующие типы вод:

- поровые воды современных делювиально-пролювиальных отложений, пользующиеся ограниченным распространением;
- поровые воды аллювиально-пролювиальных отложений, в том числе, подрусловые воды;
- трещинные воды палеозойских пород.

В качестве разновидности трещинных вод выделяются водоносные зоны разломов. В некоторых долинах отмечаются отложения водоупорных неогеновых глин. Они разделяют области развития поровых и трещинных вод. В остальных случаях поровые и трещинные воды имеют непосредственную связь друг с другом.

В результате анализа архивных материалов по имеющимся на территории гор Дегелен гидрогеологическим скважинам, родникам, водоносным штольням и материалов, полученных в процессе проектных работ, построена карта кровли горизонта трещинных вод гор Дегелен (Рисунок 3).

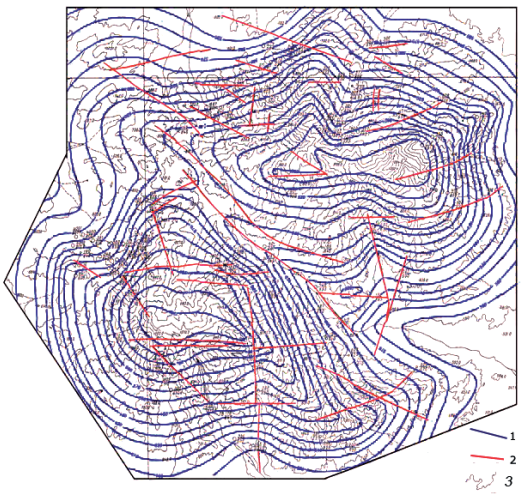
Гидроизогипсы ясно указывают наиболее вероятные направления движения подземных вод. При этом самым значимым направлением является юго-восточное, совпадающее с направлением долины ручья Узынбулак. Как видно на карте, в горах Дегелен региональные трещинные воды образуют два куполообразных поднятия. Зеркало подземных вод под южным водоразделом расположено на глубине 350 м от дневной поверхности. Зеркало подземных вод под северным водоразделом находится на глубине более 390 м.

Гидродинамические параметры массива напрямую зависят от гидрометеорологических условий региона. По результатам обследования выявлено около 20 постоянно действующих родников. Дебиты родников варьируют в пределах от 0,5 – 0,6 до 1000 дм^3/мин. Наиболее водообильные родники располагаются на высоте 545–650 м. Они связаны с основными водоносными разломами и являются пунктами разгрузки трещинно-жильных вод, они имеют восходящий характер. Часть родников связана с грунтовыми водами и имеет нисходящий характер.

Помимо вышеназванных, отмечается большое количество родников (~30), имеющих сезонный режим. На сезонный характер родников указывает влаголюбивая растительность, увлажнение почвы и эрозионные врезы.

За период работы испытательной площадки "Дегелен" водоприток отмечался более чем в 50 штольнях.

По химическому составу подземные воды горного массива Дегелен отнесены к типу сульфатных и гидрокарбонатно-сульфатных. Среди катионов преобладает Ca^{2+}, присутствующий в составе практически всех опробованных водопунктов. Катионы Na^{+}+K и Mg^{2+} занимают подчиненное место. Это очень мягкие пресные воды с минерализацией менее 1 г/дм^3. Состав подземных вод стабильный и практически не зависит от сезона [4, 5].



1- Гидроизогипсы; 2 – Региональные разломы; 3 - Изогипсы

Рисунок 3. Карта кровли горизонта трещинных вод гор Дегелен

1.2. Ядерные испытания на площадке Дегелен

Испытательная зона "Дегелен" является одной из основных испытательных площадок СИП, где проводились подземные ядерные взрывы (ПЯВ) мощностью до 150 кт в горизонтальных горных выработках – штольнях. Всего за период с 1961 по 1989 гг в горном массиве была пройдена 181 штольня, где было испытано 295 ядерных устройств (таблица 1) [6]. На площадке проводились групповые ядерные взрывы как в отдельных выработках (штольнях), так и при одновременном подрыве ядерных устройств более чем в одной выработке. Первый групповой взрыв был проведен

03.12.1966 г. в штольне 14 и представлял собой одновременный подрыв двух ядерных устройств. Одновременно испытывались 2 ядерных заряда 43 раза, 3 заряда – 16 раз, 4 заряда – 5 раз и максимальное количество 5 зарядов – 2 раза.

Таблица 1.

Распределение ядерных испытаний, проведенных на площадке "Дегелен" по мощности ядерного энерговыделения

Мощность, кт	Количество, шт	Мощность, кт	**Количество, шт**
<0,001	21	от 20 до 150	25
0,001-20	249	ВСЕГО	**295**

Взрывы сопровождались различными радиационными эффектами, количественное распределение которых приведено в таблице 2.

Таблица 2.

Количественный анализ радиационных эффектов, сопутствующих ядерным испытаниям

Радиационный эффект	**Количество**
Взрыв не сопровождался истечением в атмосферу инертных газов	111
Взрыв сопровождался незначительным истечением инертных газов	49
Быстрый динамический прорыв газообразных и парообразных продуктов взрыва	2
Быстрое и динамическое истечение газообразных и парообразных радиоактивных продуктов с последующим возгоранием смеси	1

Основным разрушающим фактором ПЯВ являлись сейсмические волны, исходящие из гипоцентра испытаний. При этом происходил отрыв верхней части гребня при проходе волны через границу двух различных сред (горная порода – атмосфера). Отрыв сопровождался разрушением пород на блоки по системе трещин, с образованием крупноглыбовых развалов на гребнях и крупноглыбового коллювия на склонах. Природный коллювий, залегающий на склонах до взрыва, при встряхивании перемещался вниз от своего первоначального места положения и образовывал подновлённые средне-мелкоглыбовые осыпи, обрамляющие крупноглыбовую фракцию. В эпицентре взрыва, в зависимости от мощности заряда и особенностей тектоники и трещиноватости, разрушения развивались по двум сценариям:

- первый – образование развалов и осыпей;
- второй – образование провальной воронки.

По второму варианту сейсмодислокации образовались в 84 случаях. Воронки имеют различный размер, глубину, в плане форму, в большинстве случаев округлую. Во внутреннем контуре воронки встречаются сейсмовибрационные конуса и бугры, характерные для эпицентральных зон сильных и катастрофических землетрясений. Во время взрыва, вероятнее всего, происходил и прорыв газов на поверхность, при этом образовывались зияющие трещины, возможно, доходящие до камеры взрыва.

Проведение ПЯВ привело к существенной деформации массива горных пород с образованием многочисленных зон дробления, провальных воронок и зияющих трещин. В результате чего значительно увеличилась проницаемость горных пород, что

способствовало усилению нисходящей фильтрации и частичному переводу поверхностного водотока в подземный. Таким образом, после проведения ядерных взрывов в горном массиве Дегелен образовался совершенно новый тип подземных вод, объединяющий потоки трещинно-жильных и трещинных вод зоны фильтрации атмосферных осадков, в дальнейшем – штольневые воды (Рисунок 4).

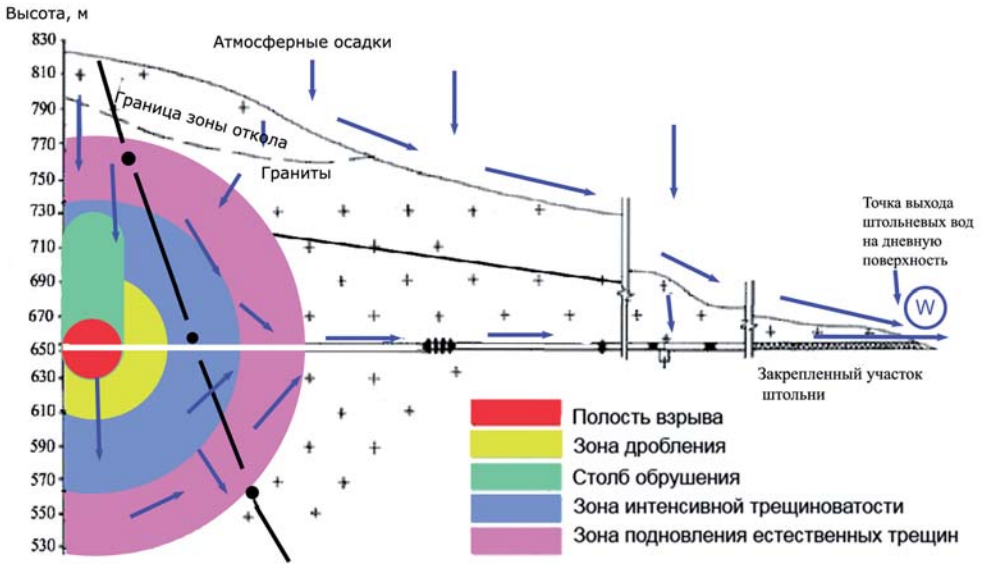


Рисунок 4. Площадка "Дегелен". Движение подземных вод при ПЯВ в штольне

В результате поступления атмосферных осадков и трещинно-жильных вод в зоны необратимых деформаций и непосредственно в котловую полость происходит формирование радионуклидного состава штольневых вод. Перемещаясь по системам трещин и полости штольни, загрязнённые радионуклидами воды пополняют бассейн подземных вод или выходят на дневную поверхность в районе порталов штолен.

1.3. Работы по закрытию штолен

1.3.1. Оценка влияния закрытия штолен на водный режим

С 1996 по 1998 гг. на горном массиве Дегелен были выполнены работы по закрытию 178 штолен. В 1996 г было законсервировано 59 штолен, в 1997 г – 65, в 1998 г – 54 (Рисунок 5).

Применяемые методы закрытия были обусловлены техническим состоянием штольни, её индивидуальными особенностями, а главным образом, обеспечением максимальной безопасности персонала, проводящего работы по закрытию штолен. Наиболее экологически чистым из всех методов является установка бетонной пробки, исключающая дополнительное антропогенное воздействие в виде обрушения настилающих пород при проведении подрыва взрывчатых веществ. Описание применяемых методов закрытия штолен, распределённых по годам проведения работ, представлены в таблице 3.

Таблица 3.

Методы закрытия штолен по годам

№	Метод	1996	1997	1998	Всего
1	Накладные заряды	1	7	12	20
2	Вертикальные шпуры с поверхности	21	24	15	60
3	Шпуры в штольне	22	18	8	48
4	Бетонирование	15	16	14	45
5	Горизонтальные скважины	-	-	11	11
6	Восстановление до естественного рельефа	59	65	54	178

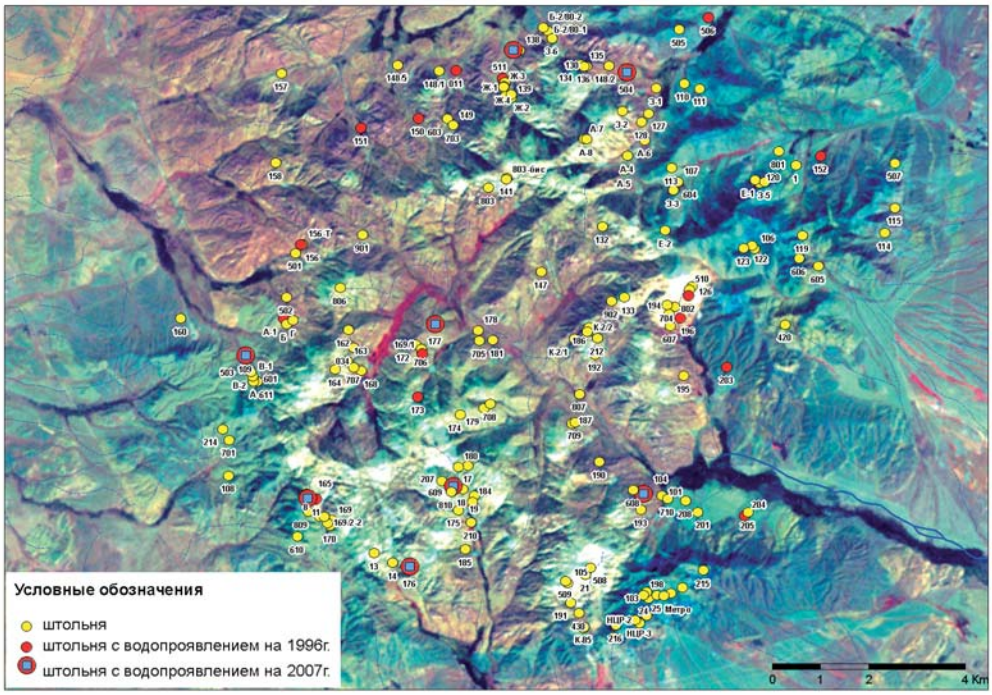


Рисунок 5. Горный массив Дегелен. Схема расположения штолен

После закрытия каждой штольни с использованием вышеуказанных методов или их комбинаций, портал штольни и врезная траншея были засыпаны породой до восстановления естественного рельефа горы.

Практически все штольни располагаются выше уровня регионального бассейна трещинных вод, в зоне вертикальной фильтрации атмосферной влаги. ПЯВ вызвали необратимые изменения в структуре вмещающей среды, что нарушило водный режим. В зоне фильтрации появились обширные камуфлетные полости, зоны техногенной трещиноватости и пространства самих штолен. Кроме того, изменилась проницаемость природных структур, и появились открытые полости, особенно в близповерхностной части. Все вновь появившиеся структуры во вмещающей среде могут явиться в различных условиях дренирующи-

ми системами, временными накопителями влаги, новыми путями миграции. В результате наблюдались такие явления, как неожиданное прекращение притока воды в штольню, прорыв значительных масс воды, поступление воды, скопившейся в штольне, из-за бетонных стенок. Эти явления были отмечены при двукратном обследовании штолен в 1996 г. Так, в зимне-весенний период был отмечен интенсивный поток воды из штолен № 177 (до 1250 л/мин) и № 802 (600 л/мин). В летне-осенний период поток воды из штольни № 177 сократился до 302 л/мин, а из штольни № 802 полностью прекратился. Одновременно произошло увеличение потока воды из штолен 104 и 503, достигающего 1400 л/мин.

Всего в 1996 г вода была отмечена в 34 штольнях. Из них только в 23 штольнях она поступала в количестве, обеспечивающем ее появление на портале.

Суммарный поток воды из штолен при первичном обследовании составлял 4200 – 4400 л/мин. Если учесть, что потоки суммарной интенсивностью около 3600 л/мин поступали из радиоактивно загрязненных штолен, то становится понятным стремление уменьшить интенсивность потоков или изолировать их на поверхности.

В 1996 г было запечатано пять водоносных штолен №№ (169/1, 173, 196, 203 и 204). Из них только на портале штольни № 173 отмечалось незначительное поступление воды по дренажной трубе. Кроме того, в четырех штольнях №№ (11, 143, 150 и 802) приток либо прекратился, либо вода отступила вглубь штольни и на портале не появлялась. Поэтому режимные наблюдения за притоком воды в 1997 г. проводились в 14 штольнях из 23-х. Следует отметить, что во всех штольнях в течение 1996 г. происходило постепенное понижение интенсивности потока. Таким образом, суммарный поток воды уменьшился в результате запечатывания штолен и естественного исчезновения отдельных потоков на 1440 л/мин.

В целом, 1997 г характеризовался постепенным уменьшением интенсивности потоков воды из штолен. Причиной этого явления можно считать продолжающийся процесс запечатывания порталов и необычные климатические условия. К октябрю суммарный объем потоков уменьшился до 716 л/мин. В 1997 г. 7 порталов из 15 наблюдаемых были запечатаны (штольни №№ 011, 151, 152, 156, 156-Т, 504 и 506). На момент закрытия суммарный приток в этих штольнях составлял 239 л/мин. На эту величину уменьшился наблюдаемый приток воды на порталы штолен. После запечатывания портала и выравнивания склона на штольне № 504 продолжала просачиваться вода, сбегая ручейком (до 6 л/мин). Просачивание воды сквозь запечатанный портал наблюдалось также на штольне № 156-Т. Основное количество воды просачивалось в грунт, а на поверхности дебит ее поступления не превышал 5 – 6 л/мин. В октябре, по мере насыщения грунта водой, площадь намокания распространилась на 100 м^2, а вода поступала на поверхность с дебитом более 10 л/мин.

Таким образом, в 1997 г. стало ясно, что вода может просачиваться сквозь запечатывающие конструкции и поступать на поверхность. При этом вода продолжала поступать на порталы двух запечатанных штолен: №№ 156-Т и 504. Кроме того, не прекратился поток из штольни № 511, которая была закрыта 3 декабря того же года. Этими потоками продолжали выноситься на поверхность радионуклиды. Поэтому было принято решение об устройстве около запечатанных порталов специальных фильтров, состоящих из водосборника и перекрытия из грубообломочного материала.

В октябре 1998 г был запечатан портал последней водоносной штольни № 609, поток воды из которой прекратился вскоре после закрытия штольни. С этого времени

наблюдения за потоками проводились около порталов запечатанных штолен. Перед порталами 10 штолен, характеризующихся постоянным притоком воды, были сооружены фильтры. Обследование этих штолен показало, что на 5 порталах фильтры обеспечивали полное поглощение воды в отвале горных пород. Интенсивность потока на этих порталах измерялась непосредственно около фильтров, которые еще не были полностью перекрыты обломочным материалом. Увеличение мощности перекрытия позволило полностью изолировать потоки из штолен №№ А-1, 156-Т и 165. На порталах штолен, где интенсивность потока превышает 200 л/мин, вода стала промывать русла и достигать ближайшей долины. При высокой интенсивности потока вода быстро напитывает отвал породы, в результате чего вокруг отвала образуются заболоченные участки.

Таким образом, после закрытия всех водоносных штолен вода продолжала поступать сквозь запечатывающие конструкции на 8 порталах: №№ 104, 165, 176, 177, 503, 504, 511 и 802. На рисунке 6 показаны результаты многолетних наблюдений за дебитом штольневых водотоков после закрытия штолен.

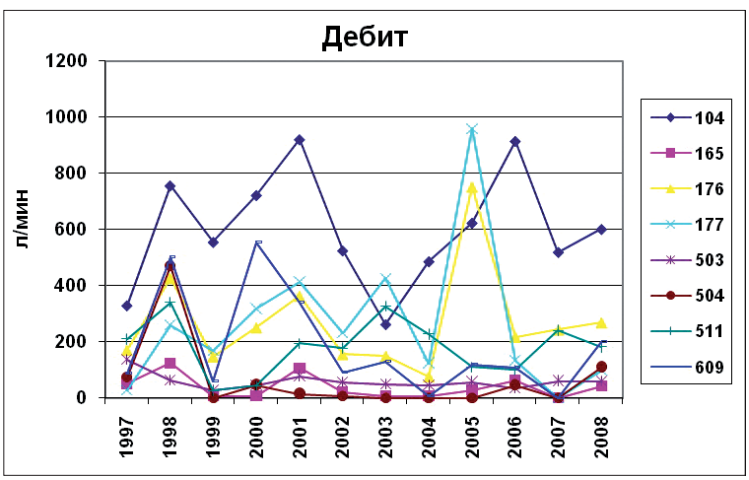


Рисунок 6. Дебит водотоков из штолен

На графиках представлены усредненные значения, полученные по результатам квартальных измерений. По представленным данным можно отметить, что для большинства штольневых водотоков характерен разбалансированный (пульсирующий) характер.

1.3.2. Оценка влияния закрытия штолен на вынос радионуклидов с водными потоками

Обследование штолен, проведенное в 1996 г до начала работ по запечатыванию порталов, показало, что большинство штолен с притоком воды имеет радиоактивное загрязнение. Поэтому пробы воды стали анализироваться на содержание ^{137}Cs и ^{3}H, а в 1999 г. – ^{90}Sr.

За период закрытия штолен были получены сведения о радиоактивном загрязнении потоков на порталах 29 штолен. На порталах 19 штолен вода появлялась спо-

радически, поэтому они охарактеризованы единичными пробами. Во всех этих потоках, за исключением потока из штольни 173, содержание ^{137}Cs было ниже допустимой концентрации для питьевой воды. Можно полагать, что приток воды в эти штольни происходит по трещинным системам, не подвергшимся загрязнению в результате проведенных ядерных испытаний.

Загрязнение воды ^{3}H распространено более широко. Так, из всех проанализированных потоков высокие содержания ^{3}H отмечены в воде 21 штольни, а ^{137}Cs – только в 8-ми. На рисунке 8 видно, что количество ^{137}Cs, выносимого потоками на поверхность, неуклонно уменьшалось. Это связано не только с уменьшением интенсивности потоков (Рисунок 7), но отмечается также снижение концентрации ^{137}Cs в потоках, благодаря проводимому запечатыванию порталов штолен. По крайней мере, удельная активность ^{137}Cs в одном и том же потоке в большинстве случаев понижается после закрытия штольни. Расчет средних содержаний ^{137}Cs до и после запечатывания порталов приведен на рисунке (Рисунок 9).

Уменьшению содержания ^{137}Cs в воде потоков, вероятно, способствуют процессы сорбции. Действительно, перед появлением потока на поверхности вода фильтруется сквозь запечатывающие конструкции, в составе которых присутствует тонко истертый материал, в том числе, глинистые и илистые частицы. Этот материал обладает высокими сорбирующими свойствами по отношению к ^{137}Cs [7, 8].

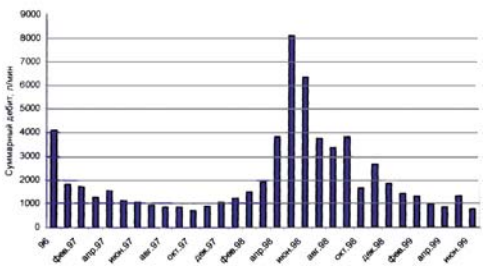


Рисунок 7. Суммарный приток воды из штолен

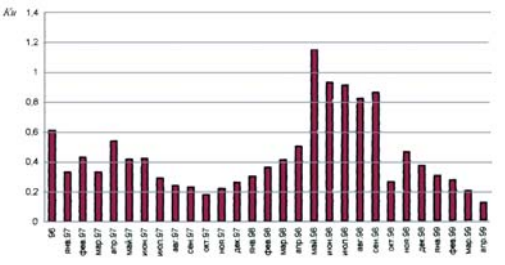


Рисунок 8. Суммарное количество ^{137}Cs, ежемесячно поступающего с потоками из штолен

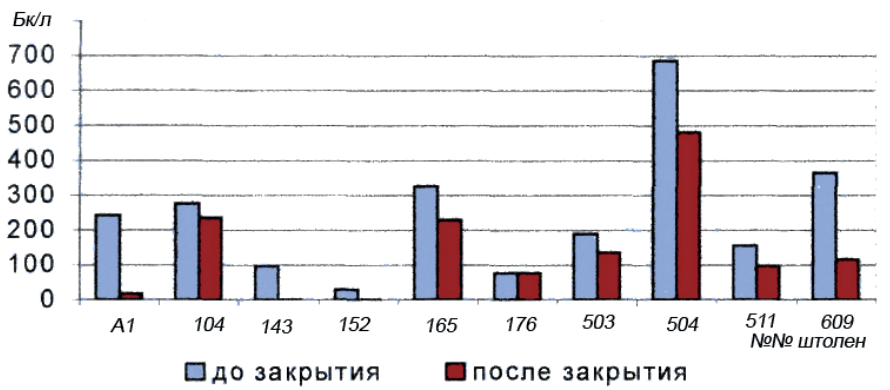


Рисунок 9. Средняя удельная активность ^{137}Cs в воде до и после закрытия штолен

1.4. Радиоактивность на площадке "Дегелен"

1.4.1. Информация о накопленной активности, ее распределении в горной породе

Загрязнение искусственными радионуклидами центральных зон ПЯВ обусловлено следующими основными факторами:

- остатки делящегося вещества;
- осколки деления;
- радионуклиды наведенной активности.

Для проведения оценки возможного вклада в радиоактивное загрязнение блоков горных пород в результате проведения ПЯВ примем, что все ядерные заряды были собраны на основе ^{239}Pu.

Остатки делящегося вещества. Расчет абсолютных активностей проводился в соответствии с методологией, изложенной в работе [9]. Количество оставшегося к моменту разрушения конструкции ядерного заряда делящегося вещества определяется эффективностью ядерного взрыва η, которая, в зависимости от типа и конструкции ядерного устройства времен проведения испытаний, может меняться от 1 до 30 %. Для дальнейших расчетов, ввиду отсутствия официальных данных по каждому взрыву, примем ее равной 20%.

Всего на испытательной площадке "Дегелен" было проведено 209 подземных испытаний. Весь диапазон мощностей взрывов в тротиловом эквиваленте делится на две части: от 0,001 до 20 кт, от 20 до 150 кт. Расчет абсолютных активностей велся для нижнего и верхнего пределов, затем соответствующие пределы складывались, образуя минимально и максимально возможные значения суммарной активности на данный момент. Полученные результаты представлены в Таблице 5.

Таблица 5.

Максимально и минимально возможная суммарная активность изотопов плутония и дочернего ^{241}Am на площадке Дегелен

Название изотопа	Период полураспада, г	Нижний предел активности, Бк	Верхний предел активности, Бк
^{238}Pu	87,7	$6{,}9\times10^{13}$	$1{,}2\times10^{15}$
^{239}Pu	$2{,}4\times10^{4}$	$1{,}9\times10^{14}$	$3{,}4\times10^{15}$
^{240}Pu	$6{,}5\times10^{3}$	$6{,}0\times10^{13}$	$1{,}1\times10^{15}$
^{241}Pu	14,4	$6{,}9\times10^{14}$	$1{,}4\times10^{16}$
^{242}Pu	$3{,}7\times10^{5}$	$7{,}3\times10^{10}$	$1{,}3\times10^{12}$
^{241}Am	14,4	$1{,}3\times10^{14}$	$2{,}2\times10^{15}$

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. Очевидно, что в случае использования уранового заряда горные породы будут содержать уран с повышенным содержанием ^{235}U.

Осколки деления. Как и в случае расчета остатков делящегося вещества, расчет активности осколков деления осуществлялся для двух интервалов мощностей взрывов

от 0,001 кт до 20 кт, от 20 кт до 150 кт, с образованием верхнего и нижнего значения суммарной активности на сегодняшний день. Данный расчет аналогично предыдущему проводился в соответствии с методологией, изложенной в работе [9]. В Таблице 6 приведены полученные значения.

Таблица 6.

Теоретически рассчитанная минимально и максимально возможная абсолютная активность наиболее значимых радионуклидов - осколков деления на сегодняшний день

Название радионуклида	Период полураспада, г	Наработанная активность, Бк		Ориентировочное отношение активности изотопа к активности ^{137}Cs
		Минимальное значение	Максимальное значение	
^{79}Se	65000 лет	$6{,}8 \times 10^{9}$	$1{,}2 \times 10^{11}$	< 0.00001
^{90}Sr (^{90}Y)	28,5 лет	$8{,}1 \times 10^{14}$	$1{,}5 \times 10^{16}$	0.74
^{99}Tc	213 000 лет	$1{,}7 \times 10^{13}$	$3{,}0 \times 10^{14}$	0.015
^{121}Sn-m	50 лет	$4{,}2 \times 10^{11}$	$7{,}5 \times 10^{12}$	0.0004
^{125}Sb	2,77 лет	$5{,}9 \times 10^{10}$	$3{,}0 \times 10^{12}$	< 0.00006
^{137}Cs (^{137}Ba-m)	30,17 лет	$1{,}1 \times 10^{15}$	$1{,}9 \times 10^{16}$	1
^{151}Sm	93 лет	$4{,}2 \times 10^{11}$	$7{,}5 \times 10^{12}$	0.0004

Радионуклиды наведенной активности. Около 50% мгновенных нейтронов, образовавшихся при взрыве, поглощается в ядерном заряде, а остальные попадают в окружающую среду. При прохождении нейтронов деления через вещество среды происходит упругое и неупругое рассеяние на ядрах с потерей кинетической энергии и ядерные реакции (включая радиационный захват), вероятность которых быстро растет с уменьшением энергии нейтронов. Следует подчеркнуть, что эти процессы происходят в объеме нагретой до нескольких миллионов градусов плазмы, в которую превращается окружающее заряд вещество сразу после прекращения цепной реакции деления. Нейтроны деления практически мгновенно термализуются и их энергия, а, следовательно, и сечения поглощения полностью определяются быстроизменяющейся температурой плазмы. В конечном итоге, эти нейтроны полностью поглощаются ядрами среды, образуя новые стабильные и радиоактивные изотопы. Для корректного расчета наработки того или иного изотопа недостаточно знать химический и изотопный состав вещества среды, необходимо описать динамику процессов происходящих в плазменном облаке.

К наиболее важным радионуклидам, продуктам активации следует отнести следующие радиоактивные изотопы: ^{152}Eu, ^{60}Co, ^{36}Cl, ^{14}C. Ядерные реакции, по которым нарабатываются данные радионуклиды, приведены ниже:

^{151}Eu (n, γ) ^{152}Eu; ^{59}Co (n, γ) ^{60}Co; ^{35}Cl (n, γ) ^{36}Cl; ^{14}N (n, p) ^{14}C

Отдельно стоит отметить такой радиоактивный изотоп как ^{3}H. При проведении взрывов реакция синтеза дает ~$7*10^{14}$ Бк/кт, реакция деления ~$4*10^{10}$ Бк/кт. Подземные взрывы увеличивают эти цифры за счет ядерных реакций на боре и литии, находящихся в скальных породах [8,9]:

$$^{10}B_5 + n \rightarrow 2\,^{4}He_2 + T; \qquad ^{6}_{3}Li + n \rightarrow ^{4}_{2}He + T$$

При этом следует ожидать, что часть трития, образованного по вышеприведенным реакциям, будет находиться в кристаллической структуре горной породы и будет

постепенно диффундировать на поверхность минеральных структур с последующим переходом в водную и воздушную среды.

В результате проведения ПЯВ в центральной зоне образуется два основных источника радионуклидов. Первый – это радиоактивная аэрозольно-пылевая компонента, локализованная на дробленой породе и в трещинах массива. Второй источник – это радиоактивная стеклошлакообразная порода, содержащая основную долю ^{90}Sr, ^{137}Cs и почти весь $^{239+240}Pu$. При этом значительная часть радиоактивных изотопов (продуков деления) существует в виде инертных газов или летучих элементов в период времени, сравнимый со временем, в течение которого произойдет обрушение полости. Изотопы в виде инертных газов не конденсируются до тех пор, пока не произойдет распад на другие элементы, а более летучие вещества - пока не произойдет понижения температуры или распад на менее летучие элементы. По мере продолжения после взрыва процесса радиоактивного распада относительная распространенность газообразных и нелетучих изотопов изменяется. Большая часть ^{90}Sr образуется при делении в виде инертного ^{90}Kr (около 80%), за исключением небольших количеств непосредственно образующихся ^{90}Sr или ^{90}Rb. Таким образом, если полость обрушится в период, который можно сравнить с периодом полураспада ^{90}Kr (33 с), то большая часть конечного ^{90}Sr не захватывается расплавленным материалом, а выделится из полости с другими газами. Установлено, что даже при взрывах полного камуфлета и при образовании нерастворимой стекловидной массы, в которой заключена основная часть продуктов распада, большая доля ^{90}Sr и ^{137}Cs, существующая во время обрушения полости в виде инертных газов (^{90}Kr и ^{137}Xe), не будет заключена в стекловидной массе, а распространится вместе с другими газами [10,11,12]. Таким образом, довольно значительные количества ^{90}Sr и других изотопов, предшественниками которых явились газообразные или летучие элементы, отлагаются на довольно значительных расстояниях от зоны высокой радиоактивности и распределяются в разрушенной среде. При температуре в полости взрыва 1000—1500 °С становятся летучими и некоторые образованные радионуклиды продукты распада, что приводит к их утечке из стекловидного материала, что характерно, например, для цезия.

Таким образом, в водах, омывающих блок загрязненных горных пород, следует ожидать наличия следующих радионуклидов: радиоизотопов – остатков делящегося вещества (^{238}Pu, ^{239}Pu, ^{240}Pu, ^{241}Pu, ^{241}Am или ^{235}U); радиоизотопов – осколков деления (^{90}Sr (^{90}Y), ^{99}Tc, ^{137}Cs); радиоизотопов – продуктов активации (^{152}Eu, ^{60}Co, ^{36}Cl, ^{14}C, ^{3}H). Особо следует уделить внимание таким изотопам, как ^{99}Tc, ^{36}Cl, ^{14}C, абсолютные количества которых незначительны, но имеющих высокие миграционные свойства.

1.5. Радионуклидное загрязнение поверхностных вод

Как было отмечено выше, штольневые воды являются основным радиоактивным загрязнителем поверхностных и подземных вод. Концентрации искусственных радионуклидов ($^{239+240}Pu$, ^{90}Sr и ^{137}Cs) в изливающейся воде относительно невысоки - $< n\times10^{-1} – n\times10^{3}$ Бк/л, однако при достаточно большом объеме изливающихся вод это постепенно приводит к значительному загрязнению окружающей среды. Основными загрязнителями являются ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{3}H.

На рисунке (Рисунок 10) представлены данные по многолетнему радионуклидному мониторингу штольневых вод.

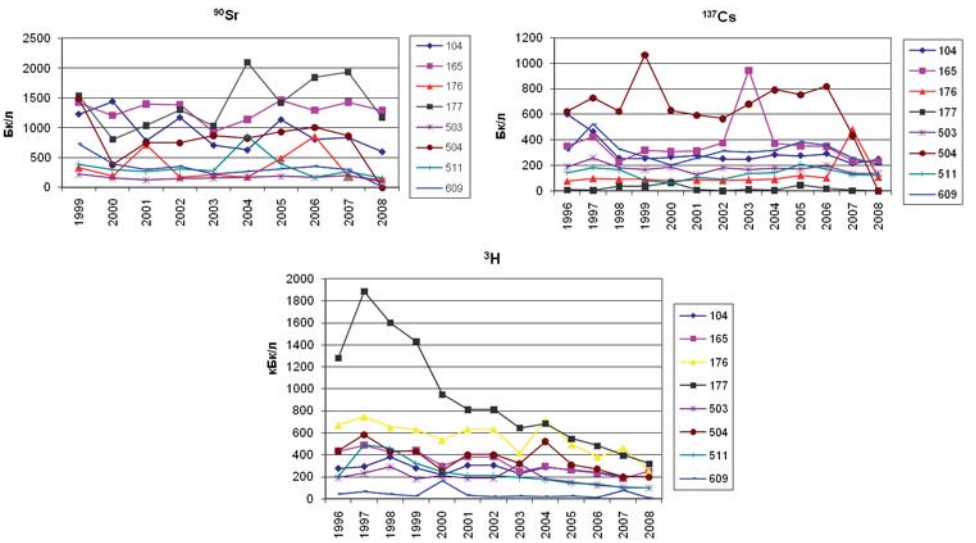


Рисунок 10. Площадка "Дегелен". Мониторинг штольневых вод

По графикам радионуклидного мониторинга штольневых вод видно, что наибольшая удельная активность ^{3}H сохраняется в течение всего периода наблюдений в штольне № 177, а максимальная концентрация отмечена в 1997 г – 1900 кБк/л. Аналогичная картина наблюдается и для ^{137}Cs, наибольшая удельная активность которого наблюдалась в штольне № 504 в 1999 г – 1100 Бк/л. Максимальная концентрация ^{90}Sr (2100 Бк/л) была установлена в воде из штольни № 177 в 2004 г.

Представленные данные по мониторингу штольневых вод показывают, что процесс радиоактивного загрязнения водной среды горного массива Дегелен продолжается до настоящего момента и имеет относительно стабильный характер [7, 13].

Исследования уровней искусственных радионуклидов ($^{239+240}$Pu, ^{90}Sr, ^{137}Cs) в изливающейся воде штолен горного массива Дегелен преследовали несколько целей, наиболее важной из которых являлось выявление и определение сезонных вариаций. Другой целью являлась оценка эффективности ремедиационных мероприятий, т.е. оценка уровней загрязнения после закрытия части штолен. Важной частью проводившихся работ являлся также более или менее регулярный мониторинг и наблюдение за радиоэкологическим поведением этого непростого объекта.

Учитывая высокие содержания радионуклидов в воде изливающихся штолен Дегелена, на 13 штольнях с наиболее высоким уровнем дебита воды было проведено более тщательное наблюдение за возможными сезонными изменениями. Общий характер динамики содержания радионуклидов в штольневых водах отображен на рисунке (Рисунок 11).

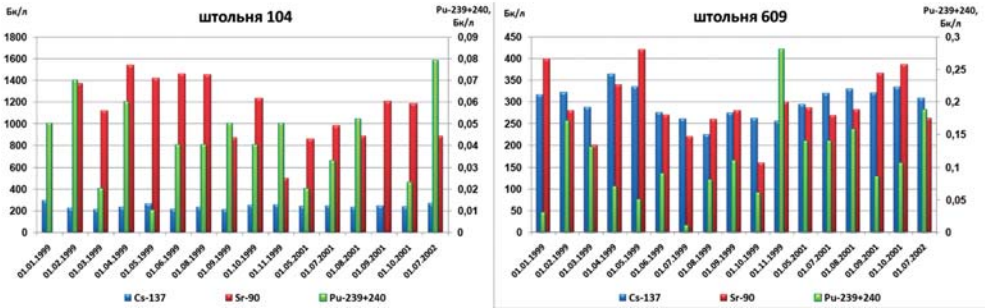


Рисунок 11. Результаты мониторинга штолен горного массива Дегелен

В таблице 7 собраны результаты мониторинга штолен горного массива Дегелен за период с 1999 по 2002 гг. Радионуклидный состав и уровни загрязнения для всех мониторируемых штолен весьма различны, однако общим свойством остается относительное постоянство этих величин во времени. Явные колебания концентрации ^{137}Cs присутствуют на штольнях №№ 11 и 165, ^{90}Sr – на штольнях №№ 104 и 165, $^{239+240}$Pu – на штольне № 504. Заметный размах между максимальным и минимальным значениями всех анализируемых радионуклидов характерен для штольни № 177.

Таблица 7.

Результаты мониторинга штолен горного массива Дегелен (min-max / среднее)

№ штольни	^{137}Cs, Бк/л	^{90}Sr, Бк/л	$^{239+240}$Pu, Бк/л	^{3}H, кБк/л
104	(210 – 290) / 240	(500 – 1540) / 1120	(0,01 - 0,08) / 0,04	(0,6 – 305) / 210
11	(27 – 400) / 110	(220 – 350) / 290	(0,03 - 0,15) / 0,1	-
143	(0,3 – 4) / 1.4	(150 – 310) / 220	(0,008 - 0,03) / 0,01	-
156	(0,2 – 8) / 3	(130 – 175) / 150	(0,006 - 0,13) / 0,05	(6 – 140) / 23
165	(1,2 – 360) / 260	(120 – 1700) / 1080	(0,004 - 0,09) / 0,02	(50 – 440) / 230
176	(80 – 100) / 90	(187 – 260) / 210	(0,004 - 0,03) / 0,01	(30 – 710) / 370
177	(0,8 – 610) / 50	(620 – 1650) / 970	(0,11 – 12) / 3,7	(160 – 1430) / 430
503	(170 – 180) / 175	(147 – 200) / 160	(2 - 5,6) / 4	(75 – 310) / 140
504	(590 – 755) / 690	(800 – 1160) / 920	(0,01 - 0,4) / 0,13	(20 – 520) / 240
506	(0,4 – 17) / 4	(160 – 225) / 180	(0,004 - 0,02) / 0,01	(50 – 135) / 100
511	(117 – 140) / 130	(240 – 350) / 280	(0,06 - 0,1) / 0,08	(40 – 320) / 160
609	(220 – 360) / 300	(160 – 420) / 290	(0,01 - 0,3) / 0,11	(3 – 165) / 20
802	(0,2 – 14) / 4	(45 – 70) / 55	(0,003 - 0,013) / 0,01	(65 – 185) / 120

При сравнении табличных результатов (1999 - 2002 гг.) и результатов многолетнего мониторинга (1999 - 2008 гг) заметно, что характер загрязнения с течением времени не меняется. Иными словами, анализ полученных результатов не выявил значимых сезонных колебаний концентраций ^{137}Cs, ^{90}Sr и $^{239+240}$Pu, а наблюдаемые колебания уровней могут быть объяснены нестабильностью физико-химических свойств анализируемых нуклидов в воде.

Кроме основных дозообразующих техногенных радионуклидов, в штольневых водах определялись такие радионуклиды, как ^{99}Tc и ^{36}Cl. Результаты лабораторных анализов по определению их концентраций в водных пробах представлены в таблице 8.

Таблица 8.

Содержание ^{99}Tc в водных пробах

N п/п	Место отбора	Объект	^{99}Tc		^{36}Cl
			нг/л	мБк/л	Бк/л
1	Дегелен	Штольня 165	0,054 ± 0,027	34±17	0.25 ± 0.05
2	Дегелен	Штольня 511	< 0,003	<2	
3	Дегелен	Штольня 504	< 0,003	<2	0.21 ± 0.05
4	Дегелен	Штольня 503	< 0,003	<2	0.37 ± 0.09
5	Дегелен	Штольня 176	0,013 ± 0,007	8,2±4,1	0.32 ± 0.08
6	Дегелен	Штольня 609	0,035 ± 0,017	22,0±11,0	
7	Дегелен	Штольня 104	0,21 ± 0,10	130,0±65,0	0.31 ± 0.04
8	Дегелен	Штольня 177	0,18 ± 0,09	112,0±56,0	
9	Дегелен	Штольня 385			0.25 ± 0.13
10	Курчатов	р. Иртыш	< 0,003	<2	

По представленным в таблице 8 значениям можно отметить, что концентрация ^{99}Tc в штольневых водах изменяется в широком диапазоне значений от <2 до 130 мБк/л. Максимальная концентрация, достигающая 130 мБк/л, установлена в штольне №104. Выявлено наличие ^{36}Cl в штольневых водах, при этом его концентрация не превышает 0.4 Бк/л, что является, безусловно, безопасным уровнем, однако факт его наличия важен, так как этот показатель может быть использован как индикатор миграционных процессов.

Для изучения миграционных свойств техногенных радионуклидов в поверхностных водотоках на различных расстояниях от портала штолен были отобраны пробы воды. Результаты лабораторных анализов показали следующую картину: наибольшие концентрации ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде обнаруживаются при выходе водотоков из штолен. При удалении от штолен содержание данных радионуклидов уменьшается. На графике, представленном на рисунке 12, видно, что наибольшие концентрации $^{239+240}$Pu, ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде обнаруживаются вблизи порталов штолен.

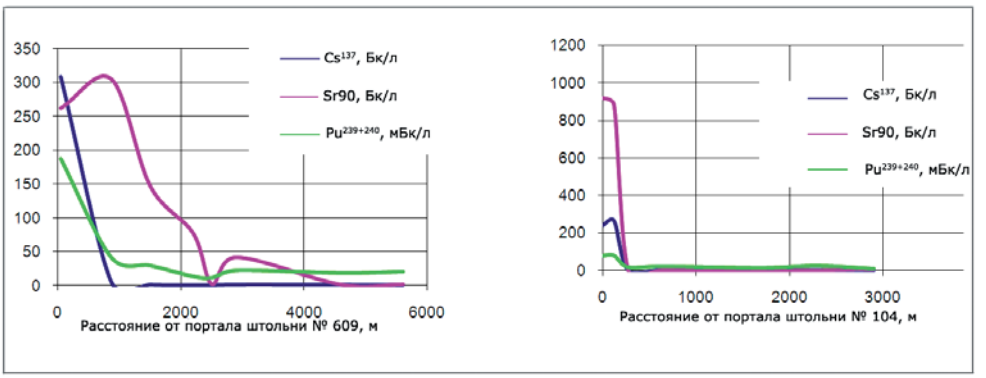


Рисунок 12. График зависимости содержания радионуклидов от расстояния до порталов штолен

При удалении от порталов концентрации радионуклидов уменьшаются, наиболее вероятно, за счет сорбции или оседания радиоактивных частиц. Однако часть радионуклидов, вероятно, в растворенном или коллоидном состояниях мигрирует на большие расстояния. Вдоль русел ручьев дальше всех водой переносится ^{90}Sr [1].

Таким образом, относительно миграционных свойств техногенных радионуклидов в водной среде, находящейся в контакте с донными отложениями, наблюдается следующая картина $^{3}H > ^{90}Sr > ^{137}Cs > ^{239+240}Pu$. Стоит отметить, что концентрации всех радионуклидов на некотором расстоянии (причем значительном) становятся ниже, чем уровень вмешательства при поступлении с водой для населения [14], и эти воды можно использовать для хозяйственных нужд.

Ручьи. Результаты изучения динамики дебита водотоков и содержания техногенных радионуклидов в поверхностных водах основных поверхностных водотоков Узынбулак, Карабулак и Байтлес на участках их выхода за пределы гор Дегелен показали следующую картину. Как правило, в 1 квартале года поверхностный сток воды отсутствует из-за низких температур воздуха. В апреле начинают функционировать ручей Байтлес и правый приток ручья Карабулак.

Наиболее стабильным поверхностным водотоком обладает ручей Узынбулак, максимальная интенсивность потока в котором наблюдается в мае и июне из-за снеготаяния и атмосферных осадков (Таблица 9*)*.

Таблица 9.

Содержание радионуклидов в поверхностных потоках

№ п\п	Место отбора пробы	Дата. Месяц, год	Дебит, л/мин	Удельная активность радионуклидов	
				^{137}Cs, Бк/л	^{3}H, кБк/л
1	Ручей Узынбулак	04.2001 06.2001 10.2001 06.2002	14276 3103 2948 459	<2 нет данных 5±2 <2	108±7 91±8,4 173±14 108±9
2	Ручей Байтлес	04.2001 03.2002	3000 105	3,5±1,9 <2	130±11 142±12
3	Правый приток ручья Карабулак	04.2001 03.2002	1588 1688	6,6±2 <2	86±8 57±6

Как видно из таблицы 9, ручьи в период функционирования потоков несут интенсивное загрязнение ^{3}H. Наиболее высоким содержанием ^{3}H отличаются воды ручья Байтлес, берущего начало на южных склонах гор Дегелен, и ручья Узынбулак, имеющего самую большую площадь водосбора на участке. Появление ^{137}Cs спорадическое и в количествах ниже допустимых значений для питьевой воды. Отсутствие в воде ^{137}Cs обязано, вероятно, высокой сорбционной способности илистых и глинистых частиц в аллювиальных отложениях, где возможно его осаждение [7].

2. МИГРАЦИЯ РАДИОНУКЛИДОВ ЗА ПРЕДЕЛЫ ГОРНОГО МАССИВА "ДЕГЕЛЕН"

В 1999 г были начаты исследования с целью установления параметров распространения радионуклидов в водной среде за пределы горного массива. Для характеристики подземных вод были пробурены гидрогеологические скважины во всех основных долинах, выходящих из гор в разных направлениях (Рисунок 13).

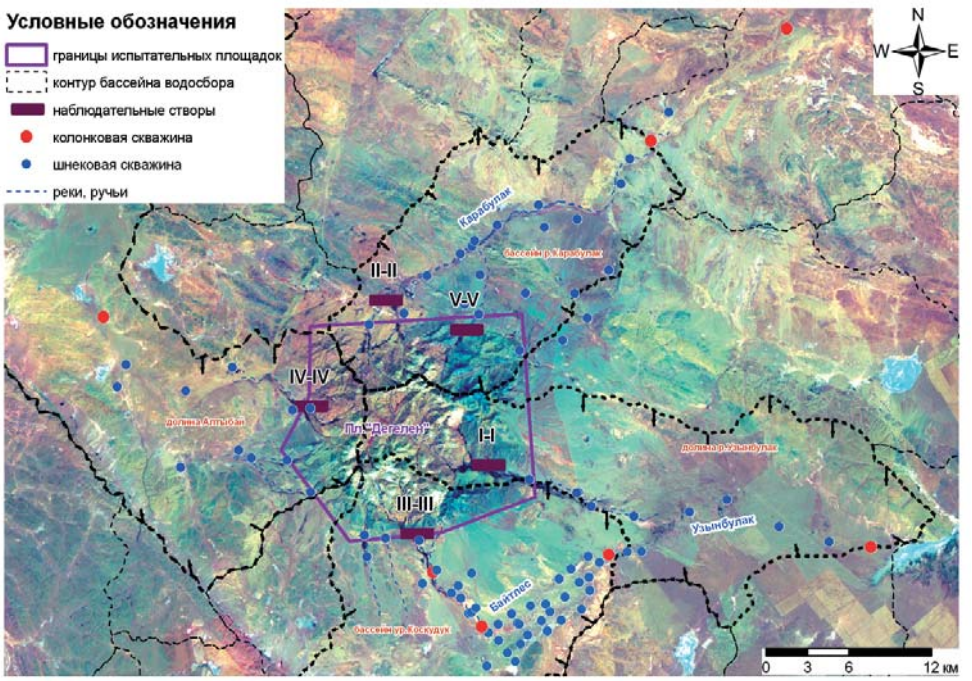


Рисунок 13. Горный массив Дегелен. Схема расположения основных долин

В данной главе будут рассмотрены результаты радиоэкологических исследований подземных вод на участках Узынбулак, Байтлес, Карабулак и Алтыбай.

2.1. Участок ручья Узынбулак

2.1.1. Гидрогеологические условия долины ручья Узынбулак

По имеющимся данным долина ручья Узынбулак является основной водной артерией массива Дегелен и, следовательно, основным каналом миграции радиоактивных продуктов ПЯВ. В связи с чем, более детальные исследования по изучению радиоактивного загрязнения подземных вод проведены в долине ручья Узынбулак.

Участок долины Узынбулак внутри горного массива Дегелен.

Схема расположения скважин, пробуренных для изучения состояния поровых вод в долине ручья Узынбулак внутри горного массива Дегелен, показана на рисунке 14.

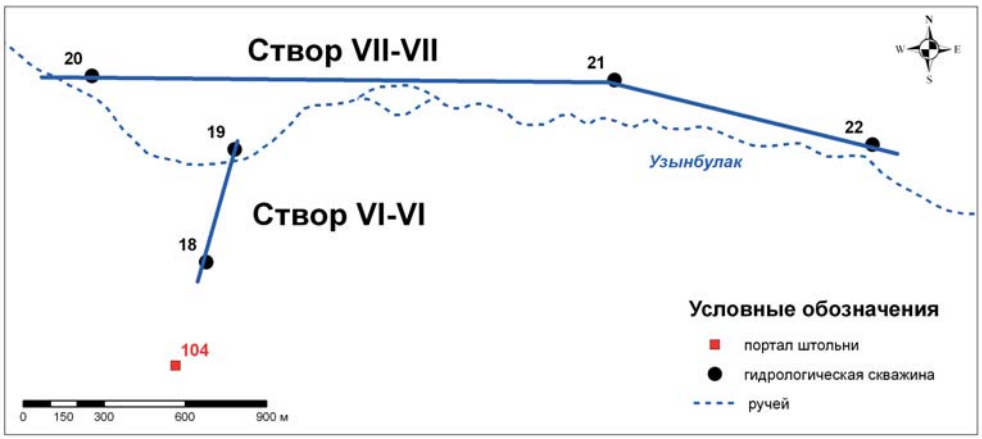


Рисунок 14. Схема расположения гидрогеологических скважин в районе штольни 104

Основной задачей данной работы являлось изучение возможного вклада штольневых вод в процесс радионуклидного загрязнения подземных вод. В районе штольни № 104 оборудовано два гидрогеологических наблюдательных створа, показанных на рисунке 14. Основной задачей скважин на створе VI-VI является изучение водного потока на участке между штольней № 104 и руслом ручья Узынбулак. Здесь пробурены гидрогеологические скважины 18 и 19, вскрывающие грунтовые воды, мигрирующие в направлении ручья. Скважина 18 расположена на выходе лога, по которому транспортируются воды из штольни № 104 в долину Узынбулак. Здесь заканчивается заболоченный участок, вызванный потоком из штольни, и вода перемещается подземным путём в аллювиально-пролювиальных отложениях. Скважина 19 находится около сочленения этого потока с грунтовыми водами долины Узынбулак. Створ VII-VII расположен вдоль русла ручья Узынбулак с целью изучения состояния грунтовых вод в самой крупной долине участка "Дегелен" с обширным водосбором. В створе пробурено 3 скважины: 20, 21 и 22. Скважина 20 пробурена примерно в 700 м от скважины 19 вверх по долине. Она пробурена для оценки загрязнённости грунтовых вод выше впадения подземного потока от штольни № 104. Скважины 21 и 22 расположены вниз по долине соответственно в 1,2 и 2,2 км от того же впадения бокового притока со стороны штольни № 104.

Глубина скважин, вскрывающих грунтовые воды, не превышает 4,2 м. В верхней части разреза залегает почвенно-растительный слой, подстилаемый водоносными супесями. Ниже 1,4 – 2,5 м залегают пески с щебнем. Уровень грунтовых вод находится на глубине 0,6 – 1,9 м. Данные по скважинам приведены в таблице 10.

Таблица 10.

Параметры гидрогеологических скважин

Номер створа, название ручья	Номер скважины	Глубина скважины, м	Уровень грунтовых вод, м
VI-VI, р.Узынбулак	19	4,0	1,9
	18	4,2	1,1

Номер створа, название ручья	Номер скважины	Глубина скважины, м	Уровень грунтовых вод, м
VII-VII, р.Узынбулак	20	4,0	1,1
	21	3,8	0,6
	22	3,2	0,6

Участок выхода долины Узынбулак за границы горного массива Дегелен. Для изучения состояния поровых вод на участке выхода долины Узынбулак за пределы гор Дегелен оборудован створ I-I, состоящий из четырех скважин: 10, 11, 12 и 13, три из которых вскрыли грунтовые воды (Рисунок 15).

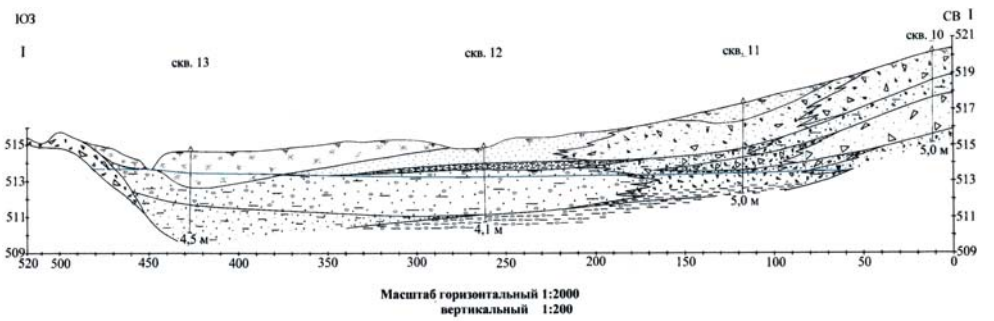


Рисунок 15. Ручей Узынбулак. Геологический разрез по створу I-I

Створ I-I находится в долине ручья Узынбулак, в 2,5 км к востоку от штольни № 104 (Рисунок 14). Створ ориентирован на северо-запад 10^0. Длина створа 520 м. Основные сведения о скважинах представлены в таблице 11.

Таблица 11.

Сведения о гидрогеологических скважинах

Номер створа, название ручья	Номер скважины	Глубина скважины, м	Уровень грунтовых вод, м
I-I, р. Узынбулак	10	5,0	безводная
	11	5,0	3,8
	12	4,1	1,6
	13	4,5	1,3
	16	45,5	2,85
	17	43,0	2,9

Водоносный горизонт, связанный с поверхностными водами ручья, представлен валунно-галечными и гравийными отложениями с песчаным заполнителем. Ниже по разрезу залегают водоупорные глины неогена, которые отделяют грунтовые поровые воды от регионального бассейна трещинных вод.

Стоит отметить, что в районе створа I-I присутствуют в разрезе водоупорные глины, которые разобщают грунтовые воды с горизонтом трещинных вод. Для изучения особенностей распределения техногенных радионуклидов в подземных поровых

и трещинных водах на створе I-I пробурены гидрогеологические скважин 16 и 17 (Рисунок 16).

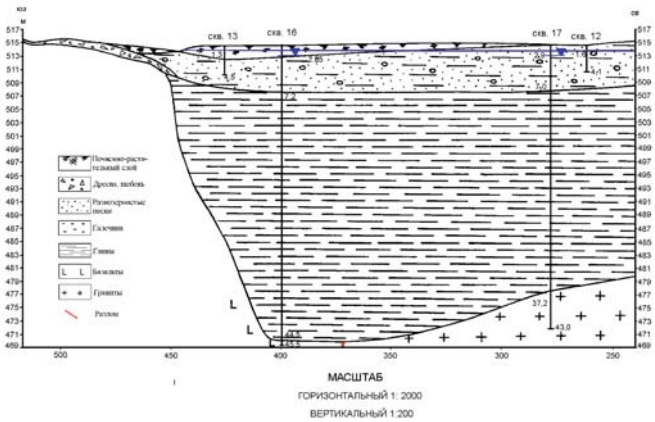


Рисунок 16. Геологический разрез по створу скважин 16 и 17

Горизонт поровых грунтовых вод был изолирован обсадными трубами до глубины 8 м. Мощность глин по скважинам составила 30-37,3 м. Уровень грунтовых вод установился на отметке 2,85-2,9 м. Пьезометрический уровень напорных трещинных вод находится на 1,3-1,55 м ниже уровня грунтовых вод. Вдоль наиболее погруженного участка палеозойского фундамента прослеживается зона разлома, отделяющая граниты левого борта от базальтов правого борта долины Узынбулак. Поэтому вмещающие водоносный горизонт породы имеют разный состав.

Для изучения состояния поровых вод за границами горного массива Дегелен в пределах микробассейна Узынбулак было пробурено 6 шнековых скважин (1U, 2U, 3U, 4U, 5U, 6U) и одна колонковая скважина (34P) для изучения состояния трещинных вод (Рисунок 17).

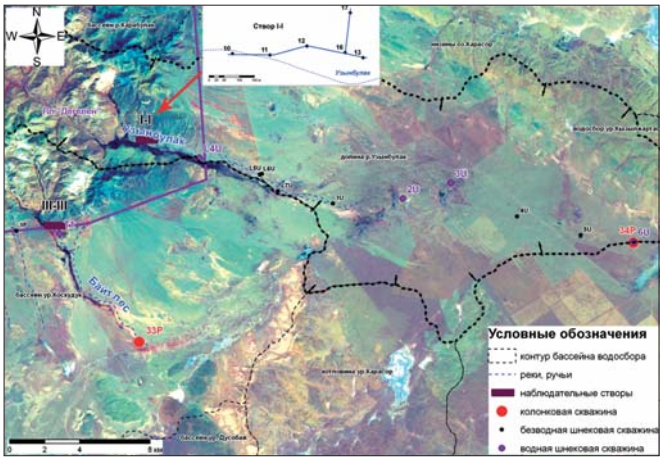


Рисунок 17. Площадка "Дегелен". Схема расположения скважин в районе микробассейна Узынбулак

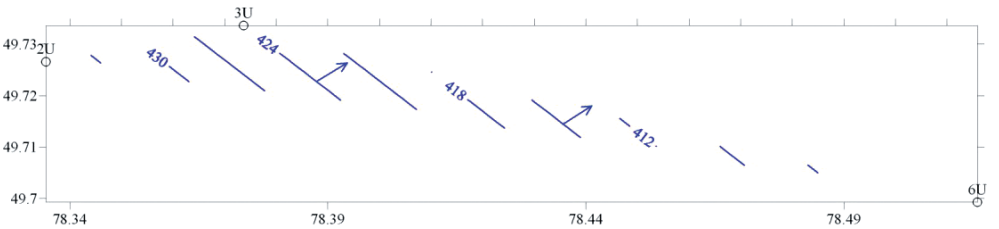
Сведения о 6 скважинах, пробуренных для изучения гидрогеологических условий, приведены в таблице 12.

Таблица 12.

Горный массив Дегелен. Скважины, пробуренные для изучения гидрогеологических условий микробассейнов

№ п/п	Номер скважины	Координаты		Глубина скважины, м.	Уровень грунтовых вод, м
		СШ	ВД		
1	1U	49° 43' 30,9"	78° 16' 50,0"	15,0	безводная
2	2U	49° 43' 34,7"	78° 20' 10,1"	5,0	3,5
3	3U	49° 44' 0,0"	78° 22' 28,0"	4,7	3,0
4	4U	49° 42' 52,2"	78° 25' 32,6"	15,0	безводная
5	5U	49° 42' 12,0"	78° 28' 30,2"	15,0	безводная
6	6U	49° 41' 56,3"	78° 30' 59,9"	6,0	2,7
7	34P	49° 41' 53,89"	78° 31' 1,62"	52,0	2,0

По результатам проведённых работ составлена карта гидроизогипс водоносного горизонта поровых вод (Рисунок 18).



Стрелка - направление движения подземных вод

Рисунок 18. Карты гидроизогипс водоносного горизонта поровых вод на участке Узынбулак

Анализ карты гидроизогипс показывает, что подземные воды в микробассейне Узынбулак фильтруются в юго-восточном направлении. Для опробования водоносного горизонта четвертичных отложений в 3 водных скважинах из 6 шнековых выполнены опытно-фильтрационные работы (ОФР), которые заключались в проведении наливов. Наливы проводились при постоянном дебите (Q = const). По результатам наливов выполнен расчет коэффициента фильтрации (*K*) и удельного водопоглощения (*q*). Результаты ОФР приведены в таблице 13.

Таблица 13.

Площадка "Дегелен". Фильтрационные параметры по результатам наливов в скважины

№ п/п	Номер скважины	K, м/сут	Q, м^3/ч	q, м^3/ч
1	3U	0,10	0,10	0,02
2	6U	0,06	0,07	0,09

По фильтрационным характеристикам водовмещающие породы можно классифицировать как слабопроницаемые, а в скважине 6U – весьма слабопроницаемые (K>0.1 м/сут) [6].

Таким образом, результаты гидрогеологических исследований подземных вод, распространенных в пределах долины ручья Узынбулак, показали следующую картину:

- в пределах долины Узынбулак распространены два типа подземных вод – поровые и трещинные воды;
- водоносный горизонт поровых вод представлен валунно-галечными и гравийными отложениями с песчаным заполнителем, трещинные воды распространены в гранитах, базальтах и алевролитах;
- поровые воды изолированы от трещинных вод глинистыми отложениями, мощность которых достигает 40 м;
- уровень грунтовых вод внутри горного массива Дегелен находится на глубинах от 0,6 до 2,0 м. При выходе за пределы горной местности снижается до 3,0 м;
- уровень трещинных вод в пределах створа I-I находится на глубине до 4,5 м за пределами горной местности в скважине 34P − на глубине 2 м;
- подземные воды в микробассейне Узынбулак фильтруются в юго-восточном направлении. По фильтрационным характеристикам водовмещающие породы можно классифицировать как слабопроницаемые, весьма слабопроницаемые.

2.1.2. Радионуклидное загрязнение подземных вод на участке ручья Узынбулак

В таблице 14 представлены результаты лабораторных анализов подземных вод, отбираемых из скважин.

Таблица 14.

Участок "Дегелен". Результаты лабораторных анализов проб подземных вод

Номер скважины	^{137}Cs, Бк/кг	^{90}Sr, Бк/кг	$^{239+240}$Pu, Бк/кг	^{3}H, кБк/кг
13 (створ I-I)	<2	*	*	130±12
18 (створ VI-VI)	<2	*	*	185±17
19 (створ VI-VI)	<2	*	*	80±7
21 (створ VII-VII)	<2	*	*	140±45
22 (створ VII-VII)	<2	*	*	105±9
16 (створ I-I)	<2	*	*	40±4
17 (створ I-I)	<2	*	*	*
L4U	<0,05	3,00±0,03	0,72±0,02	51±5,1
2U	<0,01	<0,01	0,03	2,2±0,22
3U	<0,01	<0,01	0,05	0,045±0,007
6U	<0,05	2,5±0,2	<0,001	23±2,3
34P	<0,02	<0,01	*	0,06±0,01
* - измерений не проводилось				

Исследования характера распространения техногенных радионуклидов в поровых водах в районе штольни № 104 показали следующую картину. В грунтовой воде скважины 18, расположенной в одном логу со штольней № 104, содержание ^{3}H аналогично его содержанию в потоке из штольни. Если учесть также идентичность химического состава этих вод, то можно полагать, что основным источником грунтовых вод в скважине 18 является поток из штольни № 104. Является знаменательным отсутствие ^{137}Cs в воде скважины 18, хотя в потоке из штольни его содержание составляет от 190 до 230 Бк/л. Объяснением этого явления может служить высокая сорбционная способность отложений, сквозь которые фильтруются воды потока из штольни. Можно полагать, что распространение загрязнения окружающей среды ^{137}Cs потоками из штолен ограничивается ближайшей зоной перед порталами.

Вода в скважине 19, расположенной в центральной части долины напротив скважины 18, имеет меньшее загрязнение ^{3}H. Эта вода характеризует грунтовые воды, поступающие с верховьев долины. Вниз по долине отмечается увеличение содержания ^{3}H в грунтовых водах, особенно на участке скважины 21. Здесь происходит впадение левого притока, в бортах которого расположено 10 штолен, в том числе, штольни № 802, 195, 196 и 203. Поверхностный поток из штольни № 802 спорадически проявляется до настоящего времени. В остальных упомянутых штольнях поверхностные потоки отмечались только до запечатывания порталов. Воды этих потоков имеют интенсивное загрязнение ^{3}H. Содержание ^{3}H в грунтовых водах по мере приближения к створу I-I несколько понижается и становится равным содержанию ^{3}H в поверхностном потоке ручья Узынбулак.

В потоке подземных вод, выходящем за пределы гор Дегелен, содержание ^{137}Cs в грунтовых водах находится на уровне максимально допустимой активности (МДА). Тогда как концентрация ^{3}H в подземных водах значительно превышает уровень вмешательства при поступлении с водой для населения, равного 7700 Бк/л, и достигает 130 кБк/л. В то же время, в подземных водах, вскрытых под глинами неогена (скважины 16 и 17) на данном участке, ^{3}H присутствует в количестве от 10 до 40 кБк/л, что является ниже, чем в других известных водах Дегелена. Скорее всего, этот участок характеризуется слабым водообменом и наличием застойных явлений.

Исследования по изучению характера выноса техногенных радионуклидов по долине ручья Узынбулак с потоком подземных вод за пределы горного массива Дегелен показали, что содержание ^{137}Cs во всех исследованных пробах подземных вод находилось ниже МДА. Количественные значения ^{90}Sr установлены только в скважинах 6U (2,5 Бк/кг) и скважине L4U (3,0 Бк/кг). Скорее всего, наличие ^{90}Sr в данных скважинах связано с тем, что они расположены в пределах границ горного массива Дегелен, где характерно для подземных вод присутствие данного радионуклида.

Наличие $^{239+240}Pu$ было установлено в трех скважинах: 3U, 2U и L4U, с содержанием от 0,03 до 0,7 Бк/кг. Повышенное содержание $^{239+240}Pu$, скорее всего, связано с близостью данной скважины к местам проведения ПЯВ на площадке "Дегелен". Стоит отметить, что наличие $^{239+240}Pu$ в подземных водах горного массива Дегелен не является характерным, в связи с чем, данный факт требует перепроверки и более детального изучения.

Основным радиоактивным загрязнителем подземных вод является ^{3}H. Концентрация ^{3}H в грунтовых водах в пределах основного русла изменялась со 185 до

23 кБк/л. На фоне общего снижения концентрации ^{3}H от скважины 3U (0,045 кБк/кг) отмечено существенное повышение его концентрации к скважине 6U (23 кБк/кг). Объяснением подобного поведения могут быть две причины. По всей видимости, миграция техногенных радионуклидов с подземными водами по долине ручья Узынбулак, как и на других исследуемых направлениях (Карабулак и Алтыбай), имеет жильный (паутинообразный) характер. В подобных случаях значения концентраций радионуклидов на одном направлении могут изменяться в десятки и более раз. Другой причиной резкого повышения концентрации ^{90}Sr и ^{3}H, может быть вызвано подтоком загрязненных подземных вод с площадки "Телькем", поскольку скважина 6U расположена на расстоянии всего 4,5 км от эпицентров экскавационных ядерных взрывов "Телькем-2".

По результатам анализа данных, полученных при шнековом бурении, на участке Узынбулак выбрано место, где была оборудована одна гидрогеологическая скважина 34Р. Скважиной вскрыты трещинные подземные воды. Значение концентрации ^{3}H в подземных трещинных водах (0,06 кБк/л) в этой точке значительно ниже, чем в поровых водах (23 кБк/л), что говорит об отсутствии взаимосвязи между данными типами вод на этом участке [7, 8].

2.2. Участок ручья Байтлес

2.2.1. Гидрогеологические условия участка ручья Байтлес

Долина ручья Байтлес расположена в юго-восточной части горного массива Дегелен. Русло ручья Байтлес прослеживается на расстояние более 10 км от гор Дегелен. Поверхностные воды ручья имеют сезонный характер.

Для изучения состояния поровых вод, выходящих за пределы горного массива Дегелен, оборудован створ III-III, состоящий из трех скважин: 4, 5 и 6 (Рисунок 19).

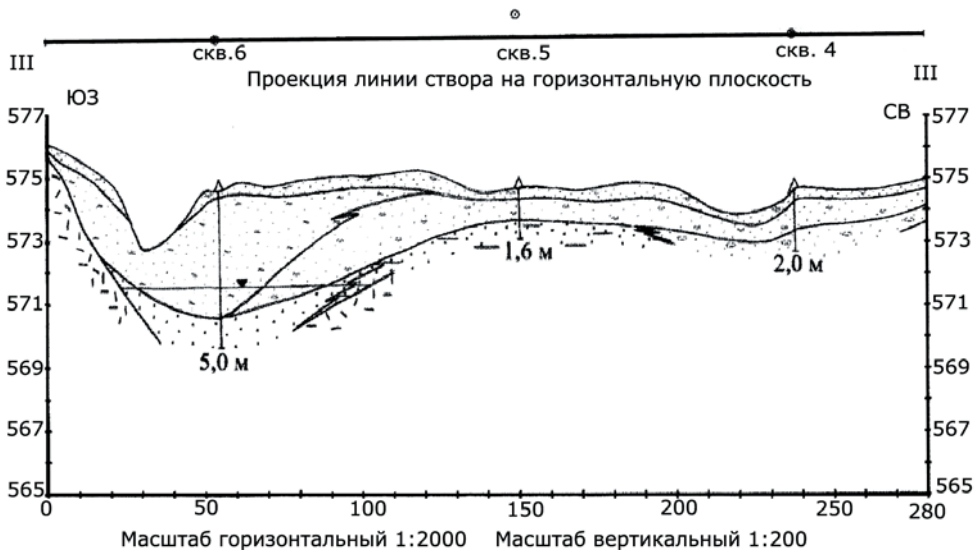


Рисунок 19. Ручей Байтлес. Геологический разрез по створу III-III

Створ III-III размещен в долине ручья Байтлес, в 4 км к югу от штольни 609. Направление створа – северо-восток 55^0, длина створа 280 м. Русло долины хорошо выражено в разрезе и смещено в сторону юго-западного борта. Мощность аллювиальных отложений в русле превышают 5 м (скважина 6), грунтовые воды залегают на глубине 3 м. Аллювиальные отложения представлены водоносными суглинками и песками. Скважины 4 и 5 вскрыли валунно-глыбовые отложения. Грунтовые воды в них отсутствуют.

Для изучения состояния подземных вод, распространенных в пределах ручья Байтлес, урочище Коскудук, было пробурено 40 шнековых скважин глубиной до 6 м (Рисунок 20). Для долгосрочного мониторинга поровых вод оборудованы три наблюдательные скважины (11, 30А, 36) и одна колонковая скважина (33Р) для изучения состояния трещинных вод. Координаты устьев пробуренных скважин и результаты определения уровня грунтовых вод в тех из них, которые оказались водными, приведены в таблице 15.

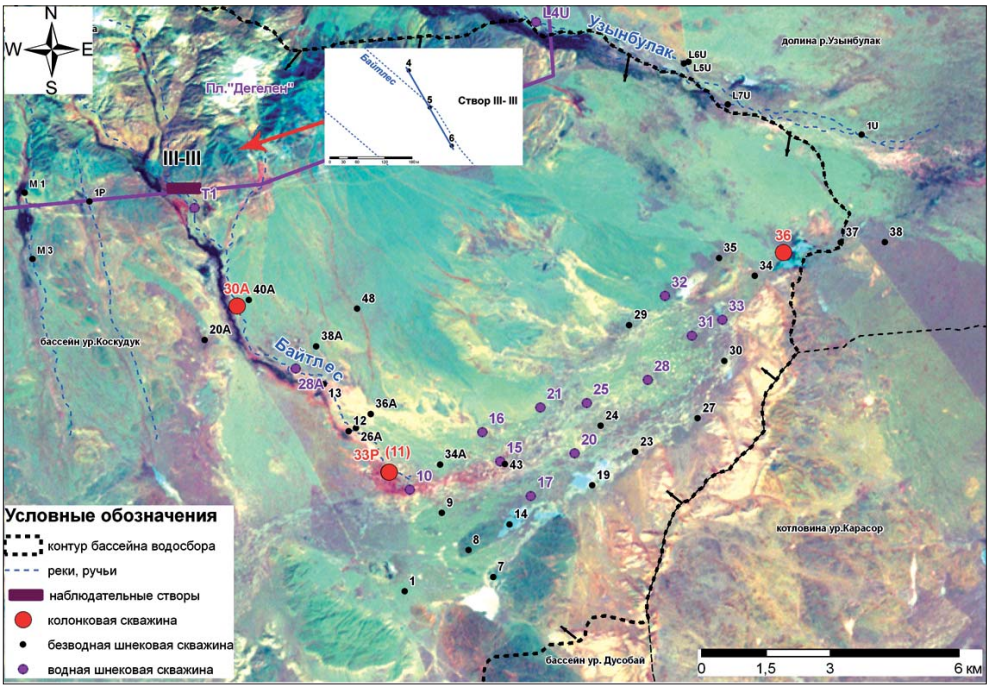


Рисунок 20. Долина ручья Байтлес. Схема расположения скважин

Таблица 15.

Участок Байтлес. Основные сведения о гидрологических скважинах

№ п/п	Номер скважины	Координаты		Уровень грунтовых вод, м
		СШ	ВД	
1	20А	78° 03' 55,6"	49° 41' 17,1"	безводная
2	30А	78° 04' 34,7"	49° 41' 41,8"	2,1
3	40А	78° 04' 48,7"	49° 41' 46,0"	безводная
4	28А	78° 05' 39,8"	49° 40' 52,7"	2,1
5	38А	78° 06' 05,0"	49° 41' 08,8"	безводная
6	48	78° 06' 54,4"	49° 41' 36,0"	безводная
7	13	78° 06' 11,9"	49° 40' 40,1"	безводная
8	26А	78° 06' 47,0"	49° 40' 06,0"	безводная
9	36А	78° 07' 05,0"	49° 40' 16,1"	безводная
10	12	78° 06' 38,4"	49° 40' 03,9"	безводная
11	11	78° 07' 23,2"	49° 39' 31,7"	3,15
12	10	78° 07' 46,6"	49° 39' 17,9"	2,5
13	34А	78° 08' 23,2"	49° 39' 35,9"	безводная
14	16	78° 09' 13,6"	49° 39' 58,9"	5,4
15	21	78° 10' 22,6"	49° 40' 15,7"	3
16	29	78° 12' 10,1"	49° 41' 14,9"	безводная
17	32	78° 12' 53,1"	49° 41' 35,8"	2,8
18	35	78° 13' 57,9"	49° 42' 02,5"	безводная
19	9	78° 08' 22,9"	49° 38' 59,3"	безводная
20	15	78° 09' 33,1"	49° 39' 36,4"	2,8
21	43	78° 09' 38,5"	49° 39' 34,2"	безводная
22	25	78° 11' 16,8"	49° 40' 17,6"	2,5
23	1	78° 07' 36,0"	49° 38' 01,4"	безводная
24	8	78° 08' 51,9"	49° 38' 30,5"	безводная
25	14	78° 09' 41,0"	49° 38' 48,5"	безводная
26	17	78° 10' 07,2"	49° 39' 09,3"	2,25
27	20	78° 11' 00,4"	49° 39' 40,1"	2,35
28	24	78° 11' 31,9"	49° 39' 59,9"	безводная
29	28	78° 12' 28,7"	49° 40' 33,1"	2,8
30	31	78° 13' 22,3"	49° 41' 05,0"	3,2
31	33	78° 13' 58,5"	49° 41' 15,9"	2,5
32	34	78° 14' 38,5"	49° 41' 47,9"	безводная
33	36	78° 15' 12,6"	49° 42' 04,6"	1,5
34	37	78° 16' 20,2"	49° 42' 10,3"	безводная
35	38	78° 17' 11,4"	49° 42' 09,1"	безводная
36	7	78° 09' 19,4"	49° 38' 09,5"	безводная
37	19	78° 11' 19,3"	49° 39' 15,4"	безводная
38	23	78° 12' 10,8"	49° 39' 39,2"	безводная

№ п/п	Номер скважины	Координаты		Уровень грунтовых вод, м
		СШ	ВД	
39	27	78° 13' 25,1"	49° 40' 02,6"	безводная
40	30	78° 13' 59,0"	49° 40' 44,8"	безводная
41	33Р	78° 07' 26,04"	49° 39' 30,73"	4,6

Скважина 30А находится в предгорьях Дегелена, что позволит наблюдать за общим количеством техногенных радионуклидов, поступающих в подрусловые воды ручья Байтлес. Скважина 11 пробурена на выходе ручья Байтлес в долину и позволит контролировать воды, впадающие в долинные подземные воды. Скважина 36 находится на выходе из долины, питаемой, преимущественно, водами ручья Байтлес, в долину ручья Узынбулак. Эта наблюдательная скважина позволит наблюдать за водами, поступающими в долину ручья Узынбулак. Таким образом, выбранные скважины позволят контролировать поступление радионуклидов по долине ручья Байтлес в урочище Коскудук и далее в долину ручья Узынбулак.

Как следует из таблицы 15, из 41 скважины водоносный горизонт вскрыли 16. Большинство безводных скважин расположено по периферии участка.

В 10 скважинах проведены опытно-фильтрационные работы методом наливов. Результаты расчетов приведены в таблице 16.

Таблица 16.

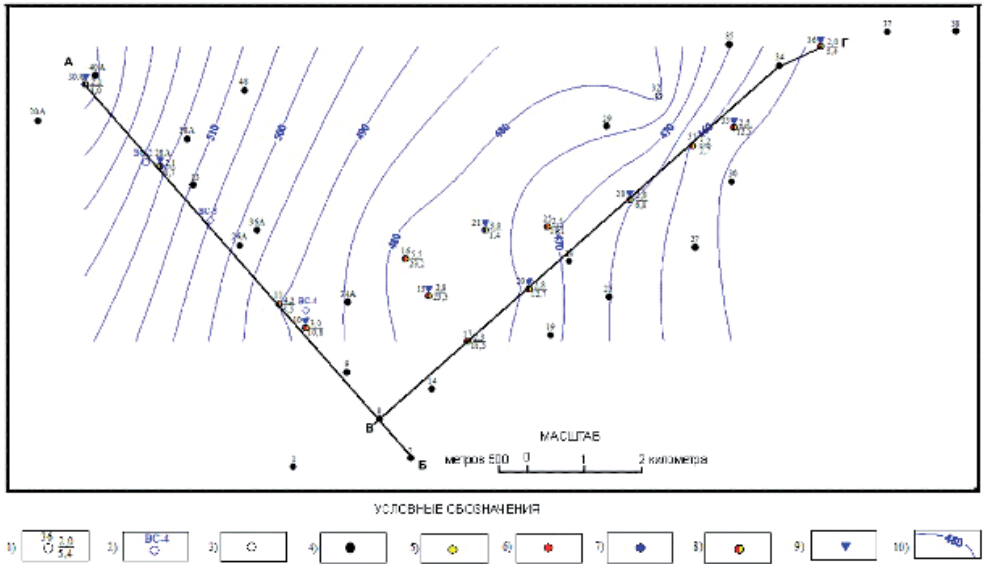
Результаты опытно-фильтрационных работ в скважинах

№ п/п	Номер скважины	К, м/сут	q, м^3/час	№ п/п	Номер скважины	К, м/сут	q, м^3/час
1	30А	1,2	0,34	6	32	2,0	0,45
2	20	1,4	0,51	7	28	1,6	2,13
3	28А	1,5	0,32	8	15	1,2	3,17
4	21	1,5	0,49	9	10	1,3	0,96
5	36	0,9	0,48	10	33	0,9	0,49

Как видно из таблицы 16, скорость фильтрации изменяется в пределах 0,9 – 2 м/сут, при этом она различна для северо-западной и южной частей изучаемой площади. Значения удельного водопоглощения имеют больший разброс: от 0,45 м^3/час (скважина 32) до 3,17 м^3/час (скважина 15).

С использованием имеющихся данных построена схематическая гидрогеологическая карта (Рисунок 21).

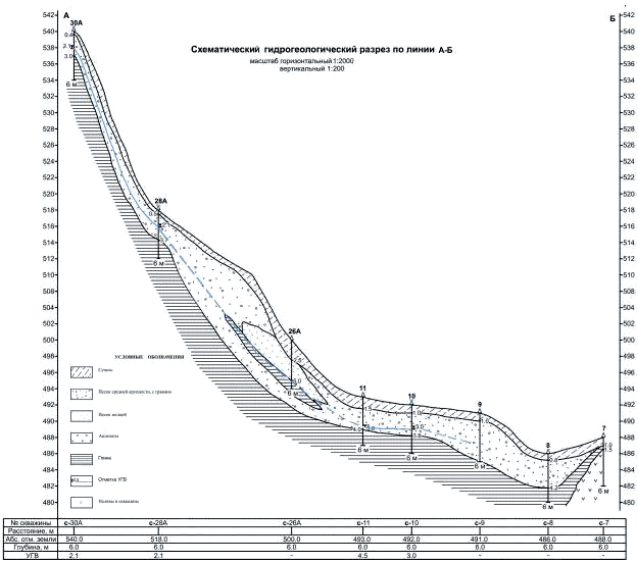
Подземные воды приурочены к делювиально-пролювиальным песчано-гравийным отложениям верхнечетвертичного современного возраста. Сверху водоносный горизонт перекрыт современными четвертичными супесями и суглинками, снизу почти повсеместно развиты водоупорные глины, предположительно неогенового возраста, которые изолируют горизонт поровых вод, вскрытый скважинами, от нижележащего горизонта трещинных вод. Уровень грунтовых вод залегает на глубине 1,5 – 3,2 м (в скважине 16 – 5,4 м). Мощность водоносного горизонта изменяется от 1,0 м до 2,0 м, подземные воды безнапорные, лишь на участках развития глинистых линз приобретают слабый (до 0,5 м) напор.



Скважина: 1 – номер (вверху); уровень воды, м (числитель), минерализация в г/дм^3 (знаменатель); 2 - пробуренная в 2007 г; 3 - без определения химсостава; 4 - безводная. Химсостав подземных вод: 5 - преобладание сульфатного аниона; 6 - преобладание хлоридного аниона; 7 - преобладание гидрокарбонатного аниона; 8 -смешанный; 9 - опытные наливы; 9 - гидроизогипсы с абсолютной отметкой линии в м

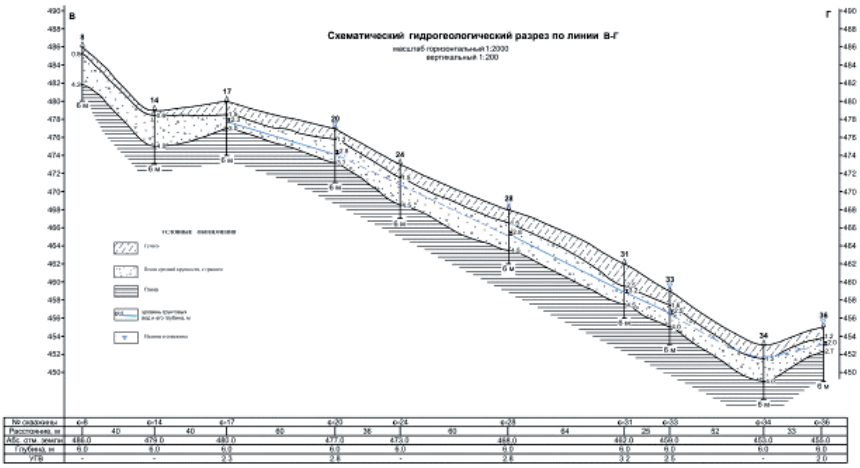
Рисунок 21. Микробассейн ручья Байтлес. Схематическая гидрогеологическая карта

По двум линиям: А-Б и В-Г, обозначенным на рисунке 21, построены схематические гидрогеологические разрезы (Рисунок 22).



№ скважины	с-39А	с-28А	с-26А	с-11	с-10	с-9	с-8	с-7
Расстояние, м								
Абс. отм. земли	542,0	518,0	500,0	493,0	492,0	491,0	488,0	488,0
Глубина, м	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0
УГВ	2,1	2,1	-	4,5	3,0	-	-	-

а)



б)

Рисунок 22. Участок Байтлес. Схематические гидрогеологические разрезы:
По полученным данным построена трехмерная модель поверхности подземного потока (Рисунок 23).

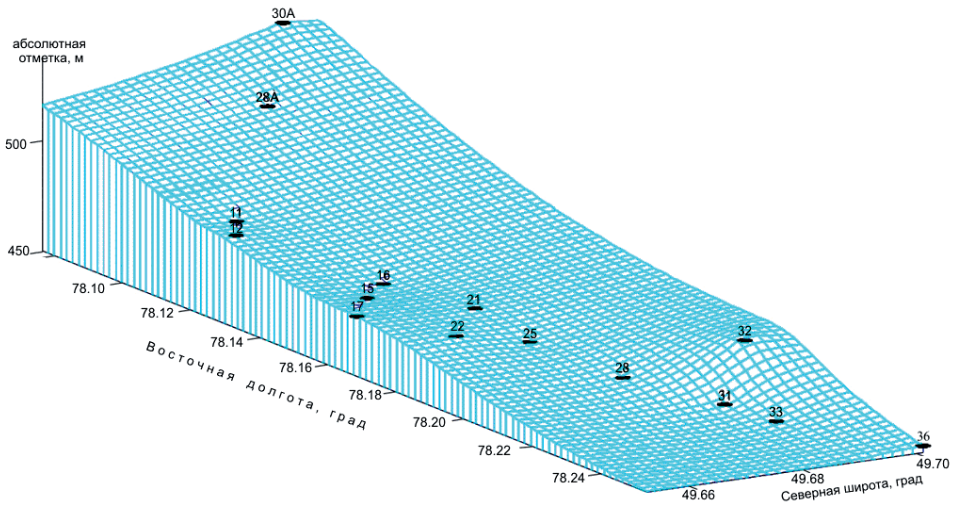


Рисунок 23. Участок Байтлес. Трехмерная модель поверхности подземного водного потока

По результатам гидрогеологических исследований подземных вод, распространенных в пределах долины ручья Байтлес, можно сделать следующие выводы:

- в пределах долины ручья Байтлес распространены два типа подземных вод – поровые и трещинные;
- поровые воды приурочены к делювиально-пролювиальным песчано-гравийным отложениям верхнечетвертичного современного возраста, трещинные воды распространены в песчаниках;

- уровень грунтовых вод залегает на глубине 1,5 – 3,2 м (в скважине 16 – 5,4 м). Мощность водоносного горизонта изменяется от 1,0 до 2,0 м, подземные воды безнапорные, лишь на участках развития глинистых линз приобретают слабый (до 0,5 м) напор. Уровень трещинных вод в скважине 33Р находится на глубине 4,6 м;
- скорость фильтрации поровых вод изменяется в пределах 0,9 – 2 м/сут, при этом она различна для северо-западной и южной частей изучаемой площади.

2.2.2. Радионуклидное загрязнение подземных вод на участке ручья Байтлес

Лабораторные анализы проб подземных вод проводились на определение содержания следующих радионуклидов: ^{137}Cs, ^{90}Sr и ^{3}H. В таблице 17 представлены результаты анализов по определению концентрации трития в воде.

Таблица 17.

Участок Байтлес. Результаты лабораторных анализов проб подземных вод

№ п/п	Номер скважины	^{137}Cs, Бк/кг	^{90}Sr, Бк/кг	$^{239+240}$Pu, Бк/кг	^{3}H, кБк/кг
1	10	<0,02	0,13±0,03	*	1±0,1
2	11	<0,05	0,03±0,01	*	10±1
3	15	0,04±0,02	<0,015	*	0,01±0,001
4	16	<0,06	<0,01	*	0,02±0,002
5	17	<0,03	<0,019	*	10±1
6	20	0,04±0,02	<0,01	*	0,02±0,002
7	21	*	*	*	0,011±0,001
8	25	<0,03	<0,05	*	2,7±0,25
9	28	<0,05	<0,02	*	0,015±0,003
10	28А	<0,03	<0,03	*	50±5
11	30А	<0,02	<0,03	<0,0034	100±10
12	31	<0,03	<0,02	*	0,015±0,003
13	32	*	*	*	0,011±0,001
14	33	<0,03	<0,007	*	1±0,1
15	36	<0,04	<0,006	*	10±1
16	6 (створ III-III)	<2	0,19±0,09	*	260±24
17	33Р	<0,02	1,0±0,01	*	9,5±0,5
18	Т1	<0,01	0,7±0,01	*	80±1
* - измерения не проводились					

Исследования по изучению характера выноса техногенных радионуклидов по долине ручья Байтлес с потоком поровых вод за пределы горного массива Дегелен показали, что для большинства изученных проб содержание ^{137}Cs находилось ниже МДА. Количественные значения ^{90}Sr установлены только в скважинах 10 (0,13 Бк/кг), 14 (0,03 Бк/кг) и скважине 6 (0,19 Бк/кг).

Основным радиоактивным загрязнителем подземных вод является ^{3}H. По представленным данным видно, что значения содержания ^{3}H в подземных водах на участке работ изменяются от 0,1 до 260 кБк/кг. Наибольшие значения характерны для подрус-

лового потока ручья на всем отрезке его течения от гор Дегелен до урочища Коскудук. Максимальная концентрация ^{3}H отмечена в скважине 6, расположенной на границе горного массива Дегелен.

По мере удаления от гор концентрация ^{3}H в воде заметно снижается, но, тем не менее, на участке полного исчезновения русла ручья в долине урочище Коскудук в пробе воды из скважины 17 концентрация ^{3}H в грунтовой воде достигает 10 кБк/ кг (8 км от скважины 30А). Для оценки характера распространения ^{3}H в грунтовых водах на территории урочища Коскудук данных пока недостаточно. Так, по ряду скважин (16, 15, 20), пробуренных через 1км, концентрация ^{3}H составила всего 0,01 – 0,02 кБк/л. Две скважины, пробуренные в предгорьях Кия, оказались безводными. В то же время, в точке 28, расположенной в центре неизученного участка, концентрация ^{3}H в свободной воде растений составила 1,5 кБк/л, что является косвенным свидетельством того, что грунтовые воды на данном участке имеют повышенное содержание ^{3}H. Заслуживает особого внимания факт наличия достаточно высоких значений содержания ^{3}H в грунтовых водах, распространенных в пределах северо-восточной границы урочища Коскудук (скважина 36, ^{3}H – 10 кБк/кг). Причинами резкого повышения концентрации ^{3}H могут являться ряд различных факторов. Во-первых, в данном случае мы можем иметь дело с совершенно разными потоками подземных вод, поступающих в урочище с гор Дегелена. При этом пока остается неизученным вопрос о характере распространения ^{3}H в водах регионального бассейна. В связи с чем, возможно, на этом участке происходит связь грунтовых вод с подземными водами зоны экзогенной трещиноватости с содержанием ^{3}H до 10 кБк/кг.

Концентрация техногенных радионуклидов ^{137}Cs, ^{90}Sr и ^{3}H в трещинных водах на данном участке, по данным скважины 33Р, достигает <0,01; 1,0 и 9500 Бк/л, соответственно. Примерно такие же значения характерны для поровых вод в ближайшей скважине 11, что говорит о возможной взаимосвязи поровых и трещинных вод на данном участке. При этом наличие ^{90}Sr в трещинных водах требует более детального изучения характера распространения этого радионуклида [7, 8].

2.3. Участок ручья Карабулак

2.3.1. Гидрогеологические условия долины ручья Карабулак

Долина ручья Карабулак вытянута в северо-восточном направлении. Русло ручья прослеживается на расстоянии до 40 км от горного массива Дегелен. Для характеристики потоков поровых вод, выходящих за пределы горного массива Дегелен, были заложены гидрогеологические створы II-II (Рисунок 24 и Рисунок 26) и V-V (Рисунок 25 и Рисунок 26).

Створ II-II находится в 4 км к северу от штольни № 511. Направление створа – северо-запад 300^{0}. В основном русле ручья пробурены скважины 1 и 2, вскрывшие грунтовые воды, и скважина 3. Створ расположен в 4 км от гор, поэтому в геологическом разрезе преобладают мелкообломочные аллювиальные отложения, представленные супесью и гравием с песчаным заполнителем. Грунтовые воды залегают на глубине – 0,5 – 0,8 м.

Створ V-V находится в долине правого притока ручья Карабулак, в 2,5 км к северо-востоку от штольни 504 (Рисунок 25 и Рисунок 26).

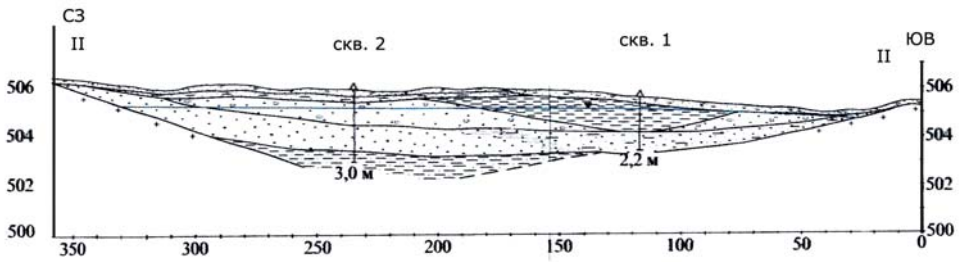


Рисунок 24. Бассейн ручья Карабулак. Геологический разрез по створу II-II

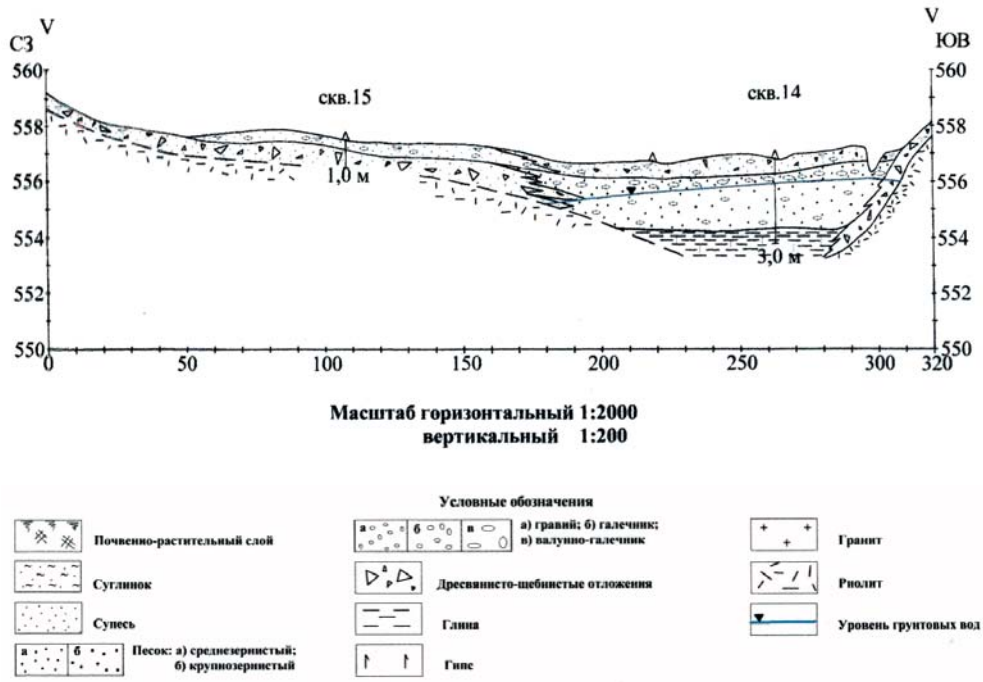


Рисунок 25. Бассейн ручья Карабулак. Геологический разрез по створу V-V

Основные общие данные по скважинам представлены в таблице 18.

Таблица 18.

Сведения о гидрогеологических скважинах

Номер створа, название ручья	Номер скважины	Глубина скважины, м	Уровень грунтовых вод, м
II-II, р. Карабулак	1	2,2	0,5
	2	3,0	0,8
	3	2,9	безводная
V-V, правый приток р. Карабулак	14	3,0	0,9
	15	1,0	безводная

Необходимость размещения второго профиля в речной системе Карабулак определяется тем обстоятельством, что расположенный в основной долине створ II-II позволяет контролировать только северо-западную часть гор. Истоки же правого притока находятся в районе наиболее радиоактивно загрязненных штолен.

Для изучения состояния поровых вод за пределами гор Дегелен, распространенных в пределах долины р.Карабулак, было пробурено 17 шнековых скважин (1К, 2К, 3К, 4К, 5К, 6К, 7К, 8К, 9К, 10К, 11К, 12К, 13К, 14К, 15К, 16К, 17К) и две колонковые скважины (31Р и 32Р) для изучения трещинных вод (Рисунок 26).

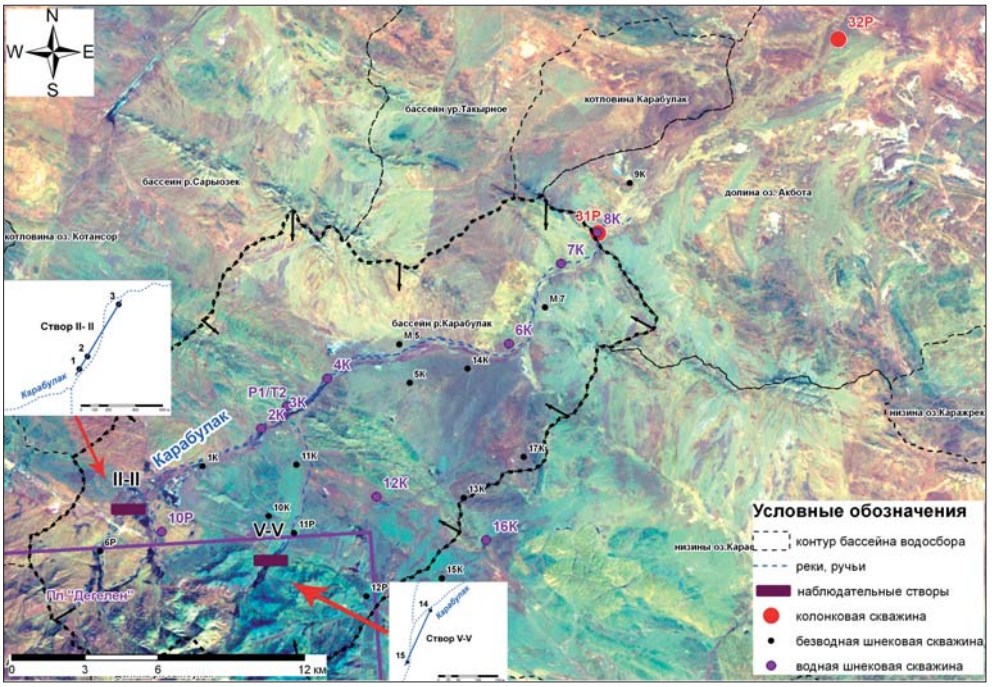


Рисунок 26. Горный массив Дегелен. Район микробассейна Карабулак

Сведения о пробуренных скважинах приведены в таблице 19.

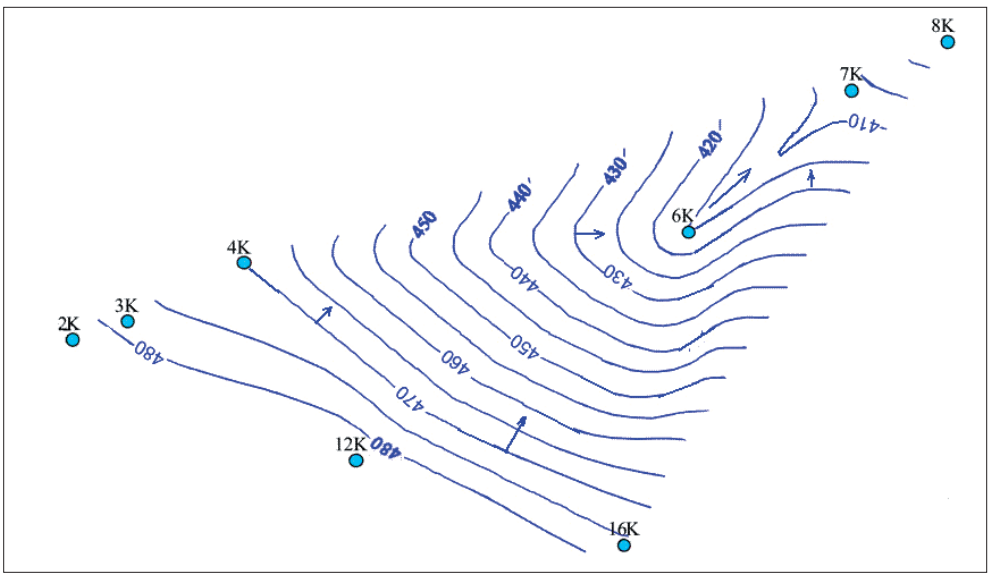
Таблица 19.

Горный массив Дегелен. Общие данные по скважинам

№ п/п	Номер скважины	Координаты		Глубина скважины, м	Уровень грунтовых вод, м
		СШ	ВД		
1	1К	49° 53' 05,1"	78° 04' 56,9"	2,5	безводная
2	2К	49° 53' 58,4"	78° 07' 05,9"	1,5	0,7
3	3К	49° 54' 07,3"	78° 07' 45,4"	6,0	2,6
4	4К	49° 54' 28,9"	78° 09' 38,3"	3,0	2,1
5	5К	49° 54' 44,4"	78° 12' 09,3"	1,0	безводная

№ п/п	Номер скважины	Координаты		Глубина скважины, м	Уровень грунтовых вод, м
		СШ	ВД		
6	6К	49º 55' 30,4"	78º 15' 36,1"	6,5	5,5
7	7К	49º 57' 13,9"	78º 17' 30,8"	3,0	1,5
8	8К	49º 57' 36,8"	78º 18' 49,8"	2,0	1,3
9	9К	49º 58' 56,9"	78º 20' 00,0"	3,5	безводная
10	10К	49º 51' 55,3"	78º 07' 08,7"	0,5	безводная
11	11К	49º 53' 02,1"	78º 08' 09,9"	1,0	безводная
12	12К	49º 52' 23,1"	78º 10' 58,8"	6,0	2,2
13	13К	49º 52' 08,6"	78º 13' 50,1"	1,0	безводная
14	14К	49º 54' 59,9"	78º 14' 09,4"	15,0	безводная
15	15К	49º 50' 23,0"	78º 12' 58,2"	0,5	безводная
16	16К	49º 51' 06,6"	78º 14' 26,5"	нет данных	0,5
17	17К	49º 52' 59,3"	78º 15' 57,2"	8,0	безводная
18	31Р	49°57' 50,79"	78°18' 52,59"	40,0	2,0
19	32Р	50°01' 53,78"	78º 27' 24,06"	42,0	12,1
20	10П	49º 51' 46,6"	78º 3' 27,4"	0,2	3
21	Р1/Т2	49º 54' 20,2"	78º 07' 54,9"	4,0	3,2

По результатам проведённых работ составлена карта гидроизогипс водоносного горизонта поровых вод, которая приведена на рисунке (Рисунок 27).



Стрелка - направление движения подземных вод

Рисунок 27. Карты гидроизогипс водоносного горизонта поровых вод в долине ручья Карабулак

По карте можно отметить, что подземные воды фильтруются в северо-восточном направлении. Для опробования водоносного горизонта четвертичных отложений, в 4

скважинах выполнены опытно-фильтрационные работы (ОФР), которые заключались в проведении наливов. Наливы проводились при постоянном дебите (Q = const). По результатам наливов выполнен расчет коэффициента фильтрации (*K*) и удельного водопоглощения (*q*). Результаты ОФР приведены в таблице 20.

Таблица 20.

Площадка "Дегелен". Фильтрационные параметры по результатам наливов в скважины

№ п/п	Номер скважины	K, м/сут	Q, м^3/ч	q, м^3/ч
1	3К	0,08	0,09	0,01
2	4К	0,28	0,10	0,06
3	7К	0,25	0,06	0,06
4	8К	0,25	0,05	0,06
5	12К	0,06	0,07	0,01

По фильтрационным характеристикам водовмещающие породы можно классифицировать как слабопроницаемые, а в скважинах 12К – весьма слабопроницаемые (*K>0.1 м/сут*). По результатам гидрогеологических исследований подземных вод, распространенных в пределах долины ручья Карабулак, можно сделать следующие выводы:

- в пределах долины р.Карабулак распространены два типа подземных вод – поровые и трещинные;
- поровые воды приурочены к мелкообломочным аллювиальным отложениям, представленные супесью и гравием с песчаным заполнителем, трещинные воды распространены в алевролитах;
- грунтовые воды залегают на глубине 0,5 – 0,9 м. Уровень трещинных вод находится на глубине до 4,5 м, за пределами горной местности снижается до 12,0 м;
- подземные воды в микробассейне Карабулак фильтруются в северо-восточном направлении. По фильтрационным характеристикам водовмещающие породы можно классифицировать как слабопроницаемые, а в скважине 12К – весьма слабопроницаемые.

2.3.2. Радионуклидное загрязнение подземных вод долины ручья Карабулак

В таблице 21 представлены результаты лабораторных анализов проб подземных вод.

Таблица 21.

Результаты лабораторных анализов проб подземных вод

№ п/п	Номер скважины	^{137}Cs, Бк/кг	^{90}Sr, Бк/кг	^{3}H, кБк/кг
1	2 (створ II-II)	<2	0,8	16±6
2	14 (створ V-V)	<2	9,0±0,01	110±5
3	7К	<0,02	<0,01	1,2±0,12
4	3К	<0,02	<0,01	30±3
5	16К	<0,02	<0,01	<0,007
6	2К	<0,01	<0,01	2,1±0,1

№ п/п	Номер скважины	^{137}Cs, Бк/кг	^{90}Sr, Бк/кг	^{3}H, кБк/кг
7	4К	<0,01	<0,01	0,7±0,05
8	12К	<0,01	<0,01	0,015±0,005
9	8К	<0,02	2,4±0,02	21±2
10	6К	<0,01	7,6±0,01	30±3
11	31Р	<0,01	<0,01	<0,012
12	32Р	<0,02	<0,01	0,06±0,007
13	10П	<0,01	0,6±0,01	95±1
14	Р1/Т2	<0,01	<0,01	0,9±0,05

Из таблицы 21 видно, что в подземных водах, распространенных в пределах наблюдательных постов II и V, содержание ^{137}Cs в грунтовых водах находится на уровне МДА. Некоторое повышенное содержание ^{90}Sr до 9,0 Бк/л отмечено в воде долины правого притока р.Карабулак, в которую проникают воды из более загрязненных штолен. Наиболее распространен ^{3}H. Уровни концентрации его в обеих долинах превышают допустимые значения для питьевой воды и достигают в северной долине до 16 кБк/л, а в долине правого притока р.Карабулак − до 110 кБк/л.

Для изучения распространения техногенных радионуклидов с подземными водами был обследован участок, приуроченный к основному руслу ручья Карабулак на протяжении 36 км от северной границы горного массива Дегелен. Из 17 скважин только 8 оказались с водой. В таблице 21 представлены результаты лабораторных анализов по определению в пробах подземных вод концентрации техногенных радионуклидов. По табличным данным видно, что значения удельной активности радионуклида ^{137}Cs в подземных водах на протяжении всего исследуемого участка не превышали МДА, равной 0,02 Бк/л. Количественные значения содержания ^{90}Sr получены только в скважинах 8К, 6К и 10П. Характер распределения ^{90}Sr пока не находит объяснения. Для этого необходимы работы по детализации путей миграции радионуклидов на этом участке.

Основным радиоактивным загрязнителем является ^{3}H. На фоне общего снижения концентрация ^{3}H в грунтовых водах на исследуемом отрезке (с 95 до 21 кБк/л), в ряде точек были отмечены существенные перепады в значениях его концентрации. Скорее всего, данная особенность объясняется градиентным характером и конфигурацией в плане фронта загрязнения, а также с жильным типом миграционных путей радионуклидов на данном участке. При этом, возможно, одни скважины попадали в его головную часть с высокими концентрациями, другие – в периферийные области с низкими значениями концентраций.

На данном направлении оборудованы две гидрогеологические скважины для мониторинга подземных вод. Скважина 31Р пробурена примерно в 50 м от шнековой скважины 8К. Концентрация ^{137}Cs, ^{90}Sr и ^{3}H в воде из скважины 31Р не превышает МДА, что говорит об отсутствии связи на данном участке грунтовых вод с горизонтом подземных вод, приуроченных к зоне экзогенной трещиноватости. Назначение скважины – мониторинг уровня загрязнения подземных вод в районе ручья Карабулак. Скважина 32Р пробурена в 14 км от шнековой скважины 8К вниз по руслу ручья Карабулак. В воде скважины обнаружен ^{3}H с концентрацией 60 Бк/л, содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr не превышает МДА. Назначение скважины – контроль над возможным поступлением загрязненных вод в зону влияния Калба-Чингизского регионального разлома [7, 8].

2.4. Участок Алтыбай

2.4.1. Гидрогеологические условия долины Алтыбай

Долина микробассейна Алтыбай расположена в северо-западной части горного массива Дегелен.

Для изучения состояния потоков подземных вод западного направления от гор Дегелен, на данном участке обустроен створ IV-IV (Рисунок 28). Он находится в долине правого притока р.Сары-Узын, в 3,5 км к северо-западу от штольни № 503. Направление створа – северо-восток 70°. Длина створа 480 м. Долина имеет слабовыраженное русло в центральной части. В осевой и бортовой частях долины были пробурены три скважины: 7, 8 и 9 (Рисунок 28).

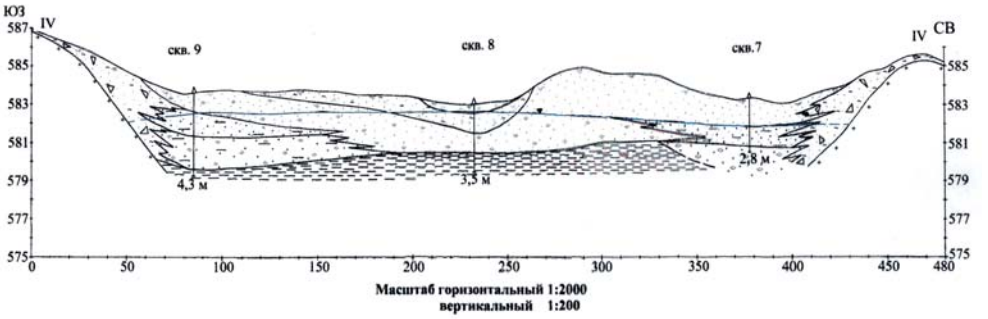


Рисунок 28. Площадка "Дегелен". Геологический разрез по створу IV-IV

Основные общие данные по скважинам представлены в таблице 22.

Таблица 22.

Сведения о гидрогеологических скважинах

Номер створа, название ручья	Номер скважины	Глубина скважины, м	Уровень грунтовых вод, м
IV, р. Сары-Узын	7	2,8	безводная
	8	3,5	1,5
	9	4,3	безводная

В разрезе отмечаются пролювиальные и аллювиальные отложения, представленные гравием, песками и супесями. Мощность отложений составляет от 2,5 до 4 м. Грунтовые воды вскрыты на глубине от 0,3 до 1,5 м. Ниже залегают водоупорные глины неогена.

Для изучения состояния потоков поровых вод за пределы горного массива Дегелен на данном направлении в сторону площадки "Сары-Узень" был обследован участок, приуроченный к микробассейну Алтыбай. Участок обследован на расстоянии 15 км от гор Дегелен. С этой целью было пробурено 7 шнековых (7А, 8А, 9А, 10А, 11А, 12А, 13А) и одна колонковая скважина (35Р) (Рисунок 29).

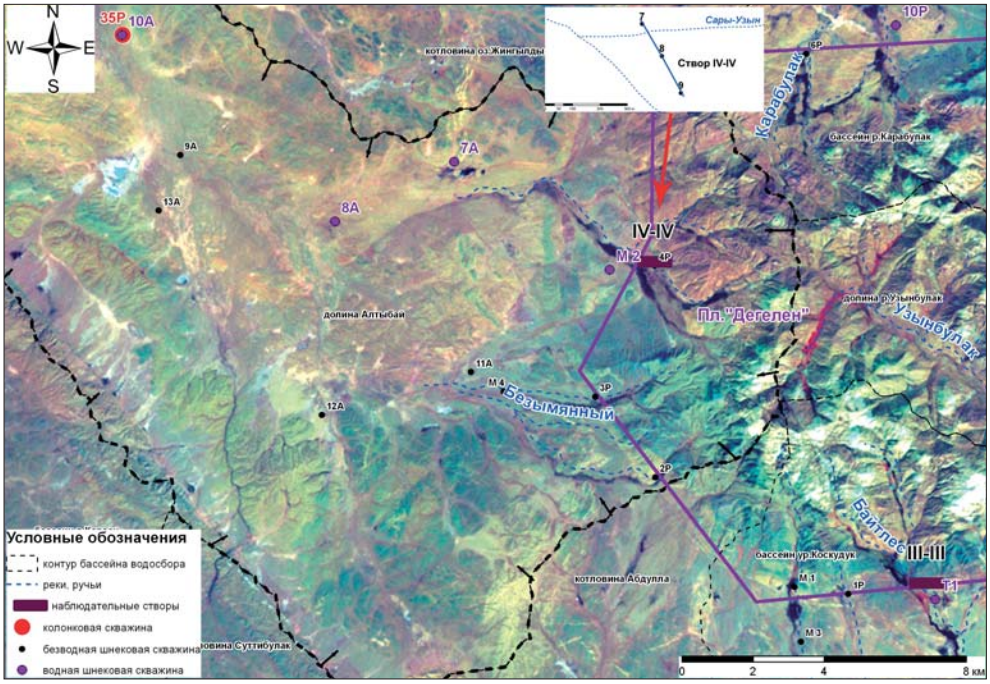


Рисунок 29. Площадка "Дегелен". Район микробассейна Алтыбай

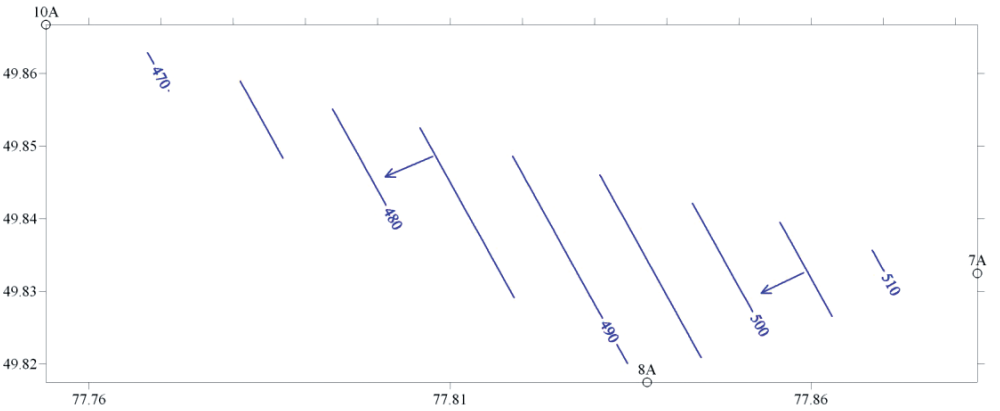
Сведения о пробуренных скважинах приведены в таблице 23.

Таблица 23.

Площадка "Дегелен". Общие данные по скважинам

№ п/п	Номер скважины	Координаты		Глубина скважины, м	Уровень грунтовых вод, м
		СШ	ВД		
1	7A	49º 49' 55,8"	77º 53' 01,7"	2,5	2,0
2	8A	49º 49' 01,8"	77º 50' 17,0"	4,0	2,4
3	9A	49º 50' 08,0"	77º 46' 33,5"	15,0	безводная
4	10A	49º 51' 59,0"	77º 45' 17,3"	10	5,6
5	11A	49º 46' 40,5"	77º 53' 10,6"	15,0	безводная
6	12A	49º 46' 06,7"	77º 49' 39,0"	15,0	безводная
7	13A	49º 49' 18,1"	77º 45' 59,9"	15,0	безводная
8	35P	49º 51' 57,97"	77º 45' 21,0"	38,0	3,3
9	M2	49º 48' 8,8"	77º 56' 31,5"	3,0	2,2

По результатам проведённых работ составлена карта гидроизогипс водоносного горизонта поровых вод, которая приведена на рисунке (Рисунок 30).



Стрелка - направление движения подземных вод

Рисунок 30. Карта гидроизогипс водоносного горизонта поровых вод долины ручья Алтыбай

При анализе карты можно сделать заключение, что подземные воды фильтруются в северо-западном направлении. Для опробования водоносного горизонта четвертичных отложений в 3 скважинах выполнены опытно-фильтрационные работы, которые заключались в проведении наливов. Наливы проводились при постоянном дебите (Q = const). По результатам наливов выполнен расчет коэффициента фильтрации (*K*) и удельного водопоглощения (*q*). Результаты ОФР приведены в таблице 24.

Таблица 24.

Площадка "Дегелен". Фильтрационные параметры по результатам наливов в скважины

№ п/п	Номер скважины	K, м/сут	Q, м³/ч	q, м³/ч
1	7A	0,27	0,07	0,09
2	8A	0,27	0,10	0,05
3	10A	0,16	0,17	0,07

По фильтрационным характеристикам водовмещающие породы можно классифицировать как слабопроницаемые.

По результатам гидрогеологических исследований подземных вод, распространенных в пределах участка Алтыбай, можно сделать следующие выводы:

- в пределах участка Алтыбай распространены два типа подземных вод – поровые и трещинные;
- поровые воды приурочены к пролювиальным и аллювиальным отложениям, представленные гравием, песками и супесями. Грунтовые воды вскрыты на глубине от 0,3 до 1,5 м. Ниже залегают водоупорные глины неогена;
- грунтовые воды залегают на глубине 0,3 – 1,5 м. Уровень трещинных вод за пределами горной местности в скважине 35Р находится на глубине 3,3 м;
- подземные воды в пределах участка Алтыбай фильтруются в северо-западном направлении. По фильтрационным характеристикам водовмещающие породы можно классифицировать как слабопроницаемые.

2.4.2. Радионуклидное загрязнение подземных вод долины Алтыбай

В таблице 25 представлены результаты лабораторных анализов проб подземных вод.

Таблица 25.

Площадка "Дегелен". Содержание радионуклидов в поровых водах

№ п/п	Номер скважины	^{137}Cs, Бк/л	^{90}Sr, Бк/л	$^{239+240}$Pu, Бк/л	^{3}H, кБк/л
1	8 (створ IV-IV)	3,0	0,2	*	170±17
2	10А	0,04±0,01	<0,01	*	17±1,7
3	8А	<0,03	<0,01	*	0,07±0,01
4	7А	<0,01	<0,01	0,02	19±1
5	35Р	<0,01	<0,01	*	14±1,4
6	М2	<0,01	<0,01	*	41±1
* - измерения не проводились					

При анализе табличных данных можно отметить, что на участке расположения наблюдательного поста концентрация ^{137}Cs и ^{90}Sr в подземных водах достигает 3,0 и 0,2 Бк/л, соответственно, что не превышает допустимых значений для питьевой воды.

Из 7 шнековых скважин, пробуренных для изучения характера распространения техногенных радионуклидов на данном направлении, только 4 скважины оказались с водой. В таблице 25 представлены результаты лабораторных анализов. По имеющимся данным видно, что содержание техногенных радионуклидов ^{137}Cs, ^{90}Sr на исследуемом участке не превышает МДА. В скважине 10А содержание ^{137}Cs составило 0,04 Бк/л, а в скважине 7А концентрация $^{239+240}$Pu – 0,02 Бк/л. Установленные концентрации радиационной опасности не представляют и находятся значительно ниже допустимых значений для питьевой воды. Концентрация ^{3}H в грунтовых водах в пределах основного русла изменялась от 41 до 17 кБк/л.

Для изучения трещинных вод на участке Алтыбай оборудована одна гидрогеологическая скважина 35Р в районе шнековой скважины 10А. Концентрация ^{3}H в воде из скважины 35Р достигает 14 кБк/л. Данная концентрация находится в пределах значений содержания ^{3}H в поровых водах (скважина 10А), что свидетельствует о тесной взаимосвязи поровых и трещинных вод на данном участке.

Для выяснения характера загрязнения ^{3}H подземных вод на данном направлении необходимо провести дополнительные исследования. По данным, полученным по скважине 8А, предварительные выводы можно сделать в пользу того, что радиоактивное загрязнение подземных вод на данном направлении незначительное. Высокие значения трития в скважинах 10А и 35Р могут быть связаны с тем, что данные скважины пробурены на границе площадки "Сары-Узень". В связи с чем, данные по скважинам 10А и 35Р характеризуют, в большей степени, не потоки подземных вод с гор Дегелен, а уровень концентрации ^{3}H в подземных водах, распространенных на площадке "Сары-Узень" [7, 8].

2.5. Радионуклидное загрязнение родников

2.5.1. Дебит родников

До начала проведения ядерных испытаний в горах Дегелен было более 30 родников на разных высотных отметках. По результатам обследования 2005 г. обнаружено 17 действующих родников (Рисунок 31).

С началом проведения ядерных испытаний горный массив претерпевает деструктивные нарушения. За счёт расширения трещин снижается гидростатическое давление, что приводит к понижению кровли купола подземных вод. Подновляются водоносные тектонические структуры, в которых линейная циркуляция подземных вод возрастает. Происходит перераспределение в линейных потоках и переориентация направлений движения подземных вод. Родники, расположенные на высоких гипсометрических уровнях, исчезают. Появляются совершенно новые родники. Некоторые родники становятся пульсирующими. В нескольких местах, судя по обильной растительности, существуют родники с сезонным характером деятельности.

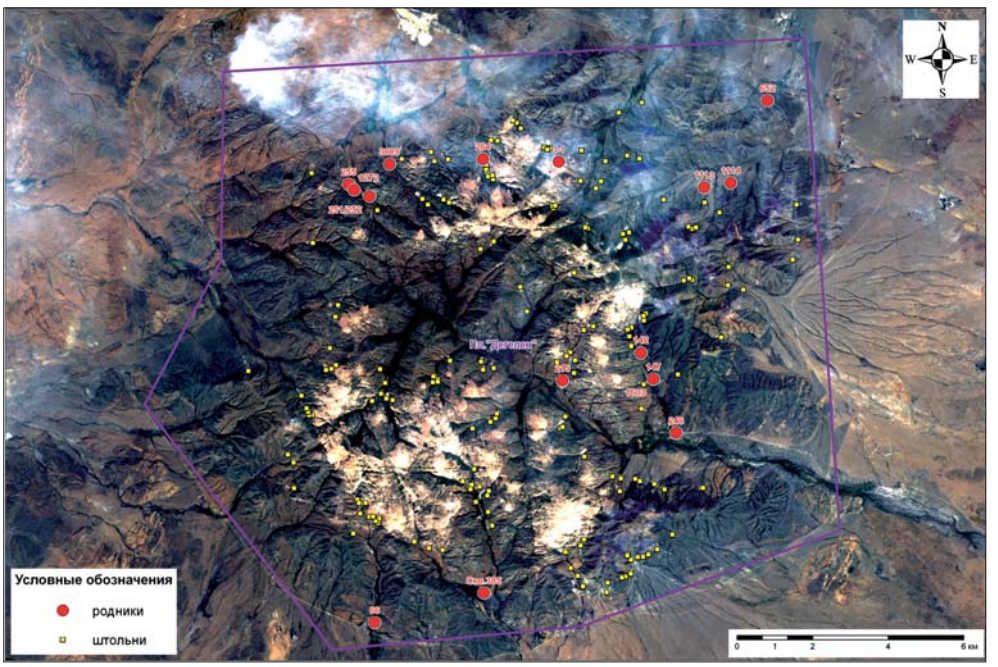


Рисунок 31. Расположение родников на площадке "Дегелен"

Общие черты характера дебита родников можно представить по результатам наблюдений, проведенных в 2002 г. В течение 2002 г. мониторинг осуществлялся на двух родниках и артезианской скважине 385 (Рисунок 32). В первой половине года потоки воды обладали относительной стабильностью. В этот период интенсивный поток происходил из родника 251/252. Наиболее стабильным был дебит в потоках воды из родника 3089 и скважины 385. В мае месяце водный режим стабилизировался и суммарный поток понизился до значений, наблюдаемых в зимний период. Однако уже в июне наметилось усиление потоков, связан-

ных с увеличением атмосферных осадков. Пик выпадения атмосферных осадков в 2002 г приходился на конец весеннего периода и двух первых летних месяца. В мае-июне количество выпавших осадков значительно превышает показатели многолетних наблюдений, что напрямую сказалось на увеличении дебита потоков. В июле дебит продолжал увеличиваться. В роднике 251/252 дебит составил 1528 л/мин. Это значение почти в 4 раза превысило июньский дебит. Дебит родника 3089 и скважины 385 увеличился в 2 раза.

На рисунке 32 можно четко проследить расхождение во времени пиков максимального количества выпавших осадков и максимального суммарного дебита воды, поступающей из родников и скважины 385.

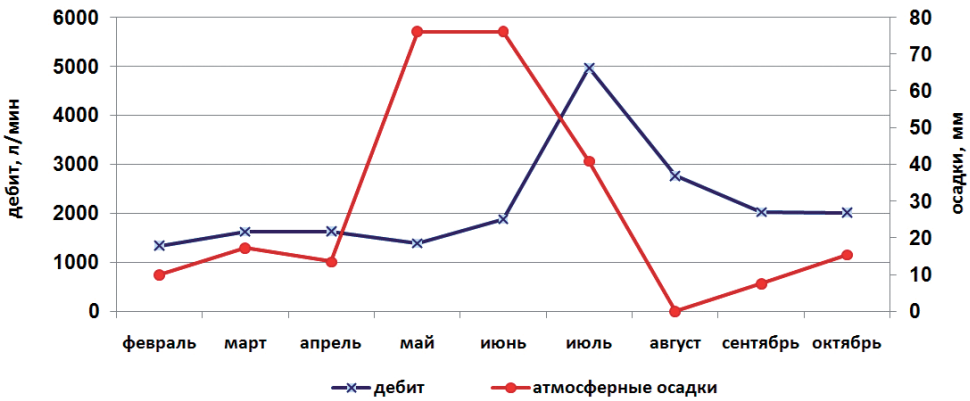


Рисунок 32. Площадка "Дегелен". Суммарный приток и атмосферные осадки на площадке "Дегелен"

На графике видно, что максимальный суммарный дебит потоков отстоит от начала интенсивных выпадений атмосферных осадков почти на 2 месяца. Этот период можно принять за время инфильтрации осадков через трещинные системы в горах Дегелен. В августе дебит во всех водопроявлениях начинает снижаться, а в сентябре и октябре нормализуется, остановившись на обычном уровне.

По остальным родникам имеются только отрывочные данные. Общие сведения об этих родниках по результатам обследования 2005 г приведены в таблице 26.

Таблица 26.

Результаты обследования родников на площадке "Дегелен"

№ п/п	Точка отбора	^{90}Sr, Бк/л	^{3}H, кБк/л	^{137}Cs, Бк/л	Дебит, л/мин
1	Родник 3089	8	74	1	36
2	Родник 652	<0,1	0,4	0,49	69
3	Родник 147	56	15	<0,36	*
4	Родник 3-1	60	24	<0,36	300
5	Родник 264	125	200	1,3	270
6	Родник 255	<0,1	64	<0,36	174
7	Родник 66	<0,1	142	<0,36	450
8	Родник 142	12	153	<0,36	*

№ п/п	Точка отбора	^{90}Sr, Бк/л	^{3}H, кБк/л	^{137}Cs, Бк/л	Дебит, л/мин
9	Родник 215	3	33	<0,36	*
10	Родник 1114	<0,1	1,3	<0,36	*
11	Родник 1113	13	60	<0,36	300
12	Родник 246	1	165	1,25	2680
13	Родник 1603	40	19	<0,36	1040
14	Родник 303	58	*	1	*
15	Родник 251/252	<0,1	65	<0,36	120
16	Родник 1272	7	*	<0,36	*
17	Скважина 385	1,4	180	0,4	70
*- измерения не проводились					

По табличным данным видно, что у большинства родников дебит не превышает 1000 л/мин и изменяется от 36 до 1040 л/мин. Максимальные значения дебита, достигающие 2680 л/мин, были установлены на роднике 1603 [7, 13].

2.5.2. Характер радионуклидного загрязнения водных потоков родников

Результаты лабораторных анализов проб воды из родников, отобранные в 2005 г., представлены в таблице 26. По представленным данным можно отметить, что только в родниках 652 и 1114 концентрация техногенных радионуклидов (^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{3}H) не превышает допустимых значений для питьевой воды, равных 5, 11 и 7700 Бк/кг, соответственно. При этом в воде большинства родников концентрация ^{137}Cs находится ниже МДА. Концентрация ^{90}Sr в воде родников изменяется от значений ниже МДА до 125 Бк/кг. Наличие высоких концентраций ^{90}Sr в воде родников пока объяснений не находит и требует более детального изучения. Данное явление имеет как чисто научное значение в плане изучения характера миграции данного радионуклида с водными потоками и, в то же время, является проблемным вопросом развития радиоэкологической обстановки. Это связано с сорбцией ^{90}Sr из воды донными отложениями и постепенным накоплением его на участках расположения родников в существенном объеме, представляющем радиационную опасность для людей и животных.

Основным радиоактивным загрязнителем вод родников является ^{3}H. Только в родниках 652 и 1114 концентрация ^{3}H не превышает допустимых значений для питьевой воды. В остальных родниках содержание ^{3}H изменяется от 15 до 200 кБк/л, что более чем в 25 раз превышает допустимый уровень. Стоит отметить, что описываемые источники характеризуются низкими значениями минерализации и жесткости, в любое время года имеют низкую температуру и высокие вкусовые качества. Поэтому необходимо предпринять охранные мероприятия, чтобы исключить использование этой воды в питьевых целях.

2.6. Химический состав подземных вод

Наблюдения за химическим составом подземных вод показали, что при любой интенсивности водные потоки поступают из тех же геологических структур, где она приобретает определенную минерализацию и химический состав. Поскольку формирование химического состава воды происходит в различных трещинных системах, отмечаются некоторые особенности в составе потоков, поступающих из различных што-

лен. Например, из штольни № 504 поступает интенсивно сульфатная вода, из штольни № 511 – умеренно сульфатная, из штольни № 506 – слабо сульфатная, а из штольни № 152 – гидрокарбонатная. Преобладают воды сульфатного типа, реже отмечается сульфатно-гидрокарбонатный и гидрокарбонатный типы. Из катионов преобладающим обычно является кальций, реже отмечается преобладание щелочных катионов − натрия и калия. Химический состав воды, поступающей на порталы, не зависит от пространственного положения штолен.

Четко отмечается зависимость величины общей минерализации от химического состава. В воде сульфатного типа минерализация значительно выше (до 1,0 – 1,2 г/л), чем в гидрокарбонатных водах. Вероятно, высокоминерализованные трещинные воды формируются в геологических системах, содержащих минералы с легко выщелачиваемой серой. В пределах Дегелена присутствуют подобные минерализованные зоны, содержащие значительные количества пирита. Таким образом, в штольни поступают преимущественно трещинные воды, формирующиеся в местных структурах, и только в отдельных случаях можно предполагать поступление влаги из региональной системы.

О составе воды региональной системы можно судить по самоизливающейся скважине 385 и по воде родников, которые представляют собой восходящие источники трещинных вод. Вода этих источников характеризуется крайне низкой минерализацией (0,1 – 0,2 г/л) и сульфатно-гидрокарбонатным, либо гидрокарбонатным составом, весьма низкой жесткостью воды при преобладании устранимой жесткости над постоянной. Родники 3089 и 251 расположены в северо-западной части площадки, родник 163 находится в центральной части, а самоизливающаяся скважина 385 характеризует южные склоны гор. Таким образом, источники воды, поступающей из региональной системы, расположены в различных частях площади. Однако химический состав воды во всех источниках весьма близкий, хотя имеются некоторые нюансы. Так, в воде скважины 385 отмечается постепенное уменьшение гидрокарбонатного аниона, что, вероятно, связано с усилением поступления воды из зоны фильтрации горной части Дегелена.

Аналогичная по химическому составу вода поступает в штольню № 176, и несколько приближается по составу вода потоков из штолен №№ 506, 707 и 609. В большинстве же потоков, вытекающих из штолен, вода характеризуется сульфатным составом. При этом, чем выше общая минерализация, тем более высокое содержание сульфатного аниона.

Таким образом, минерализация и химический состав воды, поступающей в штольни, формируются в местных трещинных структурах. В условиях скального рельефа и отсутствия почвенно-растительного слоя химический состав воды полностью зависит от минералогического состава вмещающих пород. При поступлении этих вод в региональный бассейн происходит нивелирование химического состава.

Вода поверхностных потоков и грунтовые воды долин обладают в большинстве случаев сульфатным типом и близки по химическому составу к потокам из штолен. Химический состав грунтовых вод в каждой долине характеризуется некоторыми отличительными особенностями. В долине ручья Узынбулак грунтовые и поверхностные воды относятся к сульфатному типу с преобладанием катиона Ca^{2+}. Минерализация грунтовой воды колеблется в пределах 0,7 – 1,2 г/л, а воды поверхностного водотока имеют минерализацию 0,5 г/л. Непосредственно под руслом, которое находится вблизи правого борта долины (скважина 13), минерализация грунтовой воды составляет

0,9 г/л, а в центральной части долины – 0,7 г/л. Вблизи левого борта долины скважиной 11 вскрыты застойные грунтовые воды с наиболее высокой минерализацией (2,87 г/л) и содержанием сульфатного аниона до 87 % мг-экв.

Высокой минерализацией (1,0-1,28 г/л) обладают грунтовые воды в долине ручья Карабулак (скважины 1 и 2) и его правого притока (скважина 14). Эти воды относятся к сульфатному типу. Скважины, из которых производился отбор проб, удалены на значительные расстояния (2,5 – 4 км) от северного подножья гор. Здесь на пониженных участках рельефа отмечается засоление почв, что определило высокую минерализацию вод.

Наиболее пресные грунтовые воды (0,47 г/л) отмечены в долине ручья Байтлес (скважина 6), который берет свое начало в южной части гор Дегелен. Здесь уровень регионального бассейна подземных вод располагается близко к дневной поверхности, о чем свидетельствует присутствие самоизливающейся скважины. Так же, как и трещинные воды регионального бассейна, грунтовые воды имеют гидрокарбонатный тип. Основным источником грунтовых вод служит, вероятно, региональный бассейн.

На западных склонах гор Дегелен берет начало правый приток ручья Сары-Узын. Поверхностный сток в этой долине отсутствует. Грунтовые воды отмечены во всех трех скважинах, размещенных поперек долины. Минерализация воды варьирует в небольших пределах 0,72-0,75 г/л и относится к сульфатному типу (скважины 7 и 8), реже – к гидрокарбонатно-сульфатному типу (скважина 9). По химическому составу грунтовые воды в этой долине соответствуют потокам воды из штолен.

Существенное различие отмечается в микроэлементном составе штольневых вод, представленных в таблице 27.

Таблица 27.

Микроэлементный состав поверхностных вод некоторых штолен с водопроявлением

Место отбора	Fe	Cu	Zn	Mo	Sr	Be	Al	Mn	Ba	Li
	мкг/л									
шт.165	95	20	62	76	266	<ПО	<ПО	20	16	48
шт.176	36	3	52	207	139	<ПО	<ПО	<ПО	<ПО	24
шт.609	26	3	<ПО	202	145	<ПО	<ПО	<ПО	19	26
шт.104	25	<П	<ПО	991	384	10	<ПО	16	14	58
шт.177	55	<П	<ПО	531	347	<ПО	<ПО	<ПО	16	48
шт.511	64	32	1000	<ПО	448	61	<ПО	3000	27	44
шт.504	274	<П	8000	18	784	445	1500	87000	57	119
шт.503	53	11	180	21	598	14	<ПО	1200	30	53
шт. А-1	342	25	1500	42	878	108	1600	12000	51	78
ПДК, мкг/л	300	1000	5000	240	7000	0,2	500	100	100	3

Во многих образцах воды наблюдаются значительные концентрации цинка, молибдена, марганца. Максимальные значения концентрации микроэлементов отмечены в воде штолен №№ А-1 и 504. Особенно следует отметить очень большие концентрации бериллия, которые превосходят ПДК на несколько порядков [15]. Вероятно, значительные концентрации некоторых микроэлементов в большей степени отражают влияние особенностей геологического строения горного массива, чем конструктив-

ные особенности испытанных ядерных устройств. Анализ полученных результатов по элементному, анионно-катионному и радионуклидному составу воды пока не выявил между ними корреляционной зависимости [1, 7, 8].

3. ПРОГНОЗ РАЗВИТИЯ СОСТОЯНИЯ ПОДЗЕМНЫХ ВОД ЗА ПРЕДЕЛАМИ ГОРНОГО МАССИВА ДЕГЕЛЕН

Проведенный анализ гидрогеологической ситуации и геодинамической обстановки горного массива Дегелен позволяет сделать следующие выводы об условиях миграции радионуклидов с подземными водами.

Гидрогеологические условия массива Дегелен типичны для территории центрально-казахстанского мелкосопочника. Малое количество атмосферных осадков (170-460 мм в год, среднемноголетнее - 263 мм, в многоводный год - 382 мм, в маловодный - 221 мм), даже при отсутствии сплошного покрова рыхлых слабопроницаемых отложений (благоприятные условия инфильтрации), формирует ограниченное количество естественных ресурсов подземных вод. Повсеместно развитые трещинные подземные воды в палеозойских породах не образуют значительных естественных запасов (статических, емкостных), в том числе, в условиях повышенной техногенной трещиноватости. В природных условиях повышенной водопроницаемостью отличаются зоны тектонических нарушений и зоны контактов пород с разной сопротивляемостью деформациям. В условиях мощного техногенного воздействия такие зоны оказались еще более нарушенными и водопроводящими. В результате эти зоны выступают дренами для трещинных вод, в пониженных местах зон происходит выклинивание подземных потоков на поверхность земли с образованием сравнительно обширных участков с влаголюбивой растительностью. Именно здесь, в условиях сухой ветреной погоды, происходит расходование подземных вод на транспирацию растениями и на испарение.

Существующая в настоящее время прогнозная оценка по миграции радиоактивных продуктов из центральных зон ПЯВ с подземными водами для штолен с устойчивыми водопроявлениями (503, 504, 511, 609, 165, 104, 176 и 177) выглядит следующим образом.

По окончании фазы газовой миграции радионуклидов ПЯВ основным миграционным агентом и носителем радионуклидов из центральной зоны ПЯВ являются подземные воды. Здесь есть два основных источника радионуклидов. Первый – это радиоактивная аэрозольно-пылевая компонента, локализованная на дробленой породе и в трещинах массива. Второй источник – это радиоактивная стеклошлакообразная порода, содержащая основную долю ^{90}Sr, ^{137}Cs и почти весь $^{239+240}Pu$. Многолетние наблюдения за штольнями на Семипалатинском полигоне и другими штольнями объектов мирных ПЯВ свидетельствуют, что концентрация радионуклидов в воде нарастает в течение первых нескольких лет после взрыва, а затем происходит постепенное снижение, обусловленное как истощением аэрозольно-пылевого источника, так и распадом радионуклидов. Миграция радионуклидов из застывшего радиоактивного расплава породы по сравнению с миграцией радионуклидов из первого источника практически не существенна в первые годы и, может быть, десятилетия, так как выщелачивание радионуклидов идет с коэффициентами порядка 10^{-3} – 10^{-7} г/см^2×день и при том, что удельная поверхность данного источника также на несколько порядков ниже, чем первого источника (породы в зоне дробления).

Для данной модели миграции радионуклидов из горного массива приняты следующие условия:

- радионуклиды сосредоточены в застывшем расплаве горной породы, распределены на поверхности образовавшихся трещин в зоне разрушения и на поверхности обломков породы столба обрушения;
- подземные воды и атмосферные осадки по системам трещин поступают в зону дробления, трещиноватости и непосредственно в полость.

Первое время происходит перераспределение радионуклидов в горных породах засчет его сорбции на стенках каналов, по которым двигается вода. Если каналы движения не меняются, то через некоторое время поверхность каналов насыщается радионуклидом, и между водной и твердой фазой устанавливается квазиравновесное состояние.

Система уравнений для принятой модели:

$$\begin{cases} \dfrac{dA_p}{dt} = -\left[\lambda + \dfrac{k \cdot \dfrac{M_h}{V}}{1 + k \cdot \dfrac{M_h}{V}} \cdot \dfrac{v_i}{V} \right] \cdot A_p \\ \dfrac{dA_m}{dt} = -(\lambda + k_m) \cdot A_m \\ \dfrac{dA_c}{dt} = -\left(\lambda + \dfrac{v_o}{V} \right) \cdot A_c + \left[\dfrac{k \cdot \dfrac{M_h}{V}}{1 + k \cdot \dfrac{M_h}{V}} \cdot \dfrac{v_i}{V} \right] \cdot A_p + \dfrac{k_m}{1 + k \cdot \dfrac{M_h}{V}} \cdot A_m \\ \dfrac{dV}{dt} = v_i - v_o \end{cases}$$

где:

t – время;

A_p – активность нуклида, сорбированного на материале столба обрушения и зоны дробления;

A_m – активность нуклида, содержащегося в расплаве;

A_c – активность нуклида, содержащегося в жидкой фазе;

λ – константа радиоактивного распада;

M_p – масса породы в столбе обрушения;

k – коэффициент распределения нуклида ($м^3$/кг);

k –коэффициент выщелачивания нуклида из расплава (1/год);

V – объем жидкой фазы ($м^3$);

v_o – скорость оттока воды из полости ($м^3$/год);

v_i – скорость притока воды в полость ($м^3$/год).

Первое уравнение системы выражает изменение активности нуклида в столбе обрушения и зоне дробления, второе – уменьшение активности расплава вследствие распада и выщелачивания нуклида, третье – изменение активности нуклида, находящегося в жидкой фазе полости, четвертое – скорость увеличения объема жидкой фазы полости за счет разности между притоком и оттоком воды.

Модель выноса радионуклидов со штольневыми водами была реализована на языке программирования Visual Basic 6. И посредствам COM-технологий ArcObjects внедрена в географическую информационную систему (ГИС) ArcView/ArcInfo, в приложении ArcMap 8.3. Система дифференциальных уравнений была решена методом Рунге – Кутта. Программная версия модели включает два модуля: вычисление выноса радионуклидов из штолен и сопоставление полученных результатов с экспериментальными данными.

Исходными данными для проведения расчетов были выбраны: дата проведения испытания, мощность взрыва, среднегодовая скорость расхода воды и дата прогноза. Все параметры модели хранятся в базе данных ГИС НЯЦ РК, инициализируются при запуске и могут быть изменены непосредственно перед вычислениями, используя форму "Правка параметров модели".

При расчетах использовались средние значения скорости оттока, начиная с 1996 г., имеющиеся среднегодовые экспериментальные данные. Расчеты показывают, что концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs принимают максимальные значения в начальный момент времени (физически соответствующий окончанию первоначального заполнения полости взрыва водой) и затем плавно спадают. Такое поведение радионуклидов обусловлено процессами их десорбции из зоны столба обрушения и дробленой породы и, как следствие, истощением пыле-аэрозольного источника. Экспериментально такое явление наблюдается в первые годы после взрыва, после момента окончания заполнения полости водой.

Полученные результаты можно разделить на две группы (Рисунок 33). Для штолен №№ 104, 165, 503 и 609 результаты моделирования хорошо совпадают с экспериментальными данными. Это можно объяснить тем, что практически весь объем воды, вытекающий из штольни, омывал столб обрушения и зону дробления и трещиноватости. Для остальных штолен (№№ 176, 177, 511) расчеты расходятся с экспериментальными данными.

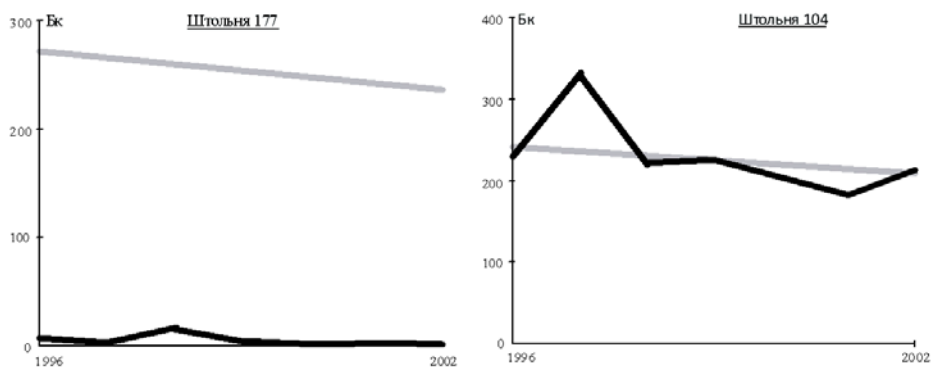


Рисунок 33. Сравнение экспериментальных (черная линия) и расчетных данных

Расхождение результатов моделирования и экспериментальных данных может быть вызвано недостаточно изученным механизмом формирования системы циркуляции воды, образующейся за счет трещинных вод и атмосферных осадков. Формирование этой системы к настоящему времени не закончено, поэтому возможно исчезновение (или появление) водных потоков и изменение их интенсивности.

Таким образом, предварительные прогнозные оценки, сделанные на основе современных знаний и данных, показывают, что в подземных водах горного массива Дегелен, выходящих за пределы центральных зон ПЯВ, в отсутствии резких изменений будет происходить медленное уменьшение концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs и слабое увеличение в течение 100 лет концентрации $^{239+240}Pu$ [1, 2].

Итак, в результате миграции техногенных радионуклидов с поверхностными и подземными водами будет происходить постепенное перераспределение радиоактивных продуктов из центральных зон ПЯВ в периферийную часть горного массива. При этом вероятна миграция радионуклидов за пределы массива Дегелен с трещинно-жильными водами по зонам разрывных нарушений на более значительные расстояния. Таким образом, процесс выноса радионуклидов с потоками подземных вод за пределы горного массива Дегелен в настоящее время является одним из основных факторов формирования радиоэкологической обстановки как в пределах горного массива Дегелен, так и за его границами. При этом, понятно, изучив характер миграции ^{3}H с подземными водами за пределы гор Дегелен, можно будет судить о возможных основных путях миграции таких техногенных радионуклидов, как ^{137}Cs, ^{90}Sr и $^{239+240}Pu$ [2, 3].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В пределах горного массива Дегелен присутствуют следующие основные водные системы:

- трещинные воды регионального бассейна;
- трещинные воды зоны фильтрации атмосферных осадков;
- поровые воды аллювиальных отложений;
- воды поверхностного стока.

Трещинные воды регионального бассейна имеют повсеместное распространение в недрах и являются основным источником воды в регионе. Уровень этих вод в пределах Дегелена выше, чем в окружающей местности. Поэтому преимущественно здесь происходит пополнение регионального бассейна.

Зона фильтрации атмосферных осадков приурочена к центральной горной части Дегелена и занимает положение между уровнем регионального водного бассейна и поверхностью. В пределах этой зоны расположен штольневой комплекс, через который произошло поступление на поверхность значительной части вод, пополняющих региональный бассейн. Грунтовые воды аллювиальных отложений широко распространены в долинах, берущих начало в горах Дегелен. Их источником служат атмосферные осадки и трещинные воды.

Проведение ПЯВ привело к существенной деформации массива горных пород с образованием многочисленных зон дробления, провальных воронок и зияющих трещин. В результате чего значительно увеличилась проницаемость горных пород, что способствовало усилению нисходящей фильтрации и частичному переводу поверхностного водотока в подземный.

В результате проведения ПЯВ произошло существенное перераспределение линейных потоков и переориентация направлений движения подземных вод. Отмечено исчезновение родников, появление совершенно новых родников, а также родников с сезонным характером деятельности. В результате закрытия штолен поступление воды на дневную поверхность из радиоактивно-загрязненных штолен уменьшилось, что

способствует улучшению экологических условий на участке. В настоящее время отмечены стабильные потоки воды на порталах 8 штолен. Основные поверхностные водотоки горного массива – Узынбулак, Карабулак и Байтлес – имеют сезонный характер.

Исследования показали, что подземные воды фильтруются на участке Узынбулак – в юго-восточном, на участке Карабулак – в северо-восточном и на участке Алтыбай – в юго-западном направлениях. По результатам опытно-фильтрационных работ водоносного горизонта четвертичных отложений водовмещающие породы можно классифицировать как слабопроницаемые и весьма слабопроницаемые. Уровень подземных вод в межгорных долинах находится на глубинах от 0 до 6 м. За пределами горной местности уровень понижается до 12 м.

Минерализация и химический состав воды, поступающей из штолен, характеризуются высоким постоянством в каждом отдельном потоке и свидетельствуют о формировании минерализации в местных геологических структурах в процессе инфильтрации. Трещинные воды регионального бассейна имеют низкую минерализацию и гидрокарбонатно-сульфатный состав, что отличает их от воды потоков из большинства штолен.

Процесс радиоактивного загрязнения подземных и поверхностных вод на испытательной площадке "Дегелен" продолжается и, по данным радионуклидного мониторинга, имеет относительно стабильный характер. Распространение техногенных радионуклидов с потоками подземных вод за пределы горного массива Дегелен имеет неоднозначный характер. В большинстве отмеченных случаев пути миграции имеют жильный (паутинообразный) вид, реже имеет место загрязнение подземных вод на локальных участках. При этом основные потоки загрязненных подземных вод приурочены к руслам временных и постоянных поверхностных водотоков.

Основным радиоактивным загрязнителем водной среды как на площадке "Дегелен", так и за ее границами является ^{3}H. За границами горного массива Дегелен уровни концентрации техногенных радионуклидов (кроме ^{3}H) радиационной опасности не представляют и не превышают допустимых значений для питьевой воды. В большей степени, особенно тритием, загрязнены поровые воды. Степень загрязнения тритием трещинных вод, в основном, зависит от геологического строения и гидрогеологических условий на участках их взаимосвязи с поровыми водами.

Стоит обратить особое внимание на наличие высоких концентраций ^{90}Sr в воде родников. В данном случае мы имеем дело с "интегральными" водными потоками, а не с потоками, приуроченными к каким-либо конкретным штольням. При этом уровень удельной активности ^{90}Sr соизмерим с уровнями, которые мы наблюдаем в водопроявлениях на порталах штолен, где имеют место и достаточно высокие значения концентрации ^{137}Cs, а в водах родников ^{137}Cs отсутствует. Кроме родников, высокие миграционные свойства ^{90}Sr отмечены по ряду скважин, пробуренных как в поровых, так и трещинных водах. С точки зрения радиационной безопасности отмеченные уровни опасности не представляют, но с позиции прогнозных оценок миграции ^{90}Sr эти уровни очень высоки. Отмеченные выше особенности дают основания предполагать о наличии миграции ^{90}Sr с трещинно-жильными водами. Этот тип подземных вод приурочен к зонам разрывных нарушений, имеет более высокую скорость перемещения, чем трещинные воды окружающих горных пород. Учитывая то, что скальные горные породы имеют сорбционную емкость гораздо меньшую, чем рыхлые породы, можно ожидать появления этого радионуклида на значительных расстояниях от границ гор Дегелен.

Прогнозные оценки показали, что в подземных водах горного массива Дегелен, выходящих за пределы центральных зон ПЯВ, в отсутствии резких изменений будет происходить медленное уменьшение концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs и слабое увеличение концентрации $^{239+240}Pu$.

Авторы статьи выражают благодарность сотрудникам Национального ядерного центра РК Демину В.Н., Баранову С.А. за предоставление фондовых и архивных материалов; сотрудникам Института геофизических исследований Коновалову В.Е., Пестову Е.Ю., Дроздову А.Н. за организацию и проведение работ по мониторингу штольневых водотоков; сотрудникам Института радиационной безопасности Ульянкину В.А, Коровину В.А. за выполнение экспедиционных работ, Кузевановой О.В., Елизарьевой Н.А., Еременко Е.А., Барсуковой С.А. за обработку и систематизацию данных по тематике. Особую благодарность авторы выражают сотрудникам ИЯФ НЯЦ РК Желтову Д.А. и Харкину П.В. за предоставленные данные по ^{99}Tc и ^{36}Cl.

ЛИТЕРАТУРА

1. *Субботин С.Б.* Некоторые особенности радиоактивного загрязнения подземных и поверхностных вод на территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона / С.Б. Субботин, С.Н. Лукашенко [и др.]. // Радиационные риски в центральной Азии: доклад на семинаре НАТО, 20-22 июня. – Алматы: ИЯФ, 2006.
2. Радиологическое исследование 30 штольневых порталов в горном массиве Дегелен Республики Казахстан: заключительный отчет / рук. Дубасов Ю.В. [и др.]. - С.-Петербург, 1996.
3. *Баранов С.А.* Прогноз выноса радионуклидов за пределы горного массива Дегелен с подземными водами / С.А. Баранов, С.А. Березин [и др.]. // Ядерная и радиационная физика: доклад на V международной конференции, 26-29 сентября. - Алматы: ИЯФ, 2005, ИЯФ.
4. Инженерно-геологические условия объекта 905 МО СССР: отчет о результатах инженерно-геологической съемки масштаба 1:200000 / рук. Бардина И.Ю., Ветрова С.И. [и др.]. – 1976.
5. Геологическая карта Казахской ССР. Восточно-Казахстанская серия. Масштаб 1:500 000: объяснительная записка. - Алма-Ата, 1979.
6. Семипалатинский испытательный полигон. Создание, деятельность, конверсия / кол. авторов под рук. В.С. Школьника. - А.: Казахстан, 2003 .
7. Отчеты ИГИ НЯЦ РК по контракту DTRA –0023/2. – Курчатов.
8. Отчеты по программе 011 "Обеспечение безопасности бывшего Семипалатинского испытательного полигона. - Курчатов.
9. Материалы комплексного экологического обследования северной части территории СИП. – Вып. 1. – Курчатов, 2010.
10. *Violet C.E.* Mining Congr. J. – 1960. – 3. - 79-83.
11. *Johnson G.W.* Mining Congr. J. – 1958. – 11. - 78.
12. *Johnson G.W.* Underground Nuclear Detonations / G.W. Johnson, G.H. Higgins, C.E. Violet, G.W.,Johnson, G.H. Higgins, C.E. Violet //Geophys. Res. - 1959. – 64. – 10. – 1457.

13. Организация системы мониторинга состояния подземных вод на территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона: годовые отчеты по проекту МНТЦ К-893 / исп. Субботин С.Б., Пестов Е.Ю. - Курчатов, 2005.
14. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99). Издание официальное. – Агентство по делам Здравоохранения Республики Казахстан, 1999.
15. Предельно допустимые концентрации (ПДК) и ориентировочные допустимые уровни (ОДУ) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования: СП 2.1.5.761-99 (Дополнение N 1 к ГН 2.1.5.689-98 и ГН 2.1.5.690-98).

ДЕГЕЛЕҢ ТАУЛЫ МАССИВІНЕН ТЫС ЖЕРЛЕРГЕ ЖАСАНДЫ РАДИОНУКЛИДТЕРДІҢ ЖЕРАСТЫ ЖЫЛЫСТАУЫ

С.Б. Субботин, С.Н. Лукашенко, В.М. Каширский, Ю.Ю. Яковенко, Л.В. Бахтин[1]

Бұл мақалада "Дегелең" алаңындағы ядролық сынақтар өткізілген жерлерден жерасты суларының ағысымен техногенді радионуклидтердің шығу сипатын зерттеу нәтижелері келтірілген. Негізгі ағын суларда радиоэкологиялық зерттеулер жүргізілді және жерасты суларының жай-күйіне ұзақ мерзімді мониторинг жүргізу үшін бақылау ұңғымалары жабдықталды. Дегелең таулы массивінің шегінде, сонымен бірге оның шекарасынан тыс жерлердегі жерасты суларының радиоактивті ластануының деңгейі жайлы жаңа деректер алынды. Алынған деректердің негізінде жерасты суларының ағысымен техногенді радионуклидтердің жылыстау сипаты туралы қорытынды жасалды, Дегелең таулы массивінің ауданындағы радиоэкологиялық жағдайының даму мүмкіндігінің барысы жайлы болжамдық бағалау жасалды.

Түйінді сөздер: жерасты сулары, ядролық сынақтар, ССП, Ұзынбұлақ, Байтілес, Қарабұлақ, Алтыбай, радионуклидтердің жылыстауы, Дегелң таулы массивінің геологиялық құрылысы және гидрогеологиялық жағдайы.

UNDERGROUND MIGRATION OF ARTIFICIAL RADIONUCLIDES BEYOND THE DEGELEN MOUNTAIN MASSIF

S.B. Subbotin, S.N. Lukashenko, V.M. Kashirskiy, Yu.Yu. Yakovenko, L.V. Bakhtin

The article presents the results of investigating the nature of carry-over of artificial radionuclides with groundwater flow from the nuclear test grounds at "Degelen" site. At the main water flows radiological research has been done and observation wells are equipped for long-term monitoring of groundwater. New findings on the levels of radioactive contamination of groundwater, both within the Degelen massif and beyond its borders were obtained. Based on these data conclusions have been made on the nature of artificial radionuclides migration with the groundwater flow, prognostic assessment was carried out for the possible development of the radiological situation at Degelen mountain massif.

Keywords: groundwater, nuclear test, STS, Uzynbulak, Baytles, Karabulak, Altybay, migration of radionuclides, geological structure and hydrogeological conditions of Degelen mountain massif.

[1] Институт геофизических исследований НЯЦ РК, Курчатов

УДК 577.4:504.064:539.16

ВЛИЯНИЕ ПРОВЕДЕННЫХ РАБОТ ПО СОЗДАНИЮ ДОПОЛНИТЕЛЬНОЙ ЗАЩИТЫ ИНЖЕНЕРНЫХ СООРУЖЕНИЙ ШТОЛЕН ГОРНОГО МАССИВА ДЕГЕЛЕН НА РАДИАЦИОННУЮ ОБСТАНОВКУ ПРИПОРТАЛЬНЫХ УЧАСТКОВ

Т.В. Коровикова, Е.В. Мустафина, А.Ю. Осинцев, В.Н. Дмитропавленко, Ю.Ю. Яковенко

В рамках работ по ликвидации инфраструктуры ядерных испытаний в целях уменьшения угрозы распространения ядерного оружия было проведено повторное консервирование 9 штолен горного массива Дегелен Семипалатинского испытательного полигона. Целью данных радиоэкологических исследований являлась оценка состояния объектов окружающей среды, а также возможного негативного влияния проведенных работ на припортальных участках данных штолен. Представлены результаты изменения радиоэкологической обстановки на припортальных участках каждой контролируемой штольни.

Ключевые слова: Семипалатинский испытательный полигон, горный массив Дегелен, штольни, дополнительная защита инженерных сооружений, радиоэкологическое обследование, радиационная обстановка, мощность эквивалентной дозы, плотность потока α-, β-частиц, радионуклид, удельная активность, площадное загрязнение

ВВЕДЕНИЕ

В период с 1996 по 2000 гг. на всех инженерных сооружениях Семипалатинского испытательного полигона были выполнены мероприятия по ликвидации инфраструктуры ядерных испытаний, в том числе для исключения несанкционированного доступа в сооружения. Обследования состояния инженерных сооружений расположенных на площадке Дегелен, проведенные в 2001 - 2005 гг. показали, что к настоящему моменту имеется факт наличия вскрытия или нарушения защитных барьеров на инженерных сооружениях. В отдельных местах на извлеченных металлоконструкциях зафиксированы следы отходов ядерной деятельности (ОЯД).

Для уменьшения угрозы распространения ОЯД, связанной с несанкционированным вскрытием, было решено реализовать дополнительную защиту инженерных сооружений. С сентября 2006 г. по декабрь 2009 г. была выполнена дополнительная защита 9 штолен.

Первым этапом работ было проведение предварительного радиоэкологического обследования прилегающей территории, внутри периметра предполагаемой рабочей площадки и на территории полевого лагеря. На припортальном участке каждой штольни были проведены исследования по определению радиационного состояния объектов. Полученные результаты исследований позволили более индивидуально подойти к планированию работ на каждой штольне для предотвращения переоблучения персонала.

Для определения возможного изменения радиационной обстановки в районе каждого объекта, которое могло произойти в результате проведения инженерных работ на штольне, было проведено заключительное радиоэкологическое обследование по схеме аналогичной предварительному обследованию.

ИСХОДНАЯ ИНФОРМАЦИЯ

Район проведения работ – горный массив Дегелен, представляющий собой куполовидное возвышение диаметром примерно 18 км с перепадом высоты до 300 м.

По географическому положению горный массив Дегелен располагается в северо-восточной части Казахского мелкосопочника в пределах территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона.

Схема расположения объектов на площадке "Дегелен" и фотографии порталов штолен до начала работ представлены на рисунке (Рисунок 1).

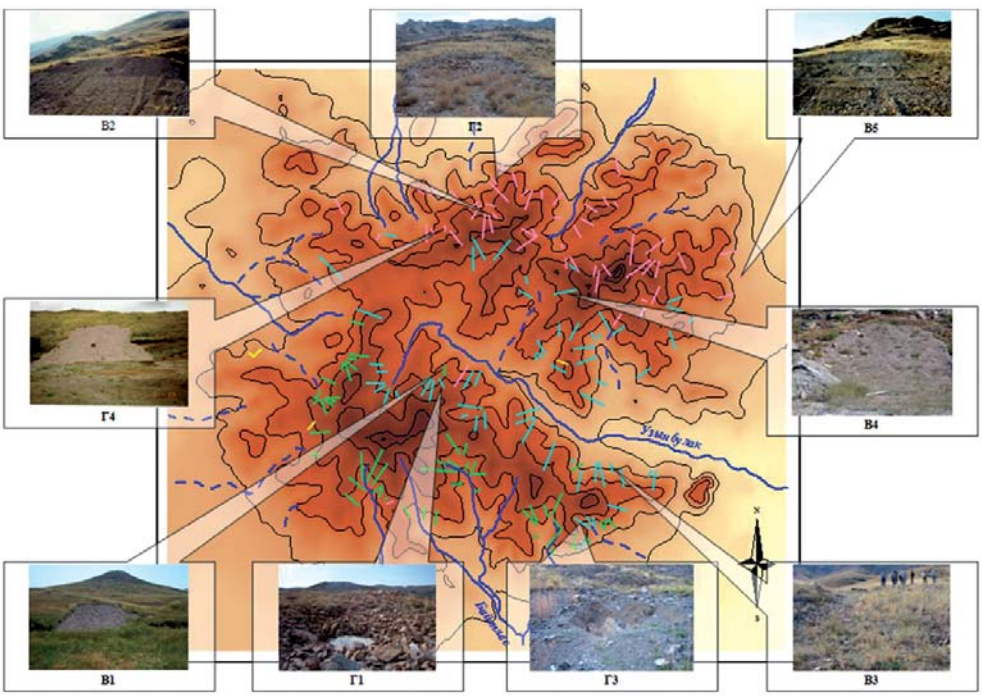


Рисунок 1. Расположение штолен на площадке Дегелен

1.1. Методы создания дополнительной защиты инженерных сооружений (2006-2009 гг.)

Создание дополнительной защиты инженерных сооружений заключалось в заполнении полостей штольни связующим материалом, исключающим возможность несанкционированного извлечения ОЯД. В зависимости от исходных данных к заданию на проектирование, создание дополнительной защиты осуществлялось двумя методами:

- создание дополнительной защиты инженерных сооружений через вертикальные скважины, пробуренные с поверхности горного массива – вертикальный метод (Рисунок 2);

- создание дополнительной защиты инженерных сооружений посредством вскрытия портала сооружения и последующей горной выработки штолен – горизонтальный метод (Рисунок 2).

Рисунок 2. Вертикальный (а) и горизонтальный (б) методы создания дополнительной защиты инженерных сооружений

В зависимости от метода создания дополнительной защиты, штольням были присвоены условные обозначения:

- с горизонтальным методом создания дополнительной защиты – Г1, Г2, Г3, Г4;
- с вертикальным методом создания дополнительной защиты – В1, В2, В3, В4, В5.

1.2. Характеристика источника радиоактивного загрязнения

Данные литературных источников [1, 2] по испытаниям, проводимым в исследуемых штольнях, представлены в таблице (Таблица 1). В штольнях с условными названиями Г1, Г3, Г4, В3, В4 проводились групповые взрывы с использованием нескольких зарядов, целями которых были: создание или совершенствование ядерного оружия (СЯО), фундаментальные и методические исследования (ФМИ), исследования аварийных режимов и аварийных ситуаций (ИАР), исследования поражающих факторов ЯВ и их воздействие на военные и гражданские объекты (ИПФ).

Таблица 1.

Информация об испытаниях, проведенных в штольнях Г1-Г4, В1-В5 горного массива Дегелен

Шифр штольни	Дата проведения испытания	Мощность ядерного взрыва, кт	Характеристика взрыва	Цель проведения испытания	Радиационная ситуация
Г1	23.11.88	до 20	Групповой ЯВ из 3-х взрывов	СЯО, ФМИ, ИАР	ВКП
Г2	06.06.87	до 20		ФМИ	ВКП
Г3	20.11.81	до 20	Групповой ЯВ из 2-х взрывов	СЯО	ВНК

Шифр штольни	Дата проведения испытания	Мощность ядерного взрыва, кт	Характеристика взрыва	Цель проведения испытания	Радиационная ситуация
Г4	30.01.74	до 20	Групповой ЯВ из 3-х взрывов	ИПФ	ВКП
	14.03.80	менее 0,001		ИАР	ВНК
	25.03.81	менее 0,001		ИАР	ВКП
	04.06.81	менее 0,001		ИАР	ВКП
В1	30.03.83	до 20		СЯО	ВКП
В2	17.02.89	до 20		СЯО	ВКП
В3	03.04.87	до 20	Групповой ЯВ из 3-х взрывов	СЯО	ВКП
В4	09.09.84	до 20	Групповой ЯВ из 4-х взрывов	ИПФ	ВКП
	18.09.87	до 20		ИПФ, ИАР	ВНК
В5	05.01.76	до 20		СЯО	ВКП
	23.03.79	менее 0,001		ИАР	ВКП
	10.04.79	менее 0,001		ИАР	ВКП
	12.06.79	менее 0,001		ИАР	ВКП

СЯО - создание или совершенствование ядерного оружия
ФМИ - фундаментальные и методические исследования
ИАР - исследования аварийных режимов и аварийных ситуаций
ИПФ - исследования поражающих факторов ЯВ и их воздействие на военные и гражданские объекты
ВКП - взрыв полного камуфлета, ВНК - взрыв неполного камуфлета

Расчеты по содержанию остаточной активности радионуклидов произведены с предположением того, что все взрывы в каждой отдельной штольне в совокупности дали 20 кт (при двух взрывах по 20 – 40 кт). Однако возможна ситуация, когда был подорван один заряд мощностью 20 кт, остальные два заряда были разрушены и разбросаны первым взрывом. В этом случае активность остатков делящегося вещества может превышать значения, указанные в таблицах приложения.

Т.к. за все время исследования вышеуказанных штолен не было случаев регистрации ^{235}U и ^{238}U в активностях, превышающих естественный фон данной местности, то можно считать, что все ядерные заряды были собраны на основе ^{239}Pu. В этом случае источниками радиоактивного загрязнения исследуемых штолен являются осколки деления ^{239}Pu, остатки делящегося вещества и продукты активации.

Массовые выходы осколков мгновенного деления ^{239}Pu хорошо изучены и представлены в литературных источниках [3]. Основываясь на этом и используя исходные данные о взрыве, были проведены расчеты активности с учетом периода полураспада осколков деления ^{239}Pu, вклад которых в общую активность значим (Рисунок 3).

Количество оставшегося делящегося вещества к моменту разрушения конструкции ядерного заряда определяется эффективностью ядерного взрыва. Эффективность ядерного взрыва, в зависимости от времени проведения испытаний, типа и конструкции ядерного устройства, может меняться от 1 до 30 %. Для расчета количества остатков делящегося вещества, ввиду отсутствия информации по данному взрыву, эффективность была принята равной 20%.

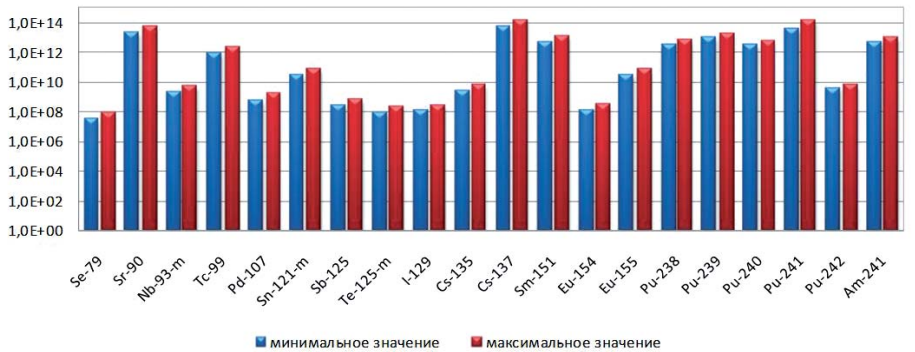


Рисунок 3. Расчетная активность осколков деления ^{239}Pu и остатков делящегося вещества на штольнях Г1-Г4, В1-В5 горного массива "Дегелен", Бк

По проведенным теоретическим расчетам на 1 кт взрыва, в момент времени после взрыва t=0 активность ^{239}Pu составляет $4{,}8 \cdot 10^{11}$ Бк/кт. Далее, зная типичный изотопный состав оружейного Pu, была вычислена активность других его изотопов, входящих в вещество заряда (Рисунок 3).

Из общеизвестных данных по нейтронной активации известно, что большинство наработанных в процессе активации изотопов имеют достаточно короткий период полураспада. Поэтому с учетом достаточно длительного времени, прошедшего после взрыва, можно считать, что вклад продуктов активации в общую гамма-активность пренебрежительно мал. Единственное исключение могут составлять ^{60}Co, ^{152}Eu, ^{154}Eu, однако рассчитать их активность на данный момент не представляется возможным. Поэтому, при проведении лабораторных исследований проб с территории штольни необходимо учитывать возможность присутствия данного радионуклида и оценивать его вклад в общую радиационную обстановку на территории штольни.

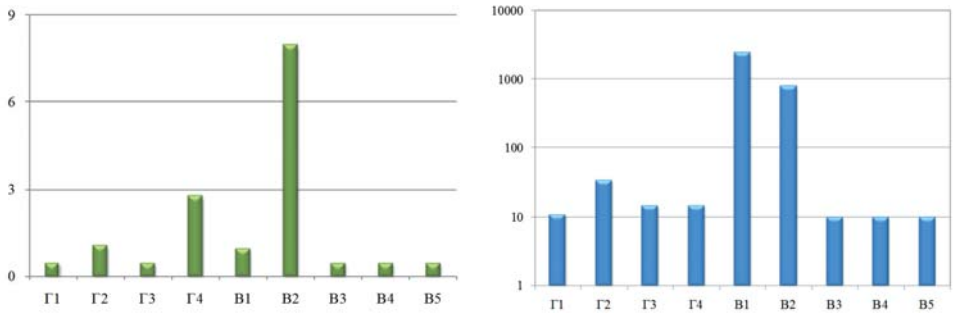
Таким образом, на припортальных участках данных штолен следует ожидать повышенное содержание радионуклидов ^{90}Sr, ^{99}Tc, ^{137}Cs, ^{151}Sm, ^{241}Am и изотопов плутония. Оснащение лаборатории высокочувствительными гамма-, бета-спектрометрами позволяет идентифицировать основные техногенные радионуклиды: ^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{241}Am. Определение $^{239+240}$Pu осуществляется с помощью альфа-спектрометрических установок с предварительной радиохимической подготовкой. Определение ^{99}Tc и ^{151}Sm до настоящего времени при обследовании СИП не рассматривалось по причине отсутствия стандартных методик определения, хотя вклад данных радионуклидов является значительным. Разработка методик определения данных радионуклидов в объектах окружающей среды, осуществляемая лабораториями НЯЦ, позволит в ближайшем будущем оценить содержание ^{99}Tc и ^{151}Sm на территории полигона, и в частности, на площадке "Дегелен".

Радиационная обстановка на территории припортальных площадок по результатам обследования 1999 г.

В период с 1996 по 1998 гг. были проведены мероприятия по закрытию данных штолен. После чего для уточнения радиационной обстановки на территориях припортальных площадок в 1999 г. было проведено радиометрическое обследование.

Обследование проводилось по сети 20х20 метров, с измерением МЭД, плотности потока α- и β-частиц в каждой точке. На каждой штольне был проведен отбор 5 проб грунта.

Результаты обследований представлены на рисунке (Рисунок 4).



а) б)

Рисунок 4. Максимальные значения плотности потока α- (а) и β-частиц (б) по результатам обследования штолен в 1999 г., част/(мин·см^2)

По результатам радиоэкологического обследования 1999 г., наиболее радиационно-опасная ситуация ожидалась на штольнях В1 (плотность потока β-частиц до 2500 част/(мин·см^2)) В2 (МЭД до 45 мкЗв/ч, плотность потока α-частиц до 8 част/ (мин·см^2)). На штольнях Г1, Г2, Г3, Г4, В3, В4, В5 максимально зафиксированные значения радиационных параметров не превышали допустимых [4].

В результате анализа данных лабораторных исследований было установлено, что удельная активность радионуклидов ^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{241}Am и $^{239+240}$Pu в отобранных пробах грунта после проведения работ на припортальных участках штолен Г1, Г2, Г3, В4, В5 не превышала нормативного уровня МЗУА для данных радионуклидов (МЗУА ^{137}Cs - $1\cdot10^4$ Бк/кг, ^{90}Sr -$1\cdot10^5$ Бк/кг, ^{241}Am - $1\cdot10^3$ Бк/кг, $^{239+240}$Pu - $1\cdot10^3$ Бк/кг, НРБ-99). На территории припортальных площадок штолен В1, В3 и Г4 были обнаружены участки радиоактивного загрязнения с повышенным содержанием трансурановых радионуклидов. Максимальные значения удельных активностей радионуклидов после проведения закрытия штолен представлены на рисунке (Рисунок 6).

Припортальный участок штольни В2 по итогам заключительного обследования в 1999 г. являлся самым радиационно-опасным. Максимальное содержание ^{137}Cs составило $9{,}7\cdot10^4$ Бк/кг, ^{241}Am - $2{,}3\cdot10^6$ Бк/кг, $^{239+240}$Pu - $2{,}0\cdot10^8$ Бк/кг. Данные показатели активности значительно превышают нормативный уровень МЗУА.

1.3. Выводы по обследованию штолен 1999 г.

На припортальных площадках рассматриваемых штолен следует ожидать повышенное содержание радионуклидов ^{90}Sr, ^{99}Tc, ^{137}Cs, ^{151}Sm, ^{241}Am и изотопов плутония.

По результатам полевого радиоэкологического обследования 1999 г., наиболее радиационно-опасная ситуация ожидалась на штольнях В1 (плотность потока β-частиц до 2500 част/(мин·см^2)) и В2 (МЭД до 45 мкЗв/ч, плотность потока α-частиц до 8 част/ (мин·см^2)). На штольнях Г1, Г2, Г3, Г4, В3, В4, В5 максимально зафиксированные значения радиационных параметров не превышали допустимых [4].

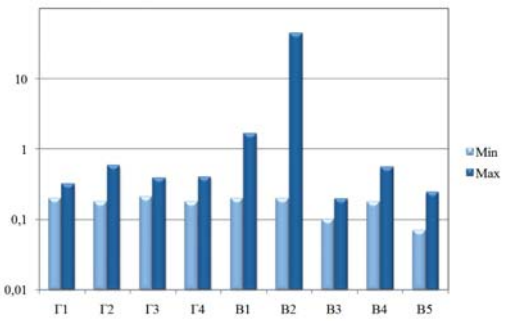


Рисунок 5. Максимальные и минимальные значения МЭД по результатам обследования штолен в 1999 г., мкЗв/ч

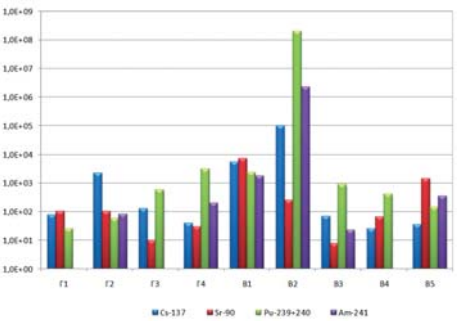


Рисунок 6. Максимальные значения удельных активностей радионуклидов за период заключительного обследования штолен в 1999 г., Бк/кг

По результатам лабораторных анализов установлено, что удельная активность радионуклидов ^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{241}Am и $^{239+240}$Pu в отобранных пробах грунта после проведения работ на припортальных участках штолен Г1, Г2, Г3, В4, В5 не превышала нормативного уровня МЗУА [4]. На территории припортальных площадок штолен В1, В3 и Г4 были обнаружены участки радиоактивного загрязнения с повышенным содержанием трансурановых радионуклидов. Припортальный участок штольни В2 по итогам заключительного обследования является наиболее радиационно-опасным.

2. ОСНОВНЫЕ ФАКТОРЫ, ВЛИЯЮЩИЕ НА ФОРМИРОВАНИЕ РАДИАЦИОННОЙ ОБСТАНОВКИ ПРИ ПРОВЕДЕНИИ РАБОТ ПО СОЗДАНИЮ ДОПОЛНИТЕЛЬНОЙ ЗАЩИТЫ

Факторы, влияющие на формирование радиационной обстановки можно условно разделить на 3 группы в зависимости от типа создания дополнительной защиты:

- общие факторы, не зависящие от типа создания дополнительной защиты;
- факторы, характерные для вертикального метода;
- факторы, характерные для горизонтального метода.

2.1. Общие факторы

К общим факторам, влияющим на формирование радиационной обстановки, можно отнести радиоактивное загрязнение поверхности рабочей площадки. Данное загрязнение могло быть сформировано много лет назад (проведение испытаний) и, соответственно, выявлено на стадии предварительного обследования. В таком случае проводятся соответствующие мероприятия по устранению (снижению) влияния данного фактора на рабочий персонал (дезактивация, отсыпка чистым грунтом и т.д.). Наряду с этим, данное загрязнение могло быть образовано при проведении работ по планировке площадки в случае, если при планировке были вскрыты навалы (отвалы), содержащие значительное радиоактивное загрязнение.

На радиационную обстановку также могут оказывать влияние расположенные в непосредственной близости объекты повышенной радиационной опасности (загряз-

ненные припортальные участки других штолен, навалы или отвалы с высоким уровнем поверхностного радиоактивного загрязнения). Вследствие вторичного переноса (ветровой подъем пыли с высокой удельной активностью радионуклидов, смыв поверхностными водами) радиоактивное загрязнение с данных объектов может перераспределяться на припортальные участки изучаемых штолен и изменять радиационную обстановку на них, а также может привести к повышению объемной радиоактивности приземного слоя атмосферы.

2.2. Факторы, влияющие на формирование радиационной обстановки при вертикальном методе создания дополнительной защиты

При вертикальном методе создания дополнительной защиты к общим факторам формирования радиационной обстановки добавляется возможное загрязнение рабочей площадки при бурении вследствие выноса радиоактивного загрязнения из тела штольни (или прилегающих горных пород) с буровым шламом и вследствие выброса пыли (в виде аэрозолей) через пробуренные скважины как во время бурения дополнительных скважин, так и во время создания дополнительной защиты (заливка тела штольни бетоном). Изменение радиационной обстановки на рабочей площадке также может произойти в результате перераспределения имеющегося радиоактивного загрязнения в результате вторичного переноса (пылеподъем с навалов, передвижение техники и персонала).

Представленные факторы могут изменить радиационную обстановку на рабочей площадке, а также могут привести к повышению объемной радиоактивности приземного слоя атмосферы.

2.3. Факторы, влияющие на формирование радиационной обстановки при горизонтальном методе создания дополнительной защиты

При горизонтальном методе создания дополнительной защиты основные факторы, формирующие радиационную обстановку на припортальной площадке, связаны с вероятным выносом радиоактивного загрязнения из тела штольни с вывозимой породой, образованной при проходе штольни. Несмотря на постоянный радиометрический контроль вывозимой породы, ввиду специфики проведения работ (передвижение персонала, транспорта и др. оборудования), остается вероятность поступления радиоактивного загрязнения на припортальный участок. Также загрязнение припортального участка может произойти вследствие выноса радиоактивных аэрозолей при вентиляции штольни. Выход радиоактивных аэрозолей может привести как к повышению объемной радиоактивности приземного слоя атмосферы, так и при их выпадении увеличению удельной активности поверхностного слоя почвы.

Изменение радиационной обстановки на припортальном участке также может произойти в результате перераспределения имеющегося радиоактивного загрязнения в результате вторичного переноса персоналом и техникой как из тела штольни, так и с отвалов вывозимой из штольни породы.

3. МЕТОДОЛОГИЯ ПРОВЕДЕНИЯ РАДИАЦИОННОГО ОБСЛЕДОВАНИЯ

На стадии планирования полевых и лабораторных исследований на территориях припортальных площадок штолен исходные и расчетные данные позволили предположить, что в результате возможного выхода радионуклидов из штольни на поверхность территория штольни и прилегающих участков может быть загрязнена в большей степени следующими радионуклидами: ^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{151}Sm, ^{241}Am и изотопами Pu.

Полевые исследования и отбор проб, согласно теоретическим предположениям проводились по равномерной сетке с определением МЭД и поверхностного загрязнения грунта α-, β-частицами в фиксированных точках, а также определением МЭД в режиме "Поиск" между точками. В местах максимального радиоактивного загрязнения производился дополнительный отбор проб грунта.

Территории обследования варьировались в зависимости от ландшафта и находились в диапазоне от 8000 до 44000 м^2. На территории обследования проводилась разбивка точек с помощью GPS приемника. Фиксированные измерения МЭД проводились в узлах сетки 10х5 м, размеченной на припортальной площадке. Измерения плотности потока α- и β - частиц на территории площадки проводились по сетке 20х20 м.

На территории штолен, создание дополнительной защиты на которых планировалось проводить вертикальным методом, выполнялись дополнительные измерения МЭД в режиме "Поиск" на участке, расположенном по оси штольни от точки врезки, шириной ~50 м и длиной ~250 м.

Отбор проб окружающей среды проводился в точках:

- на предполагаемой рабочей площадке – точечный отбор проб грунта;
- на территории предполагаемого полевого лагеря – точечный отбор проб грунта;
- в точках, равномерно расположенных по всему участку обследования – точечный отбор проб почвы (ориентировочное количество точек отбора проб составляет 5 - 8% от общего количества точек измерения радиационных параметров);
- на отвалах, засыпке штольни – отбор объединенных проб грунта;
- в местах максимальных значений радиационных параметров – точечный отбор проб грунта;
- в предполагаемой точке врезки – отбор проб водяных паров и воздушных аэрозолей.

Для проведения лабораторных анализов использовалось гамма-, бета- и альфаспектрометрическое оборудование.

Заключительное обследование проводилось по схеме аналогичной предварительному обследованию.

4. РАДИАЦИОННАЯ ОБСТАНОВКА НА ТЕРРИТОРИИ ПРИПОРТАЛЬНЫХ ПЛОЩАДОК ШТОЛЕН ДО НАЧАЛА РАБОТ (2006-2009 ГГ.)

4.1. Радиационная обстановка по результатам радиометрических и дозиметрических измерений

По результатам измерений предварительного обследования были построены карты-схемы распределения радиационных параметров на исследуемых площадках (Рисунок 9 - Рисунок 26).

Данные по максимальным и минимальным измеренным значениям МЭД за период предварительного обследования штолен представлены на гистограмме (Рисунок 7).

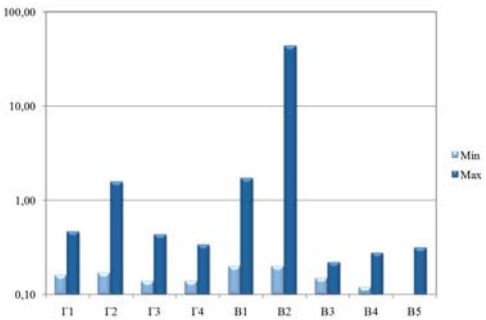


Рисунок 7. Максимальные и минимальные значения МЭД за период предварительного обследования штолен, мкЗв/ч

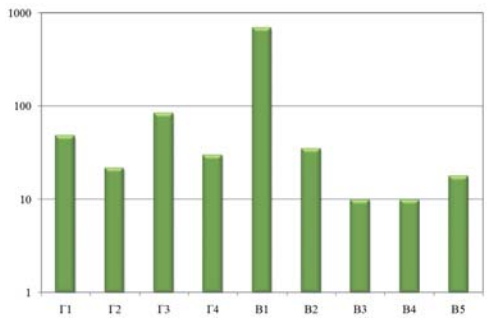
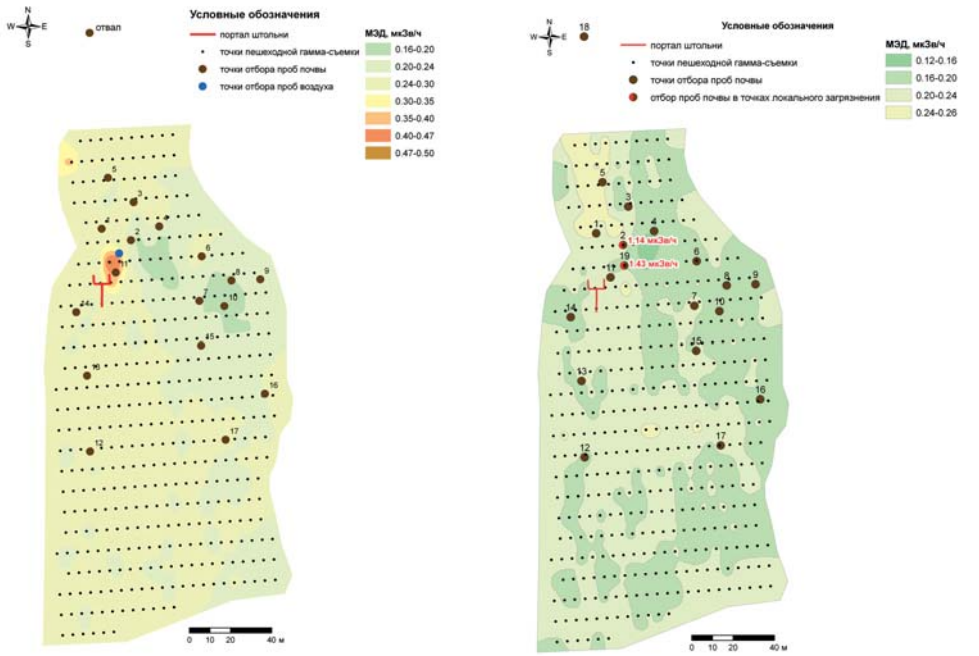


Рисунок 8. Максимальные значения плотности потока β-частиц за период предварительного обследования штолен, част/(мин·см^2)

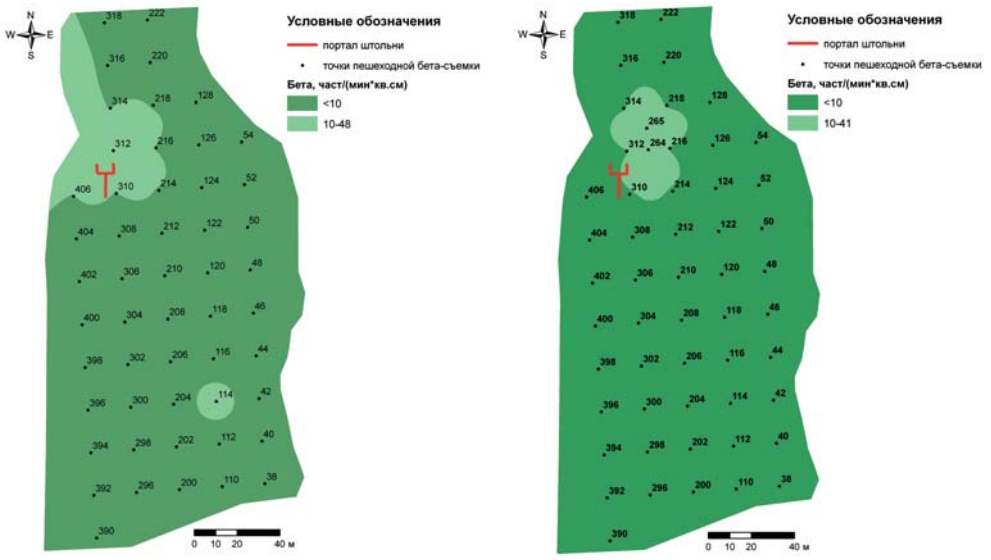
Минимальные значения плотности потока β-частиц, зафиксированные при проведении предварительного обследования на территории припортальных площадок всех штолен, не превысили 10 част/(мин·см^2). Максимальные значения плотности потока β-частиц, зафиксированные при проведении предварительного обследования, представлены на гистограмме (Рисунок 8).

Значения плотности потока α-частиц, зафиксированные при проведении предварительного обследования на всех участках обследования, не превысили предела обнаружения используемых средств измерений (0,2-10 част/(мин·см^2)), за исключением двух локальных участков загрязнения, обнаруженных на штольнях Г4 (140 част/ (мин·см^2)) и В2 (100 част/(мин·см^2)).



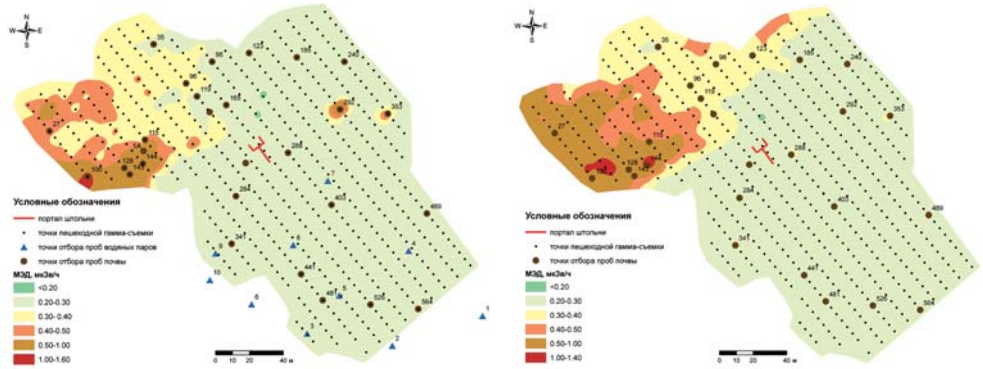
а) б)

Рисунок 9. Карты-схемы распределения МЭД на территории припортального участка штольни Г1 при предварительном (а) и заключительном (б) обследовании



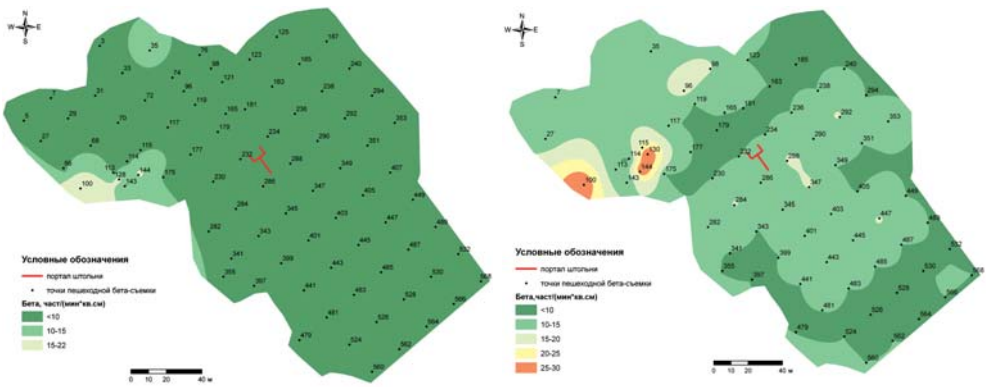
а) б)

Рисунок 10. Карты-схемы распределения плотности потока β-частиц на территории припортального участка штольни Г1 при предварительном (а) и заключительном (б) обследовании



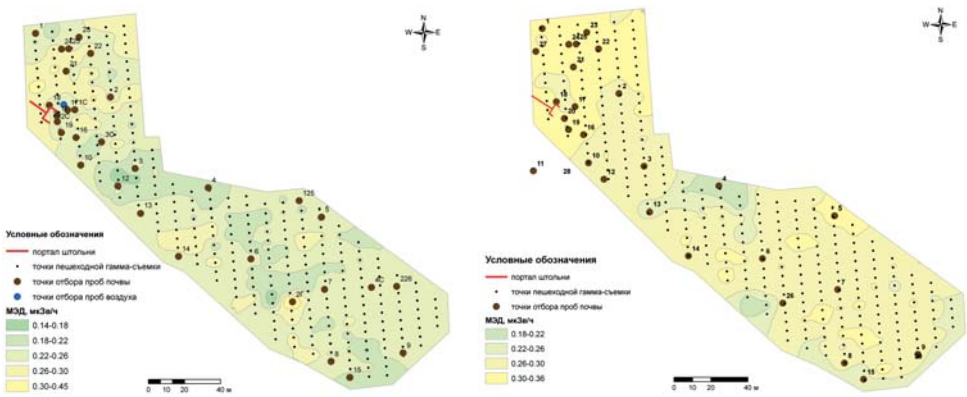
а) б)

Рисунок 11. Карты-схемы распределения МЭД на территории припортального участка штольни Г2 при предварительном (а) и заключительном (б) обследовании



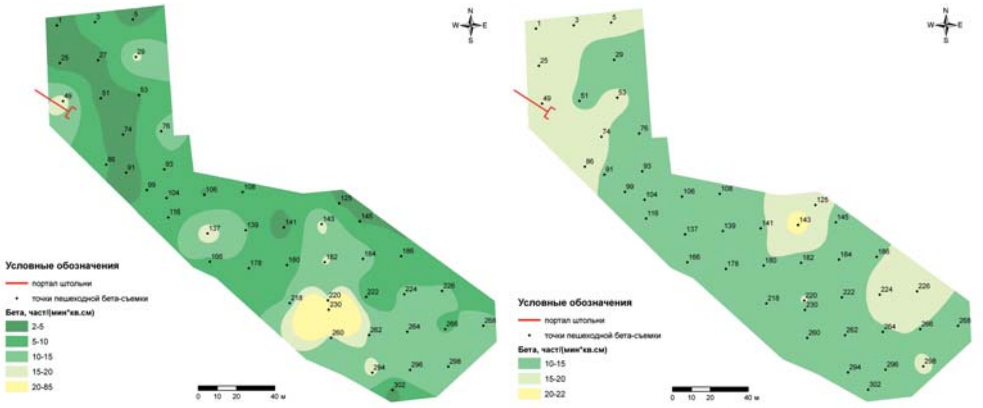
а) б)

Рисунок 12. Карты-схемы распределения плотности потока β-частиц на территории припортального участка штольни Г2 при предварительном (а) и заключительном (б) обследовании



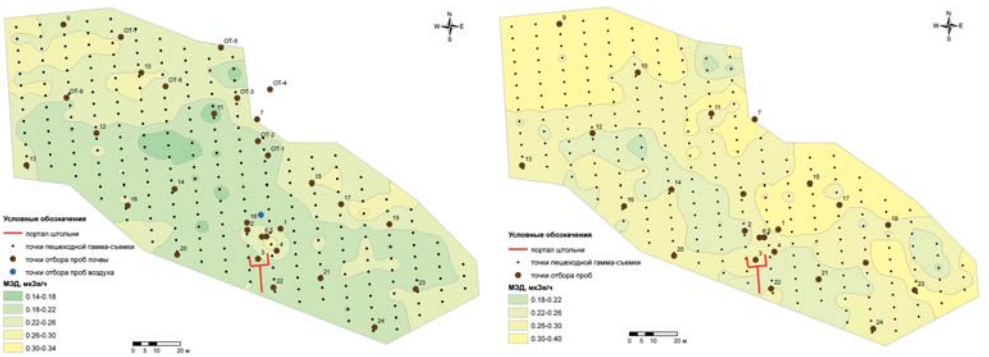
а) б)

Рисунок 13. Карты-схемы распределения МЭД на территории припортального участка штольни Г3 при предварительном (а) и заключительном (б) обследовании



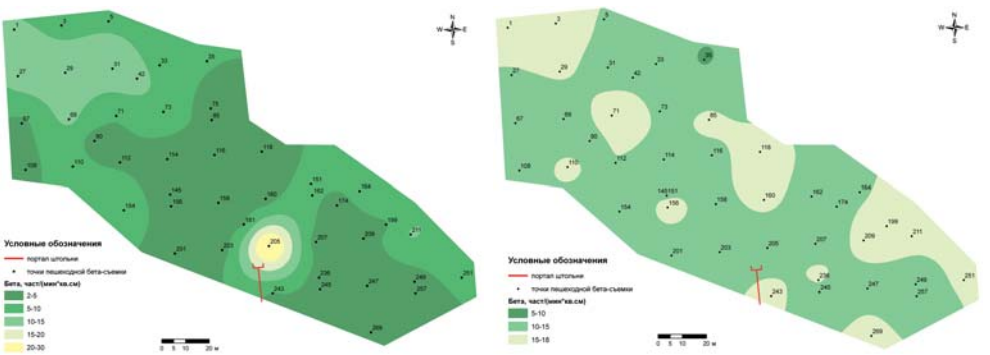
а) б)

Рисунок 14. Карты-схемы распределения плотности потока β-частиц на территории припортального участка штольни Г3 при предварительном (а) и заключительном (б) обследовании



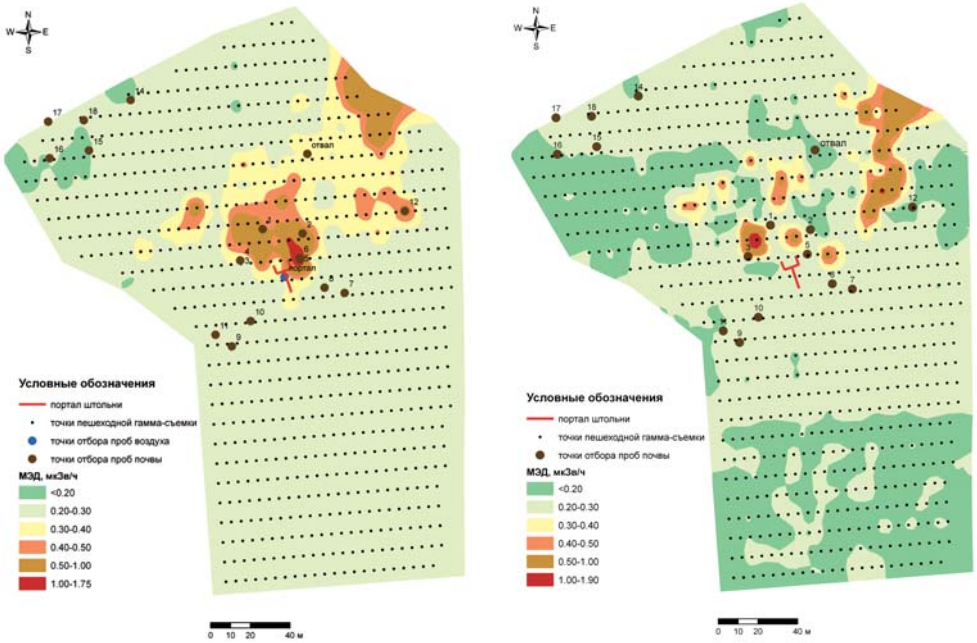
а) б)

Рисунок 15. Карты-схемы распределения МЭД на территории припортального участка штольни Г4 при предварительном (а) и заключительном (б) обследовании



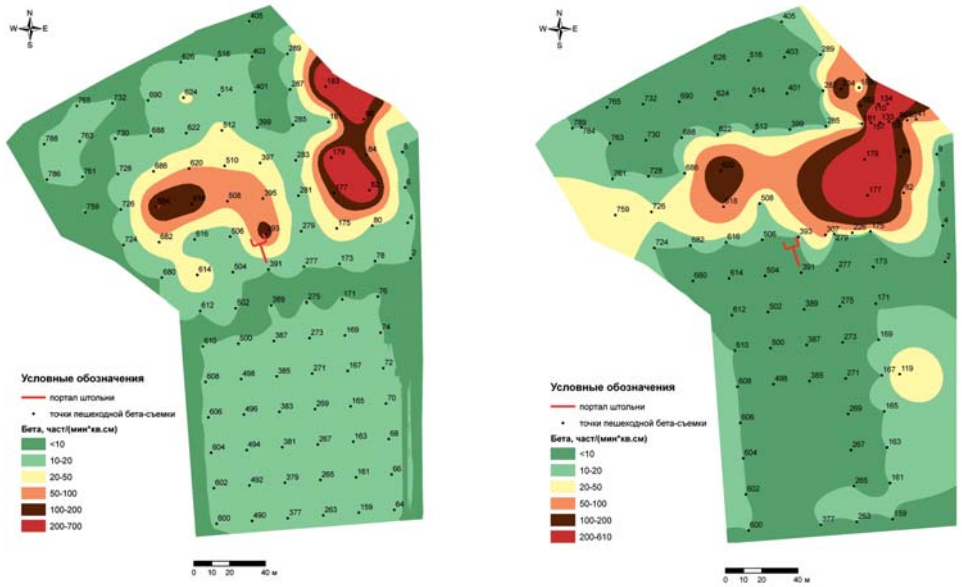
а) б)

Рисунок 16. Карты-схемы распределения плотности потока β-частиц на территории припортального участка штольни Г4 при предварительном (а) и заключительном (б) обследовании



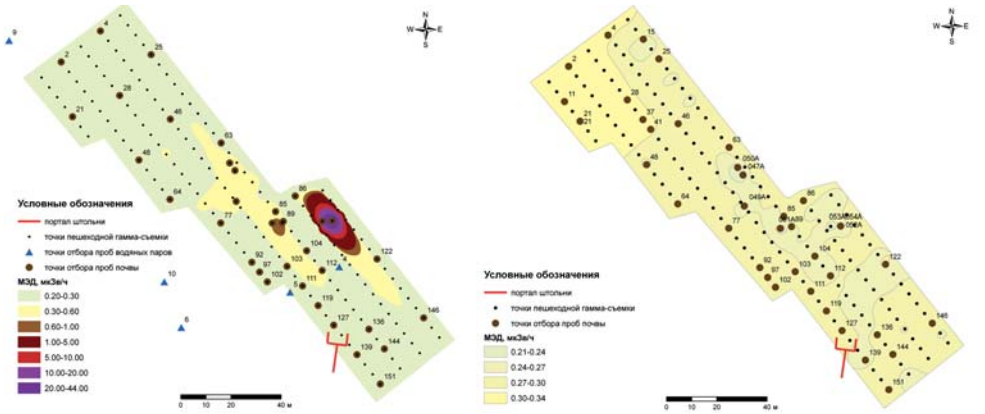
а) б)

Рисунок 17. Карты-схемы распределения МЭД на территории припортального участка штольни В1 при предварительном (а) и заключительном (б) обследовании



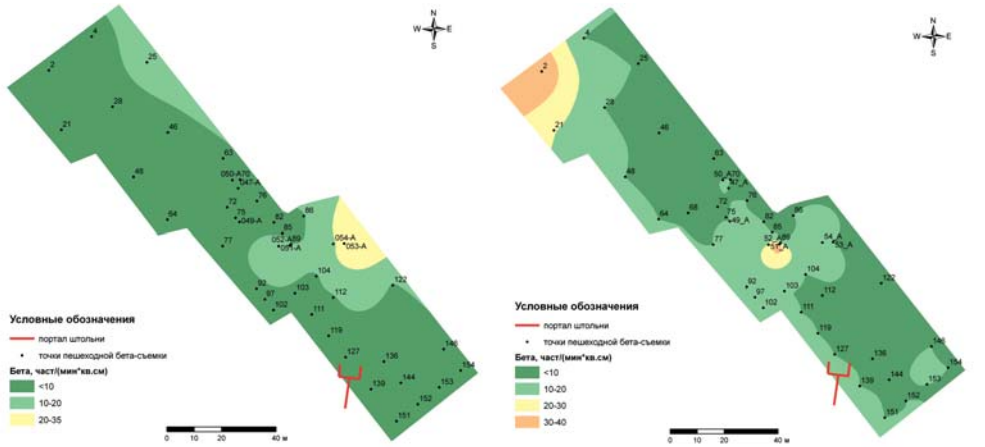
а) б)

Рисунок 18. Карты-схемы распределения плотности потока β-частиц на территории припортального участка штольни В1 при предварительном (а) и заключительном (б) обследовании



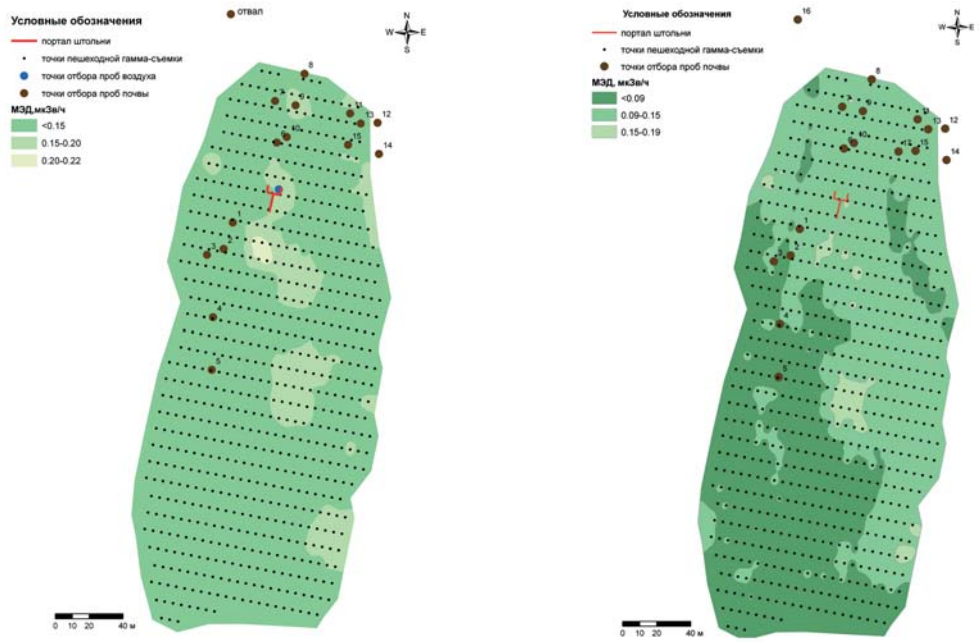
а) б)

Рисунок 19. Карты-схемы распределения МЭД на территории припортального участка штольни В2 при предварительном (а) и заключительном (б) обследовании



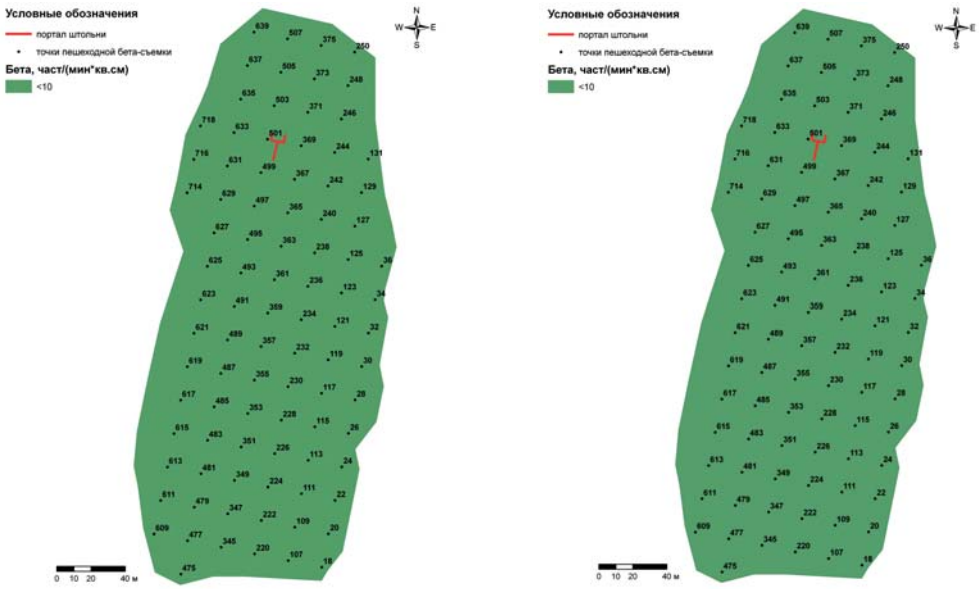
а) б)

Рисунок 20. Карты-схемы распределения плотности потока β-частиц на территории припортального участка штольни В2 при предварительном (а) и заключительном (б) обследовании



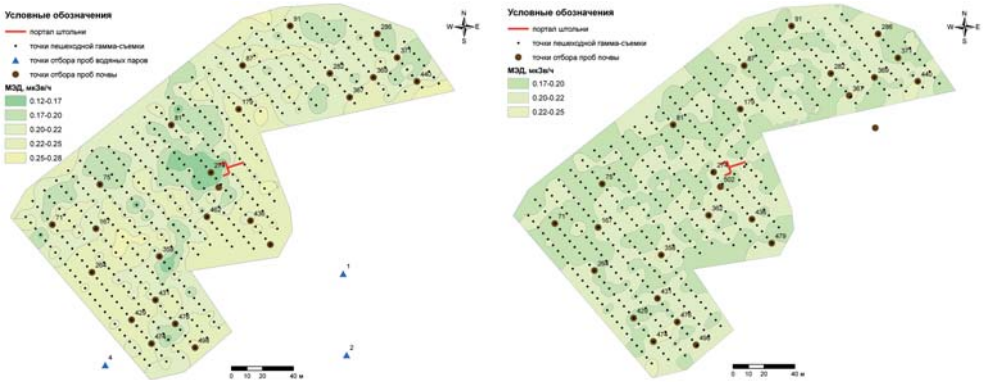
а) б)

Рисунок 21. Карты-схемы распределения МЭД на территории припортального участка штольни В3 при предварительном (а) и заключительном (б) обследовании



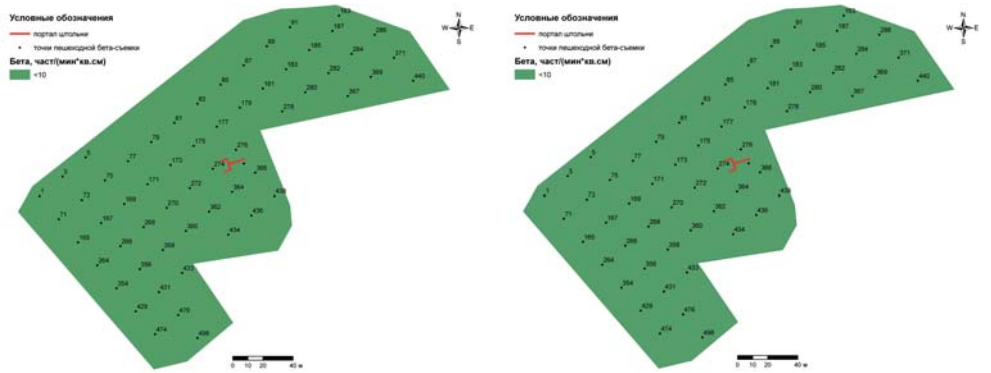
а) б)

Рисунок 22. Карты-схемы распределения плотности потока β-частиц на территории припортального участка штольни В3 при предварительном (а) и заключительном (б) обследовании



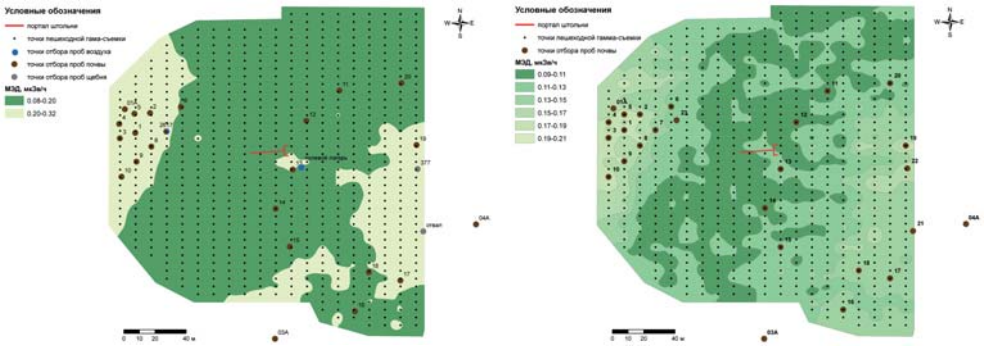
а) б)

Рисунок 23. Карты-схемы распределения МЭД на территории припортального участка штольни В4 при предварительном (а) и заключительном (б) обследовании



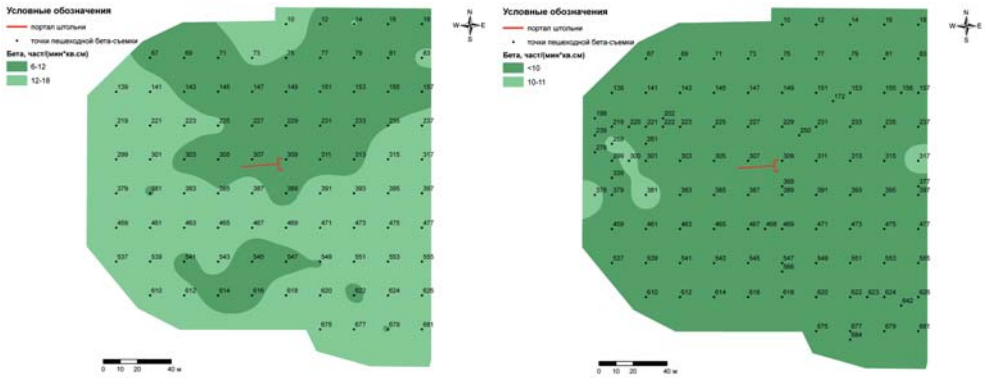
а) б)

Рисунок 24. Карты-схемы распределения плотности потока β-частиц на территории припортального участка штольни В4 при предварительном (а) и заключительном (б) обследовании



а) б)

Рисунок 25. Карты-схемы распределения МЭД на территории припортального участка штольни В5 при предварительном (а) и заключительном (б) обследовании



а) б)

Рисунок 26. Карты-схемы распределения плотности потока β-частиц на территории припортального участка штольни В5 при предварительном (а) и заключительном (б) обследовании

Сравнение результатов обследования штолен в 1999 г. с результатами обследования до начала работ показывает, что наиболее радиационно-опасная ситуация в обоих случаях зафиксирована на территории штольни В2, где был обнаружен участок локального загрязнения со значениями МЭД – 44 мкЗв/ч, плотности потока α-частиц – 100 част/(мин·см^2), что превышает допустимое значения для персонала категории А в случае постоянного пребывания (Рисунок 19 а) [4]. Так же высокие значение радиационных параметров, превышающие допустимые значения по НРБ-99, зафиксированы на штольнях Г4 (плотность потока α-частиц 140 част/(мин·см^2)) [4]. На территории остальных штолен радиационные параметры не превышали допустимых значений для персонала категории А [4]. Однако необходимо обратить внимание на припортальную площадку штольни В1, значение радиационных параметров на которой не превышают допустимых значений, но на территории припортальной площадки зафиксировано загрязнение, характеризуемое высокими значениями плотности потока β-частиц (100-700 част/(мин·см^2)) общей площадью 330 м^2. Данное загрязнение обусловлено выносом радиоактивного загрязнения из штольни с водой.

Было зафиксировано изменение радиационной ситуации на штольнях Г1, Г3, В2 и значительные ухудшения радиационной ситуации на штольнях Г2, Г4, В2 в сравнении с данными 1999 г. Это объясняется неоднократно зафиксированными попытками вскрытия порталов штолен и вынесением загрязненного грунта и металлоконструкций из полости штолен на дневную поверхность. Так, например, при проведении предварительного обследования штольни Г4 был обнаружен лаз в полость штольни (Рисунок 27), за территорией обследования обнаружены фрагменты железной конструкции (МЭД – 23 мкЗв/ч, плотности потока α-частиц – 140 част/ (мин·см^2)).

Рисунок 27. Лаз в штольню Г4

4.2. Радионуклидное загрязнение поверхностного слоя почвы

Для предварительной оценки загрязнения обследуемой территории радионуклидами был проведен спектрометрический и радиохимический анализ грунтов, отобранных при проведении предварительного обследования припортальных участков 9 штолен горного массива Дегелен.

Содержание естественных радионуклидов на исследуемой территории штолен горного массива соответствует естественному фону данного района (преимущественно горные породы разновидностей гранита). В отношении техногенных радионуклидов в качестве показателей фона были определены следующие значения удельных активностей: для ^{137}Cs – 30, ^{90}Sr – 20, ^{241}Am – 0,2 и $^{239+240}$Pu – 1 Бк/кг.

Данные по максимальным значениям удельных активностей радионуклидов ^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{241}Am и $^{239+240}$Pu за период предварительного обследования штолен представлены в таблице (Таблица 2) и на гистограмме (Рисунок 28).

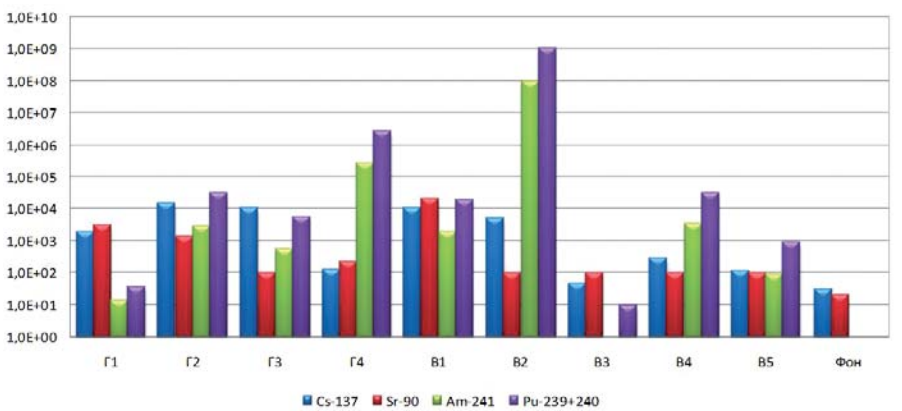


Рисунок 28. Максимальные значения удельных активностей радионуклидов за период предварительного обследования штолен, Бк/кг

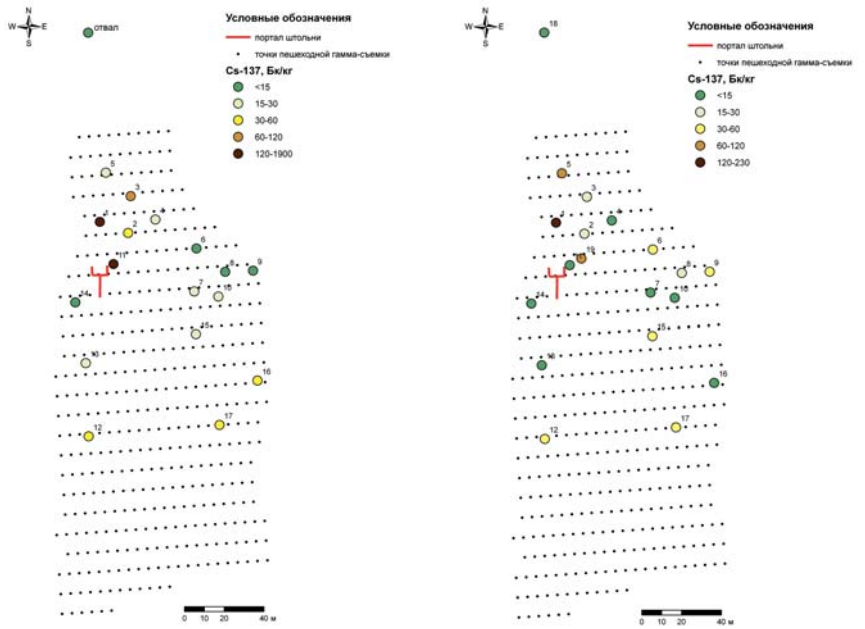
Содержание $^{239+240}$Pu в некоторых точках определялось расчетным способом, используя полученные лабораторные данные. Для штолен Г2, В2, В4 было доказано, что соотношение содержания ^{241}Am к $^{239+240}$Pu в пробах грунта на территории данных штолен составляет 1:11. В остальных случаях для расчета возможного содержания изотопов плутония использовалось среднее соотношение содержания ^{241}Am к $^{239+240}$Pu 1:10, которое было определено по данным лабораторных исследований почвы территории СИП и является наиболее распространенным.

Максимальное содержание ^{90}Sr на территории исследуемых штолен не превышало МЗУА для данного радионуклида $1 \cdot 10^5$ Бк/кг.

По результатам сравнения максимальных значений удельных активностей радионуклидов ^{137}Cs, ^{241}Am и $^{239+240}$Pu с нормативным уровнем (МЗУА, НРБ-99), штольни были разделены по характеру загрязнения:

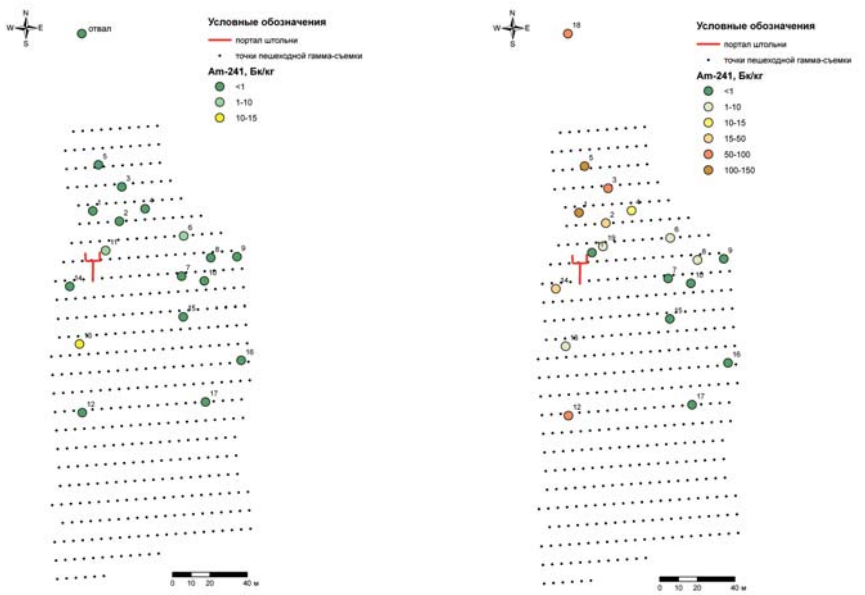
- штольни, на исследуемых территориях которых содержание радионуклидов в грунте не превышает нормативный уровень по всем определяемым радионуклидам (Г1, В3, В5);
- штольни, на исследуемых территориях которых максимальное содержание радионуклида ^{137}Cs в грунте не превышает нормативный уровень МЗУА, равный $1 \cdot 10^4$ Бк/кг, а удельные активности трансурановых радионуклидов ^{241}Am и $^{239+240}$Pu превышают значение МЗУА, равное $1 \cdot 10^3$ Бк/ кг (Г4, В2, В4);
- штольни, на исследуемых территориях которых максимальное содержание радионуклида ^{137}Cs в грунте превышает нормативный уровень МЗУА, равный $1 \cdot 10^4$ Бк/кг, и удельные активности трансурановых радионуклидов ^{241}Am или $^{239+240}$Pu также превышают МЗУА, равное $1 \cdot 10^3$ Бк/кг (Г2, Г3, В1).

Первая группа штолен является наиболее радиационно-безопасной. Содержание ^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{241}Am и $^{239+240}$Pu в грунте исследуемой территории штолен Г1, В3, В5 не превышает нормативный уровень (МЗУА, НРБ-99), равный, соответственно, $1 \cdot 10^4$, $1 \cdot 10^5$, $1 \cdot 10^3$ и $1 \cdot 10^3$ Бк/кг (Рисунок 29 - Рисунок 34). Максимальное значение содержания ^{137}Cs на данных объектах на предварительном этапе находилось на уровне $1{,}9 \cdot 10^3$ Бк/кг, ^{90}Sr – $3{,}1 \cdot 10^3$ Бк/кг (штольня Г1), ^{241}Am – 90 Бк/кг, $^{239+240}$Pu – 900 Бк/кг (штольня В5).



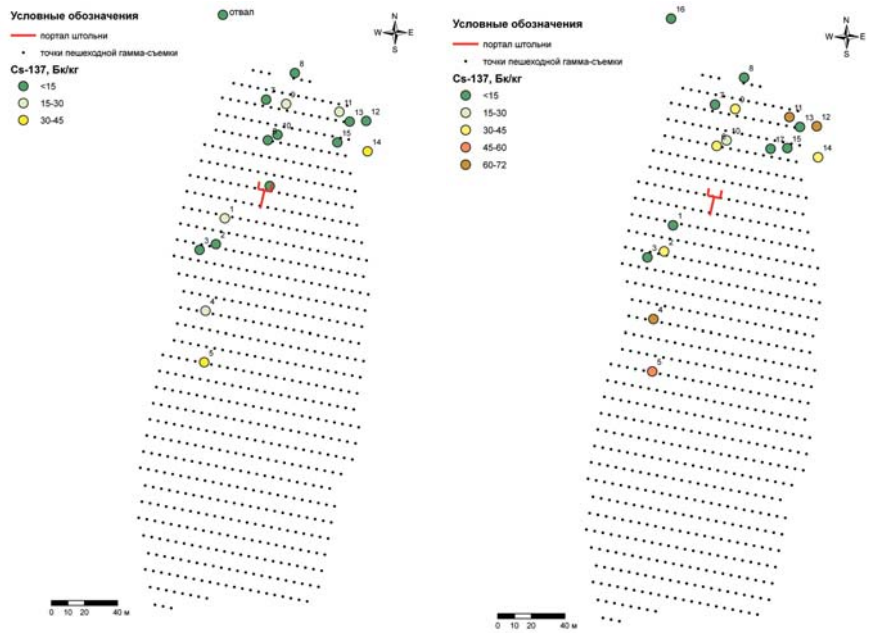
а) б)

Рисунок 29. Карты-схемы распределения ^{137}Cs на территории припортального участка штольни Г1 при предварительном (а) и заключительном (б) обследовании



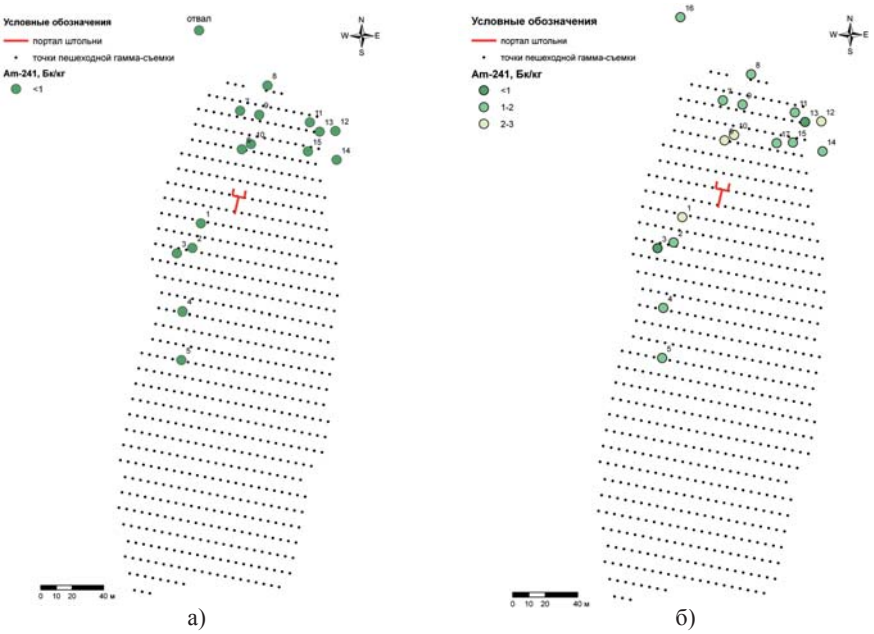
а) б)

Рисунок 30. Карты-схемы распределения ^{241}Am на территории припортального участка штольни Г1 при предварительном (а) и заключительном (б) обследовании



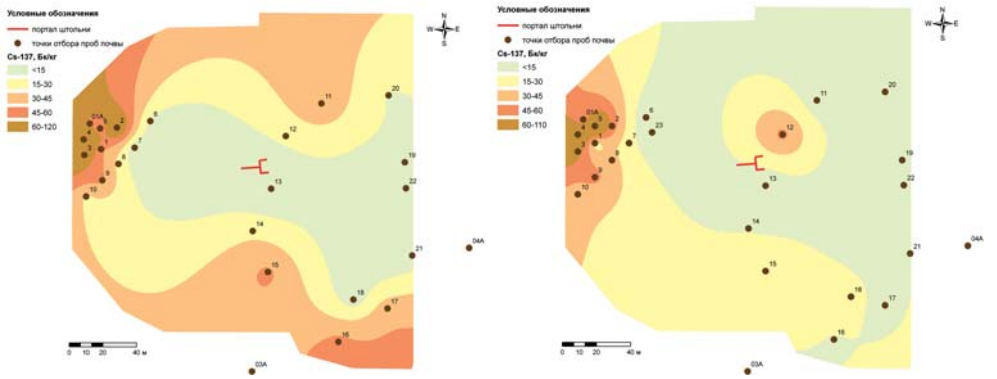
а) б)

Рисунок 31. Карты-схемы распределения ^{137}Cs на территории припортального участка штольни В3 при предварительном (а) и заключительном (б) обследовании



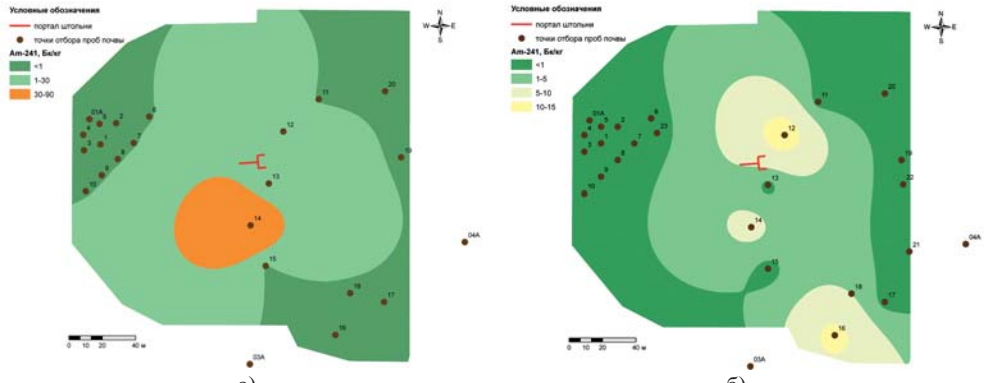
а) б)

Рисунок 32. Карты-схемы распределения ^{241}Am на территории припортального участка штольни В3 при предварительном (а) и заключительном (б) обследовании



а) б)

Рисунок 33. Карты-схемы распределения ^{137}Cs на территории припортального участка штольни В5 при предварительном (а) и заключительном (б) обследовании



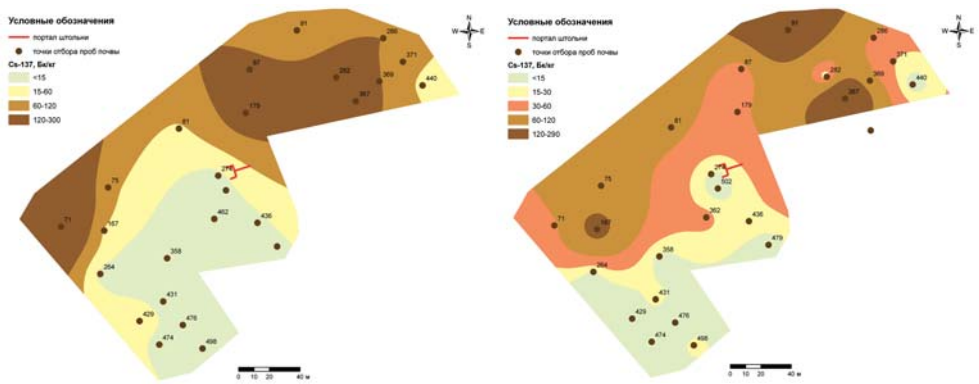
а) б)

Рисунок 34. Карты-схемы распределения ^{241}Am на территории припортального участка штольни В5 при предварительном (а) и заключительном (б) обследовании

Вторая группа штолен В4, Г4, В2 характеризуется превышением содержания в грунте обследуемой территории трансурановых радионуклидов ^{241}Am и $^{239+240}$Pu. На территории объекта В4 имеет место повсеместное распространение радионуклидов ^{241}Am, ^{137}Cs и ^{239,240}Pu (Рисунок 35, Рисунок 36). Максимальное содержание ^{137}Cs на исследуемой территории составило 300 Бк/кг, что ниже предельно допустимых концентраций. Практически в каждой точке обследования фиксировалось наличие техногенных радионуклидов ^{241}Am и $^{239+240}$Pu, с максимальным значением ^{241}Am – $3{,}3 \cdot 10^3$ Бк/кг, $^{239+240}$Pu – $3{,}3 \cdot 10^4$ Бк/кг (территория отвала и засыпки).

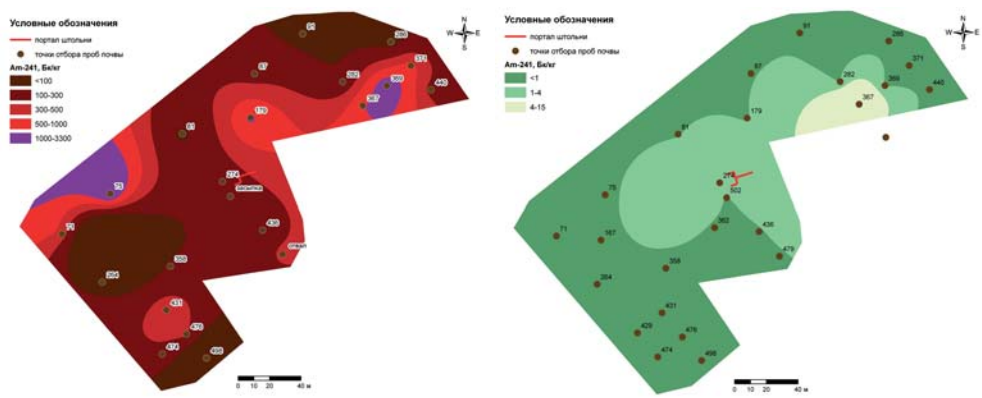
На территории штольни Г4 максимальное содержание ^{137}Cs составляет 120 Бк/кг, а ^{241}Am – 250 Бк/кг. Исключением является один участок локального радиоактивного загрязнения, который возник вследствие ведения несанкционированной хозяйственной деятельности по обжигу кабеля до начала работ по созданию дополнительной защиты инженерных сооружений (Рисунок 37, Рисунок 38). Максимальное содержание ^{241}Am составило $2{,}8 \cdot 10^5$ Бк/кг, с учетом среднего соотношения содержания ^{241}Am к $^{239+240}$Pu 1:10, ожидаемое содержание ^{239,240}Pu может

достигать $2{,}8 \cdot 10^6$ Бк/кг. Грунт, отобранный в данных точках, по содержанию ^{241}Am и ^{239,240}Pu можно классифицировать как среднеактивные радиоактивные отходы (от 10^1 до 10^5 кБк/кг) [4, 5]. Объем радиоактивных отходов на рабочей площадке данной штольни может варьировать от нескольких кубических метров до десятков или сотен кубических метров. Обнаруженный загрязненный участок занимает небольшую площадь (< 2 м^2), но поскольку он расположен в районе засыпки портала штольни Г4, существует вероятность обнаружения больших объемов радиоактивно-загрязненного грунта, скрытого под поверхностью.



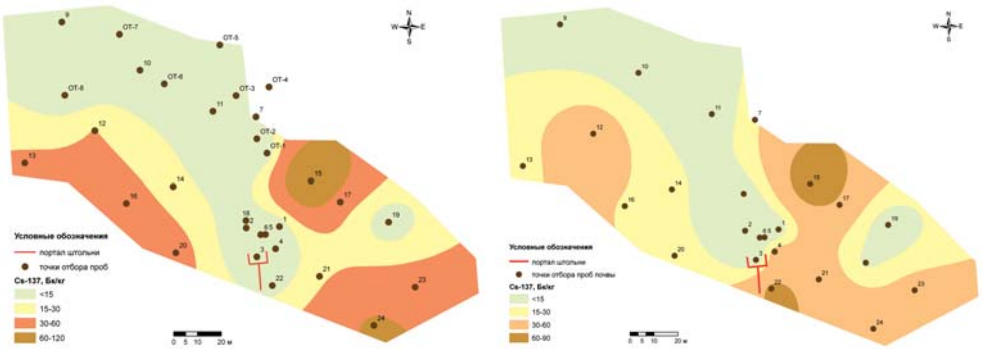
а) б)

Рисунок 35. Карты-схемы распределения ^{137}Cs на территории припортального участка штольни В4 при предварительном (а) и заключительном (б) обследовании



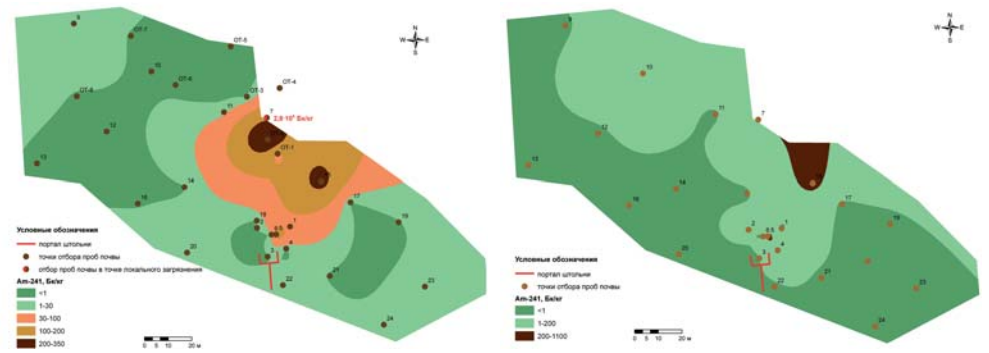
а) б)

Рисунок 36. Карты-схемы распределения ^{241}Am на территории припортального участка штольни В4 при предварительном (а) и заключительном (б) обследовании



а) б)

Рисунок 37. Карты-схемы распределения ^{137}Cs на территории припортального участка штольни Г4 при предварительном (а) и заключительном (б) обследовании

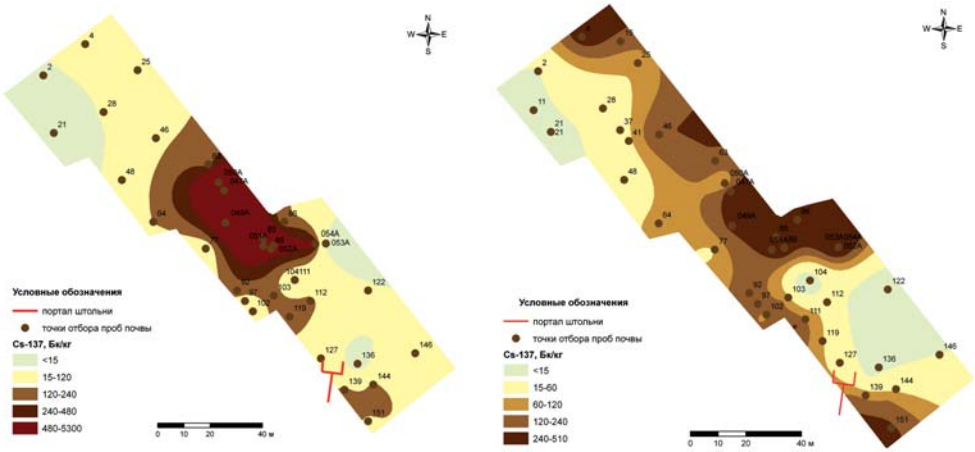


а) б)

Рисунок 38. Карты-схемы распределения ^{241}Am на территории припортального участка штольни Г4 при предварительном (а) и заключительном (б) обследовании

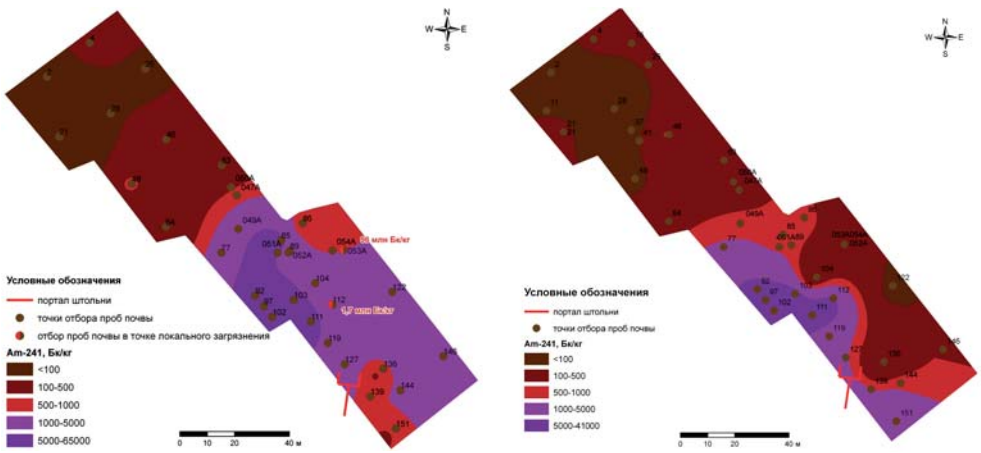
Результаты предварительного обследования штольни В2 свидетельствуют о том, что вся припортальная площадка загрязнена техногенным радионуклидом ^{241}Am, удельная активность которого варьирует в пределах от <3 до $9{,}6 \cdot 10^7$ Бк/кг (Рисунок 39, Рисунок 40). Удельная активность $^{239+240}$Pu на территории штольни В2 практически во всех точках превышает нормативный уровень (МЗУА $^{239+240}$Pu – $1 \cdot 10^3$ Бк/кг). Особое внимание при работах на объекте было уделено точкам 053А и 112. Содержание ^{241}Am в данных точках равно $9{,}6 \cdot 10^7$ и $1{,}7 \cdot 10^6$ Бк/кг, а максимально возможное значение удельной активности $^{239+240}$Pu в данных точках может достигнуть $1 \cdot 10^9$ и $2 \cdot 10^8$ Бк/кг соответственно.

Содержание ^{137}Cs на территории площадки В2 изменяется в широком диапазоне активностей и достигает $5{,}3 \cdot 10^3$ Бк/кг.



а) б)

Рисунок 39. Карты-схемы распределения ^{137}Cs на территории припортального участка штольни В2 при предварительном (а) и заключительном (б) обследовании

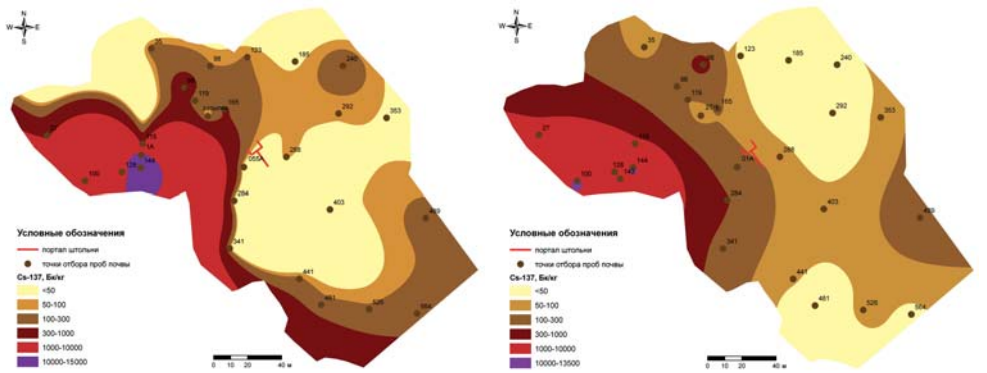


а) б)

Рисунок 40. Карты-схемы распределения ^{241}Am на территории припортального участка штольни В2 при предварительном (а) и заключительном (б) обследовании

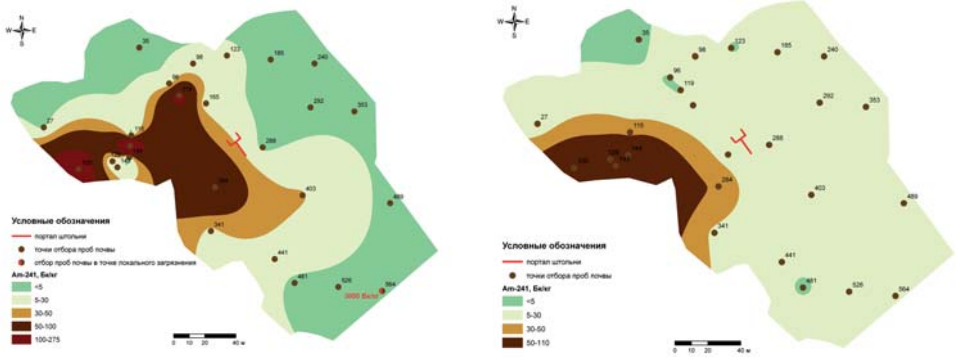
Третья группа штолен Г2, Г3, В1 характеризуется превышением МЗУА по содержанию ^{137}Cs и трансурановых радионуклидов (^{241}Am или $^{239+240}$Pu). Максимальное значение удельной активности ^{137}Cs составило $1{,}5 \cdot 10^4$ Бк/кг, ^{241}Am – $3{,}0 \cdot 10^3$ Бк/ кг, $^{239+240}$Pu – $3{,}3 \cdot 10^4$ Бк/кг (штольня Г2). Загрязненными участками при обследовании штольни Г2 являлись навалы грунта, щебня, участки возле портала, штольни Г3 – локальный участок, загрязнение которого, по всей вероятности, вызвано обжигом радиоактивно-загрязненного кабеля, изъятого из близлежащих штолен. Распределение радионуклидов ^{137}Cs и ^{241}Am на территории припортальных участков штолен Г2 и Г3 представлено на рисунках (Рисунок 41 - Рисунок 43).

На территории штольни В1 зафиксировано 3 загрязненных участка по ^{137}Cs и ^{241}Am (т.3, 4, 5), при этом почву в точках 4 и 5, расположенных в районе пересохшего ручья возле портала штольни, можно отнести к категории материалов ограниченного использования (МОИ, от 300 Бк/кг до МЗУА), в точке 3 почва относится к категории радиоактивных отходов. Удельная активность ^{137}Cs в данной точке составила $1{,}1 \cdot 10^4$ Бк/кг, ^{241}Am – $1{,}9 \cdot 10^3$ Бк/кг. Ожидаемое содержание изотопов Pu может составить порядка $2{,}0 \cdot 10^4$ Бк/кг, что превысит значение минимально значимой удельной активности по данному радионуклиду в 20 раз (Рисунок 44, Рисунок 45).



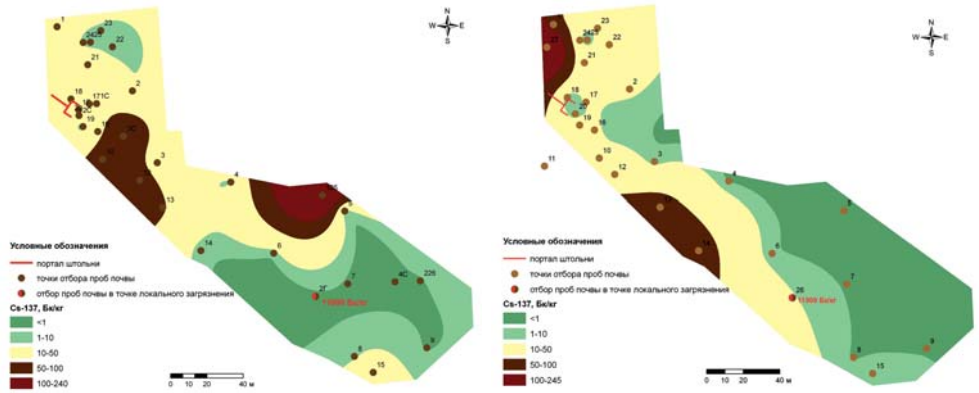
а) б)

Рисунок 41. Карты-схемы распределения ^{137}Cs на территории припортального участка штольни Г2 при предварительном (а) и заключительном (б) обследовании



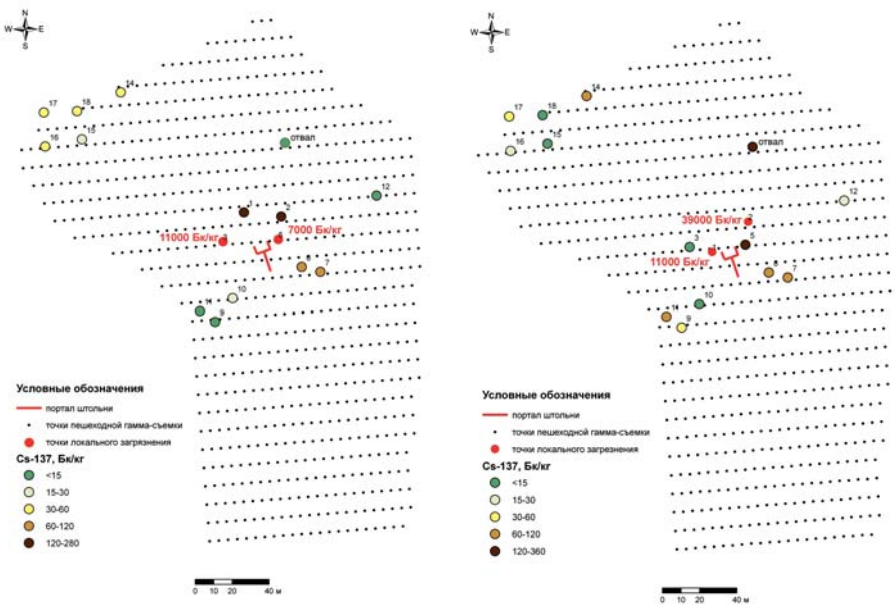
а) б)

Рисунок 42. Карты-схемы распределения ^{241}Am на территории припортального участка штольни Г2 при предварительном (а) и заключительном (б) обследовании



а) б)

Рисунок 43. Карты-схемы распределения ^{137}Cs на территории припортального участка штольни Г3 при предварительном (а) и заключительном (б) обследовании



а) б)

Рисунок 44. Карты-схемы распределения ^{137}Cs на территории припортального участка штольни В1 при предварительном (а) и заключительном (б) обследовании

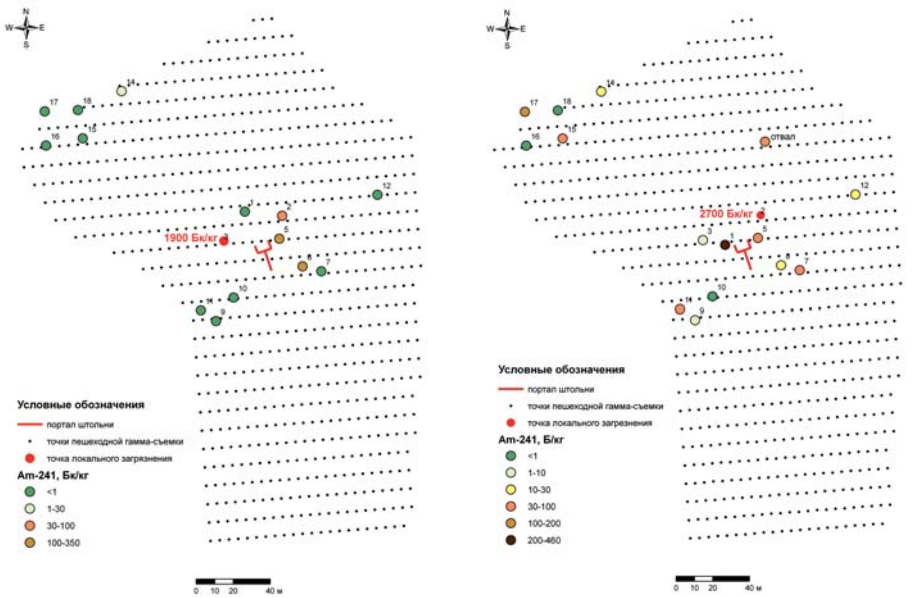


Рисунок 45. Карты-схемы распределения ^{241}Am на территории припортального участка штольни В1 при предварительном (а) и заключительном (б) обследовании

4.3. Радионуклидное загрязнение приземного слоя атмосферы

Основными радиоактивными веществами, характеризующими загрязнение воздушной среды, являются техногенные радионуклиды ^{3}H, ^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{241}Am и $^{239+240}$Pu. Определение объемной активности техногенных радионуклидов в воздушной среде проводилось прямыми измерениями объемной активности техногенных радионуклидов в отобранных пробах воздушных аэрозолей и водяных паров, согласно [6, 7]. Максимальные значения объемной активности техногенных радионуклидов, зафиксированные при проведении предварительного обследования, представлены в таблице (Таблица 2).

По результатам работ было установлено, что содержание техногенных радионуклидов в воздушной среде всех объектов находилось на уровнях ниже значений допустимой объемной активности, установленных НРБ-99 [4].

Содержание ^{3}H в воздушном бассейне площадки "Дегелен" находится в широких диапазонах − от 0,2 до 240 Бк/м^3, что на порядок меньше допустимой объемной активности для категории "Население", но при определенных условиях вклад трития в дозовую нагрузку может составить до 10%.

4.4. Выводы по предварительному обследованию припортальных площадок штолен

В результате предварительного обследования наиболее радиационно-опасная ситуация была зафиксирована на территории штольни В2. Максимальные значения

радиационных параметров на территории данной штольни превышают допустимые значения для персонала категории А в случае постоянного пребывания [4]. Попытки вскрытия порталов штолен привели к ухудшению радиационной ситуации на штольнях Г2, Г4, В2, в сравнении с данными 1999 г., вследствие вынесения загрязненного грунта и металлоконструкций из полости штолен на дневную поверхность.

Максимальные значения удельных активностей радионуклидов были зафиксированы при проведении предварительного обследования на участках локального загрязнения штолен Г2 (^{137}Cs – 1,5·10^{4} Бк/кг), В1 (^{90}Sr – 2,2·10^{4} Бк/кг), В2 (^{241}Am – 9,6·10^{7} Бк/кг, $^{239+240}$Pu – 1,0·10^{9} Бк/кг). Максимальные значения удельных активностей данных радионуклидов, за исключением ^{90}Sr, превышают нормативный уровень (МЗУА, НРБ-99) [4].

Превышение МЗУА для ^{137}Cs зафиксировано на припортальных участках 3-х штолен, для трансурановых радионуклидов ^{241}Am и $^{239+240}$Pu – на 6 штольнях. При этом загрязнение регистрировалось не только на отвалах, засыпке, но и на локальных участках, образованных при несанкционированной деятельности возле порталов штолен.

Содержание техногенных радионуклидов в воздушной среде всех объектов находилось на уровнях, ниже значений допустимой объемной активности, установленных НРБ-99 [4].

Для предотвращения переоблучения персонала на участках с повышенными значениями радиационных параметров, обнаруженных по результатам предварительного обследования, была проведена дезактивация путем отсыпки чистым грунтом.

5. РАДИАЦИОННАЯ ОБСТАНОВКА НА ТЕРРИТОРИИ ПРИПОРТАЛЬНЫХ ПЛОЩАДОК ШТОЛЕН ПОСЛЕ ЗАВЕРШЕНИЯ РАБОТ

5.1. Радиационная обстановка по результатам радиометрических и дозиметрических измерений

По результатам измерений заключительного обследования также были построены карты-схемы распределения радиационных параметров на исследуемых площадках (Рисунок 9 - Рисунок 26).

Данные по максимальным и минимальным измеренным значениям МЭД за период заключительного обследования штолен представлены на гистограмме (Рисунок 46).

Минимальные значения плотности потока β-частиц, зафиксированные при проведении предварительного обследования на территории припортальных площадок всех штолен, не превысили 10 част/(мин·см^{2}). Максимальные значения плотности потока β-частиц, зафиксированные при проведении предварительного обследования, представлены на гистограмме (Рисунок 47).

Значения плотности потока α-частиц, зафиксированные при проведении заключительного обследования на всех участках обследования, не превысили предела обнаружения используемых средств измерений (0,2-10 част/(мин·см^{2})).

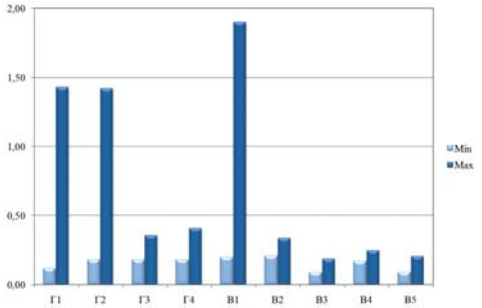


Рисунок 46. Максимальные и минимальные измеренные значения МЭД на территории припортальных площадок после завершения работ, мкЗв/ч

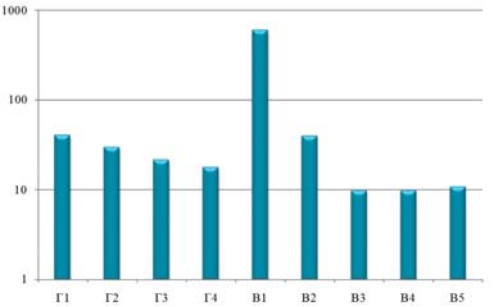


Рисунок 47. Максимальные значения плотности потока β-частиц за период предварительного обследования штолен, част/(мин·см^2)

По результатам заключительного обследования максимальные радиационные параметры зафиксированы на территории припортальных площадок штолен В1 (МЭД – 1,9 мкЗв/ч, плотности потока β-частиц – 610 част/(мин·см^2)) (Рисунок 17 б), Г1 и Г2 (МЭД – 1,4 мкЗв/ч) (Рисунок 9, б, Рисунок 11, б). На территории всех штолен по результатам обследования после завершения работ по сооружению дополнительной защиты радиационные параметры не превышали допустимых значений для персонала категории А [4].

5.2. Радионуклидное загрязнение поверхностного слоя почвы

На заключительном этапе работ была проведена оценка состояния остаточного загрязнения территории припортальных участков штолен техногенными радионуклидами. По результатам измерений так же были построены карты-схемы распределения радионуклидов ^{137}Cs и ^{241}Am на исследуемых площадках (Рисунок 29 - Рисунок 45).

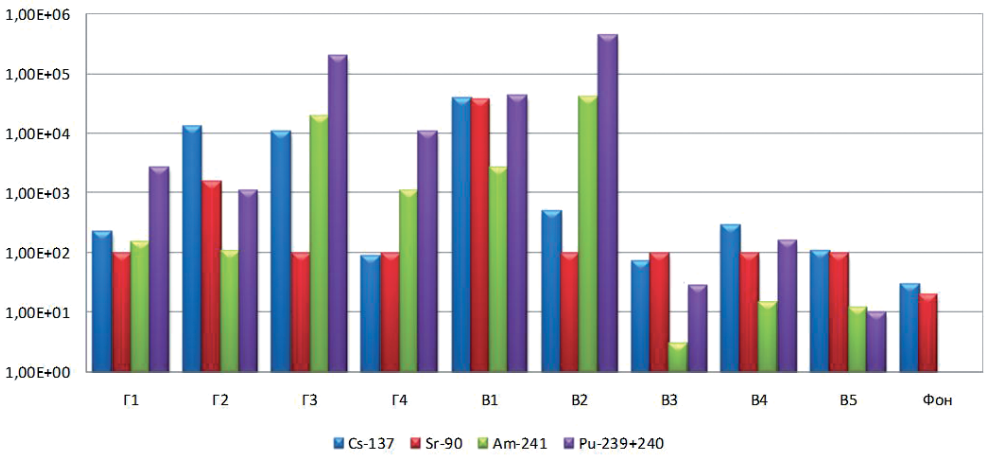


Рисунок 48. Максимальные значения удельных активностей радионуклидов за период заключительного обследования штолен, Бк/кг

Максимальные значения удельных активностей радионуклидов ^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{241}Am и $^{239+240}$Pu за период заключительного обследования штолен представлены в таблице (Таблица 2) и на гистограмме (Рисунок 48).

На представленной гистограмме видно, что максимальное значение содержания радионуклида ^{137}Cs зафиксировано на припортальной территории штольни В1 ($3{,}9\cdot10^4$ Бк/кг), ^{241}Am и, соответственно, изотопов плутония – на штольне В2 ($4{,}1\cdot10^4$ Бк/кг и $4{,}5\cdot10^5$ Бк/кг).

Максимальное содержание ^{90}Sr на обследуемых штольнях не превышает МЗУА для данного радионуклида $1\cdot10^5$ Бк/кг.

По характеру загрязнения, сравнивая максимальные значения удельных активностей радионуклидов ^{137}Cs, ^{241}Am и $^{239+240}$Pu с нормативным уровнем (МЗУА, НРБ-99), припортальные участки штолен можно разделить на две группы:

1. штольни, на исследуемых территориях которых содержание радионуклидов в грунте не превышает нормативный уровень по всем определяемым радионуклидам (В3, В4, В5);
2. штольни, на территориях которых максимальные удельные активности трансурановых радионуклидов ^{241}Am или $^{239+240}$Pu превышают значение МЗУА, равное $1\cdot10^3$ Бк/кг (Г1-Г4, В1, В2).

На исследуемых объектах первой группы штолен радиационная опасность отсутствует. Максимальное значение содержания ^{137}Cs на территории припортальных участков штолен на заключительном этапе находилось на уровне $2{,}9\cdot10^2$ Бк/кг, ^{241}Am – 15 Бк/кг, $^{239+240}$Pu – 165 Бк/кг, ^{90}Sr – <100 Бк/кг (штольня В4).

Вторая группа штолен характеризуется превышением МЗУА по содержанию в грунте обследуемой территории трансурановых радионуклидов ^{241}Am и/или $^{239+240}$Pu. Максимальное значение удельной активности ^{241}Am составило $4{,}1\cdot10^4$ Бк/кг, $^{239+240}$Pu – $4{,}5\cdot10^5$ Бк/кг (штольня В2). Данные значения по содержанию ^{241}Am в 41 раз, а для $^{239+240}$Pu – в 450 раз превышают нормативный уровень для данных радионуклидов (МЗУА, НРБ-99), равный $1\cdot10^3$ Бк/кг.

Содержание ^{137}Cs, ^{90}Sr и ^{241}Am в грунте исследуемой территории штольни Г1 не превышает нормативный уровень (МЗУА, НРБ-99), равный соответственно $1\cdot10^4$, $1\cdot10^5$ и $1\cdot10^3$ Бк/кг. Расчетные данные по плутонию и результаты радиохимического анализа проб показывают, что на исследуемой территории в трех точках (1, 5, 18) существует опасность превышения удельной активности $^{239+240}$Pu над нормативным уровнем (МЗУА - $1\cdot10^3$ Бк/кг).

На территории штольни Г2 практически во всех обследуемых точках обнаружено содержание ^{241}Am и ^{137}Cs. Максимальная удельная активность ^{241}Am не превышает 1/10 МЗУА для данного радионуклида (100 Бк/кг), а максимальная активность ^{137}Cs составила $1{,}4\cdot10^4$ Бк/кг. Содержание $^{239+240}$Pu в грунте, отобранном в трех точках (100, 143, 144), находится в пределах значения МЗУА, с максимальным значением $1{,}1\cdot10^3$ Бк/кг.

Результаты лабораторных анализов грунта, отобранного на припортальном участке штольни Г3, свидетельствуют о незначительном присутствии радионуклида ^{137}Cs (максимальное значение 75 Бк/кг), об отсутствии ^{241}Am (<1 Бк/кг). Исключением являются участки локального загрязнения:

- участок №1: ^{241}Am – $2{,}0\cdot10^4$, ^{137}Cs – $1{,}2\cdot10^3$, ^{152}Eu – 32, ^{60}Co – 5, ^{90}Sr – $7{,}7\cdot10^2$ Бк/кг;

- участок №2 (загрязнение было обнаружено в ходе проведения предварительного обследования): ^{241}Am – 6,0·10^{2}, ^{137}Cs – 1,1·10^{4}, ^{152}Eu – 2,5·10^{2}, ^{154}Eu – 19, ^{60}Co – 45, ^{90}Sr – 4·10^{2} Бк/кг.

Ожидаемое содержание $^{239+240}$Pu на первом участке будет порядка 2,0·10^{5} Бк/кг. Таким образом, грунт, локализованный на участке №1 будет относиться к среднеактивным радиоактивным отходам [8]. На участке №2 ожидаемое содержание $^{239+240}$Pu будет составлять 6,0·10^{3} Бк/кг, что относится к низкоактивным радиоактивным отходам.

Значения удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунте, отобранном на припортальном участке штольни Г4, не превысили нормативных уровней МЗУА. Однако на данной штольне присутствие ^{241}Am зафиксировано в 45% точек, в основном, на территории засыпки, отвала. Максимальное значение составило 1,1·10^{3} Бк/кг (засыпка), что превышает МЗУА для данного радионуклида в 1,1 раза. Наличие техногенного загрязнения было обнаружено и на отсыпанном участке локального загрязнения, обнаруженного при предварительном обследовании (^{241}Am -2,7·10^{2} Бк/кг). Это может быть связано с тем, что для отсыпки загрязненных участков использовался грунт с техногенно-поврежденного горного склона, который в более глубоких слоях грунта мог содержать трансурановые радионуклиды. Полевой гамма-спектрометрический контроль при проведении рекультивационных работ не выявил скрытого под поверхностью техногенного загрязнения, которое было обнаружено только после проведения лабораторных анализов отобранных проб щебня при заключительном обследовании.

Максимальная удельная активность ^{90}Sr на территории рабочей площадки штольни В1 не превышает нормативный уровень, равный 1·10^{5} Бк/кг, а по ^{137}Cs превышение уровня 1·10^{4} Бк/кг зафиксировано в двух точках 2, 3 (3,9·10^{4} Бк/кг и 1,1·10^{4} Бк/ кг). Данное превышение объясняется переносом загрязненного грунта с территории рабочей площадки и выносом радионуклидного загрязнения из штольни.

Содержание ^{241}Am после завершения работ на исследуемой территории в основном не превышает нормативный уровень, принятый, согласно НРБ-99, 1·10^{3} Бк/кг, исключение составляет точка 2 (2,7·10^{3} Бк/кг), находящаяся на территории рабочей площадки.

Расчетные данные по плутонию и результаты радиохимического анализа проб показывают, что на исследуемой территории в точках 2, 3, 5 возможно превышение содержания $^{239+240}$Pu над нормативным уровнем (МЗУА 1·10^{3} Бк/кг) до 40 раз (точка 2 – 4,4·10^{4} Бк/кг).

В процессе выполнения инженерных работ на штольне В1, по всей видимости, произошел вынос радионуклидного загрязнения за пределы штольни, в связи с чем оказалась загрязненной территория вблизи портала штольни. Однако мероприятия по локализации радиоактивного загрязнения не позволили распространению загрязнения на прилегающие к рабочей площадке территории.

Припортальная территория штольни В2 после проведения заключительных работ так и осталась самой радиационно-опасной.

По данным лабораторных исследований, около 83% всех исследуемых проб грунта может быть отнесено к радиоактивным отходам по превышению содержания $^{239+240}$Pu и ^{241}Am в сравнении с МЗУА для данных радионуклидов (1·10^{3}Бк/кг). Удельная активность ^{241}Am варьирует в пределах от <3 до 4,1·10^{4} Бк/кг с максимальным превы-

шением МЗУА в 41 раз. Ожидаемое содержание $^{239+240}$Pu практически во всех точках может превышать нормативный уровень (МЗУА ^{239,240}Pu $1 \cdot 10^3$ Бк/кг). Так, максимально возможное значение удельной активности $^{239+240}$Pu может достигать $4{,}5 \cdot 10^5$ Бк/кг.

Дополнительно было проведено обследование жилой зоны, в результате которого были обнаружены 2 участка локального радиоактивного загрязнения. Оба участка не были обнаружены при предварительном обследовании, т.к. носят локальный характер (≈1 м^2) и находятся за границей проводившегося предварительного радиоэкологического обследования и района ведения работ. Загрязненные участки расположены на расстоянии ≈30 метров от жилых вагончиков на скальной поверхности и представляют собой породу, отсыпанную на поверхность скалы. Радиационную опасность представляет точка Max, в которой содержание ^{137}Cs составило $1{,}6 \cdot 10^5$ Бк/кг, ^{90}Sr $2{,}9 \cdot 10^5$ Бк/ кг, данные значения превышают МЗУА (10^4 и 10^5 Бк/кг соответственно). Поскольку в данном месте никаких работ не велось, загрязнение не связано с мероприятиями, проводившимися на объекте В2.

Несмотря на то, что по результатам лабораторных анализов на территории рабочей площадки штольни В2 удельная активность ^{241}Am и $^{239+240}$Pu уменьшилась после проведения дезактивационных работ загрязненных радиоактивных участков, остаточное содержание данных радионуклидов значительно превышает допустимые уровни (МЗУА).

5.3. Радионуклидное загрязнение приземного слоя атмосферы

При проведении предварительного обследования не было зафиксировано значимых значений объемной активности радионуклидов в воздухе даже при очень высоких значениях содержания радионуклидов в грунте, поэтому при заключительном обследовании исследование загрязнения приземного слоя атмосферы не имело необходимости.

5.4. Выводы по заключительному обследованию припортальных площадок штолен

В результате заключительного обследования определено, что максимальные значения радиационных параметров зафиксированы на территории припортальных площадок штолен В1, Г1 и Г2. На территории всех штолен по результатам обследования после завершения работ по сооружению дополнительной защиты радиационные параметры не превышали допустимых значений для персонала категории А [4].

Максимальные значения удельных активностей радионуклидов были зафиксированы при проведении заключительных работ на участках локального загрязнения штолен В1 (^{137}Cs – $3{,}9 \cdot 10^4$, ^{90}Sr – $3{,}8 \cdot 10^4$ Бк/кг), В2 (^{241}Am – $4{,}1 \cdot 10^4$, $^{239+240}$Pu – $4{,}5 \cdot 10^5$ Бк/ кг). Максимальные значения удельных активностей ^{137}Cs, ^{241}Am и $^{239+240}$Pu превышают нормативный уровень (МЗУА, НРБ-99), равный, соответственно, $1 \cdot 10^4$, $1 \cdot 10^3$ и $1 \cdot 10^3$ Бк/кг, а максимальное содержание ^{90}Sr не превышает МЗУА $1 \cdot 10^5$ Бк/кг.

Превышение МЗУА для ^{137}Cs зафиксировано на припортальных участках 3 штолен, для трансурановых радионуклидов ^{241}Am и $^{239+240}$Pu – на 6 штольнях. При этом загрязнение регистрировалось, как и при предварительном обследовании, не только на отвалах, засыпке, но и на локальных участках, образованных при несанкционированной деятельности возле порталов штолен.

6. ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ ПРОВЕДЕННЫХ РАБОТ НА РАДИАЦИОННУЮ ОБСТАНОВКУ ПРИПОРТАЛЬНЫХ ПЛОЩАДОК ШТОЛЕН

6.1. Изменение радиационной обстановки по результатам радиометрических и дозиметрических измерений

Данные по максимальным значениям МЭД за период предварительного и заключительного обследования штолен представлены на гистограмме (Рисунок 49).

Из гистограммы видно, что максимальные значения МЭД были зафиксированы при проведении предварительного обследования на участках локального загрязнения штолен Г2, В1, В2. Максимальное значение МЭД зафиксировано на штольне В2 – 44 мкЗв/ч. В соответствии с НРБ-99, в случае проведения работ при подобных условиях в течение всего рабочего времени эффективная доза персонала может быть превышена ~ в 4 раза только от внешних источников излучения [4]. Максимальные значения МЭД при проведении заключительного обследования зафиксированы на участках локального загрязнения штолен Г1, Г2, В1.

Можно отметить понижение максимального значения МЭД после проведения работ на штольнях В2, В5, следовательно, по первичной оценке можно сказать, что проводимые работы позволили снизить уровни радиационного загрязнения на припортальных площадках данных штолен. При заключительном обследовании зафиксированы значения МЭД выше, чем при предварительном обследовании штольни Г1, В1, следовательно, можно предположить, что проводимые работы негативно повлияли на радиационную обстановку на припортальных площадках данных штолен.

Однако максимальные значения МЭД в полной мере не характеризуют радиационную обстановку на припортальных площадках, так как не учитывают площадь загрязнения. Для оценки влияния площади загрязнения был проведен расчет средней плотности загрязнения.

Для расчета средней плотности загрязнения была подсчитана площадь для каждой припортальной площадки. По схемам распределения радиационных параметров были определены основные изолинии для каждой штольни в зависимости от диапазона МЭД. Для расчета средней плотности загрязнения брались верхние значения диапазона МЭД. После чего рассчитывалась площадь для каждой изолинии. Оценка вклада различных значений МЭД проводилась по отношению площади, характеризуемой данными значениями на исследуемой площадке, к общей площади площадки в процентном отношении. Результаты расчета средней плотности загрязнения для припортальных площадок по данным предварительного и заключительного обследования представлены в таблице и на гистограмме (Таблица 2, Рисунок 49).

Сравнивая изменения максимальных значений МЭД до и после проведения работ и результатов расчетов средней плотности загрязнения, можно разделить штольни по характеру изменения радиационной ситуации:

1. штольни, где изменения значений МЭД и средней плотности находятся в рамках погрешности определения данных величин (Г2, Г3, Г4, В3, В4), следовательно, проведенные работы никак не повлияли на радиационную обстановку на припортальных площадках;

2. штольни, характеризуемые понижением максимальных значений МЭД и понижением средней плотности загрязнения (В2, В5), что является результатом проведении дезактивационных мероприятий до начала проведения работ;
3. штольни, где повышение максимальных значений МЭД сопровождается незначительным изменением средней плотности (в рамках погрешности определения данной величины) - Г1, В1. Загрязнение площадки имеет локальный характер и может быть обусловлено выносом загрязненного грунта из штольни (Г1) или присутствием вблизи рабочей площадки (В1) объектов повышенной радиационной опасности (отвал, район ручья, водопроявление из штольни).

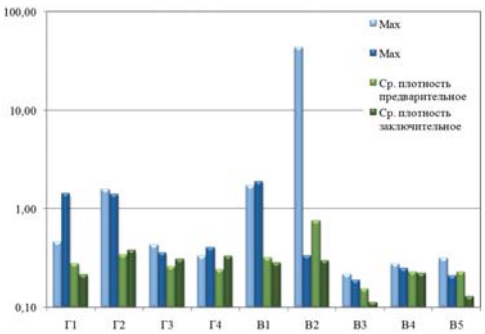


Рисунок 49. Максимальные значения и средняя плотность МЭД за период предварительного и заключительного обследования штолен, мкЗв/ч

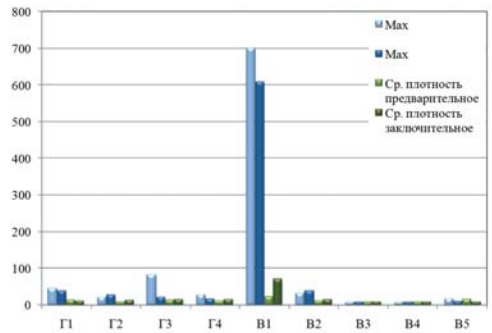


Рисунок 50. Максимальные значения и средняя плотность плотности потока β-частиц за период предварительного и заключительного обследования штолен, част/(мин·см^2)

Данные по максимальным и минимальным измеренным значениям плотности потока β-частиц за период предварительного и заключительного обследования штолен представлены на гистограмме (Рисунок 50).

Максимальные значения плотности потока β-частиц были зафиксированы при проведении предварительного и заключительного обследования на участке локального загрязнения штольни В1 (предварительное обследование – 700 част/(мин·см^2), заключительное обследование – 610 част/(мин·см^2)). По первичной оценке можно сказать, что проводимые работы позволили снизить уровни радиационного загрязнения на припортальных площадках штолен Г3, Г4, В1, В5. Так как на территории штолен В3 и В4 как во время предварительного, так и во время заключительного обследования измеренные значения плотности потока β-частиц не превысили предела обнаружения используемых средств измерений, следовательно, проведенные работы не повлияли на радиационную обстановку.

Также был проведен расчет средней плотности загрязнения для припортальных площадок по данным измерений плотности потока β-частиц при предварительном и заключительном обследовании (Таблица 2, Рисунок 50).

Результаты расчетов средней плотности загрязнения припортальных площадок по измерениям плотности потока β-частиц показали, что радиационная обстановка после проведения ухудшились на штольне В1.

Сравнивая изменения максимальных значений плотности потока β-частиц до и после проведения работ и результатов расчетов средней плотности загрязнения, можно разделить штольни по характеру изменения радиационной ситуации:

1. штольни, где изменения значений плотности потока β-частиц и средней плотности находятся в рамках погрешности определения данных величин (Г1, Г2, В2, В3, В4), следовательно, проведенные работы никак не повлияли на радиационную обстановку на припортальных площадках;
2. штольни, характеризуемые понижением максимальных значений плотности потока β-частиц при незначительных изменениях, в рамках погрешности, средней плотности загрязнения (Г3, Г4, В5), что является следствием проведения дезактивационных мероприятий до начала работ. Незначительные изменения средней плотности говорят о том, что максимальные значения плотности потока β-частиц, зафиксированные при предварительном обследовании, были приурочены к локальным пятнам небольшого размера, вклад которых в общую среднюю плотность незначителен;
3. штольня В1, характеризуемая повышением средней плотности загрязнения при незначительных изменениях плотности потока β-частиц (в рамках погрешности измерений). Загрязнение площадки обусловлено перераспределением загрязненного грунта объектов повышенной радиационной опасности по территории площадки вследствие проводимых работ;

В результате анализа были сделаны следующие выводы:

1. Г1 – загрязнение площадки, вследствие проведения работ, носит локальный характер и обусловлено выносом грунта с повышенным содержанием γ-излучающих радионуклидов.
2. Г2, В3, В4 – проведение работ не повлияло на радиационную обстановку на территории штольни.
3. Г3, Г4, В2, В5 – дезактивация, проведенная на территории припортальной площадки до начала ведения работ, улучшила ситуацию на территории припортальной площадки.
4. В1 – загрязнение площадки, вследствие проведения работ, носит локальный характер и обусловлено присутствием вблизи объектов с повышенным содержанием γ-излучающих радионуклидов (отвал), также зафиксировано перераспределение ранее имеющегося загрязнения β-излучающими радионуклидами на территории припортальной площадки.

6.2. Изменение радионуклидного загрязнения поверхностного слоя почвы

Для оценки изменения радиоэкологической обстановки на исследуемых участках целесообразно проведение сравнительного анализа по изменению максимальных значений удельных активностей техногенных радионуклидов, зафиксированных при предварительном и заключительном этапах работ (Рисунок 51).

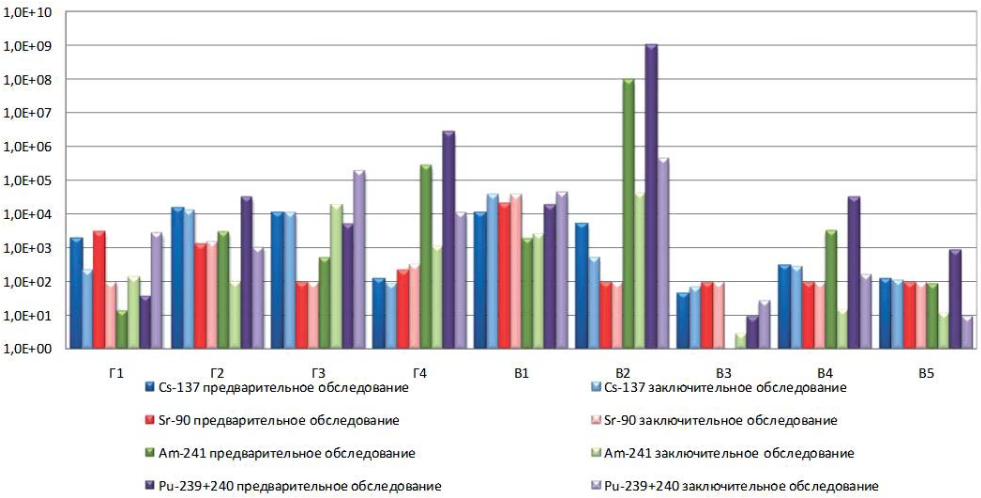


Рисунок 51. Сравнение максимальных значений удельных активностей радионуклидов при предварительном и заключительном обследовании припортальных участков штолен, Бк/кг

Снижение максимальных значений удельных активностей радионуклидов произошло на территории штолен Г2, Г4, В2, В4 и В5, что свидетельствует об улучшении радиоэкологической ситуации на данных объектах. Повышение максимальных значений активностей радионуклидов зафиксировано на четырех штольнях (Г3, В1, В3), при этом на припортальном участке штольни В3 максимальные значения предварительного и заключительного обследований находятся в пределах погрешности метода определения радионуклидов. На штольне Г1 при понижении максимальных значений удельных активностей ^{137}Cs и ^{90}Sr наблюдается увеличение содержания трансурановых радионуклидов ^{241}Am и $^{239+240}$Pu.

Повышение максимальных значений удельных активностей радионуклидов на припортальных участках штолен связано с произошедшим перераспределением техногенных радионуклидов по территории в сравнении с предварительным обследованием, возможно, обусловленное проведением инженерных работ на территории штольни, а загрязнение прилегающей к штольне территории вследствие вторичного переноса.

Для результатов лабораторных исследований каждой обследуемой штольни были рассчитаны средние значения удельных активностей радионуклидов ^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{241}Am и ^{239,240}Pu. Вычисление среднего значения удельной активности каждого радионуклида для каждой обследуемой припортальной площадки производилось с учетом всех точек отбора проб на данной площадке. При обследовании площадок было обследовано разное количество точек от 17 до 42, в зависимости от ландшафта, загрязнения территории, вида производимых работ. В таблице (Таблица 2) представлены результаты сравнительного анализа средних значений содержания техногенных радионуклидов в грунте, отобранном во время предварительного и заключительного обследований штолен.

Расчет средних значений удельных активностей радионуклидов в грунте показал улучшение радиационной обстановки и значительное снижение средней удельной

активности техногенных радионуклидов на всей исследуемой территории при заключительном обследовании. В большинстве случаев удельная активность данных радионуклидов уменьшилась после проведения мероприятий по снижению радиационной опасности загрязненных радиоактивных участков (Г2, Г4, В2, В4, В5).

Исключением являются территории припортальных участков штолен Г1, Г3, В1 и В3, на которых при заключительном обследовании средние значения удельных активностей превышают значения, полученные при предварительном обследовании. Повышение средних значений связано с перераспределением радионуклидов и проведением инженерных работ на штольнях.

Так как по максимальным и средним значениям нельзя в полной мере оценить радиационную обстановку на территории припортальных площадок штолен, был проведен расчет площадного загрязнения. На штольнях Г2, В2, В4 отбор проб грунта для лабораторных анализов был произведен с обхватом всей территории каждого припортального участка. Поэтому только для данных штолен были построены карты-схемы загрязнения радионуклидами ^{137}Cs, ^{241}Am и произведен расчет площадного загрязнения методом подсчета площади изолиний, т.е. непосредственно по данным, полученным в результате проведения гамма-спектрометрического анализа проб. Полученные данные площадного загрязнения штолен Г2, В2, В4 представлены в таблице (Таблица 2).

На штольне Г2 площадь пятен с содержанием ^{137}Cs более 10^4 Бк/кг уменьшилась с 76 м^2 до 55 м^2, однако значения среднего площадного загрязнения ^{137}Cs припортальной территории данной штольни из трех представленных штолен являются самыми максимальными. Данные пятна расположены на расстоянии 100 м от портала штольни в месте отвала.

Самой загрязненной по содержанию ^{241}Am при анализе максимальных, средних значений удельных активностей данного радионуклида, а также расчета площадного загрязнения, является припортальная территория штольни В2. Проведенные работы по сооружению дополнительной защиты на данной штольне не привели к усугублению ситуации на припортальном участке, а проведение дезактивационных работ значительно уменьшило количество находящихся на поверхности радионуклидов. Территория с загрязнением по ^{241}Am более 10^3 Бк/кг уменьшилась более, чем в 2 раза − с $3{,}5\cdot10^3$ м^2 до $1{,}5\cdot10^3$ м^2.

На остальных штольнях, вследствие небольшого количества точек отбора проб для лабораторных анализов, построить карты загрязнения территории радионуклидами ^{137}Cs, ^{241}Am, ^{90}Sr и $^{239+240}$Pu непосредственно по результатам анализов не представилось возможным.

Данный сравнительный анализ по подсчету площадного загрязнения подтверждает тенденцию изменения максимальных и средних значений удельных активностей радионуклидов, в некоторых случаях являясь более консервативным методом, что позволяет не занижать оценку риска для персонала и населения.

Таблица 2.

Сводная таблица радиационных параметров на территории припортальных площадок штольнях горного массива Дегелен по результатам предварительного и заключительного обследований 2006-2009 гг.

Параметр		Г1	Г2	Г3	Г4	В1	В2	В3	В4	В5
Максимальное значение МЭД, мкЗв/ч	Предварительное обследование	0,47±0,09	1,60±0,32	0,44±0,09	0,34±0,07	1,75±0,31	44,00±8,80	0,22±0,04	0,28±0,06	0,32±0,06
	Заключительное обследование	1,43±0,29	1,42±0,28	0,36±0,07	0,40±0,08	1,90±0,38	0,34±0,07	0,19±0,04	0,25±0,05	0,21±0,04
Средняя плотность загрязнения по измерениям МЭД, мкЗв/ч	Предварительное обследование	0,28±0,08	0,34±0,10	0,26±0,08	0,24±0,07	0,32±0,10	0,76±0,23	0,16±0,05	0,23±0,07	0,23±0,07
	Заключительное обследование	0,21±0,06	0,38±0,11	0,31±0,09	0,33±0,10	0,28±0,08	0,30±0,09	0,11±0,03	0,22±0,07	0,13±0,04
Максимальное значение плотности потока бета-частиц, част/(мин·см^2)	Предварительное обследование	48±10	22±4	85±17	30±6	700±140	35±7	10±2	10±2	18±4
	Заключительное обследование	41±8	30±6	22±4	18±4	610±122	40±8	10±2	10±2	11±2
Средняя плотность загрязнения по измерениям плотности потока бета-частиц, част/(мин·см^2)	Предварительное обследование	14±4	10±3	15±5	11±3	22±7	13±4	10±3	10±3	16±5
	Заключительное обследование	11±3	15±5	17±5	16±5	71±21	16±5	10±3	10±3	10±3
Максимальное значение плотности потока альфа-частиц, част/(мин·см^2)	Предварительное обследование	<0,2	<0,2	<0,2	140±30	<0,2	100±20	<0,2	<0,2	<0,2
	Заключительное обследование	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
Максимальное значение объемной активности в воздухе при предварительном обследовании, Бк/м^3	^{137}Cs	$4\cdot10^{-4}\pm 1\cdot10^{-4}$	$< 8\cdot10^{-2}$	$2\cdot10^{-3}\pm 2\cdot10^{-4}$	$<3\cdot10^{-3}$	$5\cdot10^{-4}\pm 9\cdot10^{-5}$	$< 1\cdot10^{-1}$	$5\cdot10^{-4}\pm 2\cdot10^{-4}$	$< 6\cdot10^{-2}$	$1,7\cdot10^{-4}\pm 5,5\cdot10^{-5}$
	^{241}Am	$<9\cdot10^{-5}$	$< 4\cdot10^{-2}$	$< 2\cdot10^{-2}$	$< 2\cdot10^{-3}$	$<9\cdot10^{-5}$	$< 6\cdot10^{-2}$	$<2\cdot10^{-4}$	$< 4\cdot10^{-2}$	$< 9,25\cdot10^{-5}$

Параметр			Г1	Г2	Г3	Г4	В1	В2	В3	В4	В5
Максимальное значение удельной активности, Бк/кг	^{137}Cs	Предварительное обследование	$1,9\cdot10^{3}\pm 0,4\cdot10^{3}$	$1,5\cdot10^{4}\pm 0,4\cdot10^{3}$	$1,1\cdot10^{4}\pm 0,2\cdot10^{4}$	$1,2\cdot10^{2}\pm 0,2\cdot10^{2}$	$1,1\cdot10^{4}\pm 0,2\cdot10^{4}$	$5,3\cdot10^{3}\pm 1,1\cdot10^{3}$	$4,5\cdot10^{1}\pm 0,9\cdot10^{1}$	$3,0\cdot10^{2}\pm 0,6\cdot10^{2}$	$1,2\cdot10^{2}\pm 0,2\cdot10^{2}$
		Заключительное обследование	$2,3\cdot10^{2}\pm 0,5\cdot10^{2}$	$1,4\cdot10^{4}\pm 0,4\cdot10^{4}$	$1,1\cdot10^{4}\pm 0,2\cdot10^{4}$	$9,0\cdot10^{1}\pm 1,8\cdot10^{1}$	$3,9\cdot10^{4}\pm 0,8\cdot10^{4}$	$5,1\cdot10^{2}\pm 1,8\cdot10^{2}$	$7,2\cdot10^{1}\pm 1,4\cdot10^{1}$	$2,9\cdot10^{2}\pm 0,6\cdot10^{2}$	$1,1\cdot10^{2}\pm 0,2\cdot10^{2}$
	^{90}Sr	Предварительное обследование	$3,1\cdot10^{3}\pm 0,6\cdot10^{3}$	$1,4\cdot10^{3}\pm 0,4\cdot10^{3}$	$1,5\cdot10^{4}\pm 0,3\cdot10^{4}$	$2,3\cdot10^{2}\pm 0,5\cdot10^{2}$	$2,2\cdot10^{4}\pm 0,4\cdot10^{4}$	$<1,0\cdot10^{2}$	$<1,0\cdot10^{2}$	$<1,0\cdot10^{2}$	$<1,0\cdot10^{2}$
		Заключительное обследование	$<1,0\cdot10^{2}$	$1,6\cdot10^{3}\pm 0,4\cdot10^{3}$	$4,1\cdot10^{3}\pm 0,8\cdot10^{3}$	$3,2\cdot10^{2}\pm 0,5\cdot10^{2}$	$3,8\cdot10^{4}\pm 0,8\cdot10^{4}$	$<1,0\cdot10^{2}$	$<1,0\cdot10^{2}$	$<1,0\cdot10^{2}$	$<1,0\cdot10^{2}$
	^{241}Am	Предварительное обследование	$1,4\cdot10^{1}\pm 0,3\cdot10^{1}$	$3,0\cdot10^{3}\pm 0,6\cdot10^{3}$	$5,4\cdot10^{2}\pm 1,1\cdot10^{2}$	$2,8\cdot10^{5}\pm 0,6\cdot10^{5}$	$1,9\cdot10^{3}\pm 0,4\cdot10^{3}$	$9,6\cdot10^{7}\pm 1,9\cdot10^{7}$	$<1,0$	$3,3\cdot10^{3}\pm 0,6\cdot10^{3}$	$9,0\cdot10^{1}\pm 1,4\cdot10^{0}$
		Заключительное обследование	$1,5\cdot10^{2}\pm 0,3\cdot10^{2}$	$1,1\cdot10^{2}\pm 0,2\cdot10^{2}$	$2,0\cdot10^{4}\pm 0,4\cdot10^{4}$	$1,1\cdot10^{3}\pm 0,2\cdot10^{3}$	$2,7\cdot10^{3}\pm 0,5\cdot10^{3}$	$4,1\cdot10^{4}\pm 0,8\cdot10^{4}$	$3,0\cdot10^{0}\pm 0,6\cdot10^{0}$	$1,5\cdot10^{1}\pm 0,3\cdot10^{1}$	$1,2\cdot10^{1}\pm 0,2\cdot10^{1}$
	$^{239+240}Pu$	Предварительное обследование	$3,8\cdot10^{1}\pm 0,8\cdot10^{1}$	$3,3\cdot10^{4}\pm 0,7\cdot10^{4}$	$5,4\cdot10^{3}\pm 1,1\cdot10^{3}$	$2,8\cdot10^{6}\pm 0,6\cdot10^{6}$	$2,0\cdot10^{4}\pm 0,4\cdot10^{4}$	$1,1\cdot10^{9}\pm 0,2\cdot10^{9}$	$1,0\cdot10^{1}\pm 0,2\cdot10^{1}$	$3,3\cdot10^{4}\pm 0,7\cdot10^{4}$	$9,0\cdot10^{2}\pm 0,2\cdot10^{1}$
		Заключительное обследование	$2,8\cdot10^{3}\pm 0,6\cdot10^{3}$	$1,1\cdot10^{3}\pm 0,2\cdot10^{3}$	$2,0\cdot10^{5}\pm 0,4\cdot10^{5}$	$1,1\cdot10^{4}\pm 0,2\cdot10^{4}$	$4,4\cdot10^{4}\pm 0,9\cdot10^{4}$	$4,5\cdot10^{5}\pm 0,9\cdot10^{5}$	$2,8\cdot10^{1}\pm 0,6\cdot10^{1}$	$1,7\cdot10^{2}\pm 0,3\cdot10^{2}$	$1,0\cdot10^{1}\pm 0,2\cdot10^{1}$
Среднее значение удельной активности, Бк/кг	^{137}Cs	**Предварительное обследование**	$2,2\cdot10^{2}\pm 0,4\cdot10^{2}$	$1,9\cdot10^{3}\pm 0,4\cdot10^{3}$	$4,9\cdot10^{2}\pm 1,0\cdot10^{2}$	$2,2\cdot10^{1}\pm 0,4\cdot10^{1}$	$1,6\cdot10^{3}\pm 0,2\cdot10^{3}$	$6,0\cdot10^{2}\pm 1,2\cdot10^{2}$	$1,3\cdot10^{1}\pm 0,3\cdot10^{1}$	$7,9\cdot10^{1}\pm 1,6\cdot10^{1}$	$2,5\cdot10^{1}\pm 0,5\cdot10^{1}$
		Заключительное обследование	$3,9\cdot10^{1}\pm 0,8\cdot10^{1}$	$1,5\cdot10^{3}\pm 0,3\cdot10^{3}$	$4,4\cdot10^{2}\pm 0,9\cdot10^{2}$	$2,2\cdot10^{1}\pm 0,4\cdot10^{1}$	$3,2\cdot10^{3}\pm 0,6\cdot10^{3}$	$1,5\cdot10^{2}\pm 0,3\cdot10^{2}$	$2,9\cdot10^{1}\pm 0,6\cdot10^{1}$	$5,7\cdot10^{1}\pm 1,2\cdot10^{1}$	$2,3\cdot10^{1}\pm 0,5\cdot10^{1}$
	^{90}Sr	**Предварительное обследование**	$9,2\cdot10^{2}\pm 1,8\cdot10^{2}$	$2,1\cdot10^{2}\pm 0,4\cdot10^{2}$	$6,3\cdot10^{2}\pm 1,3\cdot10^{2}$	$1,8\cdot10^{2}\pm 0,3\cdot10^{2}$	$3,7\cdot10^{3}\pm 0,7\cdot10^{3}$	$1,0\cdot10^{2}\pm 0,2\cdot10^{2}$	$1,0\cdot10^{2}\pm 0,2\cdot10^{2}$	$1,0\cdot10^{2}\pm 0,2\cdot10^{2}$	$1,0\cdot10^{2}\pm 0,2\cdot10^{2}$
		Заключительное обследование	$1,0\cdot10^{2}\pm 0,2\cdot10^{2}$	$2,2\cdot10^{2}\pm 0,4\cdot10^{2}$	$2,6\cdot10^{2}\pm 0,5\cdot10^{2}$	$1,1\cdot10^{2}\pm 0,2\cdot10^{2}$	$6,6\cdot10^{3}\pm 1,3\cdot10^{3}$	$1,0\cdot10^{2}\pm 0,2\cdot10^{2}$	$1,0\cdot10^{2}\pm 0,2\cdot10^{2}$	$1,0\cdot10^{2}\pm 0,2\cdot10^{2}$	$1,0\cdot10^{2}\pm 0,2\cdot10^{2}$
	^{241}Am	**Предварительное обследование**	$9,3\cdot10^{0}\pm 1,9\cdot10^{0}$	$1,5\cdot10^{2}\pm 0,3\cdot10^{2}$	$2,2\cdot10^{1}\pm 0,5\cdot10^{1}$	$1,2\cdot10^{4}\pm 0,2\cdot10^{4}$	$2,0\cdot10^{2}\pm 0,4\cdot10^{2}$	$2,7\cdot10^{6}\pm 0,5\cdot10^{6}$	$1,0\cdot10^{0}\pm 0,2\cdot10^{0}$	$4,5\cdot10^{2}\pm 0,9\cdot10^{2}$	$3,0\cdot10^{0}\pm 0,2\cdot10^{0}$
		Заключительное обследование	$3,4\cdot10^{1}\pm 0,7\cdot10^{1}$	$2,5\cdot10^{1}\pm 0,5\cdot10^{1}$	$2,2\cdot10^{1}\pm 0,5\cdot10^{1}$	$1,4\cdot10^{2}\pm 0,3\cdot10^{2}$	$2,3\cdot10^{2}\pm 0,5\cdot10^{2}$	$3,8\cdot10^{3}\pm 0,8\cdot10^{3}$	$1,0\cdot10^{0}\pm 0,2\cdot10^{0}$	$1,0\cdot10^{0}\pm 0,2\cdot10^{0}$	$1,0\cdot10^{0}\pm 0,2\cdot10^{0}$
	$^{239+240}Pu$	**Предварительное обследование**	$1,5\cdot10^{1}\pm 0,3\cdot10^{1}$	$1,6\cdot10^{3}\pm 0,3\cdot10^{3}$	$2,2\cdot10^{2}\pm 0,5\cdot10^{2}$	$1,2\cdot10^{5}\pm 0,2\cdot10^{5}$	$2,0\cdot10^{3}\pm 0,4\cdot10^{3}$	$3,0\cdot10^{7}\pm 0,6\cdot10^{7}$	$1,0\cdot10^{1}\pm 0,2\cdot10^{1}$	$4,4\cdot10^{3}\pm 0,9\cdot10^{3}$	$3,2\cdot10^{1}\pm 1,8\cdot10^{0}$
		Заключительное обследование	$4,2\cdot10^{2}\pm 0,8\cdot10^{2}$	$2,5\cdot10^{2}\pm 0,5\cdot10^{2}$	$7,3\cdot10^{3}\pm 1,5\cdot10^{3}$	$1,4\cdot10^{3}\pm 0,3\cdot10^{3}$	$3,4\cdot10^{3}\pm 0,7\cdot10^{3}$	$4,2\cdot10^{4}\pm 0,9\cdot10^{4}$	$1,3\cdot10^{1}\pm 0,3\cdot10^{1}$	$8,7\cdot10^{0}\pm 1,7\cdot10^{0}$	$9,0\cdot10^{0}\pm 1,8\cdot10^{0}$

Параметр			Г1	Г2	Г3	Г4	В1	В2	В3	В4	В5
Среднее площадное загрязнение, Бк/м^2	^{137}Cs	**Предварительное обследование**		$2{,}4\cdot10^4\pm 0{,}5\cdot10^4$				$2{,}3\cdot10^3\pm 0{,}5\cdot10^3$		$2{,}0\cdot10^3\pm 0{,}4\cdot10^3$	
		Заключительное обследование		$2{,}0\cdot10^4\pm 0{,}4\cdot10^4$				$3{,}1\cdot10^3\pm 0{,}6\cdot10^3$		$1{,}4\cdot10^3\pm 0{,}3\cdot10^3$	
	^{241}Am	**Предварительное обследование**		$7{,}8\cdot10^2\pm 1{,}6\cdot10^2$				$1{,}2\cdot10^5\pm 0{,}2\cdot10^5$		$8{,}5\cdot10^3\pm 1{,}7\cdot10^3$	
		Заключительное обследование		$4{,}9\cdot10^2\pm 1{,}0\cdot10^2$				$5{,}0\cdot10^4\pm 1{,}0\cdot10^4$		$4{,}0\cdot10^1\pm 0{,}8\cdot10^1$	

По изменению максимальных, средних значений удельных активностей техногенных радионуклидов на обследуемых припортальных участках штолен до и после проведения работ и результатов расчетов среднего площадного загрязнения можно разделить штольни по характеру изменения радиационной ситуации:

1. штольни, где изменения максимальных и средних значений удельных активностей радионуклидов и средней плотности находятся в рамках погрешности определения данных величин (Г2, Г4, В2, В4, В5) или наблюдается уменьшение содержания радионуклидов в грунте, следовательно, проведенные работы никак не повлияли или улучшили радиационную обстановку на припортальных площадках;
2. штольни, характеризуемые понижением содержания радионуклидов ^{137}Cs, ^{90}Sr по всем критериям оценки и повышением содержания трансурановых радионуклидов (Г1, Г3), что является следствием проведения дезактивационных мероприятий до начала работ, а также выносом или перераспределением радионуклидов в процессе выполнения работ на штольне;
3. штольни, характеризуемые повышением максимальных и средних значений удельных активностей радионуклидов ^{137}Cs, ^{241}Am, ^{90}Sr и $^{239+240}$Pu (В1, В3). Загрязнение площадки обусловлено выносом или перераспределением загрязненного грунта по территории площадки вследствие проводимых работ, что привело к увеличению содержания радионуклидов в среднем в 2 раза.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В результате анализа данных радиоэкологического обследования припортальных площадок штолен горного массива Дегелен до и после проведения работ по созданию дополнительной защиты инженерных сооружений была дана оценка влияния проведенных работ на радиационную обстановку в районе расположения штолен.

По изменению значений полевых и лабораторных исследований на обследуемых припортальных участках можно разделить штольни по характеру изменения радиационной ситуации:

1. Г2, Г4, В2, В4, В5 – проведение работ не повлияло на радиационную обстановку или зафиксировано улучшение ситуации вследствие проведения дезактивационных работ на выявленных при предварительном обследовании локальных радиационно-загрязненных участках;
2. Г1, Г3, В3 – незначительное загрязнение припортальной площадки трансурановыми радионуклидами ниже уровней МЗУА для данных радионуклидов, вследствие выноса или перераспределения радионуклидов в процессе выполнения работ на штольне (за исключением штольни Г3, на территории которой увеличение содержания трансурановых радионуклидов произошло локально с $5{,}4 \cdot 10^2$ до $2{,}0 \cdot 10^4$ Бк/кг и не повлекло изменений средних значений активности на участке). Загрязнение штольни В3 довольно условное, так как полученные значения находятся в рамках погрешности определения данных величин;

3. В1 - загрязнение припортальной площадки техногенными радионуклидами, вследствие проведения работ, носит локальный характер и обусловлено присутствием вблизи объектов с повышенным содержанием радионуклидов

В целом, принятая система организации работ в большинстве случаев позволяет обеспечить улучшение радиоэкологической обстановки на припортальных участках штолен. В отдельных случаях загрязнение территории связано с наличием на территории проведения работ объектов с повышенным содержанием техногенных радионуклидов. Например, на территории площадки штольни В1 было обнаружено несколько участков с максимальными радиометрическими параметрами, которые находились в районе пересохшего ручья возле портала штольни. Площадь данных загрязненных участков составила 12 % от общей площади обследуемой территории, а также расположение участков на пути движения автотранспорта явилось причиной перераспределения радионуклидов в илистых фракциях почвы по территории.

При проведении подобных работ в дальнейшем планируется придерживаться подобной системы технологического контроля изменения радиоэкологической обстановки. Однако при планировании подобных работ в дальнейшем необходимо более индивидуально подходить к организации системы контроля изменения радиоэкологической обстановки при проведении работ на штольнях, вероятность ухудшения радиационной обстановки на которых выше (при проведении работ горизонтальным методом, нахождение вблизи радиационно-опасных объектов).

ЛИТЕРАТУРА

1. Ядерные испытания СССР/ кол. авт. под рук. В.Н. Михайлова. – М.: Издат, 1997. - 304 с.
2. Семипалатинский полигон. Создание, деятельность, конверсия: монография /под ред. проф. В.С.Школьника. – Алматы, 2003. -344 с.
3. *Мульгин С.И.* Теоретический расчет наработанных количеств искусственных нуклидов- продуктов деления при проведении взрывов в соляных куполах КГНКМ и определении микроконцентраций делящихся актиноидов в неделящихся материалах с помощью трековой методики / *Мульгин С.И.* –Алматы, 1999. – 50 с.
4. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99). СП 2.6.1. 758-99. Издание официальное. – Алматы, 2000. -80 с.
5. Санитарно-гигиенические требования по обеспечению радиационной безопасности: СанПиН №5.01.030.03.
6. *Берлянд М.Е.* Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы /М.Е. Берлянд. - Л.: Гидрометеоиздат, 1975.
7. *Монин А.С.* Атмосферная диффузия и загрязнение воздуха / А.С. Монин. - М., 1962.
8. Санитарно-гигиенические требования по обеспечению радиационной безопасности: СанПиН №5.01.030.03.

ДЕГЕЛЕҢ ТАУЛЫ МАССИВІНДЕГІ ШТОЛЬНЯЛАРДЫҢ ИНЖЕНЕРЛІК ҚҰРЫЛЫСТАРЫНА ҚОСЫМША ҚОРҒАУ ҚҰРУ БОЙЫНША ЖҮРГІЗІЛГЕН ЖҰМЫСТАРДЫҢ ПОРТАЛАЛДЫ ТЕЛІМДЕРДІҢ РАДИАЦИЯЛЫҚ ЖАҒДАЙЫНА ӘСЕРІ

Т.В. Коровикова, Е.В. Мустафина, А.Ю. Осинцев, В.Н. Дмитропавленко, Ю.Ю. Яковенко

Ядролық қаруды тарату қауіпін азайту мақсатындағы ядролық сынақтардың инфрақұрылымын жою бойынша жұмыстар аясында Семей сынақ полигоны Дегелең таулы массивінің 9 штольнясын қайтадан консервілеу жүргізілді. Қоршаған орта нысандарының ахуалын бағалау, сондай-ақ аталған штольнялардың порталалды телімдеріндегі жүргізілген жұмыстардың кері әсерінің болу мүмкіндігін бағалау аталған радиоэкологиялық зерттеулер мақсаты болып табылады. Бақылаудағы әр штольняның порталалды телімдеріндегі радиоэкологиялық жағдайдың нәтижелері келтірілген.

Түйін сөздер: Семей сынақ полигоны, Дегелең таулы массиві, штольнялар, инженерлік құрылыстарға қосымша қорғау, радиоэкологиялық зерттеу, радиациялық жағдай, эквиваленттік доза қуаты, α-, β-бөлшектер ағынының тығыздығы, радионуклид, тиесілі белсенділік, алаңдық ластану

IMPACT OF THE WORKS FOR THE CREATION OF SUPPLEMENTARY PROTECTION FOR ENGINEERING STRUCTURES OF TUNNELS OF DEGELEN MASSIF ON THE RADIATION SITUATION OF NEAR-PORTAL AREAS

T.V. Korovikova, E.V. Mustafina, A.Yu. Osintsev, V.N. Dmitropavlenko, Yu.Yu. Yakovenko

As part of the infrastructure elimination of nuclear tests in order to reduce the threat of nuclear proliferation there has been done re-conservation of nine tunnels of Degelen massif at Semipalatinsk test site. The aim of these radioecological studies was to evaluate the radio-ecological conditions of the environment, as well as possible negative impact of the works on near-portal areas of these tunnels. The paper presents results of the radiological changes in the situation at near-portal areas of each controlled tunnels.

Keywords: Semipalatinsk test site, Degelen Massif, tunnels, supplementary protection of engineering structures, radiological survey, radiation situation, equivalent dose rate, flux density of α-, β-particles, radionuclides, specific activity, areal contamination.

УДК 577.4:504.53:543.53:539.16

ИССЛЕДОВАНИЕ ОТНОШЕНИЙ АКТИВНОСТИ ^{241}Pu И ^{241}Am В ПОЧВЕ ОСНОВНЫХ ИСПЫТАТЕЛЬНЫХ ПЛОЩАДОК СИП

В.В. Каширский, С.Н. Лукашенко, О.Ю. Коровина, А.Н. Шатров

Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, Курчатов, Казахстан, kashirskiy@nnc.kz

Разработана методика определения ^{241}Pu в почвах основных испытательных площадок Семипалатинского испытательного полигона. Представлены результаты определения активностей ^{241}Am и ^{241}Pu в пробах почвы отобранных на основных испытательных площадках СИП. Рассчитаны отношения активностей ^{241}Pu к ^{241}Am.

В большинстве случаев на локальных площадках отношение ^{241}Pu/^{241}Am лежит в достаточно узком интервале, что делает возможным проведение оценки активности ^{241}Pu по результатам гамма-спектрометрического анализа ^{241}Am. Точность оценки активности ^{241}Pu таким методом будет составлять около 50 %, что в большинстве случаев вполне достаточно.

Ключевые слова: ядерные испытания, мониторинг, радиоэкология, радиоактивное загрязнение, радионуклиды, полигон.

ВВЕДЕНИЕ

Радиоэкологическая ситуация на Семипалатинском испытательном полигоне хорошо изучена и, казалось бы, с течением времени должна только улучшаться за счет распада дозообразующих радионуклидов. Однако активность одного из основных дозообразующих радионуклидов – ^{241}Am – увеличивается. ^{241}Am – продукт распада ^{241}Pu, содержание которого в оружейном Pu на порядок больше активности ^{239}Pu, который "привыкли" определять в объектах окружающей среды по причине относительной простоты и известности альфа-спектрометрического метода. Обладая относительно небольшим периодом полураспада (14 лет), ^{241}Pu быстро распадается в ^{241}Am ($T_{1/2}$ = 432 года). Примерно через 60 лет на СИП активность ^{241}Am достигнет своего максимального значения, которая, учитывая период полураспада, в ближайшем будущем изменяться не будет. За этот же период времени активность таких элементов, как ^{90}Sr и ^{137}Cs, уменьшится в четыре раза. Таким образом, вклад ^{241}Am в радиологическую обстановку СИП с течением времени будет только возрастать. Для качественного прогнозирования изменения радиологической обстановки с течением времени необходимо знать распределение ^{241}Pu на территории СИП в данный момент.

Определение ^{241}Pu – задача достаточно сложная. За все время существования полигона было проведено не более нескольких десятков определений. Далеко не все ведущие радиохимические лаборатории мира имеют возможность определять ^{241}Pu. Для детального изучения распределения ^{241}Pu на территории полигона, учитывая его площадь, необходимо проанализировать несколько десятков тысяч проб. С учетом себестоимости анализа, подобные исследования получаются нецелесообразно дорогими.

Значительно более дешевым вариантом оценки концентрации ^{241}Pu является ее расчет по концентрации ^{241}Am, являющимся продуктом распада ^{241}Pu. Однако это возможно, если отношение концентраций ^{241}Pu/^{241}Am известно и является постоянным хотя бы в пределах локальных площадок СИП.

Таким образом, в рамках данной работы решались две задачи:

- разработать методику определения ^{241}Pu;
- определить отношение концентраций ^{241}Pu/^{241}Am в почве СИП для основных испытательных площадок.

1. ЛИТЕРАТУРНЫЙ ОБЗОР

Отличительной особенностью ^{241}Pu, как бета-излучателя, является крайне низкая энергия излучения (E_{max} = 20,8 кэВ), что в свою очередь накладывает определенные ограничения на измерения его активности.

Для регистрации мягкого бета-излучения могут быть использованы все ионизационные приборы, использующие газ в качестве рабочей среды, такие как пропорциональные счетчики, ионизационные камеры. Подобные приборы имеют 100 % эффективность регистрации и максимальную чувствительность только в том случае, если измеряемое вещество введено в состав рабочего газа. Это требует специальных методов подготовки счетных образцов и ставит вопрос о необходимости очистки стенок камеры после каждого измерения [1].

Жидко-сцинтилляционные (ЖС) методы регистрации также основаны на растворении измеряемого вещества в коктейле. В области низких энергий, свойственных ^{241}Pu и ^{3}H, наблюдается уменьшение эффективности регистрации вследствие гашения сцинтилляций. Данные эффекты корректируются построением кривой гашения. Полупроводниковые детекторы для регистрации мягких бета-излучений пока применения не нашли.

В работе [2] описывается ЖС определения ^{241}Pu в пробах окружающей среды. Метод определения основан на соосаждении изотопов плутония с фторидом церия с последующей альфа-спектрометрией для определения химического выхода. После альфа-спектрометрии фильтр растворяется в ацетоне и переносится на стальной диск, который помещается в ЖС-коктейль. Измерение ^{241}Pu осуществляется на ЖС-спектрометре. Окно регистрации было выбрано с 0.5 кэВ по 7.0 кэВ. Эффективность регистрации в выбранном окне определялась с помощью метки ^{241}Pu известной активности.

Определение активности изотопов $^{239+240}$Pu и ^{241}Pu проводится и в лаборатории изотопов и электронной микроскопии (Аграрный университет, Норвегия) [3]. Методика определения основана на соосаждении плутония с гидроксидом железа и оксалатом кальция с последующей анион–обменной хроматографией. Для определения химического выхода в начале радиохимической подготовки в пробу вносится трассер Pu. Конечный органический раствор измеряется на ЖС–спектрометре. Химический выход для пробы морской воды объемом 100 л лежит в диапазоне 25 – 50 %, для 40 гр. озоленной почвы 30 – 60 %. Эффективность регистрации для $^{239+240}$Pu составила почти 100 %, для ^{241}Pu - 48,8 %. Предел обнаружения по ^{241}Pu – 2,2 мБк.

Источник [4] не дает описания самой методики определения ^{241}Pu, однако сообщается, что при калибровке по эффективности регистрации ЖС–спектрометра, в

качестве бета-излучателя использовался тритий. Следует отметить, что в работе по определению абсолютной альфа–активности плутония в пробах вещества [5] ^{241}Pu рассматривался как мешающий радионуклид и определение его зоны регистрации, также осуществлялось по тритию.

При определении радионуклидного состава горячих частиц, образовавшихся при взрыве энергоблока Чернобыльской АЭС, использовалась альфа-линия ^{241}Pu с квантовым выходом $2{,}04 \times 10^{-3}$ % [6]. С большой долей уверенности можно сказать, что данный метод имеет не самый лучший предел обнаружения.

В качестве резюме можно представить работу [7] в которой кратко описываются и апробируются пять методик определения ^{241}Pu в пробах вещества. Следует отметить две из них. В первой, определение ^{241}Pu основано на приращении активности ^{241}Am. Счетный образец хранится в течение 2-х лет. Во второй, раствор после кислотного выщелачивания пробы делится на две части в отношении 1:3. Меньшая часть проходит стандартную процедуру пробоподготовки для альфа – спектрометрического анализа, большая для ЖС–спектрометрии (соосаждение изотопов плутония с гидроксидом железа и оксалатам кальция, жидкостная экстракция).

Таким образом, опуская особенности радиохимии, можно заключить, что наиболее приемлемы два метода определения ^{241}Pu в пробах окружающей среды:

- определение активности ^{241}Pu по приращению активности ^{241}Am в области регистрации ^{238}Pu;
- ЖС-бета-спектрометрическое определение ^{241}Pu.

2. РАЗРАБОТКА МЕТОДИКИ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ^{241}Pu

2.1. Общая схема предлагаемой методики определения ^{241}Pu

Для успешного применения ЖС-метода анализа необходимо очистить изотопы Pu от других бета-излучающих радионуклидов, присутствующих в пробе. Методики радиохимического выделения изотопов плутония хорошо известны. Но при их применении, учитывая многовалентность Pu, неизбежны потери, что делает невозможным количественное определение плутония без применения трассера. Также при использовании ЖС метода необходимо учитывать поправку на "гашение" образца, а это возможно с применением стандартного раствора ^{241}Pu.

Предлагаемая методика основывается на проведении ЖС-анализа пробы с известной активностью альфа-распадающихся изотопов плутония - $^{239+240}$Pu и ^{238}Pu. В качестве трассера предполагается использовать те изотопы плутония, которые уже находятся в пробе. Для этого из одной и той же тщательно подготовленной пробы берутся две навески. Первая навеска для определения ^{241}Pu методом ЖС-анализа проходит стандартную процедуру радиохимического выделения изотопов плутония методом ионно-обменной хроматографии. При этом изотопы плутония сорбируются на анионите DOWEX, с последующей десорбцией солянокислым гидроксиламином. Далее полученный раствор упаривается и растворяется в небольшом количестве соляной кислоты и смешивается со сцинтиллятором UltimaGold. Активность $^{239+240}$Pu и ^{238}Pu определяется стандартным альфа-спектрометрическим методом из второй навески. По полученным ЖС-спектрам определяется скорость счета в области ^{241}Pu и общая альфа-

активность образца - активность $^{239+240+238}$Pu (ЖС-метод имеет 100% эффективность регистрации альфа-частиц). Отношение активностей альфа–излучателей, полученных на ЖС-спектрометре к известным активностям $^{239+240}$Pu и ^{238}Pu, выступает как химический выход. Для учета эффекта "гашения" при определении ^{241}Pu используется кривая гашения для трития.

2.2. Выбор областей регистрации

На рисунке 1 представлен типичный амплитудный спектр жидко-сцинтилляционного раствора, содержащего изотопы Pu. В мягкой области от 0 до примерно 15 кэВ виден спектр бета-частиц ^{241}Pu, в области более 30 кэВ наблюдается сильно размытая линия суммарного альфа-счета. Максимальная энергия бета-спектра и положение центра пика суммарного альфа-счета зависят от гашения спектрометрического образца. Чем выше гашение образца, тем сильнее максимальная энергия бета-спектра и положение центра пика суммарного альфа-счета будут сдвигаться в низкоэнергетическую часть спектра. Для пика суммарного альфа-счета этот эффект будет проходить без потери скорости счета.

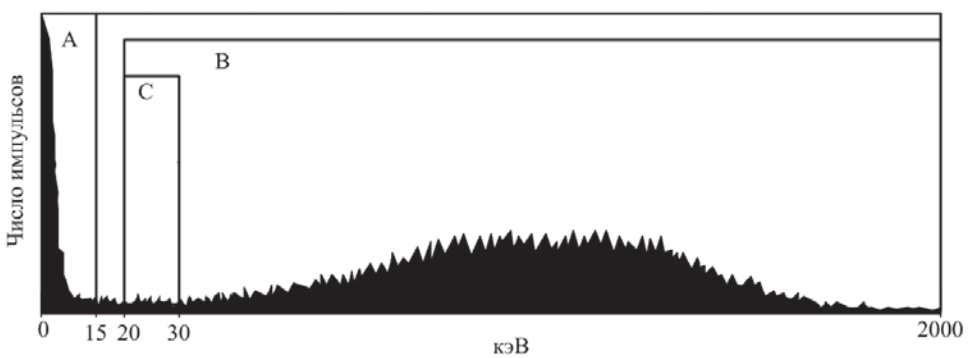


Рисунок 1. Амплитудный спектр жидко-сцинтилляционного раствора содержащего изотопы плутония

Область регистрации ^{241}Pu на ЖС-спектрометре была выбрана от 0 до 15 кэВ, так как это минимальная область, прирост скорости счета в которой, при измерении негашеного образца ^{3}H, составляет 100%.

Область контроля чистоты образца от 20 до 30 кэВ была таким образом, что пик общего альфа-счета не дает вклада в эту область даже при сильном гашении образца, вклад же ^{241}Pu в эту область отсутствует даже при измерении негашеного образца.

Область регистрации общего альфа-счета была выбрана от 20 до 2000 кэВ. Выбор был обусловлен тем, что пик общего альфа счета полностью попадает в эту область даже при сильном гашении образца.

Таким образом, для регистрации скоростей счета в интересующих нас областях на спектре выделяются три области: область А – область регистрации ^{241}Pu (0 ÷ 15 кэВ), область регистрации общего альфа-счета В (20,0 – 2000,0 кэВ) и область контроля чистоты образца С (20,0 – 30,0 кэВ).

Выбранные области регистрации включают в себя не только полезный сигнал, но и подложку фона. Для определения фонов в областях A, B и C проводятся измерения фонового образца – сцинтиллятор UltimaGold в указанных областях регистрации.

2.3. Определение эффективности регистрации ^{241}Pu

При ЖС-измерении, из-за того, что образец смешивается со сцинтиллятором, химические и физические характеристики образца могут влиять на процесс сцинтилляции, приводя к изменению светового выхода. Такое явление называется гашением. Основные его формы – химическое гашение, при котором выделение света подвергается влиянию химического состава образца, и цветовое гашение, при котором передача света от сцинтиллирующих атомов к ФЭУ изменяется прямо пропорционально абсорбции в сцинтилляционном коктейле. Последнее также изменяется в зависимости от объема образца, в то время как химическое гашение от объема не зависит. В дополнение к этому, оптическое гашение происходит при использовании грязного (непрозрачного) сцинтилляционного флакона. Таким образом, гашение спектрометрического образца проявляется в двух эффектах – ухудшение эффективности регистрации и сжимание спектра в низкоэнергетическую сторону. Зависимость эффективности регистрации от коэффициента гашения принято называть кривой гашения.

2.3.1. Построение кривой гашения

При расчете активности ^{241}Pu в пробе вещества необходимо учесть эффект гашения. Ввиду близких энергий бета-частиц (^{241}Pu – 20,8 кэВ, ^{3}H – 18,6 кэВ) эффективность их регистрации ЖС-методом отличается незначительно. Поэтому для контроля качества измерений и для учета эффекта "гашения" при определении ^{241}Pu можно воспользоваться заранее снятой кривой гашения для трития. При калибровке спектрометра по эффективности регистрации использовались стандартные растворы гашения для трития производства фирмы Hewlett-Packard, с известным содержанием трития и различным гашением. При измерении образцов фиксировалась скорость счета в выбранном окне регистрации и трансформированный спектральный индекс образца для определения величины гашения образца. Зная активность трития, содержащегося в образце, рассчитывали эффективность регистрации для образцов с различным гашением. Трансформированный спектральный индекс образца рассчитывается автоматически при облучении пробы мягким рентгеновским излучением от источника ^{133}Ba, прилагающегося к жидко-сцинтилляционному спектрометру. Конечным результатом калибровки по эффективности является построение кривой гашения – зависимости эффективности регистрации от спектрального индекса образца – рисунок 2.

Полученная кривая зависимости эффективности регистрации от величины гашения образца, которая хорошо аппроксимируется полиномом второй степени и в нашем случае имеет вид: $\varepsilon = -0.05 + 0.00131 \times t - 6{,}75 \times 10^{-7} \times t^2$.

В качестве функции выступает эффективность регистрации, в качестве аргумента – трансформированный спектральный индекс внешнего стандарта (tSIE).

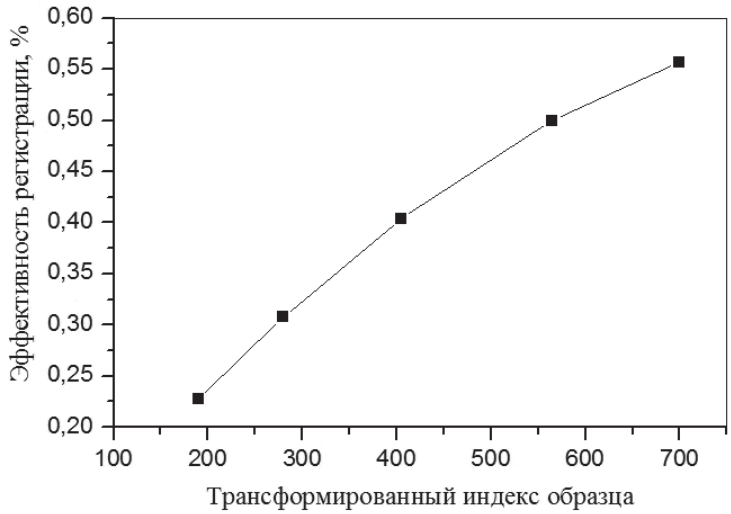


Рисунок 2. Кривая гашения образца для ^{3}H

2.4. Оценка влияния мешающих факторов

2.4.1. Контроль чистоты образца

Достаточно сложной задачей в ЖС-спектрометрии является идентификация и разделение радионуклидов, содержащихся в исследуемом образце. Наиболее распространенный метод выглядит так: измеряют ЖС-спектр образца, после чего, для соответствующего уровня гашения, из библиотеки базовых спектров отдельных радионуклидов методом интерполяции и экстраполяции определяют нормированные модельные спектры отдельных радионуклидов. Далее методом наименьших квадратов минимизируют разницу между спектром образца и суммой модельных спектров отдельных радионуклидов, умноженных на коэффициенты, определяющие активность отдельных радионуклидов. Однако спектрометры, использующие данные методы, не позволяют идентифицировать радионуклиды, имеющие малую активность при наличии в пробе радионуклидов с большой активностью.

В данном случае повлиять на качество измерений ^{241}Pu могут все естественные и искусственные бета-излучающие радионуклиды, которые присутствуют в пробе. Список бета-излучающих радионуклидов, наиболее вероятно присутствующих в пробе, и их максимальная энергия бета-частиц приведен в таблице 1.

Радиохимическая процедура выделения изотопов плутония обеспечивает достаточно хорошую очистку от таких радионуклидов, как ^{228}Ra, ^{40}K, ^{151}Sm, ^{3}H, ^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{60}Co, ^{207}Tl, изотопов свинца и висмута, но не может гарантировать постоянно высокий коэффициент очистки от таких радионуклидов, как ^{227}Ac, ^{99}Tc, изотопов урана и тория. Так как процедура идентификации и разделения спектров от разных радионуклидов в ЖС-спектрометрии достаточно сложна, необходимо проводить постоянный контроль чистоты спектрометрических образцов.

Таблица 1.

Бета-излучающие радионуклиды наиболее вероятно присутствующие в пробе почвы и их максимальная энергия бета-частиц

Нуклид	Max Eβ , МэВ	Нуклид	Max Eβ , МэВ
^{3}H	0.0186	^{214}Bi	3.272
^{241}Pu	0.0208	^{210}Pb	0.063
^{99}Tc	0.293	^{210}Bi	1.170
^{90}Sr	0.535	^{231}Th	0.305
^{137}Cs	1.170	^{227}Ac	0.046
^{151}Sm	0.076	^{211}Pb	1.372
^{60}Co	0.318	^{207}Tl	1.423
^{152}Eu	1.474	^{228}Ra	0.039
^{154}Eu	1.843	^{228}Ac	2.069
^{234}Th	0.199	^{212}Pb	0.573
^{234m}Pa	1.205	^{212}Bi	2.254
^{214}Pb	1.024	^{40}K	1.311

Так как максимальная энергия бета-частиц других радионуклидов, возможно присутствующих в образце, как минимум в два раза больше максимальной энергии бета-частиц ^{241}Pu (у ^{228}Ra из ряда ^{232}Th максимальная энергия 39 кэВ, таблица 1), то их присутствие в спектрометрическом образце должно привести к повышению скорости счета в области находящейся за областью регистрации ^{241}Pu. Поэтому контроль чистоты образца по бета-излучающим радионуклидам предлагается проводить методом регистрации скорости счета в области от 20 до 30 кэВ и сравнением ее со скоростью счета в этой же области, при измерении чистого сцинтиллятора. При превышении скорости счета в этой области над уровнем флуктуаций фона более чем на 10%, проба должна расцениваться как "грязная" и отдаваться на переделку.

В случае, если образец содержит мягкий бета-распадчик, такой как ^{227}Ac, предложенный выше метод контроля не дает 100% вероятности отбраковки "грязного" образца, т.к. при достаточно сильном гашении спектрометрического образца спектр сжимается в мягко-энергетическую сторону, и существует вероятность, что данный радионуклид не внесет дополнительную скорость счета в область 20-30 кэВ. Поэтому необходимо при проведении гамма-спектрометрического анализа (перед проведением радиохимического выделения изотопов плутония) обращать внимание на содержание ^{235}U в исследуемой пробе. В среднем для почвы содержание ^{235}U около 2 Бк/кг, таково же и содержание его дочернего ^{227}Ac. При работе с 10 г навеской, при возможно плохой радиохимической очистке от ^{227}Ac, его максимальная активность в спектрометрическом образце будет составлять 0,02 Бк. Такая активность приведет к не более 20 % завышению результатов определения ^{241}Pu, даже при анализе концентраций, близких к пределу обнаружения предложенной методики.

2.4.2. Определение влияния реактивов, используемых при проведении радиохимической очистки образца, на фоновую скорость счета

При выделении изотопов Pu методом колоночной экстракционной хроматографии возможен смыв экстрагента (DOWEX), а также солянокислого гидроксиламина и попадание их в спектрометрический образец, что может вызвать изменение скоростей счета. Для выявления их влияния на фоновую скорость счета был проведен следующий эксперимент. Было подготовлено 3 счетных образца со следующим составом:

- 20 мл сцинтиллятора UltimaGold;
- 1 мл 0,5 М солянокислого гидроксиламина + 19 мл сцинтиллятора UltimaGold;
- 0,5 г DOWEX + 20 мл сцинтиллятора UltimaGold.

Измерения проводились на ЖС-спектрометре TRI-CARB 2900 в течение 2 часов. Скорость счета регистрировалась в областях 0-15, 20-30, 20-2000 кэВ. Измерения были повторены через 24 часа. Результаты проведенных измерений представлены в таблице 2. По результатам видно, что вклад в фоновую скорость счета от используемых реактивов незначителен и не превышает статистическую погрешность определения скорости счета фона по критерию 2σ. Вклад в фоновую скорость счета от используемых реактивов не изменяется с течением времени.

Таблица 2.

Результаты измерения счетных образцов, содержащих различные реактивы

Серия измерений	Границы окон, кэВ	№ образца					$2\sigma_{Ф}$, имп/мин
		1	2		3		
		$S_{Ф}$, имп/мин	$S_{О}$, имп/мин	$\lvert S_{О} - S_{Ф} \rvert$, имп/мин	$S_{О}$, имп/мин	$\lvert S_{О} - S_{Ф} \rvert$, имп/мин	
1	0 - 15	14,8	15,1	0,3	14,9	0,1	0,7
	20 - 30	3,6	3,8	0,2	3,7	0,1	0,3
	20 - 2000	37,2	36,8	0,4	37,1	0,1	1,1
2	0 - 15	15,1	14,8	0,3	14,9	0,2	0,7
	20 - 30	3,7	3,7	0	3,8	0,1	0,4
	20 - 2000	37,5	37,4	0,1	37,9	0,4	1,1

Таким образом, можно сделать вывод, что реактивы, используемые при проведении радиохимической очистки образца и возможно попадающие в счетный образец, влияния на фоновую скорость счета не оказывают.

2.4.3. Проверка чистоты посуды и используемых реактивов

Для проверки были подготовлены пять спектрометрических образцов, содержащих в себе только используемые по методике радиохимического выделения реактивы, которые прошли все процедуры по предлагаемой методике. Их измерения проводились на ЖС-спектрометре TRI-CARB 2900 в течение 2 часов. Скорость счета регистрировалась в областях 0-15, 20-30, 20-2000 кэВ. Результаты проведенных измерений представлены в таблице 3.

Таблица 3.

Результаты измерения холостых проб

Диапазон, кэВ	Скорость счета S, имп/мин					Средняя скорость счета $S_{Ср}$, имп/мин	СКО, имп/мин	Относительное СКО
	Номер образца							
	1	2	3	4	5			
0 - 15	14,7	14,5	15,1	14,9	15,2	14,9	0,3	0,02
20 - 30	3,6	3,7	3,9	3,8	3,5	3,7	0,2	0,04
20 - 2000	37,5	37,4	36,9	38,1	38,5	37,7	0,62	0,02

2.5. Проверка правильности определения общей альфа-активности методом добавок

Для проверки правильности определения общего альфа-счета был выбран метод добавок. Далее, по описанной ранее методике, было подготовлено 5 образцов почвы, проведено первичное измерение общего альфа-счета, добавлено по 2,16 Бк ^{242}Pu и проведено их повторное измерение. Результаты проверки правильности общей альфа-активности приведены в таблице 4.

Таблица 4.

Результаты проверки правильности определения общжей альфа-активности

№ п/п	Общая альфа-активность, Бк 1-е измерение	Добавка, Бк	Сумма, Бк	Общая альфа-активность, Бк 2-е измерение	Расхождение, %
1	4,03	2,16	6,19	6,30	-1,77
2	5,07	2,16	7,23	7,03	2,77
3	2,91	2,16	5,07	5,16	-1,87
4	2,22	2,16	4,38	4,36	0,36
5	4,90	2,16	7,06	7,15	-1,37

По данным, приведенным в таблице 4, можно сделать вывод, что определение общего альфа-счета проводится корректно.

3. ОПИСАНИЕ МЕТОДИКИ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ^{241}Pu

Предложенная схема анализа предполагает тщательную гомогенизацию пробы и применима только для проб с содержанием суммы $^{239+240}$Pu и ^{238}Pu не менее 0,2 Бк на образец.

3.1. Предварительная подготовка проб

Отобранные пробы весом не менее 1 кг просушиваются до воздушно-сухого веса, из них выделяется фракция < 2 мм, методом квартования из выделенной фракции отбирается навеска массой около 200 г. Отобранная навеска истирается на мельнице. После истирания для проверки гомогенности образца из каждой пробы методом квартования готовится по 2 параллельных субобразца массой около 100 г для гамма-

спектрометрического определения ^{241}Am. В случае если измеренные концентрации ^{241}Am в субобразцах расходятся более чем на 10 %, субобразцы вновь объединяются и проводится повторное истирание с целью дополнительной гомогенизации. После чего из каждой пробы квартованием вновь готовится два параллельных субобразца массой 100 г для гамма-спектрометрического определения ^{241}Am. Если сходимость результатов определения ^{241}Am удовлетворительная, образцы объединяются, квартованием отбирается навеска массой 50 - 75 г и дополнительно истирается на мельнице. Из перетертой навески методом квартования отбирается по два образца массой 10 г для дальнейшего определения $^{239+240}$Pu, ^{238}Pu и ^{241}Pu.

3.2. Определение $^{239+240}$Pu и ^{238}Pu

Определение $^{239+240}$Pu и ^{238}Pu проводится из одной субнавески в соответствии со стандартной методикой [1], основные элементы которой включают следующее: озоление, полное кислотное разложение, выделение изотопов Pu методом колоночной экстракционной хроматографии, с последующим элюированием и получением альфа-спектрометрического источника путем электроосаждения на подложку из нержавеющей стали. Измерения и расчет активности проводятся стандартными методами альфа-спектрометрии. В качестве трассера используется ^{242}Pu.

Контроль чистоты образца по альфа-излучающим радионуклидам проводится следующим образом: из измеренного альфа спектра вычитается собственный фон альфа-камеры, затем на спектре регистрируются площади пиков в окнах регистрации $^{239+240}$Pu, ^{238}Pu и интегральный счет во всем диапазоне регистрации. Если интегральный счет превышает сумму площадей пиков $^{239+240}$Pu и ^{238}Pu на 10%, то проба расценивается как "грязная", и обе навески отдаются на переделку.

3.3. Определение ^{241}Pu

Выделение изотопов плутония из второй навески проводится тем же методом, без добавления трассера. После десорбции элюат объемом около 80 мл собирается в стеклянный стакан объемом 100 мл. В стеклянную виалку объемом 20 мл последовательно, по 10 мл, переносится весь элюат и упаривается досуха. Затем в эту виалку добавляется 0,2 мл 0,5 М соляной кислоты и 20 мл сцинтиллятора UltimaGold.

Измерения проводятся на ЖС-спектрометре TRI-CARB 2900 фирмы Hewlett Packard. Для регистрации скорости счета от ^{241}Pu выставляется область от 0 до 15 кэВ. Область для регистрации общего альфа-счета выставляется от 20 до 2000 кэВ. Область контроля чистоты образца выставляется от 20 до 30 кэВ. Время измерения составляет 2 часа. При проведении измерений обязательно включается функция расчета трансформированного спектрального индекса образца (tSIE).

Подготовка к работе ЖС-спектрометра производится в соответствии с инструкцией по его эксплуатации. Процедура самонормализации спектрометра проводится в автоматическом режиме один раз в сутки. Перед началом измерений определяется скорость счета фона путем измерения образца, содержащего 20 мл сцинтиллятора в течение 2 часов.

Далее рассчитывается абсолютная активность ^{241}Pu последующей формуле:

$$A(Pu^{241}) = \frac{\frac{(N_A - N_{A,F})}{\varepsilon} \cdot A(Pu^{238+239+240})}{(N_B - N_{B,F})} \text{ , где} \quad (1)$$

$A(Pu^{238+239+240})$ – сумма абсолютных активностей $^{239+240}$Pu, ^{238}Pu полученных по данным альфа-спектрометрического анализа.

$(N_A - N_{A,F})$ – разница между скоростями счета от образца и фоновой скорости счета в области 0 – 15 кэВ, выраженными в импульсах в секунду.

$(N_B - N_{B,F})$ – разница между скоростями счета от образца и фоновой скорости счета в области 20 – 2000 кэВ, выраженными в импульсах в секунду.

ε – эффективность регистрации ^{241}Pu рассчитывается по формуле:

$$\varepsilon = -0.05 + 0.00131 \times t - 6{,}75 \times 10^{-7} \times t^2 \text{ , где} \quad (2)$$

t – трансформированный спектральный индекс образца (tSIE) который рассчитывается автоматически программой обработки ЖС-спектров, установленной на спектрометре TRI-CARB 2900.

4. ОЦЕНКА МЕТРОЛОГИЧЕСКИХ ХАРАКТЕРИСТИК МЕТОДИКИ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ^{241}Pu

Оценка метрологических характеристик методики включала в себя расчет воспроизводимости параллельных образцов, предела обнаружения ^{241}Pu и неопределенности спектрометрических измерений.

4.1. Расчет предела обнаружения методики

Для расчета предела обнаружения методики были проведены трехкратные измерения фона в области регистрации ^{241}Pu (0-15 кэВ) в течение 2 часов, его усредненное значение составило 14,7 имп/мин. Предел определения ^{241}Pu разработанной методики, с учетом среднего 50% химического выхода и средней эффективности регистрации по ^{241}Pu 30%, по критерию 3δ составил 20 Бк/кг.

При необходимости понизить предел обнаружения ^{241}Pu можно увеличить время измерения. При времени измерения 4 часа предел обнаружения ^{241}Pu составит 13 Бк/кг, при 8 - часовом измерении 9 Бк/кг.

4.2. Определение воспроизводимости измерений

Для расчета воспроизводимости измерений были взяты три образца с известной удельной активностью ^{241}Pu. Каждый образец делился на пять равных частей. Далее каждая из частей независимо анализировалась в соответствии с разработанной методикой.

На основе результатов ЖС-анализа были произведены расчеты значений удельной активности для каждой серии параллельных образцов, среднее значение удельной активности, СКО удельной активности и относительное значение СКО. Время измерения каждого образца составило 2 часа. Полученные значения представлены в таблице 5.

Таблица 5.

Результаты проверки воспроизводимости методики определения 241Pu

Номер пробы	Активность, Бк/кг					Среднее, Бк/кг	СКО, Бк/кг	Относительное значение, %
	№ образца							
	1	2	3	4	5			
№ 1	-	55	64	51	37	52	11	21
№ 2	420	535	598	480	366	479	91	19
№ 3	8059	7812	7238	7411	7456	7595	332	4,4

4.3. Расчет неопределенности измерений

Расчет неопределенности спектрометрических измерений велся на основе результатов спектрометрических измерений параллельных образцов. Математическая процедура расчета осуществлялась согласно “Руководства по выражению неопределенности измерений” [11]. Следует отметить, что неопределенности пробоотбора на данном этапе не рассматриваются. Значения усредненной относительной неопределенности спектрометрических измерений при доверительной вероятности 99 % для каждого диапазона удельной активности представляются ниже:

- до 100 Бк/кг более 50%;
- 100 – 1000 Бк/кг – 20 %;
- 1000 – 10000 Бк/кг –15%;

Высокая неопределенность измерений самого низкого диапазона активности, возможно, объясняется близостью данного значения активности – 52 Бк/кг к пределу обнаружения.

5. ОПРЕДЕЛЕНИЕ ОТНОШЕНИЙ ^{241}Pu И ^{241}Am В ПОЧВЕ ОСНОВНЫХ ИСПЫТАТЕЛЬНЫХ ПЛОЩАДОК СИП

5.1. Отбор проб

Для исследований были отобраны поверхностные пробы почв (слой 0-5 см) с наиболее типичных испытательных площадок бывшего СИП:

- места проведения испытаний в штольнях горного массива Дегелен;
- место проведения экскавационного взрыва (Атомное озеро);
- "Опытное поле" и территория в зоне его влияния;
- площадки испытания боевых радиоактивных веществ (БРВ);

Всего было отобрано для исследований 19 проб. Места отбора проб приведены в Таблице 6.

Таблица 6.

Места отбора проб для исследований с указанием количества отобранных проб и предполагаемым типом загрязнения

№ п/п	Кол-во проб, шт	Место отбора	Тип загрязнения
1	9	Площадка "Опытное поле" и территория в зоне ее влияния	Радиоактивное загрязнение в результате проведения наземных и воздушных взрывов, гидроядерных испытаний, в результате выпадения радиоактивных веществ при прохождении радиоактивного облака
2	3	Площадки БРВ	Радиоактивное загрязнение в результате проведения испытаний боевых радиоактивных веществ
3	2	Штольня 177	Радиоактивное загрязнение в результате выноса радионуклидов с водой, вытекающей из штолен
4	2	Штольня 143	
5	3	Атомное озеро	Радиоактивное загрязнение в результате проведения термоядерного взрыва

5.2. Предварительная подготовка проб и процедура анализа

Отобранные пробы весом 0.8 – 1.2 кг были просушены до воздушно-сухого веса, из них была выделена фракция < 2 мм, из которой квартованием отбирался образец весом 600 г. Образец истирался на дисковой мельнице "Pulverisette 9" фирмы "Fritcsh", в течение 20 минут. Затем из каждой пробы готовилось по три параллельных образца массой ~ 200 г для определения ^{241}Am. В случае, если сходимость результатов по параллельным образцам была хуже 10%, образцы объединялись и проводилась дополнительная гомогенизация истиранием (за исключением тех случаев, когда концентрация ^{241}Am приближалась к пределу обнаружения). После определения образцы объединялись, квартованием отбиралась навеска 100 - 150 г, дополнительно истиралась на мельнице в течение 20 минут, из которой квартованием отбиралось по два образца массой 10 г для дальнейшего определения $^{239+240}$Pu, ^{238}Pu и ^{241}Pu.

5.3. Определение концентрации ^{241}Am и ^{241}Pu

Измерения проводились инструментальным гамма-спектрометрическим методом с использованием планарного германиевого детектора BE 2020 фирмы "Canberra" с углеродокомпозитным входным окном, энергетическое разрешение по линии 122,0 кэВ - 650 эВ. Время измерения, для сведения к минимуму статистической погрешности, варьировалось в зависимости от активности образцов от 3 часов до 3 суток. Правильность определения ^{241}Am контролировалась периодическими измерениями стандартов МАГАТЭ (IAEA-134, IAEA-135). Сравнение получаемых результатов с сертифицированными значениями концентрации показало отсутствие систематической ошибки используемой аналитической методики. Так же правильность результатов анализа подтверждается межлабораторным сравнением, проведенным в 2009 г. международной организацией ALMERA. Результаты международного межлабораторного сравнения приведены в Таблице 7.

Таблица 7.

Результаты международного межлабораторного сравнения

№ образца	Активность Am-241 измеренная, Бк/кг	Активность Am-241 аттестованная, Бк/кг	Расхождение, %
№ 1	48.9 ± 1.0	51.900 ± 0.620	-5.78
№ 2	1.6 ± 0.3	1.579 ± 0.060	1.35
№ 3	50.2 ± 1.0	51.900 ± 0.620	-3.28

Определение ^{241}Pu проводилось в соответствии с разработанной методикой.

6. Результаты и обсуждение

6.1. "Опытное поле" и зона его влияния

В таблице 8 представлены результаты определения ^{241}Pu и ^{241}Am и их соотношение в пробах почвы, отобранных на площадке "Опытное поле". На рисунке 3 приведены точки отбора проб.

Таблица 8.

Результаты определения ^{241}Pu и ^{241}Am и их соотношение в почвах площадки "Опытное поле" и на территории, находящейся в зоне ее влияния

Образец	^{241}Am, Бк/кг	^{241}Pu, Бк/кг	^{241}Pu/^{241}Am	
ОП-01	480 ± 40	1680 ± 330	3.5 ± 1.0	Среднее 2,4 ± 0,7
ОП-07	124 ± 12	200 ± 40	1.6 ± 0.5	
ОП-08	4730 ± 420	9100 ± 1800	2.0 ± 0.5	
ОП-09	107 ± 8	540 ± 110	5.0 ± 1.5	
ОП-10	44 ± 4	170 ± 30	3.9 ± 1.0	
ОП-11	710 ± 140	920 ±184	1.3 ± 0.3	
ОП-12	60 ± 5	180 ± 40	3.0 ± 0.7	
ОП-13	570 ± 40	1400 ± 280	2.5 ± 0.6	
ОП-14	320 ± 30	620 ± 120	2.0 ± 0.5	

^{41}Am лежит в достаточно узком диапазоне от 1,3 до 3,9 при среднем значении 2,4. Для оценки достоверности полученных данных был проведен теоретический расчет возможных отношений ^{241}Pu/^{241}Am.

Т.к. активности ^{241}Pu и его дочернего радионуклида ^{241}Am связаны между собой законом радиоактивного распада, то предположив, что в момент времени 0 активность ^{241}Am также равна 0, можно рассчитать изменение отношения их активности с течением времени. Кривая, описывающая изменение отношения активности ^{241}Pu к активности ^{241}Am, представлена на рисунке 4.

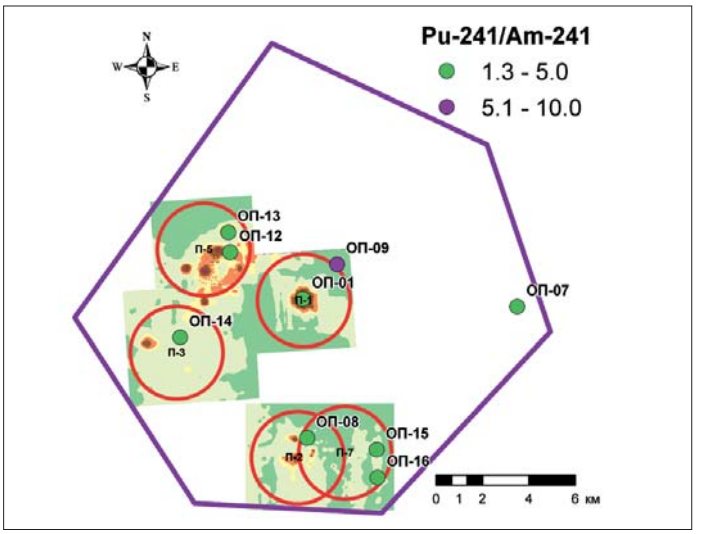


Рисунок 3. Точки отбора проб и полученные соотношения на площадке "Опытное поле" и на территории, находящейся в зоне ее влияния

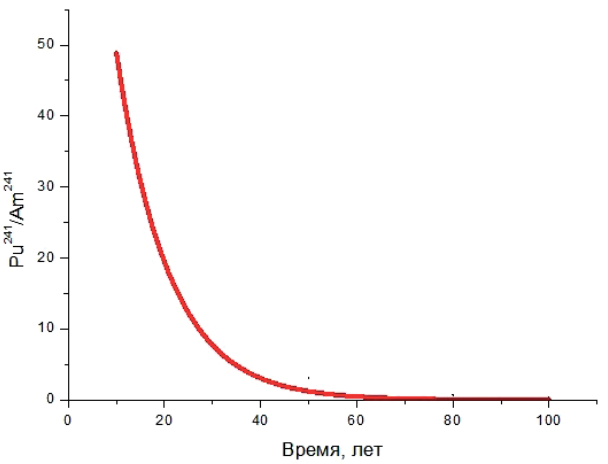


Рисунок 4. Изменение отношения активности ^{241}Pu к активности ^{241}Am с течением времени

Непосредственно на испытательных площадках в 90 % случаев отношение ^{241}Pu/^{241}Am лежит в достаточно узком диапазоне от 1,3 до 3,9 при среднем значении 2,4. Для оценки достоверности полученных данных был проведен теоретический расчет возможных отношений ^{241}Pu/^{241}Am.

Т.к. активности ^{241}Pu и его дочернего радионуклида ^{241}Am связаны между собой законом радиоактивного распада, то предположив, что в момент времени 0 активность ^{241}Am также равна 0, можно рассчитать изменение отношения их активности с течением времени. Кривая, описывающая изменение отношения активности ^{241}Pu к активности ^{241}Am, представлена на рисунке 4.

Испытания на площадке "Опытное поле" проводились в период с 29 августа 1949 г. по 24 января 1962 г. При условии, что активность ^{241}Am в веществе заряда в момент испытания минимальна (для дальнейших расчетов принята за ноль), с учетом закона радиоактивного распада теоретически рассчитанные возможные отношения ^{241}Pu/^{241}Am находятся в интервале от 2,4 до 4,7.

Некоторое расхождение экспериментальных данных и теоретических расчетов, возможно, объясняется различными миграционными свойствами плутония и америция и их перераспределением в почве.

6.2. Штольни горного массива "Дегелен"

В таблице 9 представлены результаты определения ^{241}Pu и ^{241}Am и их соотношение в пробах почвы, отобранных на площадке "Дегелен".

Диапазон полученных отношений ^{241}Pu/^{241}Am для каждой из двух отдельно взятой штольни лежит в достаточно узком интервале. Дата проведения испытания в 177 штольне 30 марта 1983 г., теоретически рассчитанное отношение ^{241}Pu/^{241}Am на сегодняшний день равно 16,2 при полученном среднем 18,8 ± 4,7. Дата проведения испытания в 143 штольне 30 октября 1976 г., теоретически рассчитанное отношение ^{241}Pu/^{241}Am на сегодняшний день равно 10,5 при полученном среднем 3,8 ± 1,0.

Такое различие между результатами анализа и теоретическим расчетом для 143 штольни можно объяснить следующим рядом фактов, согласно [12]:

- цель проведения испытания в штольне 177 – "Создание или совершенствование ядерного оружия (СЯО)";
- цель проведения испытания в штольне 143 – "Исследование поражающих факторов ЯВ и их воздействие на военные и гражданские объекты (ИПФ)".

Таблица 9.

Результаты определения ^{241}Pu и ^{241}Am и их соотношение в почвах участков СИП, загрязненных в результате выноса радионуклидов с водой, вытекающей из штолен

Образец	^{241}Am, Бк/кг	^{241}Pu, Бк/кг	^{241}Pu/^{241}Am	
Шт-177/1	940 ± 65	17600 ± 3500	18.7 ± 4.7	Среднее 18,8 ± 4,7
Шт-177/2	810 ± 60	15300 ± 3100	18.9 ± 4.7	
Шт-143/1	410 ± 36	2100 ± 400	5.0 ± 1.3	Среднее 3,8 ± 1,0
Шт-143/2	746 ± 65	2000 ± 400	2.6 ± 0.6	

Отсюда можно с большой долей уверенности предположить, что для испытания в штольне 177 использовался недавно созданный - "свежий" заряд, а для проведения испытания в штольне 143 использовался серийный - "проверенный", относительно давно изготовленный. Обратный теоретический расчет показал, что возможное время создания заряда – 1958-1959 гг. – т.е. заряд пролежал на хранении около 18 лет. Это вполне удовлетворяет срокам хранения ядерного заряда, по некоторым данным он составляет около 30 лет [10].

Также вероятно, что несоответствие экспериментальных данных и теоретических расчетов объясняется различными физико-химическими свойствами плутония и америция, их различными миграционными свойствами и, как следствие, перераспределением в почвах.

6.3. "Атомное озеро"

В таблице 10 представлены результаты определения ^{241}Pu и ^{241}Am и их соотношение в пробах почвы отобранных на площадке "Атомное озеро".

Таблица 10.

Результаты определения ^{241}Pu и ^{241}Am и их соотношение в почвах СИП, загрязненных в результате проведения экскавационного взрыва

Образец	^{241}Am, Бк/кг	^{241}Pu, Бк/кг	^{241}Pu/^{241}Am	
АО-01	344 ± 28	1430 ± 290	4.2 ± 1.0	Среднее 3,7 ± 1,0
АО-02	1090 ± 83	3090 ± 620	2.8 ± 0.7	
АО-03	533 ± 48	2160 ± 430	4.1 ± 1.0	

Относительно узкий диапазон отношений ^{241}Pu/^{241}Am имеет зарегистрированные пределы от 2,8 до 4,2 при среднем 3,7.

Дата проведения испытания 15 января 1965 г., теоретически рассчитанное отношение ^{241}Pu/^{241}Am на сегодняшний день равно 5,3 при полученном среднем 3,7 ± 1,0.

6.4. Площадка "БРВ"

В таблице 11 представлены результаты определения ^{241}Pu и ^{241}Am и их соотношения в пробах почв, отобранных на площадке "БРВ".

Таблица 11.

Результаты определения ^{241}Pu и ^{241}Am и их соотношения в почвах СИП, загрязненных в результате проведения испытаний боевых радиоактивных веществ

Образец	^{241}Am, Бк/кг	^{241}Pu, Бк/кг	^{241}Pu/^{241}Am	
БРВ-01	20 ± 1,6	29.8 ± 6.0	1.5 ± 0.4	Среднее 1,3 ± 0,4
БРВ-02	26 ± 1,8	45.2 ± 9.0	1.7 ± 0.4	
БРВ-03	690 ± 57	450 ± 90	0.6 ± 0.2	

Диапазон отношений ^{241}Pu/^{241}Am имеет зарегистрированные пределы от 0,6 до 1,5 при среднем 1,3.

Испытания на площадке "БРВ" проводились в период с 1953 по 1957 г., диапазон теоретически рассчитанных отношений ^{241}Pu/^{241}Am на сегодняшний день варьирует от 2,4 до 4,7. Однако в данном случае тяжело теоретически рассчитать отношения ^{241}Pu/^{241}Am, т.к. загрязнение данной территории произошло за счет распыления смесей боевых радиоактивных веществ, изготовленных из отработанного реакторного топлива после радиохимического выделения изотопов плутония, следовательно, содержа-

щих в себе значительное количество ^{241}Am, который накапливался в реакторе. Данный факт приводит к значительному завышению теоретически рассчитанного диапазона отношений.

ВЫВОДЫ

Разработана методика определения ^{241}Pu в почвах основных испытательных площадок Семипалатинского испытательного полигона. Предел обнаружения предложенной методики составил 20 Бк/кг.

В большинстве случаев на локальных площадках отношение ^{241}Pu/^{241}Am лежит в достаточно узком интервале, что делает возможным, эффективно и относительно дешево, проводить оценку активности ^{241}Pu по результатам гамма-спектрометрического анализа ^{241}Am. Точность оценки активности ^{241}Pu таким методом будет составлять около 50 %, что в большинстве случаев вполне достаточно. Однако данный метод оценки применим не на всех испытательных площадках СИП. Исключения составляют площадки "БРВ" и "Дегелен", т.к. загрязнение на площадке "БРВ" имеет характер локальных пятен, с существенно разными изотопными соотношениями, а на площадке "Дегелен" существенно проявляется эффект перераспределения радионуклидов вдоль русла ручьев.

ЛИТЕРАТУРА

1. Методика определения изотопов плутония-(239+240), стронция-90, америция-241 в объектах окружающей среды: МИ 06-7-98. – Алматы, 1998.
2. Full Range MGA Plutonium Isotopic Analysis Using Single Ge Detector / W.M.Buckley, T.F.Wang, A.Friensehner and other. - PerkinElmer technical documents.
3. *Ломоносов И.И.* Измерение трития / И.И. Ломоносов, Л.Д. Сошин. - М.: Атомиздат, 1968. – С. 106.
4. *Интернет-материал:* http://209.85.229.132/search?q=cache:PAGix9tYYm0J:-orise.orau.gov/ieav/survey-projects/pubs/lab-manual/ap10.pdf+%D0%BF%D0%BB%D1%83%D1%82%D0%BE%D0%BD%D0%B8%D0%B9-241&cd=229&hl=ru&ct=clnk&gl=ru
5. Интернет – материал: http://www.radiochemistry. umcs.lublin.pl/home/1999/AK_bw.htm
6. Интернет – материал: http://www.springerlink.com/content/p6g0uqt17r1m3332/
7. *Степанов А.В.* Прецизионное определение плутония методами спектрофотомерии с внутренней стандартизацией и абсолютного альфа – счета с жидким сцинтиллятором / А.В.Степанов, С.А. Никитина, В.Т. Карасев // Труды Радиевого института имени В.Г.Хлопина. - 2003. – Т.10. – С. 50 – 58.
8. *Лощилов Н.А.* Ядерно – физические характеристики горячих частиц образовавшихся в результате аварии на ЧАЭС / Н.А.Лощилов, В.А.Кашпаров, В.Д.Поляков // Радиохимия. – 1992. - № 2. – С. 113 – 125.

9. Интернет – материал: http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/1580376
10. Интернет – материал: http://gorod.tomsk.ru/index-1223908212.php
11. Руководство по выражению неопределенности измерений. – СПб.: ВНИИМ, 1999.
12. *Андрюшин И.А.* Ядерные испытания в СССР/ И.А.Андрюшин, В.В.Богдан, С.А. Зеленцов [и др.]. – М.: РФЯЦ-ВНИИЭФ. – 1997.

ССП НЕГІЗГІ СЫНАҚ АЛАҢДАРЫНЫҢ ТОПЫРАҒЫНДАҒЫ ^{241}Pu ЖӘНЕ ^{241}Am БЕЛСЕНДІЛІКТЕРІНІҢ АРАҚАТЫНАСЫН ЗЕРТТЕУ

В.В. Каширский, С.Н. Лукашенко, О.Ю. Коровина, А.Н. Шатров

ҚР ҰЯО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты, Курчатов, Қазақстан

Семей сынақ полигонының негізгі сынақ алаңдарының топырағындағы ^{241}Pu анықтау әдісі әзірленді. ССП негізгі сынақ алаңдарының топырағынан алынған сынамалардан ^{241}Am және ^{241}Pu белсенділігін анықтаудың нәтижелері ұсынылды. ^{241}Am деген ^{241}Pu белсенділігінің арақатынасы есептелді.

Көптеген жағдайларда жергілікті алаңдарда ^{241}Pu/^{241}Am арақатынасы өте жақын аралықта жатыр, бұл өз кезегінде ^{241}Am гамма-спектрометриялық талдамасының нәтижелері бойынша ^{241}Pu белсенділігіне бағалау жасауға мүмкіндік береді. Бұндай әдіспен ^{241}Pu белсенділігін бағалау дәлдігі шамамен 50 %-ды құрайды, бұл көп жағдайда жеткілікті болып табылады.

Түйінді сөздер: ядролық сынақтар, мониторинг, радиоэкология, радиоактивті ластану, радионуклидтер, полигон.

STUDY OF ACTIVITY RATIO OF ^{241}Pu AND ^{241}Am IN SOIL OF MAJOR TEST GROUNDS OF STS

V.V. Kashirskiy, S.N. Lukashenko, O. Korovin, A.N. Shatrov

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

A method for determining ^{241}Pu in soil of major test grounds at Semipalatinsk test site has been developed. We've given results of determining ^{241}Am and ^{241}Pu activities in soil samples taken from the major testing grounds of STS. There was calculated a ratio of 241Pu to 241Am.

In most cases at the local grounds the ratio of 241Pu/241Am lies in the fairly narrow range, which makes it possible to assess the activity of ^{241}Pu by the results of gamma-spectrometric analysis of ^{241}Am. The accuracy of assessing ^{241}Pu activity in this manner will be about 50%which is sufficient in most cases.

Key words: nuclear tests, monitoring, radioecology, contamination, radionuclides, test site.

РАЗДЕЛ : ОБЕСПЕЧЕНИЕ БЕЗОПАСНОГО ПРОВЕДЕНИЯ РАБОТ НА СИП

УДК 577.4:615.849:504.064:539.16:622.258.4

ФОРМИРОВАНИЕ ИНДИВИДУАЛЬНЫХ ДОЗ ПРИ ПРОВЕДЕНИИ РАБОТ ПО СОЗДАНИЮ ДОПОЛНИТЕЛЬНОЙ ЗАЩИТЫ ИНЖЕНЕРНЫХ СООРУЖЕНИЙ НА ШТОЛЬНЯХ ПЛОЩАДКИ "ДЕГЕЛЕН"

Е.В. Мустафина, В.Н. Дмитропавленко, А.Ю. Осинцев, Н.В. Брянцева

Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, Курчатов, Казахстан

В статье представлены результаты расчетов индивидуальных доз персонала при проведении работ по созданию дополнительной защиты инженерных сооружений на штольнях площадки "Дегелен". Определены основные факторы, влияющие на формирование индивидуальных доз при проведении работ, проведен расчет дозовых нагрузок на персонал от внешних источников ионизирующего излучения и вследствие ингаляционного поступления радионуклидов, разработаны рекомендации по оптимизации процесса обеспечения радиационной безопасности при проведении работ по сооружению дополнительной инженерной защиты.

Ключевые слова: полигон, "Дегелен", радионуклиды, защита инженерных сооружений, штольня, радиационная обстановка, радиационные параметры, формирование доз, внешнее облучение, внутреннее облучение.

ВВЕДЕНИЕ

С 2005 г. на территории СИП проводятся работы по созданию дополнительной защиты инженерных сооружений на штольнях площадки "Дегелен". Данные работы проводятся на трехсторонней основе Российская Федерация – Республика Казахстан – США.

Проведение работ по сооружению дополнительной защиты на объектах может привести к повышенным дозам облучения персонала и загрязнению окружающей среды радиоактивными веществами.

При проведении работ специалисты ИРБЭ НЯЦ РК обеспечивали функционирование системы радиационной безопасности, включающей в себя предварительное радиационное обследование, обеспечение радиационной безопасности при сооружении защиты и заключительное обследование по окончании работ. Основные цели системы обеспечения радиационной безопасности – предотвращение переоблучения задействованного в работах персонала и негативного влияния проведенных работ на окружающую среду.

Обобщенным критерием эффективности мероприятий по обеспечению радиационной безопасности персонала являются дозы профессионального облучения [1]. Дозиметрическая информация после обработки и обобщения становится исходным материалом для оценки эффективности всей системы радиационной безопасности и служит основой для разработки практических рекомендаций по улучшению условий труда персонала при проведении радиационно-опасных работ. Целью полной оценки индивидуальных доз и их контроля является не допущение превышения дозовых пределов персонала и получение информации для оптимизации мероприятий по РБ.

1. МЕТОДЫ СОЗДАНИЯ ДОПОЛНИТЕЛЬНОЙ ИНЖЕНЕРНОЙ ЗАЩИТЫ

Штольня – это горизонтальная выработка в горной породе, площадью сечения ~7-9 м^2 и протяженность до 2 км (Рисунок 1).

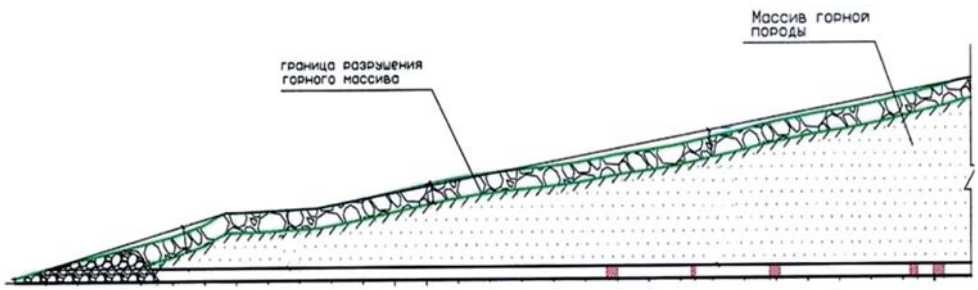


Рисунок 1. Схема штольни

Для снижения угрозы распространения отходов ядерной деятельности (ОЯД) на объектах создается дополнительная защита, основанная на заполнении полостей штольни связующим материалом, исключающим возможность несанкционированного извлечения ОЯД.

Создание дополнительной защиты в зависимости от исходных данных к заданию на проектирование осуществляется двумя методами:

- создание дополнительной инженерной защиты через вертикальные скважины, пробуренные с поверхности горного массива – вертикальный метод;
- создание дополнительной инженерной защиты посредством вскрытия портала сооружения и последующей горной выработки штолен – горизонтальный метод.

Создание дополнительной инженерной защиты штолен в зависимости от выбранного метода работ включает в себя ряд основных этапов:

Вертикальный метод

- подготовительные работы;
- бурение поисковых скважин в полость штольни;
- создание дополнительной инженерной защиты через вертикальные скважины.

Время работ на штольнях при сооружении дополнительной инженерной защиты на штольнях вертикальным методом варьировалось от 1,5 до 3 месяцев.

Горизонтальный метод

- подготовительные работы;
- вскрытие портала штольни и расчистка полости штольни от обрушений и завалов;
- удаление бетонных "пробок" и забивок;
- создание дополнительной инженерной защиты;
- закрытие объекта.

Время работ на штольнях при сооружении дополнительной инженерной защиты на штольнях горизонтальным методом варьировалось от 3,5 до 5 месяцев.

В зависимости от метода создания дополнительной защиты штольням было присвоено условные обозначения:

- с горизонтальным методом создания дополнительной защиты – Г1, Г2, Г3, Г4;
- с вертикальным методом создания дополнительной защиты – В1, В2, В3, В4, В5.

2. РАДИАЦИОННАЯ ОБСТАНОВКА НА МЕСТЕ ВЕДЕНИЯ РАБОТ

При проведении работ по созданию дополнительной защиты инженерных сооружений на штольнях площадки "Дегелен" проводился постоянный радиационный контроль. Система обеспечения радиационной безопасности при проведении работ включала в себя комплекс ежедневных измерений радиационных параметров на рабочем месте и жилом лагере и: измерения МЭД, плотности потока β- частиц и объемной активности радионуклидов в воздухе. Контроль радиационных параметров на рабочем месте и в полевом лагере проводился ежедневно. Максимальные и минимальные значения радиационных параметров, зафиксированные за период ведения работ для каждой штольни, представлены в таблице 1 и на рисунках 2-4.

Таблица 1.

Данные по радиационной обстановке на месте ведения работ

Условное обозначение штольни	МЭД, мкЗв/ч		Плотность потока β-частиц, част/(мин·см^2)		ЭРОА ^{222}Rn, Бк/м^3		ЭРОА ^{220}Rn, Бк/м^3		Объемная активность в воздухе, Бк/м^3					
									^{241}Am		^{137}Cs		^{3}H	
	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max
Г1	0,14	50	<10	$4\cdot10^4$	<4	$1\cdot10^4$	<8	$4\cdot10^3$	$<6\cdot10^{-7}$	$8\cdot10^{-2}$	$<2\cdot10^{-5}$	$1\cdot10^{-2}$	$<5\cdot10^{-2}$	$4\cdot10^1$
Г2	0,19	2,7	<10	$3\cdot10^2$	<4	$4\cdot10^3$	<8	$4\cdot10^3$	$<8\cdot10^{-6}$	$<5\cdot10^{-3}$	$<6\cdot10^{-5}$	$<8\cdot10^{-3}$	$<3\cdot10^{-1}$	$2\cdot10^1$
Г3	0,12	3,98	<10	$2\cdot10^2$	<4	$4\cdot10^4$	<8	$5\cdot10^2$	$2\cdot10^{-5}$	$6\cdot10^{-3}$	$<9\cdot10^{-6}$	$4\cdot10^{-1}$	$<1\cdot10^{-1}$	$7\cdot10^1$
Г4	0,16	16	<10	$2\cdot10^4$	<4	$3\cdot10^2$	<8	$2\cdot10^1$	$<2\cdot10^{-5}$	$<3\cdot10^{-2}$	$<3\cdot10^{-6}$	$<3\cdot10^{-1}$	$<1\cdot10^{-2}$	$8\cdot10^0$
В1	0,12	0,30	<10	$1\cdot10^1$	<4	$1\cdot10^3$	<8	-	$7\cdot10^{-5}$	$<7\cdot10^{-4}$	$<8\cdot10^{-5}$	$<9\cdot10^{-3}$	$<1\cdot10^{-1}$	$3\cdot10^1$
В2	0,15	0,30	<10	$2\cdot10^1$	<4	$1\cdot10^2$	<8	-	$<2\cdot10^{-3}$	$<5\cdot10^{-3}$	$<8\cdot10^{-3}$	$<1\cdot10^{-2}$	$<5\cdot10^{-1}$	$5\cdot10^1$
В3	0,10	0,18	<10	$1\cdot10^1$	<4	$1\cdot10^2$	<8	$4\cdot10^3$	$<4\cdot10^{-5}$	$<5\cdot10^{-4}$	$<2\cdot10^{-4}$	$<6\cdot10^{-3}$	$<5\cdot10^{-2}$	$8\cdot10^{-1}$
В4	0,17	0,34	<10	$6\cdot10^4$	<4	$2\cdot10^2$	<8	-	$<3\cdot10^{-5}$	$<2\cdot10^{-3}$	$<5\cdot10^{-5}$	$<8\cdot10^{-3}$	$<1\cdot10^{-1}$	$4\cdot10^0$
В5	0,18	0,20	<10	$4\cdot10^4$	<4	$4\cdot10^1$	<8	-	$<1\cdot10^{-7}$	$3\cdot10^{-3}$	$<3\cdot10^{-7}$	$<5\cdot10^{-3}$	$<7\cdot10^{-3}$	$7\cdot10^{-2}$

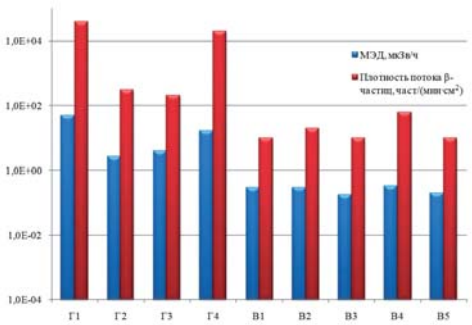


Рисунок 2. Максимальные значения радиационных параметров за период проведения работ

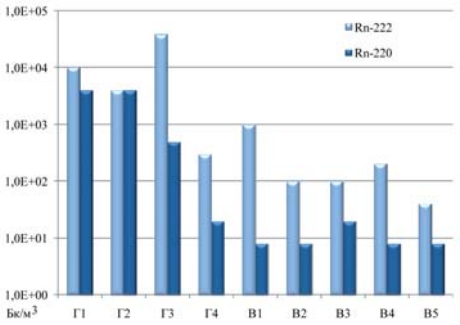


Рисунок 3. Максимальные значения объемной активности ДПР радона в воздухе за период проведения работ

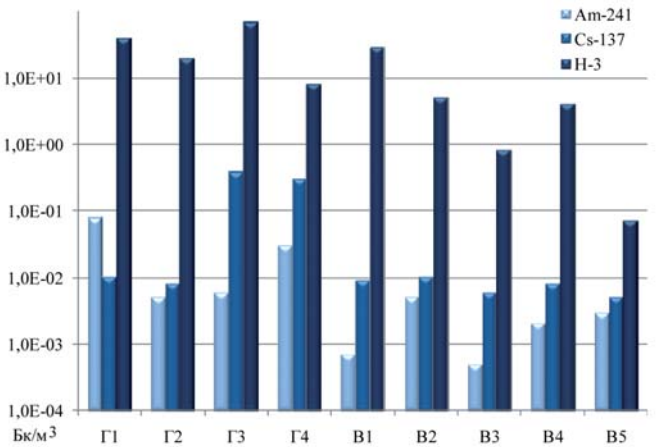


Рисунок 4. Максимальные значения объемной активности ^{241}Am, ^{137}Cs, ^{3}H в воздухе за период проведения работ

Результаты измерений радиационных параметров на месте ведения работ показывают, что штольни с горизонтальным методом создания дополнительной защиты характеризуются более высокими значениями контролируемых радиационных параметров.

3. ОСНОВНЫЕ ФАКТОРЫ, ВЛИЯЮЩИЕ НА ФОРМИРОВАНИЕ ДОЗ

Эффективная доза при проведении работ на исследуемых штольнях включает дозу внешнего облучения и дозу внутреннего облучения от поступления радионуклидов, обусловленную нахождением людей на загрязненной территории.

Согласно исходным данным можно считать, что в настоящее время возможными источниками радиоактивного загрязнения штолен площадки "Дегелен" являются осколки деления ^{239}Pu, остатки делящегося вещества и продукты активации [2].

Расчетные данные вероятной удельной активности позволяют предположить, что в результате возможного выхода радионуклидов из штольни на поверхность территория штольни и прилегающих участков может быть загрязнена в значимых концентрациях следующими основными радионуклидами:

- осколки деления – ^{90}Sr, ^{90}Y, ^{121}Sn-m, ^{137}Ba-m, ^{151}Sm, ^{155}Eu, ^{99}Tc, ^{137}Cs;
- остатки делящегося вещества – ^{238}Pu, ^{239}Pu, ^{240}Pu, ^{241}Pu, ^{242}Pu, ^{241}Am;
- продукты активации – ^{60}Co, ^{152}Eu.

3.1. Факторы, влияющие на формирование доз от внешних источников ионизирующего излучения

В формировании доз от внешних ИИИ участвуют [3]:

- природные радионуклиды в почве и в скальных породах;
- природные дочерние продукты распада природного радона в атмосфере;
- радионуклиды искусственного происхождения в почве и в скальных породах.

Основное влияние на формирование дозы от внешних источников излучения оказывает гамма- и бета-излучающие радионуклиды. В условиях работ на штольнях площадки "Дегелен" все перечисленные радионуклиды будут вносить вклад в формирование дозы от внешнего облучения, но основное влияние (учитывая энергию испускаемых гамма и бета квантов, а также ожидаемую остаточную активность с учетом периода полураспада) будут оказывать ^{90}Sr, ^{90}Y, ^{137}Cs, ^{137m}Ba.

3.2. Факторы, влияющие на формирование доз при внутреннем облучении

Внутреннее облучение, особенно от альфа- и бета- излучающих радионуклидов, представляет гораздо большую биологическую опасность, чем при внешнем. Оно формируется за счет поступления радионуклидов в организм и последующего их удержания в органах и тканях в течение периода, обусловленного способностью данного радионуклида удерживаться в организме и выводиться из него [4]. Так, например, период полувыведения ^{137}Cs составляет около 70 суток, ^{241}Am – около 50 лет, трития из свободной воды организма – порядка 10 суток [5].

Специфика проведения работ на штольнях (радиационно-опасном объекте) с учетом соблюдения мероприятий по обеспечению радиационной безопасности исключает поступление радионуклидов пероральным путем, поэтому в данных условиях, основным путем формирования дозы внутреннего облучения является ингаляционное поступление радионуклидов.

Механизм формирования дозы внутреннего облучения будет зависеть от концентраций данных радионуклидов в воздухе и от используемых средств защиты органов дыхания. Однако учитывая дозовые коэффициенты для всех основных радионуклидов, загрязнение которыми возможно в данных условиях (по результатам расчетов на основе исходных данных), при равных объемных активностях в воздухе, можно предположить, что основное влияние на дозу окажут изотопы Pu, ^{241}Am и ^{90}Sr. Также при расчетах доз от ингаляционного поступления необходимо учитывать влияние трития, радона и продуктов его распада.

4. МЕТОДОЛОГИЯ РАСЧЕТА ДОЗ

В связи с тем, что делящихся ядерных материалов на штольнях в значимых количествах не выявлено нейтронное облучение в расчете доз не учитывалось.

Общая суммарная эффективная доза (в условиях работ на штольнях площадки "Дегелен") определена как сумма следующих составляющих [6]:

$$E = E_{\gamma} + E_{\beta} + \sum E_{ДПР} + \sum E_{i(инг)} \text{ , где} \quad (1)$$

E_{γ} – доза внешнего γ-излучения;

E_{β} – доза внешнего β-излучения;

$E_{i(инг)}$ – ожидаемая доза от поступления в организм i-го радионуклида через органы дыхания (кроме дочерних продуктов распада радона и торона);

$E_{ДПР}$ – доза от поступления в организм дочерних продуктов распада радона и торона.

При расчете доз использовался консервативный подход. Расчет доз проводился на период проведения работ и на год.

4.1. Методология расчета доз от внешних источников ионизирующего излучения

Доза от внешних источников ионизирующего излучения (ИИИ) определялась как сумма доз внешнего γ- и β-излучения.

Расчет доз от внешних источников γ-излучения проводился по результатам измерений мощности эквивалентной дозы (МЭД) на месте ведения работ и в полевом лагере с учетом времени нахождения [6]:

$$E_{\gamma} = P_{\gamma} \cdot t \cdot K_{ин} \text{ , где} \quad (2)$$

P_{γ} – измеренная мощность эквивалентной дозы гамма-излучения на рабочем месте и в жилом лагере;

t – время облучения (7,2 часа – время ежедневной работы, 16,8 часов – время ежедневного отдыха);

$K_{ин}$ – поправка на ослабление гамма-излучения в теле человека, учитывающая неравномерность облучения различных органов (для расчетов принималось за 1).

Расчет эффективных доз от внешних источников β-излучения проводился по результатам измерений плотность потока β-частиц на месте ведения работ и в полевом лагере с учетом времени нахождения [6]:

$$E_{\beta} = H_{\beta} \cdot W_t \cdot K_o \text{ , где} \quad (3)$$

$H_{\beta} = P_{\beta} \cdot t_{обл}$ – эквивалентная доза бета излучения;

P_{β} – мощности эквивалентной дозы бета-излучения на рабочем месте и в жилом лагере;

$t_{обл}$ – время облучения (7,2 часа – время ежедневной работы, 16,8 часов – время ежедневного отдыха);

$W_t = 0{,}01$ – взвешивающий коэффициент для кожи;

$K_0 = 0{,}5$ – коэффициент ослабления бета - излучения одеждой.

Расчёт мощности эквивалентной дозы бета-излучения ведётся по формуле:

$$P_{\beta i} = \sum N_{\beta Ei} \cdot e_{\beta Ei} \cdot \exp(-\mu_B \cdot d) \text{, где} \quad (4)$$

$N_{\beta Ei}$ – плотность потока бета-частиц с E_i средней энергией, бета-частиц/см^2·с;

$\exp(-\mu_b \cdot d)$ – поправка на ослабление бета-частиц в воздухе (для расчетов принималось за 0,9).

$e_{\beta Ei}$ – эквивалентная на единичный флюенс бета-частиц E_i средней энергии доза из таблицы 8.4 НРБ-99 [7], Зв·см^2/част.

Из рассматриваемых радионуклидов наибольшей энергией обладают β-частицы, испускаемые ^{90}Y (2,28 МэВ). С учетом консервативного подхода, для определения эквивалентной дозы на единичный флюенс, при расчете доз от внешних источников β-излучения, предполагалось что все β-частицы обладают энергией 2,28 МэВ.

4.2. Методология расчета доз вследствие ингаляционного поступления радионуклидов

Определение дозы от внутреннего поступления радионуклидов для персонала осуществляется при условии их попадания внутрь организма ингаляционным путем. Расчет дозы от внутреннего поступления техногенных радионуклидов определяется расчетно-аналитическим способом с учетом данных, полученных в результате лабораторных исследований проб воздушных аэрозолей и водяных паров, измерений эквивалентной равновесной объемной активности ^{222}Rn и ^{220}Rn и справочных материалов по дозовым коэффициентам и годового объема вдыхаемого воздуха для условного человека [8].

Ожидаемая эффективная доза от поступления радионуклидов ингаляционным путём (через органы дыхания) определяется по формуле:

$$E_{i(инг)} = \left(C_{i(рм)} \cdot V_{перс} + C_{i(атм)} \cdot \left(V_{нас} - V_{перс}\right)\right) e_{(инг)i} \text{, где} \quad (5)$$

$C_{i(атм)}$ – концентрация i-го изотопа в атмосфере жилой зоны, м^3;

$C_{i(рм)}$ – концентрация i-го изотопа в воздухе на рабочем месте, м^3;

$V_{перс}$ – объем вдыхаемого воздуха персонала на рабочем месте (1,41 м^3 в час, 10,16 м^3 – за время ежедневной работы [7]);

$V_{нас}$ – объем вдыхаемого воздуха населения в атмосфере жилой зоны (1,41 м^3 в час, 23,7 м^3 – за время ежедневного отдыха [7]);

$E_{i(инг)}$ – дозовый коэффициент i-го изотопа при поступлении его ингаляционным путём, указанный в НРБ-99 в таблице П1 для персонала и в таблице П2 для населения, Зв/Бк [7].

Эффективная доза от поступления в организм радона и продуктов его распада $E_{ДПР}$ определяется по формуле [6]:

$$E_{ДПР(перс)} = g_{ДПР(перс)} \cdot \left(V_n \cdot Cp_{рм} + \left(V_н - V_n\right) \cdot \left(Cp_{атм} \cdot 0{,}2 + Cp_{жп} \cdot 0{,}8\right)\right) \text{, где} \quad (6)$$

$g_{ДПР(перс)}$ =6,6·10^{-9} Зв/Бк – условный дозовый коэффициент по ^{222}Rn для персонала, рассчитанный на основе предела годового поступления для персонала;

$Cp_{жп}$, $Cp_{атмп}$, $Cp_{рм}$ – эквивалентная равновесная объёмная активность ^{222}Rn в жилых помещениях, атмосфере и на рабочем месте соответственно;

0,2; 0,8 – доли времени пребывания на улице и в помещениях соответственно.

Эффективная доза от поступления ДПР ^{220}Rn рассчитывается по формуле 6 с условным дозовым коэффициентом по ^{220}Rn для персонала $g_{ДПР(перс)} = 3 \cdot 10^{-8}$ Зв/Бк.

Расчет доз от внутреннего ингаляционного поступления радионуклидов проводился без учета защиты органов дыхания. При расчете доз, учитывая консервативный подход, значения объемных активностей по результатам измерений находящиеся ниже предела обнаружения приравнивались к пределу обнаружения используемых средств измерений.

5. ОЦЕНКА ИНДИВИДУАЛЬНЫХ ДОЗ ПЕРСОНАЛА РАСЧЕТНЫМ МЕТОДОМ ПО ДАННЫМ ИЗМЕРЕНИЯ РАДИАЦИОННЫХ ПАРАМЕТРОВ ПРИ ПРОВЕДЕНИИ РАБОТ ПО СОЗДАНИЮ ДОПОЛНИТЕЛЬНОЙ ИНЖЕНЕРНОЙ ЗАЩИТЫ

5.1. Дозы от внешних источников ионизирующего излучения

Работы по созданию дополнительной защиты проводились вахтовым методом. Количество дней в вахте варьировалось (максимальное количество дней в вахте достигало 25 дней). Расчет доз от внешних ИИИ проводился для каждой вахты по максимальным значениям радиационных параметров, зафиксированных за вахту в рабочей и жилой зонах, с учетом характера изменения радиационной обстановки, времени работы и отдыха. При незначительных изменениях радиационных параметров расчет доз за вахту проводился по максимальным значениям за период вахты (консервативная оценка). В случае резких изменений радиационных параметров за период вахты при расчете отдельно учитывались дни работы с повышенными значениями радиационных параметров. Доза за период работ рассчитывалась как сумма доз за вахты. Оценка доз за год проводилась по дозам за период работ из предположения, что работы в течение года проводились при тех же условиях, что и за период работ. Результаты расчета доз от внешних ИИИ представлены в таблице 2 и на рисунке 5.

Таблица 2.

Расчет доз от внешних источников излучения

Обозначение штольни	Длительность работ, дней	Суммарная доза от внешних ИИИ за период работ, мЗв	Доза от внешнего γ-излучения за год, мЗв/год	Доза от внешнего β-излучения за год, мЗв/год	Суммарная доза от внешних ИИИ за год, мЗв/год
Г1	140	3,2	8,06	0,27	8,3
Г2	149	0,9	2,27	0,02	2,3
Г3	160	1,2	2,65	0,02	2,7
Г4	105	2,4	7,76	0,75	8,5
В1	80	0,4	1,62	0,01	1,6
В2	86	0,5	1,94	0,01	2,0
В3	72	0,3	1,33	0,01	1,3
В4	95	0,5	2,02	0,02	2,0
В5	42	0,2	1,44	0,01	1,5

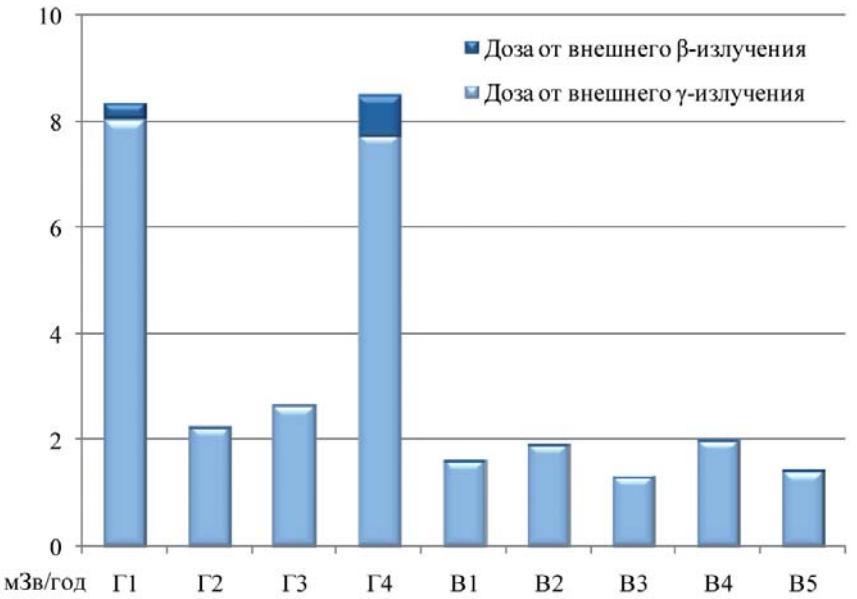
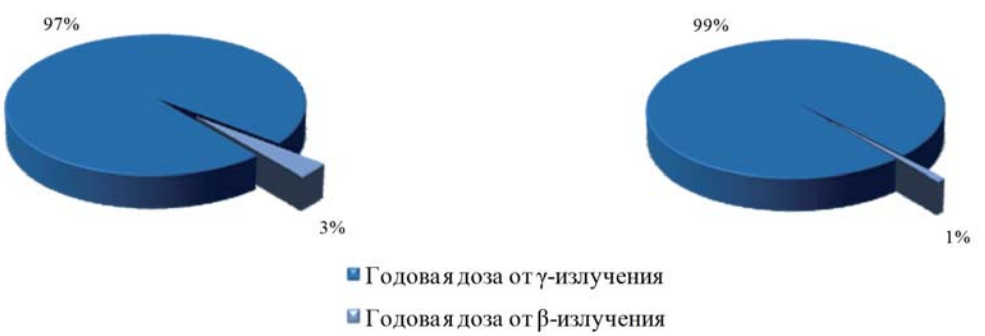


Рисунок 5. Расчет доз от внешних источников излучения

По результатам расчетов годовых доз видно, что максимальные дозы от внешних ИИИ могли быть получены при проведении работ горизонтальным методом.

Проводя оценку вклада в дозу от внешнего гамма- и бета- излучения, видно, что при проведении работ вертикальным методом на всех штольнях вклад в дозу от внешнего бета- излучения пренебрежимо мал, тогда как при проведении работ горизонтальным методом вклад в от внешнего бета- излучения может принимать значимые величины (Рисунок 6, Таблица 3).



(а) (б)

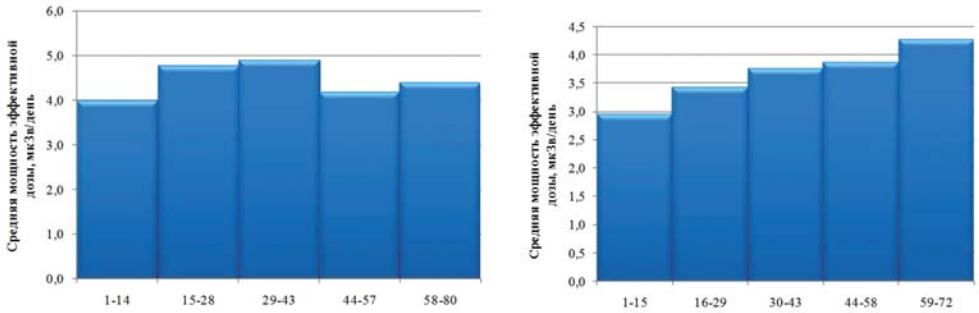
Рисунок 6. Усредненный вклад в дозу от внешнего гамма- и бета-излучения, (а) на штольнях с горизонтальным методом создания защиты, (б) на штольнях с горизонтальным методом создания защиты

Таблица 3.

Вклад в дозу от внешнего гамма- и бета-излучения, %

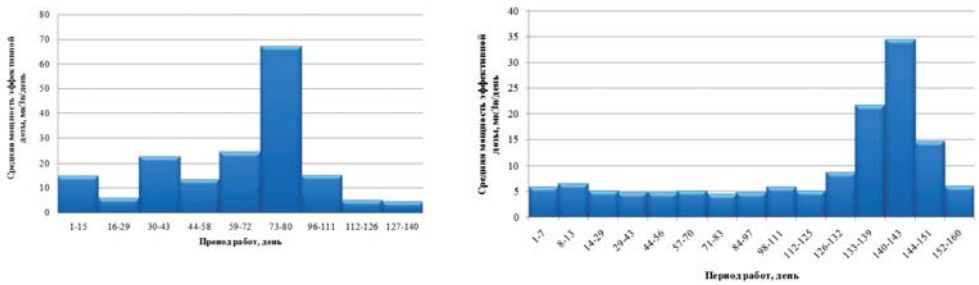
	Г1	Г2	Г3	Г4	В1	В2	В3	В4	В5
Вклад в дозу от внешнего гамма-излучения	97	99	99	91	99	99	99	99	99
Вклад в дозу от внешнего бета-излучения	3	1	1	9	1	1	1	1	1

Анализ формирования доз от внешних ИИИ по периодам расчета доз показывает, что для штолен с вертикальным методом работ изменение средней мощности эффективной дозы носит равномерный характер по всему периоду работ (Рисунок 7). Формирование доз от внешних ИИИ на штольнях с горизонтальным методом работ не носит равномерный характер, при этом основное формирование дозы происходит во второй половине и может быть связанно с заключительным этапом работ по сооружению дополнительной защиты, характеризующиеся повышенной радиационной опасностью (Рисунок 8).



(а) (б)

Рисунок 7. Формирования доз от внешних ИИИ на штольнях с вертикальным методом проведения работ, (а) штольня В1, (б) штольня В3



(а) (б)

Рисунок 8. Формирования доз от внешних ИИИ на штольнях с горизонтальным методом проведения работ, (а) штольня Г1, (б) штольня Г3

5.2. Дозы при внутреннем облучении радионуклидами

5.2.1. Расчет доз при внутреннем облучении ^{241}Am, $^{239+240}Pu$, $^{137}Cs+^{137m}Ba$, ^{3}H, ^{222}Rn и ^{220}Rn

Расчет доз вследствие ингаляционного поступления радионуклидов проводился по измеренным значениям ^{241}Am, ^{137}Cs+^{137m}Ba, ^{3}H, ^{222}Rn и ^{220}Rn. Расчет доз вследствие ингаляционного поступления $^{239+240}$Pu проводился как на основе измеренных значений, так и на основе расчетных данных по вычисленному соотношению для каждой штольни $^{239+240}$Pu/^{241}Am. Расчет доз вследствие ингаляционного поступления радионуклидов проводился аналогично расчету от внешних ИИИ для каждой вахты по максимальным значениям радиационных параметров, зафиксированных за вахту в рабочей и жилой зонах, с учетом характера изменения радиационной обстановки и времени работы и отдыха. При незначительных изменениях радиационных параметров расчет доз за вахту проводился по максимальным значениям за период вахты (консервативная оценка). В случае резких изменений радиационных параметров за период вахты при расчете отдельно учитывались дни работы с повышенными значениями радиационных параметров. Доза за период работ рассчитывалась как сумма доз за вахты. Оценка доз за год проводилась по дозам за период работ из предположения, что работы в течение года проводились при тех же условиях, что и за период работ. Результаты расчета доз представлены в таблице 4.

Таблица 4.

Результаты расчета доз от ингаляционного поступления радионуклидов

Условное обозначение штольни	Длительность работ, дней	Суммарная доза от ингаляционного поступления за период работ, мЗв	Суммарная доза от ингаляционного поступления за год, мЗв/год
Г1	140	13,9	36
Г2	149	4,0	10
Г3	157	19,4	44
Г4	104	4,0	14
В1	80	1,0	4
В2	86	1,4	6
В3	72	1,3	7
В4	95	1,1	4
В5	42	0,6	5

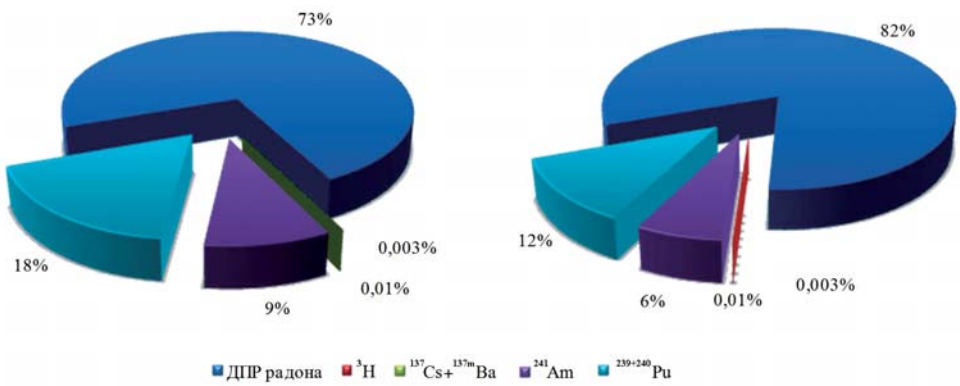
Анализ вклада различных радионуклидов в формирование дозы показывает, что основное влияние на дозу оказывают, ^{222}Rn, ^{220}Rn, $^{239+240}$Pu и ^{241}Am (Таблица 5).

Таблица 5.

Вклад радионуклидов в формирование дозы для различных штолен, %

	Г1	Г2	Г3	Г4	В1	В2	В3	В4	В5
ДПР радона	67	94	96	36	87	65	92	92	73
^{3}H	0,007	0,012	0,002	0,003	0,05	0,007	0,002	0,006	0,001
^{137}Cs+^{137m}Ba	0,0003	0,0009	0,002	0,02	0,002	0,008	0,0004	0,0002	0,002
^{241}Am	12	2	1	22	5	12	3	3	9
$^{239+240}$Pu	22	4	3	42	9	23	5	5	17

Проведен расчет усредненного вклада различных радионуклидов в формирование дозы для штолен с горизонтальным и вертикальным методами проведения работ (Рисунок 9).



(а) (б)

Рисунок 9. Усредненный вклад различных радионуклидов в формирование дозы, (а) на штольнях с горизонтальным методом создания защиты, (б) на штольнях с горизонтальным методом создания защиты

Анализ усредненного вклада различных радионуклидов показал, что для штолен с разными методами проведения работ по созданию дополнительной инженерной защиты механизм формирования доз схож.

5.2.2. Оценка индивидуальных доз персонала вследствие поступления ^{241}Pu

Предполагая, что соотношение ^{241}Pu/$^{239+240}$Pu будет неизменно для почвы и воздушных аэрозолей для одного объекта исследования, можно оценить дозу от поступления ^{241}Pu по результатам измерения удельной активности $^{239+240}$Pu.

По результатам исследовательских работ, проведенных в ИРБЭ НЯЦ РК, известно, что соотношение ^{241}Pu/$^{239+240}$Pu для различных штолен варьируется от 1,7 до 130, следовательно, применять унифицированный коэффициент пересчета удельной активности ^{241}Pu по данным удельной активности $^{239+240}$Pu нельзя. Однако для оценки возможного вклада в формирование доз вследствие поступления ^{241}Pu был проведен расчет доз для всех рассматриваемых штолен по известному соотношению ^{241}Pu/$^{239+240}$Pu (3,5), определенному для штольни В1. Полученные значения доз от поступления ^{241}Pu и их сравнительный анализ с дозами, полученными вследствие поступления ^{241}Am, представлены на гистограмме (Рисунок 10).

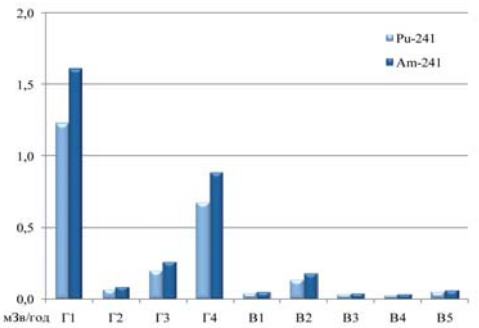


Рисунок 10. Вклад в формирование дозы для различных штолен вследствие внутреннего поступления ^{241}Pu и ^{241}Am

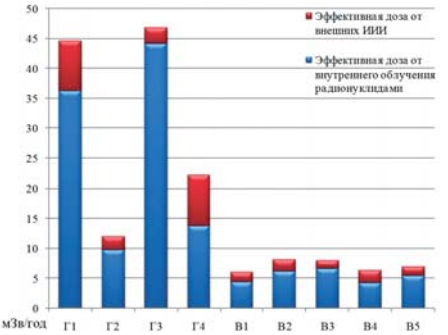


Рисунок 11. Расчет суммарных эффективных доз

По результатам сравнения полученных доз от внутреннего поступления ^{241}Pu и ^{241}Am можно сделать вывод, что даже при относительно небольших значениях соотношения ^{241}Pu/$^{239+240}$Pu (3,5), дозы от ^{241}Pu сравнимы с дозами от ^{241}Am. В случае же повышения значений данного соотношения до максимально зафиксированного на данный момент на площадке "Дегелен" (130) дозы от внутреннего поступления ^{241}Pu будут значительно превышать дозы полученные при поступлении ^{241}Am.

5.2.3. Оценка вклада в индивидуальные дозы персонала вследствие поступления других изотопов

Для оценки вклада в формирование доз от внутреннего поступления радионуклидов, загрязнение которыми возможно на территории штолен и прилегающих участков в значимых концентрациях, но измерение объемных активностей в воздухе которых не проводилось (^{90}Sr+^{90}Y, ^{121}Sn-m, ^{151}Sm, ^{155}Eu, ^{99}Tc, ^{238}Pu, ^{242}Pu), на основе исходных данных об испытаниях на штольнях было определено их соотношение на настоящий момент и радионуклидов, о которых имеются данные об объемной активности в воздухе во время проведения работ (^{241}Am и^{137}Cs+^{137m}Ba). По данным соотношениям был проведен расчет возможных объемных активностей ^{90}Sr+^{90}Y, ^{121}Sn-m, ^{151}Sm, ^{155}Eu, ^{99}Tc, ^{238}Pu, ^{242}Pu. Расчет активности радионуклидов в воздухе проводился по максимальным измеренным значениям объемной активности в воздухе ^{241}Am и ^{137}Cs для каждой штольни. Расчет доз проводился с учетом консервативного подхода, по максимально возможным концентрациям при постоянном поступлении радионуклидов в течение года.

Результаты расчета годовых доз представлены в таблицах (Таблица 6, Таблица 7).

Таблица 6.

Расчетные значения доз на основе измеренных значений ^{137}Cs+^{137m}Ba, мЗв/год

	Г1	Г2	Г3	Г4	В1	В2	В3	В4	В5
^{90}Sr+^{90}Y	$8\cdot10^{-3}$	$7\cdot10^{-3}$	$3\cdot10^{-1}$	$3\cdot10^{-1}$	$8\cdot10^{-3}$	$8\cdot10^{-3}$	$5\cdot10^{-3}$	$7\cdot10^{-3}$	$4\cdot10^{-3}$
^{99}Tc	$1\cdot10^{-5}$	$8\cdot10^{-6}$	$4\cdot10^{-4}$	$3\cdot10^{-4}$	$9\cdot10^{-6}$	$1\cdot10^{-5}$	$6\cdot10^{-6}$	$8\cdot10^{-6}$	$5\cdot10^{-6}$
^{155}Eu	$5\cdot10^{-7}$	$4\cdot10^{-7}$	$2\cdot10^{-5}$	$2\cdot10^{-5}$	$5\cdot10^{-7}$	$5\cdot10^{-7}$	$3\cdot10^{-7}$	$4\cdot10^{-7}$	$3\cdot10^{-7}$

	Г1	Г2	Г3	Г4	В1	В2	В3	В4	В5
^{121m}Sn	$3\cdot10^{-7}$	$3\cdot10^{-7}$	$1\cdot10^{-5}$	$1\cdot10^{-53}$	$3\cdot10^{-7}$	$3\cdot10^{-7}$	$2\cdot10^{-7}$	$3\cdot10^{-7}$	$2\cdot10^{-7}$
^{151}Sm	$5\cdot10^{-5}$	$4\cdot10^{-5}$	$2\cdot10^{-3}$	$1\cdot10^{-3}$	$5\cdot10^{-5}$	$5\cdot10^{-5}$	$3\cdot10^{-5}$	$4\cdot10^{-5}$	$2\cdot10^{-5}$
Суммарная доза	$8\cdot10^{-3}$	$7\cdot10^{-3}$	$3\cdot10^{-1}$	$3\cdot10^{-1}$	$8\cdot10^{-3}$	$8\cdot10^{-3}$	$5\cdot10^{-3}$	$7\cdot10^{-3}$	$4\cdot10^{-3}$

Таблица 7.

Расчетные значения доз на основе измеренных значений ^{241}Am, мЗв/год

	Г1	Г2	Г3	Г4	В1	В2	В3	В4	В5
^{242}Pu	$2\cdot10^{-2}$	$1\cdot10^{-3}$	$1\cdot10^{-3}$	$7\cdot10^{-3}$	$2\cdot10^{-4}$	$1\cdot10^{-3}$	$1\cdot10^{-4}$	$5\cdot10^{-4}$	$7\cdot10^{-4}$
^{238}Pu	$2\cdot10^{1}$	$1\cdot10^{0}$	$1\cdot10^{0}$	$7\cdot10^{0}$	$2\cdot10^{-1}$	$1\cdot10^{0}$	$1\cdot10^{-1}$	$5\cdot10^{-1}$	$7\cdot10^{-1}$
Суммарная доза	$2\cdot10^{1}$	$1\cdot10^{0}$	$1\cdot10^{0}$	$7\cdot10^{0}$	$2\cdot10^{-1}$	$1\cdot10^{0}$	$1\cdot10^{-1}$	$5\cdot10^{-1}$	$7\cdot10^{-1}$

Результаты расчетов показали, что наибольшее влияние на формирование дозы при внутреннем поступлении оказывают следующие радионуклиды: ^{90}Sr+^{90}Y и ^{238}Pu. Максимальные значения годовых доз при постоянном поступлении радионуклидов составили ^{90}Sr+^{90}Y – 0,3 мЗв/год, ^{238}Pu – 20 мЗв/год (при тех же условиях доза от поступления ^{241}Am составит 25 мЗв/год, от ^{137}Cs+^{137m}Ba - $4\cdot10^{-4}$мЗв/год).

Таким образом, нельзя пренебрегать вкладом ^{238}Pu, так как его вклад в формирование дозы сопоставим с вкладам от ^{241}Am.

Суммарный вклад в дозу от внутреннего поступления ^{90}Sr+^{90}Y, ^{121}Sn-m, ^{151}Sm, ^{155}Eu, ^{99}Tc по консервативной оценке не превышает 0,5 мЗв/год, при этом 99% этой дозы сформировано поступлением ^{90}Sr+^{90}Y.

6. ОЖИДАЕМЫЕ СУММАРНЫЕ ЭФФЕКТИВНЫЕ ДОЗЫ

Расчет суммарных эффективных доз за период работ и за год представлен в таблице (Таблица 8, Рисунок 11).

Таблица 8.

Расчет суммарных эффективных доз

Условное обозначение штольни	Суммарная доза от ингаляционного поступления за период работ, мЗв	Суммарная доза от ингаляционного поступления за год, мЗв/год	Суммарная доза от внешних ИИИ за период работ, мЗв	Суммарная доза от внешних ИИИ за год, мЗв/год	Суммарная эффективная доза за период работ, мЗв	Суммарная эффективная доза за год, мЗв/год
Г1	13,9	36	3,2	8,3	17,1	44,3
Г2	4	10	0,9	2,3	4,9	12,3
Г3	19,4	44	1,2	2,7	20,6	46,7
Г4	4	14	2,4	8,5	6,4	22,5
В1	1	4	0,4	1,6	1,4	5,6

Условное обозначение штольни	Суммарная доза от ингаляционного поступления за период работ, мЗв	Суммарная доза от ингаляционного поступления за год, мЗв/год	Суммарная доза от внешних ИИИ за период работ, мЗв	Суммарная доза от внешних ИИИ за год, мЗв/год	Суммарная эффективная доза за период работ, мЗв	Суммарная эффективная доза за год, мЗв/год
В2	1,4	6	0,5	2	1,9	8,0
В3	1,3	7	0,3	1,3	1,6	8,3
В4	1,1	4	0,5	2	1,6	6,0
В5	0,6	5	0,2	1,5	0,8	6,5

Расчет эффективных доз для работ по сооружению дополнительной инженерной защиты показал, что годовые дозы, которые могут быть получены как при проведении работ горизонтальным методом, значительно превышают дозы, полученные при проведении работ вертикальным методом. Проведения работ (в условиях аналогичных штольне Г1 и Г2), без использования средств индивидуальной защиты органов дыхания, в течение 3 лет может привести к переоблучению персонала (132-138 мЗв за 3 года при допустимых 100 мЗв за любые последовательные 5 лет).

Проведен расчет усредненного вклада в формирование доз от внешних ИИИ и внутреннего поступления радионуклидов для штолен с горизонтальным и вертикальным методами проведения работ (Рисунок 12, Таблица 9).

(а) (б)

Рисунок 12. Усредненный вклад в формирование доз от внешних ИИИ и внутреннего поступления радионуклидов, (а) на штольнях с горизонтальным методом создания защиты, (б) на штольнях с горизонтальным методом создания защиты

Таблица 9.

Вклад в формирование доз от внешних ИИИ и внутреннего поступления радионуклидов, %

	Г1	Г2	Г3	Г4	В1	В2	В3	В4	В5
Вклад в дозу от внешнего гамма-излучения	81	81	94	62	73	76	83	68	79
Вклад в дозу от внешнего бета-излучения	19	19	6	38	27	24	17	32	21

По результатам расчета вклада в формирование доз от внешних ИИИ и внутреннего поступления радионуклидов можно сделать вывод, что как при горизонтальном методе создания дополнительной защиты, так и при вертикальном основное формирование доз происходит за счет внутреннего поступления.

Работы по сооружению дополнительной инженерной защиты на штольнях площадки "Дегелен" проводятся с обязательным использованием средств индивидуальной защиты органов дыхания. Проведен расчет суммарной эффективной годовой дозы, допуская, что минимальная кратность ослабления предельно допустимой концентрации используемых средств индивидуальной защиты равна 10 (Таблица 10).

Таблица 10.

Расчет суммарных эффективных доз с учетом использования средств индивидуальной защиты органов дыхания, мЗв/год

Условное обозначение штольни	Суммарная доза от ингаляционного поступления	Суммарная доза от внешних ИИИ	Суммарная эффективная доза
Г1	3,6	8,3	11,9
Г2	1	2,3	3,3
Г3	4,4	2,7	7,1
Г4	1,4	8,5	9,9
В1	0,4	1,6	2
В2	0,6	2	2,6
В3	0,7	1,3	2
В4	0,4	2	2,4
В5	0,5	1,5	2

По результатам расчета суммарной эффективной годовой дозы, с учетом использования средств индивидуальной защиты органов дыхания, можно сделать вывод, что максимальные дозы, которые возможно было получить при проведении работ по созданию дополнительной защиты инженерных сооружений на рассматриваемых штольнях, не превысили допустимых значений доз для персонала категории А (20 мЗв/ год).

7. СРАВНЕНИЕ ИЗМЕРЕННЫХ ДОЗ ОТ ВНЕШНИХ ИИИ С РАСЧЕТНЫМИ ДОЗАМИ

Расчетные значения доз от внешних ИИИ были сравнены с измеренными значениями доз от внешних ИИИ для некоторых штолен. Измерение доз проводилось с использованием термолюминесцентных дозиметров. Результаты сравнения представлены на гистограмме (Рисунок 13).

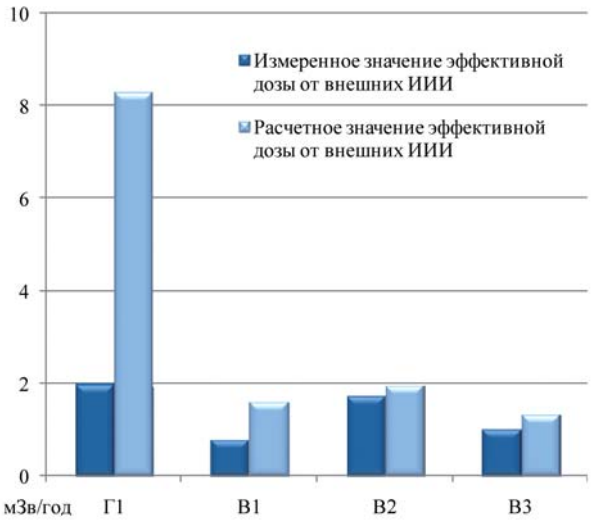


Рисунок 13. Сравнение измеренных доз от внешних ИИИ с расчетными дозами

Из гистограммы видно, что расчетные значения доз от внешних источников ИИИ при вертикальном методе создании защиты в большинстве случаев практически совпадают с измеренными значениями, тогда как измеренное значение при горизонтальном методе создания защиты в 4 раза меньше расчетного значения. Данный факт объясняться характером изменения радиационной обстановки на месте ведения работ при различных методах создания защиты:

- при вертикальном методе создания защиты изменение радиационной обстановки носит равномерный характер, значения радиационных параметров, влияющих на формирование доз от внешних ИИИ, практически не изменяются во времени;
- при горизонтальном методе создания защиты изменение радиационной обстановки носит неравномерный характер, значения радиационных параметров изменяются во времени в диапазоне до 2 порядков.

Так как расчет доз проводился с использованием консервативного подхода, т.е. предполагая, что человек постоянно находится в месте с максимальными значениями радиационных параметров, учитывая характер изменения радиационной обстановки, расчетное значение доз от внешних ИИИ при горизонтальном методе создания защиты будет значительно превышать измеренные значения доз, тогда как при вертикальном методе создания защиты расчетные значения доз будут сопоставимы с измеренными.

ВЫВОДЫ

1. При оценке доз от внешних ИИИ необходимо учитывать вклад от внешнего бета- излучения при работах на штольнях с горизонтальным методом создания защиты.
2. При создании защиты горизонтальным методом основная доза от внешних ИИИ формируется во время проведения заключительного этапа работ, связанного непосредственно с сооружением дополнительной защиты и характеризующегося повышенной радиационной опасностью.
3. Механизм формирования доз от внутреннего поступления радионуклидов одинаков как для горизонтального метода создания дополнительной защиты, так и для вертикального.
4. При оценке доз от внутреннего поступления радионуклидов влиянием $^{137}Cs+^{137m}Ba$ и ^{3}H на дозу можно пренебречь, так как их вклад не превышает 0,01% от общей дозы.
5. Наибольшее влияние на дозу от ингаляционного поступления радионуклидов оказывают естественные радионуклиды ^{222}Rn и ^{220}Rn. Однако не следует пренебрегать влиянием на формирование доз при ингаляционном поступлении техногенных радионуклидов, таких как ^{241}Am и $^{239+240}Pu$.
6. Наиболее оперативным и экономически выгодным способом оценки доз при внутреннем поступлении $^{239+240}Pu$ является расчетный метод по измеренным значениям объемной активности ^{241}Am в воздухе.
7. При проведении работ по созданию дополнительной инженерной защиты необходимо учитывать вклад от ^{241}Pu. Вклад от ^{241}Pu можно учитывать расчетным путем по измеренным значениям ^{241}Am, для этого необходимо при предварительном обследовании провести измерения ^{241}Pu в пробах почвы для расчета соотношения $^{241}Pu/^{241}Am$.
8. Для более точной оценки доз от внутреннего облучения необходимо понизить предел обнаружения ^{241}Am (путем повышения времени аспирации, изменением подготовки проб или измерением всех фильтров по окончанию работ с вычислением средней объемной активности за весь период работ).
9. При оценке доз от внутреннего поступления радионуклидов необходимо учитывать вклад ^{238}Pu, так как его вклад в дозу значителен. Вклад в дозу от ^{238}Pu можно учитывать расчетным путем по измеренным значениям ^{241}Am, для этого необходимо при предварительном обследовании провести измерения ^{238}Pu в пробах почвы для расчета соотношения $^{238}Pu/^{241}Am$.
10. Для исключения систематической ошибки при оценке доз нужно учитывать вклад от внутреннего поступления $^{90}Sr+^{90}Y$.

Рекомендации по оптимизации обеспечения радиационной безопасности при проведении работ по сооружению дополнительной инженерной защиты на штольнях площадки "Дегелен" в целях предотвращения переоблучения персонала

1. Снизить частоту отбора образцов для оценки доз от внутреннего поступления радионуклидов $^{137}Cs+^{137m}Ba$ и ^{3}H до 1 раза в неделю.

2. Для более оперативной оценки доз от внутреннего поступления и $^{239+240}$Pu и ^{241}Pu проводить расчет ожидаемой объемной активности и $^{239+240}$Pu и ^{241}Pu в воздухе по измеренным значениям объемной активности ^{241}Am в воздухе.
3. При предварительном обследовании провести измерения и $^{239+240}$Pu и ^{241}Pu в пробах почвы для расчета соотношения и $^{239+240}$Pu/^{241}Am, ^{241}Pu/^{241}Am, ^{238}Pu/^{241}Am.
4. Так как соотношения $^{239+240}$Pu/^{241}Am, ^{241}Pu/^{241}Am и ^{238}Pu/^{241}Am при создании защиты горизонтальным методом по мере проходки вглубь штольни могут изменяться, необходимо проводить повторное определение данных соотношений при прохождении ключевых этапов (вскрытие пробки, вскрытие концевой полости).
5. Для более точной оценки доз от внутреннего облучения понизить предел обнаружения по ^{241}Am путем увеличения объема отбираемых проб до 1000 м^3.
6. Проводить оценку доз от внутреннего поступления ^{90}Sr+^{90}Y посредством определения их объемной активности инструментальными методами.

ЛИТЕРАТУРА

1. Оценка профессионального облучения от внешних источников ионизирующего излучения. Руководство по безопасности. Серия норм безопасности, №RS-G-1.3, МАГАТЭ, Вена, 1999.- 102с.
2. *Машкович, В.П.* Защита от ионизирующих излучений/Справочник. М.: Энергоатомиздат, 1982.
3. Методические указания. Оценка индивидуальных эффективных доз облучения населения за счет природных источников ионизирующего излучения МУ 2.6.1.1088-2. Министра здравоохранения Российской Федерации, 2002 г.
4. Оценка профессионального облучения вследствие поступления радионуклидов/ Руководство по безопасности. Серия норм безопасности, №RS-G-1.2, МАГАТЭ, Вена, 1999.- 97с.
5. Вредные химические вещества. Радиоактивные вещества/Справочник. Под. ред. Л.А.Ильина. Л.: Химия, 1990 г.- 225 с.
6. Методические указания. Определение эффективной дозы ионизирующего излучения на персонал и население, Алматы 2005 г.- 14 с.
7. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99), СП 2.6.1. 758-99 Издание официальное. – Алматы, 2000.- 80с.
8. *Гусев, Н.Г.,* Радиоактивные выбросы в биосфере/Справочник. / Беляев В.А. – М.: Энергоатомиздат, 1986.

"ДЕГЕЛЕҢ" АЛАҢЫ ШТОЛЬНЯЛАРЫНДАҒЫ ИНЖЕНЕРЛІК ҚҰРЫЛЫСТАРДЫҢ ҚОСЫМША ҚОРҒАУЫН ҚҰРУ БОЙЫНША ЖҰМЫСТАРДЫ ЖҮРГІЗУ КЕЗІНДЕГІ ЖЕКЕ ДОЗАНЫ ҚАЛЫПТАСТЫРУ

Е.В. Мустафина, В. Н. Дмитропавленко, А.Ю. Осинцев, Н.В. Брянцева

Қазақстан, Курчатов, ҚР ҰЯО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты

Мақалада "Дегелең" алаңы штольняларындағы инженерлік құрылыстардың қосымша қорғауын құру бойынша жұмыстарды жүргізу кезіндегі қызметкердің жеке дозасын есептеу нәтижесі ұсынылған. Қосымша инженерлік қорғау құрылысы бойынша жұмыстарды жүргізу кезіндегі жеке дозаны қалыптастыруға әсер ететін негізгі факторлар анықталып, қызметкерге иондық сәулеленудің сыртқы көздерінен дозалық жүктемесі және радионуклидтердің ингаляциялық түсуінің салдары есептелген, қосымша инженерлік қорғау құрылысы бойынша жұмыстарды жүргізу кезіндегі радиациялық қауіпсіздікті қамтамасыз етуді оңтайландыру бойынша ұсыныстар әзірленген.

Түйін сөздер: полигон, "Дегелең", радионуклидтер, инженерлік құрылғыларды қорғау, штольня, радиациялық жағдай, радиациялық параметрлер, дозалардың қалыптасуы, сыртқы сәулелену, ішкі сәулелену.

FORMATION OF INDIVIDUAL DOSES WHEN MAKING SUPPLEMENTARY PROTECTION FOR ENGINEERING STRUCTURES ON TUNNELS OF "DEGELEN" TEST SITE

E.V. Mustafina, V.N. Dmitropavlenko, A. Yu. Osintsev, N.V. Bryantseva

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

The article presents the calculation results of individual doses of staff during the creation of supplementary protection for engineering structures on tunnels of "Degelen" test site. The main factors have been determined that influence the formation of individual doses in the works for the construction of additional engineering protection, we have calculated the dose to personnel from external sources of ionizing radiation and as a result of inhalation intake of radionuclides, and there were developed recommendations for optimization of radiation safety when working on the construction of additional engineering protection.

Keywords: Test site, "Degelen", radionuclides, protection of engineering structures, tunnel, radiation situation, radiation parameters, the formation of doses, external radiation, internal radiation.

УДК 577.4: 504.064:539.16

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ТЕРРИТОРИИ ФЛЮОРИТОВОГО МЕСТОРОЖДЕНИЯ КАРАДЖАЛ

А.О. Айдарханов, С.Н. Лукашенко, С.Б. Субботин, В.И. Эдомин

В настоящей работе представлены данные многолетних радиоэкологических исследований на территории месторождения флюоритов Караджал, расположенного в непосредственной близости от мест проведения подземных ядерных взрывов на Семипалатинском испытательном полигоне. 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. Основным проблемным вопросом является поступление к границам месторождения подземных вод, загрязненных тритием с концентрацией, превышающей уровень вмешательства в несколько раз. Также в подземных водах отмечены следы присутствия радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr. При дальнейшей разработке месторождения не исключено увеличение поступления в карьер этих радионуклидов. Даны рекомендации по созданию сети наблюдательных скважин с целью получения достоверного прогноза развития радиационной обстановки на месторождении.

Ключевые слова: месторождение, площадка "Дегелен", гидрогеология, радионуклидное загрязнение, мониторинг, подземные ядерные взрывы.

ВВЕДЕНИЕ

В настоящей работе представлены данные многолетних радиоэкологических исследований на территории месторождения флюоритов Караджал, расположенного в непосредственной близости от северной границы испытательной площадки "Дегелен" (Рисунок 1) – одного из мест проведения подземных ядерных взрывов (ПЯВ) на Семипалатинском испытательном полигоне (СИП) [1].

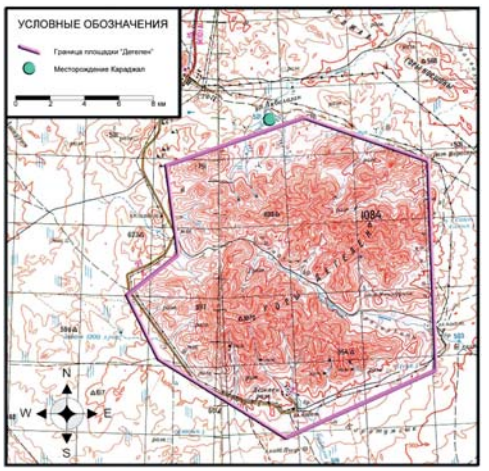


Рисунок 1. Расположение месторождения Караджал относительно испытательной площадки "Дегелен"

1. ОБЩИЕ СВЕДЕНИЯ О МЕСТОРОЖДЕНИИ

1.1. Физико-географическая характеристика района

Месторождение Караджал расположено на территории Восточно-Казахстанской области, в 170 км к юго-западу от г. Семей, в 120 км к юго-западу от г. Курчатов, на территории бывшего СИП.

Район месторождения практически не заселен. Ближайший населенный пункт Саржал расположен в 60 км к юго-востоку от месторождения. В 6 км проходит дорога с твердым покрытием, связывающая испытательную площадку "Дегелен" с г. Курчатов.

Климат резко континентальный, засушливый, с активной ветровой деятельностью. Активная ветровая деятельность обуславливает высокую испаряемость воды, а в холодный период происходит перераспределение снега по территории с выровненных участков. Снег накапливается в логах гористой зоны, особенно в местах произрастания кустарников. Испарение с водной поверхности достигает 1100 – 1600 мм в год.

1.2. Геологическое строение месторождения

Основной особенностью месторождения Караджал является положение его в приконтактовой зоне Дегеленского гранитного массива, оказавшего контактовое воздействие на эффузивные и осадочные породы палеозойского возраста. Рудная зона северо-западного простирания, к которой приурочено месторождение, в рельефе отмечается как полого-увалистая равнина с общим уклоном к центру месторождения, где с юга на север проходит весьма слабо выраженное русло р. Карабулак.

Флюоритовый участок Караджал сформирован в останце осадочных пород среди гранитов в северном эндоконтакте массива Дегелен. Породы, слагающие данный останец, представлены осадочными, в том числе карбонатными отложениями фаменской свиты, которые в результате контактового воздействия гранитов интенсивно метаморфизованы и претерпели сложные метасоматические преобразования. Промышленное оруденение представлено 64 кварц-флюоритовыми рудными телами, из которых 19 концентрируют основные запасы месторождения (92%). По падению рудные тела прослеживаются на 10-80 м и выклиниваются по приближению к гранитам и в мраморах, незначительно пересекая контакты этих пород.

Запасы балансовых руд по категориям С1+С2, утвержденные Государственной комиссией по запасам Республики Казахстан, составляют 1545,6 тыс. т при среднем содержании плавикового шпата 49,94%. По глубине запасы распределены неравномерно – основная их часть залегает на глубинах до 30 м (Рисунок 2).

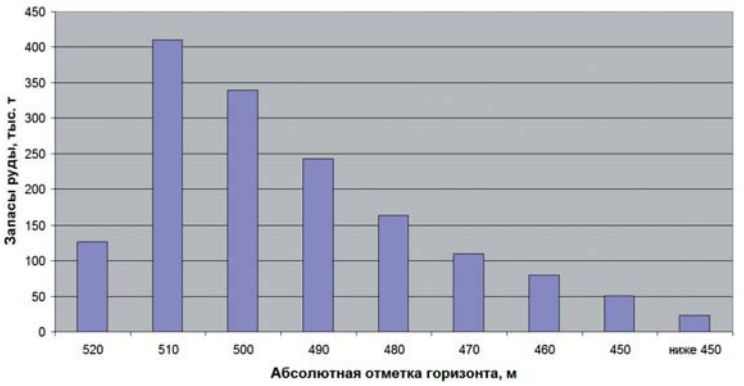


Рисунок 2. Распределение принятых к проектированию запасов руды месторождения Караджал по глубине

1.3. Гидрография и гидрогеология района

Гидрологические условия месторождения Караджал типичны для территорий центрально-казахстанского мелкосопочника: малое количество атмосферных осадков (170-460 мм в год, среднемноголетнее – 263 мм, в многоводный год – 382 мм, в маловодный – 221 мм), преобладание испарения над осадками, сезонный сток поверхностных вод, отмечаемый не ежегодно. Подавляющая часть поверхностного стока проходит в период снеготаяния – апрель-май.

Горный массив Дегелен входит в состав региональной гидрогеологической системы левобережья р. Иртыш и является областью питания и транзита подземных вод за счёт инфильтрации атмосферных осадков. Кроме этого, через родники здесь происходит частичная разгрузка водоносных горизонтов. В пределах массива выделяются поровый, трещинный и жильный типы подземных вод.

Поровые воды делювиально-пролювиальных отложений приурочены к щебнистым породам с песчано-глинистым заполнителем, слагающим внутригорные шлейфы конуса выноса, а также предгорный шлейф, обрамляющий горный массив. Они залегают среди валуно-галечников и песков, заполняющих хорошо выработанные долины ручьев Узынбулак, Карабулак, Байтлес, Тохтакушук и др. Глубина залегания поровых вод зависит от сезонных гидрометеорологических условий. В период весеннего снеготаяния и обильных летних дождей их уровень повышается настолько, что начинают функционировать сезонные родники. В засушливый период уровень понижается до 2-6 м, а в предгорных шлейфах – до 10-12 м. Питание этих вод осуществляется за счёт инфильтрации атмосферных осадков через зону аэрации.

Трещинные воды приурочены к зоне экзогенной трещиноватости в верхней части палеозойского фундамента, в некоторых долинах перекрыты глинами неогена, за счет чего приобретают напорный характер. Высота напора в отдельных случаях превышает абсолютные отметки местности, что приводит к самоизливу скважин (скважина 385 в долине ручья Байтлес).

Жильный тип вод приурочен к тектоническим нарушениям, обладающим повышенной проницаемостью. На большей части территории все отмеченные типы вод гидравлически связаны между собой и образуют единую гидродинамическую систему.

На площадке "Дегелен" выявлено около 15 постоянно действующих родников, дебиты которых варьируют в пределах от 0,5-0,6 дм^3/мин до 1000 дм^3/мин. Наиболее водообильные родники располагаются на высоте 545-650 м. Они связаны с основными водоносными разломами и являются пунктами разгрузки трещинно-жильных вод. Помимо вышеназванных, отмечается большое количество родников (~30), имеющих сезонный режим. На сезонный характер родников указывает влаголюбивая растительность, увлажнение почвы и эрозионные врезы.

Ручей Карабулак, русло которого разрезано разрабатываемым карьером, образуется слиянием 3 водотоков, берущих свое начало на северных склонах гор Дегелен (Рисунок 3). Первый и второй водотоки сливаются вместе перед карьером, объединенный водоток отводится в обход вдоль южной границы карьера специально устроенной дренажной траншеей. Третий водоток проходит восточнее территории карьера и только потом присоединяется к р. Карабулак.

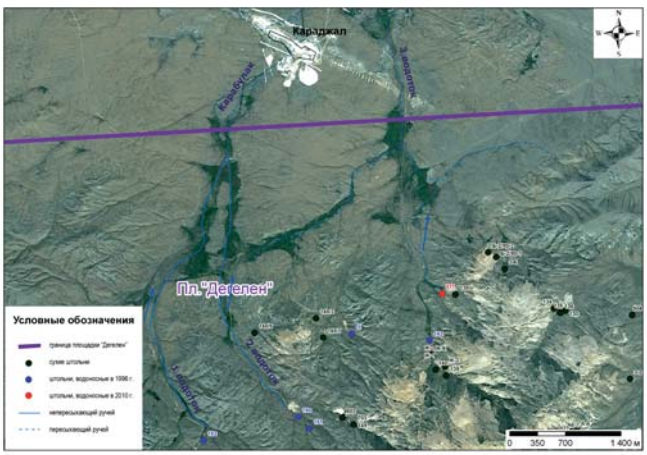


Рисунок 3. Местоположение участка Караджал и основные источники потенциальной миграции техногенных радионуклидов с поверхностными и подземными водами

По многолетним наблюдениям, водоток в р. Карабулак прослеживается только в кратковременный период снеготаяния. Русло ручья слабовыраженное, часто вообще не проявляется – отсутствует врез в маломощный почвенный и растительный покров. На расстоянии 2,5 км после карьера русло теряется в предгорных шлейфах и не впадает ни в один водоток.

1.4. Особенности разработки месторождения

Неглубокое залегание рудной залежи предопределяет открытый способ разработки месторождения. Принята следующая схема разработки месторождения – сплошная поперечная однобортовая со смешанным расположением отвала. Фронт вскрышных и добычных работ перемещается параллельно короткой оси карьерного поля. Отработка месторождения ведется с применением буровзрывных работ по следующему порядку:

- буровзрывные работы с применением бурового станка БТС-150Б;
- выемка и погрузка руды и вскрыши экскаваторами ЭО-5225, ЕТ-25 и ЕТ-18 с емкостью ковшей 2,5 м^3, 1,25 м^3 и 0,75 м^3 соответственно;

- транспортировка руды на рудный склад автосамосвалом КрАЗ грузоподъемностью 12 т;
- размещение вскрышных пород в отвале и планировочные работы с применением бульдозера Т-170.

Проектная производительность карьера составляет 103 тыс. т руды в год. При заданной производительности обеспеченный запасами срок эксплуатации месторождения составит 16 лет. Проектная глубина карьера – 70 м.

Общий вид карьера месторождения Караджал показан на рисунке (Рисунок 4).

Рисунок 4. Общий вид карьера месторождения Караджал

Основные элементы инфраструктуры месторождения Караджал показаны на рисунке (Рисунок 5).

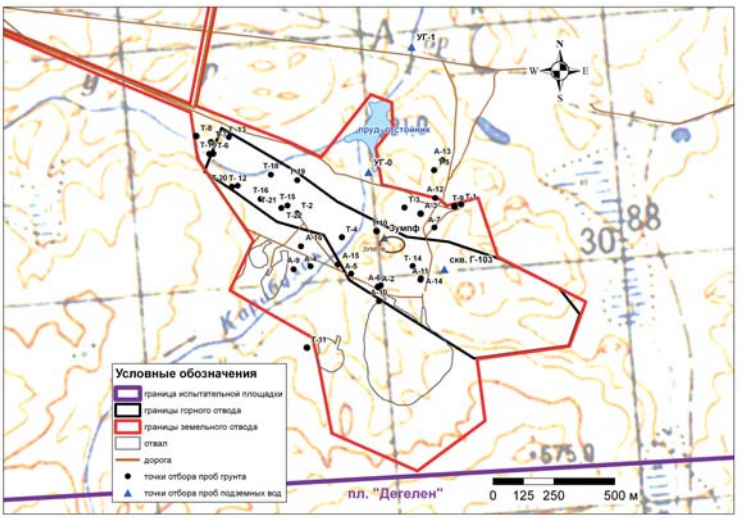


Рисунок 5. Основные элементы инфраструктуры месторождения Караджал

Осушение карьера осуществляется способом открытого водоотлива. Карьерные воды, образующиеся за счет ливневых, талых вод, а также за счет притока подземных вод, скапливаются в специально обустроенном водосборнике – зумпфе, пройденном с горизонта 510 м до 505 м. Объем зумпфа – 630 м^3, глубина – 5 м, углы откоса бортов выположены до 30 градусов. Для откачки воды из зумпфа используется насосная установка, оборудованная тремя насосами ЦНС 38-88. Нормальный водоприток составляет 50 м^3/ч, максимальный (с учетом ливневых вод) – 150 м^3/час. Откачиваемая вода по трубопроводу диаметром 100 мм выдается на поверхность и сбрасывается в пруд-отстойник УГ-0, образованный естественной впадиной в рельефе. Проектом предусмотрена откачка карьерных вод в объеме 262324 м^3/год, в том числе, сброс на рельеф – 252485 м^3/год, полив технологических дорог и орошение горной массы – 9839 м^3/год.

Для учета сбрасываемой воды на сбросном трубопроводе установлен расходомер ВМХ-100. Уровень подземных вод контролируется гидрогеологическими скважинами Г-103, которая находится вблизи юго-восточного борта карьера, и Г-105, расположенной в 1,2 км северо-восточнее карьера в долине третьего водотока, впадающего далее в р. Карабулак.

Осветление воды от взвешенных частиц, согласно проекту, составляет 98%. После осветления вода из пруда-отстойника самотеком поступает на рельеф местности (высохшее русло ручья Карабулак). При дальнейшем движении воды по руслу, примерно в 500 м к северу, на пересечении русла р. Карабулак с дорогой, вода задерживается во впадине рельефа, образуя водоем УГ-1, фактически выполняющий функции пруда-испарителя, хотя формально прудом-испарителем водоем УГ-1 считаться не может, так как находится за границами земельного отвода.

Инфраструктура рудника включает: карьер, породный отвал, промежуточный склад руды, площадку для усреднения руды, склад забалансовых руд, сортировочную установку, склад материала для подшихтовки, склад товарной руды, технологические автодороги, вахтовый поселок с жилым комплексом, мастерскую, стоянку автотранспорта, АЗС со складом ГСМ, баню, погреб, туалет, выгребную яму.

Общая численность работников рудника 48 человек, система работы вахтовая, на вахте работает 24 человека [1].

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 [2] приведены в таблице (Таблица 1).

Таблица 1.

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

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.

Применительно к рассматриваемой территории ориентиром могут служить значения удельной активности естественных радионуклидов (ЕРН) для кислых магматических пород. Такими породами (гранитами) образован Дегеленский интрузивный массив.

2.1.2. Радиоактивность почв

Главным источником радиоактивных элементов в почвах следует считать почвообразующие породы. 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.

В таблице (Таблица 2) приведена удельная активность основных типов почв [2].

Таблица 2.

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

Основные типы почв	Удельная активность, Бк/кг		
	^{238}U	^{232}Th	^{40}K
Серые лесные	18	27	370
Дерново-подзолистые	15	22	300
Подзолистые	9	12	150
Торфянистые	6	6	90

Закономерности распределения ЕРН в осадочных горных породах во многом справедливы и для близких им по вещественному составу почв. Однако в почвах имеются компоненты, относительно обогащенные радиоизотопами, – это тонкая коллоидная фракция, с которой связаны обменно-сорбционные процессы, а также органическая составляющая. Кроме того, в большинстве почв наблюдается резкое смещение радиоактивного равновесия между ураном и радием в сторону последнего, что связано с выщелачиванием урана грунтовыми водами [2].

Для территории месторождения ориентиром могут служить значения удельной активности ЕРН для каштановых почв, характерных для большей части территории СИП. К югу от рассматриваемой территории, в долинах ручьев, выполняющих межгорные впадины, распространены луговые почвы, однако собственно участок земельного отвода месторождения Караджал находится, фактически, за пределами горной местности.

2.2. Загрязнение окружающей среды техногенными радионуклидами

Источники загрязнения географической оболочки 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.

Традиционно, наиболее биологически важными считаются следующие радионуклиды: ^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{3}H, $^{239+240}Pu$.

Основные потенциальные источники загрязнения для рассматриваемой территории – это атмосферные выпадения, обусловливающие загрязнение грунтов на дневной поверхности и ПЯВ на площадке "Дегелен", образовавшие котловые полости, из которых возможен перенос радионуклидов подземными и поверхностными водами.

2.2.1. Атмосферные выпадения и загрязнение грунтов дневной поверхности

2.2.1.1.Локальные атмосферные выпадения

В период с 1949 по 1962 гг. на площадке "Опытное поле" было проведено 30 наземных испытаний. Наземные ядерные испытания привели к высокому радиоактивному загрязнению значительных территорий, сформировав радиоактивные следы, протянувшиеся на сотни километров от эпицентра взрывов. На рисунке (Рисунок 6) изображены следы, идентифицирующиеся на местности.

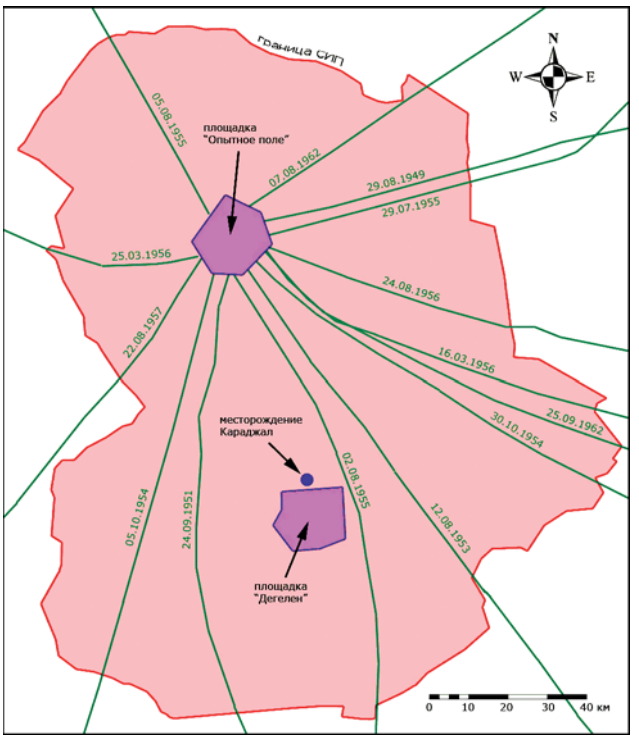


Рисунок 6. Пространственное положение осей перемещения радиоактивных облаков наземных ядерных взрывов, произведенных на площадке "Опытное поле"

Как видно из рисунка, ось перемещения облака от взрыва, проведенного 02.08.55 г., лежит вблизи испытательной площадки "Дегелен", и не исключено, что краевые части облака могли пройти над территорией месторождения Караджал, оказав некоторое влияние на содержание техногенных радионуклидов в грунтах территории. Однако это влияние не может быть существенным, так как взрыв 02.08.55 г. не относится к радиационно-значимым [1].

Таким образом, фактор локальных атмосферных выпадений от воздушных испытаний на СИП не должен играть существенной роли в формировании радиационной обстановки на месторождении.

2.2.1.2. Глобальные атмосферные выпадения

При проведении воздушных ядерных испытаний значительная часть радиоактивных продуктов выбрасывается в стратосферу, где перемешивание вертикальных слоев воздуха слабое, а осаждение медленное. 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 называемых глобальными выпадений зависит от географической широты местности, от времени, прошедшего после выброса искусственных радионуклидов (ИРН) в атмосферу, от сезона и от метеорологических факторов.

По литературным данным [2], удельная активность техногенных радионуклидов в грунтах, обусловленная глобальными выпадениями составляет: ^{137}Cs – 4-29 Бк/кг, ^{90}Sr – 1-19 Бк/кг, $^{239+240}$Pu – 0,02-5 Бк/кг, ^{151}Sm ~ 1,2 Бк/кг, ^{99}Tc ~ 0,2 Бк/кг. Суммарные (кумулятивные) отложения ИРН со временем перераспределяются в естественных ландшафтах. Это происходит за счет:

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

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

Полученные оценки возможного загрязнения грунтов техногенными радионуклидами могут служить фоном для наблюдения действия других факторов и выяснения их причин.

2.2.2. Подземные ядерные взрывы и миграция техногенных радионуклидов с подземными и поверхностными водами

На территории горного массива Дегелен проводились ПЯВ в горизонтальных горных выработках – штольнях. Всего за период с 1961 по 1989 гг. была пройдена 181 штольня, в которых было проведено 209 ядерных испытаний.

В котловых полостях ПЯВ сосредоточено огромное количество радиоактивных веществ. Если полость сухая, то она представляет собой фактически захоронение радиоактивных отходов. В случае поступления в полость подземной воды, последняя становится агентом, выносящим радионуклиды из котловых полостей и окружающих зон дробления.

Все сооруженные на площадке "Дегелен" штольни расположены вблизи уровня подземных вод, либо в зоне фильтрации. Водоносные штольни расположены на высотах 600-700 м над уровнем моря. Результаты обследований показывают, что по ручьям, вытекающим из ~30 штолен, до закрытия штолен в конце 90-х гг. происходил вынос радиоактивных продуктов на дневную поверхность. В пределах русел и пойм этих ручьев

обнаружены участки радиоактивного загрязнения, по значениям радиационных параметров намного превышающие параметры в горных выработках, из которых они вытекают. Часть штолен (от 8 до 12, в зависимости от сезона и количества осадков) остаются водоносными и в наши дни, после закрытия штолен, так как вода просачивается сквозь запечатывающие конструкции. Лабораторные анализы проб воды показывают, что при этом продолжается вынос радионуклидов. Концентрация ^{3}H в отдельных водотоках достигает 460 кБк/кг, ^{137}Cs – 780 Бк/кг, ^{90}Sr – 1800 Бк/кг, $^{239+240}Pu$ – 2,3 Бк/кг [3].

В результате сорбции радионуклидов из воды грунтами, слагающими берега и поймы ручьев, происходит их накопление в определенных местах. В конце своего пути все водотоки разливаются на достаточно обширные территории, образуя заболоченные участки, на которых за многие годы сконцентрировано существенное количество радиоактивности.

Непосредственную потенциальную опасность для территории месторождения Караджал представляют штольни, удовлетворяющие следующим условиям:

1. Расположение на северных склонах гор Дегелен в области водосбора р. Карабулак, в долине которого находится территория карьера.
2. Наличие водотоков из штолен в настоящее время (вынос радионуклидов поверхностными водотоками), либо в прошлом, до закрытия штолен (возможность существования в запечатанной штольне обводнения полости взрыва и выноса радионуклидов подземными потоками).

Существует 6 штолен, удовлетворяющих данным условиям: 150, 151, 152, 011, 143, 511. Их пространственное положение относительно карьера показано на рисунке (Рисунок 3).

После выноса радионуклидов подземными водами из котловой полости и зоны дробления возможны различные механизмы дальнейшего их распространения и загрязнения территории:

- загрязнение воздушной среды вследствие пылеобразования из загрязненных грунтов;
- механический перенос загрязненных грунтов;
- поступление загрязненных техногенными радионуклидами подземных и поверхностных вод в карьер месторождения;
- загрязнение воздушной среды тритием вследствие испарения и транспирации из поверхностных и подземных вод.

2.2.2.1. Загрязнение воздушной среды вследствие пылеобразования из загрязненных грунтов

Многолетние исследования на 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.

Работы по разработке месторождения открытым способом относятся именно к вызывающим значительный пылеподьем, что может привести к внутреннему облучению за счет попадания радионуклидов в организм через органы дыхания и диктует необходимость контроля за содержанием техногенных радионуклидов в атмосферном воздухе.

2.2.2.2. Механический перенос загрязненных грунтов

Упоминавшееся выше загрязнение техногенными радионуклидами грунтов на припортальных площадках и в долинах водотоков из штолен площадки "Дегелен", в непосредственной близости от месторождения, делает возможным дальнейший перенос загрязнения людьми или техникой по технологическим дорогам, разработанным территориям, вахтовому поселку и т.д. Так, содержание техногенных радионуклидов в почве на припортальном участке штольни 177 составляет для ^{137}Cs, $^{239+240}$Pu и ^{90}Sr – $3{,}3*10^4$; $2{,}6*10^4$ и $1{,}4*10^5$ Бк/кг соответственно. 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. Из-за этого необходимо накладывать ограничения на маршруты движения автотранспорта.

2.2.2.3. Поступление загрязненных техногенными радионуклидами подземных и поверхностных вод в карьер месторождения

Основным направлением выноса радионуклидов за пределы горного массива является их миграция по водным артериям Дегелена – ручьям Узынбулак, Токтакушук, Байтлес и Карабулак, которые находятся в зоне влияния водотоков из штолен. Р. Карабулак проходит через месторождение Караджал, которое расположено в северной части площадки "Дегелен" примерно в 4 км от мест проведения ПЯВ (Рисунок 3).

Как было отмечено, р. Карабулак образуется слиянием 3 водотоков. В долине первого водотока (считая с запада на восток) расположен портал штольни 152, в долине второго – 150 и 151, в долине третьего – 011, 143, 511.

Первый и второй водотоки являются наименее загрязненными из всех ручьев, так как расположенные в них штольни в настоящее время не являются водоносными. Удельная активность ^{3}H в воде ниже места слияния первого и второго водотоков составляет около 30 кБк/кг, ^{137}Cs – до 0,22 Бк/кг, ^{90}Sr – до 0,07 Бк/кг. Отвод водотока в обход карьера дренажной траншеей исключает возможность поступления в карьер загрязненных поверхностных вод. Однако опасность поступления загрязненных подземных вод при этом не снимается.

Третий приток р. Карабулак наиболее загрязнен по сравнению с двумя другими, так как в его долине находится водоносная в настоящее время штольня 511. Максимальные значения удельной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr достигают 700 и 400 Бк/кг. На данный момент долина третьего водотока проходит восточнее территории карьера, но карьер расширяется на восток и в ближайшие годы попадет в зону влияния третьего водотока. При этом возникнет опасность попадания в карьер загрязненных как поверхностных, так и подземных вод.

2.2.2.4. Загрязнение воздушной среды тритием вследствие испарения и транспирации из поверхностных и подземных вод

Тритий, в отличие от других техногенных радионуклидов, не сорбируется вмещающими породами и мигрирует с водой практически со скоростью движения самой воды. Загрязнение тритием поверхностных или неглубоко залегающих подземных вод может приводить к его попаданию в атмосферу путем испарения или транспирации

растениями. В подземных водах, распространенных в пределах горного массива Дегелен, концентрация трития достигает 10^5 Бк/кг. В воздухе горного массива Дегелен содержание трития достигает 240 Бк/м^3 при среднем содержании его 41 Бк/м^3 [5].

Для месторождения Караджал исследование этого механизма очень актуально, так как при разработке карьера в него будут поступать подземные воды и в определенных условиях, например, в безветренную погоду, не исключено достижение концентрации трития в атмосферном воздухе, представляющей опасность для человека.

2.2.2.5. Взаимосвязь источников, механизмов и объектов загрязнения

Обобщая все сказанное ранее, можно представить основные факторы, способные повлиять на радиационную обстановку – потенциальные источники загрязнения окружающей среды, промежуточные агенты переноса, механизмы их действия, а также взаимодействие их с объектами окружающей среды в виде схемы, показанной на рисунке (Рисунок 7).

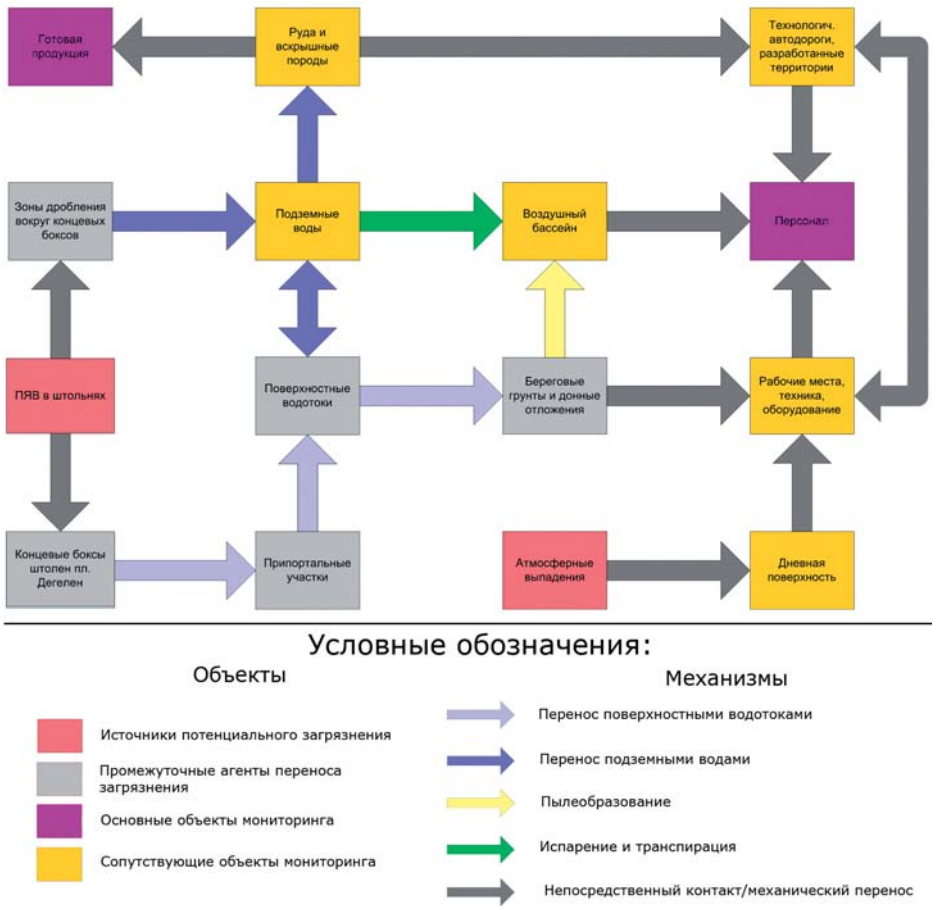


Рисунок 7. Основные факторы, способные повлиять на радиационную обстановку и их взаимодействие с объектами наблюдения

3. РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ НА ТЕРРИТОРИИ МЕСТОРОЖДЕНИЯ

Исходя из сказанного выше, был определен следующий набор актуальных для рассматриваемой территории объектов исследования:

- грунт участков дневной поверхности;
- грунт разработанных территорий, отвалов, автодорог;
- подземные и поверхностные воды;
- руда и вмещающие породы;
- воздушные аэрозоли;
- водяные пары;
- рабочие места и оборудование;
- персонал (урина, индивидуальная дозиметрия);
- готовая продукция (концентрат).

Радиоэкологические исследования включали в себя проведение полевых и лабораторных работ.

Для проведения работ использовалось следующее оборудование:

- аспирационная установка, предназначенная для отбора проб воздушных аэрозолей,
- стандартное химическое оборудование для проведения подготовки образцов;
- жидкосцинтилляционный спектрометр TriCarb 2900 TR для определения концентрации ^{3}H;
- гамма-спектрометр Ortec GMX20P4 для определения удельной активности гамма-излучающих радионуклидов;
- радиометр СРП-68-01, дозиметр-радиометр РКС-01-СОЛО, дозиметр РКС-01Г-СОЛО для измерения значений радиационных параметров.

Измерение радиометрических параметров включало в себя:

- маршрутную гамма-съемку дневной поверхности, отвалов и технологических автодорог в режиме "Поиск";
- радиометрическое измерение мощности эквивалентной дозы (МЭД) и плотности поверхностного загрязнения α- и β- излучающими радионуклидами в фиксированных точках;
- радиационный контроль рабочих мест и оборудования;
- измерения ЭРОА радона и торона в производственных помещениях, на карьере и вахтовом поселке;
- выборочный дозиметрический контроль персонала.

Пробоотбор состоял в отборе грунта и добываемой руды, подземных и поверхностных вод из наблюдательных скважин, зумпфа, расположенных рядом ручьев, воздушных аэрозолей, урины, водяных паров из воздуха, готовой продукции (концентрата).

Лабораторные исследования включали определение удельной активности гамма-излучающих радионуклидов, радиохимический анализ для определения удельной активности ^{90}Sr, $^{239+240}Pu$, бета-спектрометрический анализ с целью определения концентрации ^{3}H.

Пространственное положение точек отбора проб показано на рисунке (Рисунок 5).

В данной работе проведен анализ результатов всех радиоэкологических исследований и дана оценка современного радиоэкологического состояния территории месторождения.

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 (Таблица 3).

Таблица 3.

Объем фактического материала по всем видам полевых и лабораторных исследований

Вид измерения или пробы	1998	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
	Результаты радиометрического контроля, кол-во измерений							
Радиометрический контроль в фиксированных точках дневной поверхности	√*	-	√	-	-	3	5	3
Радиометрический контроль разработанных территорий, отвалов, автодорог	-	-	-	-	9	5	5	3
Радиометрический контроль рабочих мест и оборудования	-	-	-	24	98	120	116	131
Выборочный индивидуальный дозиметрический контроль персонала	-	-	-	-	-	19	33	16
Измерения ЭРОА радона в производственных помещениях, на карьере и вахтовом поселке	-	-	-	-	-	18	-	-
	Результаты лабораторных анализов, кол-во проб							
Грунт участков дневной поверхности	√	-	√	5	-	3	5	3
Грунт разработанных территорий, отвалов, автодорог	-	-	-	-	9	5	5	3
Подземные и поверхностные воды	√	√	√	18	4	12	20	20
Руда и вмещающие породы	-	-	-	-	4	65	5	8
Воздушные аэрозоли	-	-	-	3	4	4	4	5
Водяные пары	-	-	-	4	14	45	60	98
Урина	-	-	-	-	-	88	40	36
Готовая продукция (концентрат)	-	-	-	-	-	20	39	26
Примечание: * - знак √ означает, что имеются уже обобщенные данные, точное количество измерений или проб неизвестно								

4.1. Результаты радиометрического контроля изучаемых объектов

Радиационное обследование дневной поверхности проводилось в режиме "Поиск". Места с максимальными значениями МЭД выделялись в качестве точек отбора проб грунта для комплексного исследования на содержание естественных и искусственных радионуклидов. Результаты радиационного обследования дневной поверхности представлены в таблице (Таблица 4).

Таблица 4.

Результаты радиометрического контроля и лабораторных анализов проб грунта, отобранных в фиксированных точках дневной поверхности

Вид измерения	2005	2006	2007	2008	2009
	Усредненное значение (минимальное – максимальное)				
Плотность поверхностного α-излучения, част/(мин*см^2)	-	-	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Плотность поверхностного β-излучения, част/(мин*см^2)	-	-	18 (17-19)	14 (10-16)	< 10
МЭД на поверхности земли, мкЗв/ч	-	-	0,14 (0,14-0,15)	0,15 (0,12-0,19)	0,13 (0,12-0,13)

Полученные результаты свидетельствуют о том, что радиационные параметры дневной поверхности не превышают фоновых значений, характерных для данной местности. Таким образом, отмечается относительная стабильность значений радиационных параметров за весь период наблюдений, и ожидать каких-либо аномально высоких значений не приходится.

Состояние технологических дорог и разработанных территорий было обследовано по аналогичной схеме. Результаты радиационного обследования технологических дорог и разработанных территорий представлены в таблице (Таблица 5).

Таблица 5.

Результаты радиометрического контроля и лабораторных анализов проб грунта, отобранных на разработанных территориях, отвалах, автодорогах

Вид измерения	2005	2006	2007	2008	2009
	Усредненное значение (минимальное – максимальное)				
Плотность поверхностного α-излучения, част/(мин*см^2)	-	< 0,3	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Плотность поверхностного β-излучения, част/(мин*см^2)	-	5 (4-7)	11 (10-12)	8 (7-9)	< 10
МЭД на поверхности земли, мкЗв/ч	-	0,11 (0,09-0,14)	0,14 (0,11-0,20)	0,11 (0,10-0,12)	0,13 (0,12-0,14)

Полученные результаты показывают, что радиационные параметры разработанных территорий, отвалов, автодорог не превышают соответствующих значений для дневной поверхности. В ходе разработки месторождения радионуклидного загрязнения местности не происходило.

Также производилось измерение радиационных параметров на рабочих местах, в помещениях временного и постоянного пребывания, спецодежде и кожных покровов персонала. Результаты радиометрических измерений представлены в таблице (Таблица 6).

Таблица 6.

Результаты радиометрического контроля рабочих мест и оборудования

Вид измерения	2005	2006	2007	2008	2009
	Усредненное значение (минимальное – максимальное)				
Плотность поверхностного α-излучения, част/(мин*см^2)	< 0,3	< 0,3	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Плотность поверхностного β-излучения, част/(мин*см^2)	9,3 (3-15)	8,6 (4-15)	8,2 (5-16)	7,7 (4-15)	9,1 (5-14)
МЭД, мкЗв/ч	0,13 (0,07-0,19)	0,11 (0,05-0,18)	0,11 (0,05-0,19)	0,09 (0,04-0,18)	0,10 (0,05-0,18)

Значения МЭД на территории находились в диапазоне от 0,09 до 0,13 мкЗв/ч. Измеренные значения плотности потока β-частиц составили <10 част/(мин*см^2). Значения плотности потока α-частиц во всех точках обследования не превысили предела обнаружения используемых средств измерений (<0,2-0,3 част/(мин*см^2)). Это говорит о том, что персонал и автотранспорт соблюдали установленные ограничения в маршрутах передвижения и не подвергались случайному радионуклидному загрязнению в потенциально опасных местах.

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

По результатам обследования установлено, что радиационные параметры на всех изучаемых объектах территории месторождения не превышают фоновых величин для данной территории. На основании этого в дальнейшем радиометрический контроль изучаемой территории не является необходимым.

4.2. Состояние грунтов

Для изучения динамики развития радиоэкологической ситуации на дневной поверхности территории месторождения проводится ежегодное обследование участков дневной поверхности горного отвода, вовлекаемых в разработку по плану горных работ. Пробы грунта для лабораторных анализов отбираются в точках с максимальными значениями радиационных параметров, выявленными при радиометрической съемке в режиме "Поиск". Отбор проб осуществляется методом "укола" на глубину 0-5 см.

Результаты лабораторных исследований проб грунта, отобранных с участков дневной поверхности, приведены в таблице (Таблица 7). Для сравнения приведены величины минимально значимой удельной активности (МЗУА) по НРБ-99.

Таблица 7.

Результаты лабораторных исследований проб грунта дневной поверхности

Радионуклид	2004	2005	2007	2008	2009
	Усредненное значение удельной активности (минимальное – максимальное), Бк/кг				
^{40}K	(120-430)	750 (480-1020)	-	570 (500-700)	620 (450-900)
^{226}Ra	(25-56)	31 (27-35)	-	54 (35-90)	55 (50-60)
^{232}Th	(6-59)	44 (18-79)	-	17 (7-20)	32 (20-45)
^{241}Am	-	0,6 (<0,3-0,9)	<1	<1	<1
^{137}Cs	(<0,9-33)	16 (<0,4-51)	<1	2,4 (<1-6)	14 (<1-25)
^{90}Sr	(2-3,5)	12 (<9-15)	11 (11-11)	5 (5-5)	13 (12-14)
$^{239+240}$Pu	(<1-17)	24 (11-36)	-	10 (10-10)	7 (0,5-13)

Полученные результаты показывают, что содержания естественных радионуклидов в грунтах дневной поверхности не превышают среднего природного фона (Таблица 2), а содержания техногенных радионуклидов не превышают фона глобальных выпадений за исключением $^{239+240}$Pu, содержания которого несколько выше фоновых. Это связано, скорее всего, с прохождением радиоактивных следов от наземных испытаний ядерного оружия на площадке "Опытное поле". В целом можно констатировать, что радиационной опасности для персонала месторождения грунт дневной поверхности изучаемой территории не представляет.

Результаты лабораторных исследований проб грунта разработанных территорий, отвалов, автодорог приведены в таблице (Таблица 8).

Таблица 8.

Результаты лабораторных исследований проб грунта разработанных территорий, отвалов, автодорог

Радионуклид	2006	2007	2008	2009
	Усредненное значение удельной активности (минимальное – максимальное), Бк/кг			
^{40}K	-	-	690 (300-1300)	510 (400-650)
^{226}Ra	-	52 (45-59)	43 (20-60)	70 (65-80)
^{232}Th	-	55 (33-67)	32 (10-65)	32 (20-40)

Радионуклид	2006	2007	2008	2009
	Усредненное значение удельной активности (минимальное – максимальное), Бк/кг			
^{241}Am	0,9 (<0,5-2)	< 1,5	< 1	< 1
^{137}Cs	25 (2-46)	10 (<1-36)	7 (<1-15)	4 (<1-10)
^{90}Sr	16 (10-22)	14 (8-20)	-	-
$^{239+240}$Pu	12 (6-18)	-	-	-
^{60}Co	< 1,7	< 1	< 1	-

По результатам работ установлено, что содержания как естественных, так и техногенных радионуклидов в грунтах разработанных территорий, отвалов, автодорог, в основном, не превышают соответствующих значений для дневной поверхности, т.е. в ходе разработки месторождения радионуклидного загрязнения местности не происходило. Однако по результатам работ 2006 г. выявлены точки с повышенными значениями $^{239+240}$Pu. Это также косвенно подтверждает высказанное предположение о прохождении радиоактивного следа над территорией месторождения.

В условиях расположения месторождения в непосредственной близости от мест проведенных ядерных взрывов возможна временная изменчивость радиационных параметров горных пород и руды за счет миграции радионуклидов с подземными водами и за счет аномалий, не выявленных при разведке. Для контроля данных процессов проводится отбор проб горной породы и руды для дальнейшего гамма-спектрометрического анализа по определению удельной активности естественных и техногенных радионуклидов.

Результаты лабораторных исследований проб руды и вмещающих пород приведены в таблице (Таблица 9).

Таблица 9.

Результаты лабораторных исследований проб руды и вмещающих пород

Радионуклид	2006	2007	2008	2009
	Усредненное значение удельной активности (минимальное – максимальное), Бк/кг			
^{40}K	390 (200-810)	-	75 (29-140)	390 (80-780)
^{226}Ra	23 (16-38)	76 (22-390)	19 (7-32)	95 (50-220)
^{232}Th	21 (14-34)	21 (5-130)	4 (2-7)	36 (25-59)
^{210}Pb	120 (86-170)	-	-	-
^{241}Am	< 0,4	< 2	< 1	< 1
^{137}Cs	< 0,5	20 (<0,7-39)	< 1	1,9 (<1-5)

Радионуклид	2006	2007	2008	2009
	Усредненное значение удельной активности (минимальное – максимальное), Бк/кг			
^{90}Sr	-	7 (<2-11)	-	-
^{60}Co	< 1	< 3	< 2	-

Содержания естественных радионуклидов в руде и вмещающих породах не превышают соответствующих значений для данной горной породы. Обращает на себя внимание присутствие техногенных радионуклидов ^{90}Sr, ^{137}Cs. Это связано, скорее всего, с технологией добычи, когда при выемке вскрышных пород экскаватором в руду могли попасть участки дневной поверхности, на которой фиксировалось присутствие данных радионуклидов.

Также в рамках данных исследований проводится выборочный радиационный контроль продукции месторождения на предмет возможного радиоактивного загрязнения. Результаты лабораторных исследований проб готовой продукции (концентрата) приведены в таблице (Таблица 10).

Таблица 10.

Результаты лабораторных исследований проб готовой продукции

Радионуклид	2007	2008	2009
	Усредненное значение удельной активности (минимальное – максимальное), Бк/кг		
^{40}K	-	250 (23-480)	270 (200-350)
^{226}Ra	34 (22-71)	14 (4-54)	22 (10-30)
^{232}Th	10 (<2-15)	8 (2-18)	10 (4-15)
^{241}Am	< 2	< 1	< 1
^{137}Cs	< 2	< 1	< 1
^{238}U	-	< 8	-
^{60}Co	< 2	< 3	-

По результатам лабораторных исследований установлено, что продукция месторождения радиоактивному загрязнению не подвержена и может быть использована без ограничений.

Таким образом, концентрация естественных радионуклидов в грунтах на исследуемой территории соответствует природному фону данного района (преимущественно горные породы разновидностей гранита).

Содержание техногенных радионуклидов сопоставимо с фоном глобальных выпадений и связано с проведением ядерных испытаний, за исключением небольшого превышения по $^{239+240}$Pu, которое зафиксировано в некоторых точках дневной поверхности. Это можно объяснить воздействием краевых частей следов от наземных ядерных испытаний на "Опытном поле".

4.3. Состояние воздушной среды

Радиоактивное загрязнение продуктами ядерных взрывов территории создает опасность только внутреннего облучения. При разработке месторождения основным 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 (Таблица 11).

Таблица 11.

Результаты лабораторных исследований проб атмосферного воздуха

Радионуклид	$ДОА_{нас}$ (НРБ-99), Бк/м^3	2005	2006	2007	2008	2009
		Объемная активность, Бк/м^3				
^{40}K	31	$< 1{,}5*10^{-5}$	$< 4*10^{-5}$	-	-	-
^{226}Ra	0,03	$< 1*10^{-5}$	$< 1*10^{-5}$	-	-	-
^{232}Th	$4{,}9*10^{-3}$	$< 2*10^{-6}$	$< 1*10^{-5}$	-	-	-
^{210}Pb	0,11	$< 3*10^{-4}$	$< 4*10^{-3}$	-	-	-
^{241}Am	$2{,}9*10^{-3}$	$< 2*10^{-7}$	$< 4*10^{-7}$	$< 7*10^{-7}$	$< 2*10^{-4}$	$< 1*10^{-6}$
^{137}Cs	27	$< 1*10^{-6}$	$< 3*10^{-6}$	$< 1*10^{-6}$	$< 1*10^{-5}$	$< 1*10^{-6}$
^{90}Sr	2,7	-	-	$< 5*10^{-6}$	-	-

По результатам проведенных исследований отмечено, что за весь период присутствие техногенных радионуклидов в воздушной среде объекта не наблюдалось.

На территории месторождения отбор проб водяных паров производился непосредственно у зумпфа, где ожидалось наибольшее содержание трития в воздухе. Часть проб была отобрана в жилых и производственных помещениях в местах наиболее продолжительного нахождения персонала. Результаты определения трития в воздухе приведены в таблице (Таблица 12).

Таблица 12.

Результаты лабораторных исследований проб атмосферного воздуха

Радионуклид	$ДОА_{нас}$ (НРБ-99), Бк/м^3	2005	2006	2007	2008	2009
		Усредненное значение объемной активности (минимальное – максимальное), Бк/м^3				
^{3}H	1900	9,3 (2-25)	3,8 (0,5-13)	24 (33-234)	6,3 (<0,1-42)	9,6 (<0,1-165)

Повышенные по сравнению с остальными годами концентрации трития в 2007 г. могут объясняться отбором проб в безветренную погоду. Тем не менее, эти значения,

так же, как и в другие годы, гораздо ниже допустимой среднегодовой активности трития, составляющей 1900 Бк/м^3.

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.

Значения концентрации трития в атмосферном воздухе также не превышали допустимую среднегодовую объемную активность трития для населения. Однако, учитывая значительное содержание трития в подземных и дренажных водах карьера (до 50 кБк/кг), не исключено, что при определенных погодных условиях, например, в безветренную погоду, возможно поступление значительного количества трития в атмосферный воздух рабочей зоны месторождения.

4.4. Оценка загрязненности техногенными радионуклидами подземных и поверхностных вод

Основными пунктами мониторинга подземных и поверхностных вод на месторождении являются гидрогеологические скважины Г-103 и Г-105, зумпф карьера и пруд-испаритель УГ-1. Пробы воды отбирались по стандартной методике в герметичные полиэтиленовые емкости. Пластиковые лабораторные емкости разового использования, в которые отбирались пробы, перед наполнением ополаскивались пластовой водой не менее трех раз. Объем пробы для определения техногенных радионуклидов ^{137}Cs, ^{90}Sr и $^{239+240}$Pu составлял не менее 10 л, для определения содержания ^{3}H – 1,5 л. Результаты лабораторных исследований проб поверхностных вод по определению ^{137}Cs, ^{90}Sr представлены на рисунке (Рисунок 8).

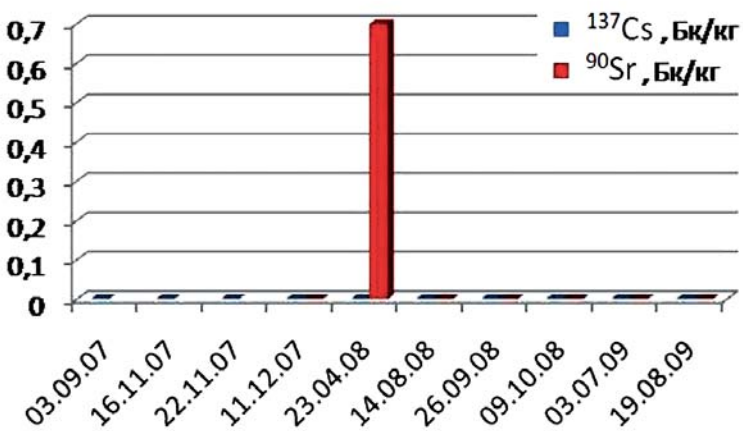


Рисунок 8. Содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в карьерных водах (зумпф)

Результаты лабораторных исследований проб подземных вод по определению ^{137}Cs, ^{90}Sr представлены на рисунке (Рисунок 9).

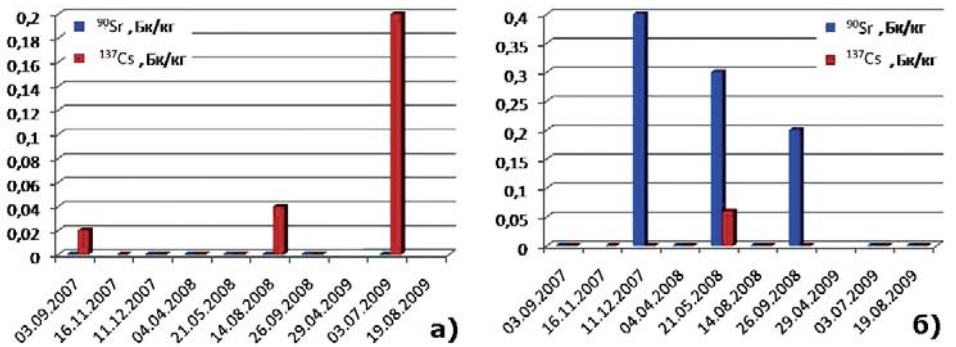


Рисунок 9. Содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в подземных водах а) скважина Г-103; б) скважина Г-105

Анализ результатов лабораторных исследований показал, что отдельные пробы воды характеризуются присутствием техногенных радионуклидов ^{137}Cs, ^{90}Sr в количествах, значительно меньше уровней вмешательства (НРБ-99, ^{137}Cs - 11 Бк/кг, ^{90}Sr – 5 Бк/кг). Однако само присутствие их в районе месторождения требует проведения дополнительных, прецизионных исследований. Выборочно в нескольких пробах воды определено содержание техногенного радионуклида $^{239+240}Pu$. В результате установлено, что концентрация $^{239+240}Pu$ в воде ниже предела обнаружения, составляющего 2 мБк/кг.

Основным загрязнителем подземных и поверхностных вод является тритий. В большинстве проб воды концентрация трития в несколько раз превышает уровень вмешательства, составляющий 7700 Бк/кг (НРБ-99).

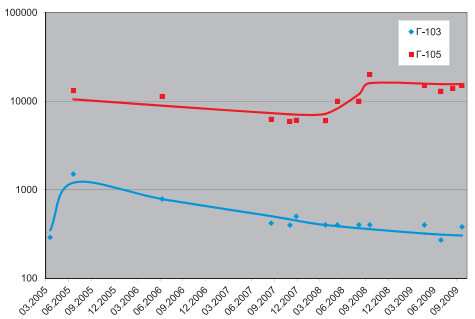


Рисунок 10. Динамика концентрации трития в подземных водах

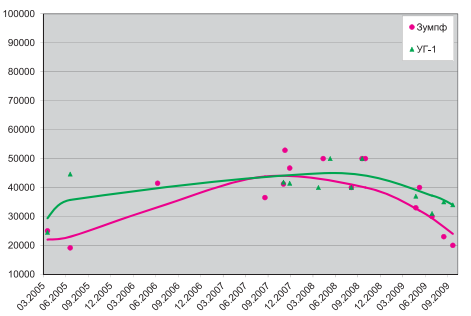


Рисунок 11. Динамика концентрации трития в поверхностных водах

Концентрация трития в подземных водах за наблюдаемый период оставалась практически неизменной. В то же время, удельная активность трития в поверхностных водах карьера зависит от степени разбавления талыми водами и атмосферными осадками подземных вод, загрязненных тритием, и количества атмосферных осадков. В период с меньшим количеством осадков среднегодовая концентрация трития увеличивается, и наоборот.

5. ДОЗИМЕТРИЧЕСКИЙ КОНТРОЛЬ ПЕРСОНАЛА

Индивидуальный дозиметрический контроль осуществляется дозиметрами ДТЛ-02, которые фиксируют экспозиционную дозу от внешнего гамма-излучения. Индивидуальные дозиметры выдавались персоналу разреза, который по своим служебным обязанностям максимальное количество времени находится в промышленной зоне. Следует отметить, что сотрудники ТОО "Ульба-ФторКомплекс" не являются персоналом "категории А" и индивидуальный дозиметрический контроль не является для них обязательным. Однако наличие загрязненных участков на территории площадки "Дегелен", относительно свободный доступ к ним, возможное наличие очагов радиоактивного загрязнения, не выявленных при обследовании, диктует необходимость проведения данного вида контроля.

Полученные результаты позволили говорить о том, что эффективная доза внешнего гамма-излучения, суммарно от естественного фона и возможного воздействия техногенного радионуклидного загрязнения, не превышала 1 мЗв в год. По НРБ-99, эффективная доза от естественного фона не регламентируется, а от техногенных источников не должна превышать 1 мЗв в год. Очевидно, что в данном случае превышения допустимых регламентируемых НРБ-99 значений не происходило.

Расчет дозы за счет внутреннего облучения тритием выполнялся согласно [1]. Для этого проведено определение удельной активности трития в моче персонала, занятого на месторождении (Рисунок 13).

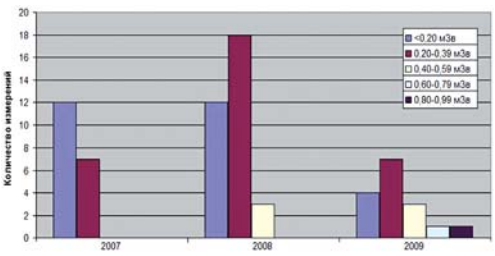


Рисунок 12. Результаты индивидуального дозиметрического контроля персонала

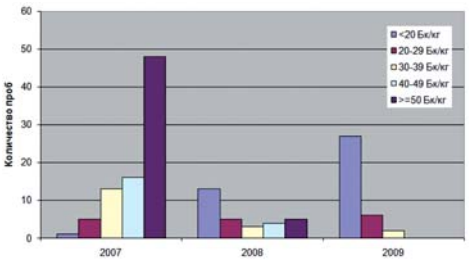


Рисунок 13. Результаты определения содержания трития в пробах урины за 2007-2009 гг.

Несколько повышенные значения трития, отмеченные в 2007-2008 гг., связаны с использованием различных методик определения трития в моче, без предварительной пробоподготовки и с дистилляцией. При применявшейся методике без предварительной пробоподготовки вклад в скорость счета могли вносить естественные радионуклиды, содержащиеся в моче, и люминофоры. Таким образом, получались завышенные результаты анализа. После проведения процедуры предварительной подготовки и дистилляции проб вклад мешающих радионуклидов вычитался, что позволило получать более точные результаты анализов.

Результаты расчета доз внутреннего облучения рабочих, занятых на работах по разработке месторождения Караджал, представлены в таблице (Таблица 13).

Таблица 13.

Результаты лабораторных анализов проб урины и расчета доз внутреннего облучения за счет поступившего в организм трития

Анализируемый компонент	2007	2008	2009
	Усредненное значение (минимальное – максимальное)		
^{3}H в моче, Бк/кг	65 (17-1160)	53 (10-300)	16 (10-60)
Доза облучения, мЗв/год	$9,7*10^{-5}$ ($2,6*10^{-5}$-$1,7*10^{-3}$)	$7,9*10^{-5}$ ($1,5*10^{-5}$-$4,5*10^{-4}$)	$2,3*10^{-5}$ ($1,5*10^{-5}$-$9,0*10^{-5}$)

Как можно видеть из приведенных данных, переоблучения персонала за счет ингаляционного поступления трития при любых способах измерений не происходило. Вдыхаемый с воздухом тритий вносит в суммарную годовую эффективную дозу внешнего и внутреннего облучения менее 0,1% вклада от допустимого предела дозы для населения, равного 1 мЗв.

6. ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

В результате проведенных исследований установлено, что содержание техногенных радионуклидов на дневной поверхности территории месторождения обусловлено, в основном, глобальными выпадениями и, возможно, нештатными радиационными испытаниями при проведении ядерных испытаний на площадках "Дегелен" и "Сары-Узень".

В настоящее время потенциальными источниками вторичного радиоактивного загрязнения могут являться локальные участки радиоактивного загрязнения, расположенные на площадках "Дегелен" и "Сары-Узень".

Содержание естественных радионуклидов в почвенном покрове является типичным для почв данной местности. Отмечено присутствие техногенных радионуклидов, концентрация которых вполне сопоставима с фоном глобальных выпадений.

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 "Дегелен". Однако не исключено, что при определенных условиях вклад трития в дозовую нагрузку может быть весомым.

Значения радиационных параметров во всех точках измерений остаются практически неизменными. Радиоактивного загрязнения рабочих поверхностей оборудования, транспортных средств, помещений пребывания персонала не зафиксировано.

Основным проблемным вопросом остается поступление к границам месторождения загрязненных техногенными радионуклидами подземных и поверхностных вод. Основным радиоактивным загрязнителем подземных дренажных и поверхностных вод, распространенных в районе месторождения Караджал, является радионуклид техногенного происхождения – тритий. Характерной особенностью данного загрязнения является его повсеместное присутствие в подземных водах.

В связи с тем, что проведение ПЯВ в штольнях массива Дегелен было прекращено в 1989 г., в настоящий момент имеют значение только "долгоживущие" радиону-

клиды, наиболее биологически важными (опасными) из которых традиционно принято считать четыре – ^{3}H, ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239+240}Pu$, наработанное количество которых является самым большим. В последнее время в сферу внимания исследователей вовлекаются дополнительные техногенные радионуклиды – ^{241}Am, ^{238}Pu, ^{241}Pu, ^{36}Cl, ^{99}Tc и т.д., однако в данный момент их рассмотрение лежит за пределами предмета данной работы.

Радионуклид ^{3}H не сорбируется вмещающими породами и, благодаря этому, прошел путь от мест испытаний до территории карьера еще до начала наблюдений. Хотя динамика его концентраций в различных точках отбора еще не установилась, общего роста содержания ^{3}H в поверхностных и подземных водах не наблюдается. Возможно, через несколько лет будет наблюдаться снижение концентраций трития, связанное с процессами его распада.

$^{239+240}Pu$ приобретает особую опасность при воздушных и наземных ядерных взрывах. При подземных испытаниях, имевших место на Дегелене, практически весь плутоний заключен в расплаве горных пород, образующем стеклообразную массу на дне котловой полости. Там же находится около 70% ^{90}Sr и ^{137}Cs. Этот источник радионуклидов в первые десятилетия после взрыва существенного вклада в формирование радиационной обстановки не вносит, так как выщелачивание из него идет очень медленно. Вторым источником радионуклидов, образующимся при взрыве, является радиоактивная аэрозольно-пылевая компонента, локализованная на дробленой породе в столбе обрушения над котловой полостью и в трещинах зоны трещиноватости вокруг полости. В этом источнике после взрыва оказывается весь образовавшийся тритий и около 30% ^{90}Sr и ^{137}Cs, которые затем под воздействием грунтовых вод и просачивающихся атмосферных осадков начинают активно перераспределяться и мигрировать в окружающей среде.

Карьер месторождения Караджал представляет собой совершенную горизонтальную дрену, перехватывающую потоки подземных вод, идущие от штолен 151, 152 и 511. В каждой из этих штолен было проведено ядерное испытание мощностью 20 кт и наработано $\sim 10^{15}$ Бк трития и $\sim 10^{14}$ Бк ^{90}Sr и ^{137}Cs. Вынос трития из зон дробления и трещиноватости этих штолен является причиной его высокой концентрации в дренажных водах карьера. Значимые количества ^{90}Sr и ^{137}Cs в этих водах пока не отмечаются, так как данные радионуклиды перемещаются медленнее трития за счет сорбции на стенках каналов, по которым движется вода, и сорбционная емкость блока пород между штольнями 151, 152, 511 и карьером пока еще не исчерпана.

Время насыщения упомянутого блока пород цезием и стронцием точно оценить сложно, ввиду недостаточной информации о внутреннем строении горного массива Дегелен, фильтрационных и сорбционных свойствах пород, каналах миграции воды. Таким образом, не исключена возможность того, что появление ^{90}Sr и ^{137}Cs в карьере – дело ближайшего будущего. В случае, если это произойдет, картина радиоактивного загрязнения на месторождении качественно изменится. Одежда и обувь персонала, инструменты, техника будут приобретать несмываемые загрязнения, становясь источниками внешнего облучения, продукция месторождения перестанет удовлетворять требованиям радиационной безопасности и станет непригодной для дальнейшей переработки.

Будущее месторождения может иметь два варианта развития – оптимистичный и пессимистичный. По первому варианту запасы месторождения будут выработаны раньше, чем техногенные радионуклиды в значимых количествах проявятся в подзем-

ных водах, поступающих в карьер. По второму варианту – возникнет необходимость устройства между бортом карьера и горным массивом Дегелен специальных защитных объектов – дренажных выработок или противофильтрационных завес. Это дорогостоящие мероприятия, и они могут быть экономически оправданы только в случае возникновения реальной угрозы радиационной опасности.

В процессе разработки месторождения будет происходить углубление карьера. Проектная глубина, которая будет достигнута к концу разработки – 70 м. При этом в бассейне трещинных вод на территории месторождения возникнет депрессионная воронка значительных размеров, что приведет к увеличению скорости фильтрации подземных вод в карьер, и, как следствие, – к ускорению продвижения ^{90}Sr и ^{137}Cs от мест подземных ядерных испытаний.

Для постановки дополнительных радиоэкологических исследований, с целью изучения процессов поступления техногенных радионуклидов с подземными водами к границам месторождения, необходимо создать сеть наблюдательных скважин. При разработке предложений по определению месторасположения скважин следует учитывать пространственную структуру фильтрационных потоков. По результатам проводимых радиоэкологических исследований миграция техногенных радионуклидов на площадке "Дегелен" осуществляется как поверхностными водотоками, так подземными водами. Подземные воды, развитые в пределах испытательной площадки "Дегелен", представлены тремя типами:

- подземные воды трещинно-пластового типа, приуроченные к зонам экзогенного выветривания кристаллических пород, слагающих интрузивный массив. Образуют сплошной покров, перекрытый в долинах ручьев осадочными отложениями;
- подземные воды трещинно-жильного типа, циркулирующие по зонам разломов, обладающим высокой проницаемостью;
- порово-пластовые воды, локально распространенные в рыхлых отложениях, выполняющих долины ручьев. Имеют характер потока, совпадающий с уклоном саев и распадков и, по всей видимости, непосредственно контактируют с подрусловыми и поверхностными водами ручьев.

Для оценки возможного поступления радионуклидов с подземными водами со стороны массива Дегелен к разрабатываемому карьеру предлагается следующее:

1. Для оценки пространственного распространения радионуклидов подземными водами трещинно-пластового типа пробурить 5 скважин по линии через 200-250 м поперек потока подземных вод на расстоянии примерно 50 м от борта карьера.
2. Для оценки поступления радионуклидов с подземными водами трещинно-жильного типа пробурить 1 скважину по зоне разлома с юго-восточной стороны в пределах рудного тела.
3. Для оценки загрязнения подрусловых вод ручья Карабулак пробурить 3 скважины вдоль русла ручья через 50, 150 и 250 м от борта карьера в направлении массива Дегелен.

Режимно-гидрогеологические скважины должны буриться до глубины распространения водоносного горизонта в пределах месторождения (до 45 м), в качестве контрольно-наблюдательных можно использовать скважины глубиной до 20 м.

ВЫВОДЫ

Приведенные в настоящей работе результаты радиоэкологических исследований в районе месторождения Караджал позволили провести оценку современного радиационного состояния территории месторождения.

По ряду вопросов радиационного контроля ситуация на участке в данный момент представляется благополучной.

Значения радиационных параметров, определяющих опасность внешнего и внутреннего облучения (МЭД, плотность потока α- и β-частиц), не превышают допустимых уровней, регламентированных НРБ-99. Содержание естественных и техногенных радионуклидов в грунтах соответствует природному уровню и фону глобальных выпадений. Поэтому при проведении работ по радиоэкологическому мониторингу предлагается данный вид контроля если не исключить, то существенно сократить.

Дозы, полученные персоналом от внешнего гамма-излучения, не превышают допустимых уровней, регламентированных НРБ-99. Содержание техногенных радионуклидов в воздухе на несколько порядков ниже допустимой среднегодовой объемной активности во вдыхаемом воздухе для населения, регламентированной НРБ-99.

Основным проблемным вопросом является поступление к границам месторождения подземных вод, загрязненных техногенными радионуклидами, в частности, трития с концентрацией до 50 кБк/кг. Требует дополнительного изучения вопрос о величине дозовых нагрузок на персонал за счет ингаляционного поступления трития. В этой связи целесообразно увеличить объем контроля, а также провести оценку получаемых доз с учетом места работы, времени нахождения на руднике и т.д.

Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в подземных и поверхностных водах пока проявляется в виде следов с концентрациями, близкими к пределу обнаружения и значительно меньшим, чем уровень вмешательства, $^{239+240}Pu$ не обнаружен. В то же время, сделать достоверный прогноз поступления загрязненных техногенными радионуклидами подземных вод в карьер месторождения на данный момент не представляется возможным. В этой связи целесообразно увеличить как объем, так и количество отбираемых проб, в том числе и из вновь пробуренных скважин. В противном случае это обстоятельство может привести к неконтролируемому поступлению техногенных радионуклидов, загрязнению продукции месторождения, технологического оборудования, техники и т.д., а также привести к переоблучению персонала.

Авторы статьи выражают благодарность сотрудникам ТОО "Ульба-ФторКомплекс", оказавшим помощь в проведении данной работы и предоставившим отчетные и фактические материалы по инженерно-гидрогеологическим характеристикам месторождения, и, прежде всего, Хромыкову Евгению.

ЛИТЕРАТУРА

1. Отчет о результатах гидрогеологических и инженерно-геологических работ с разработкой ОВОС, выполненных на месторождении "Караджал" в 1998 – 2000 гг. – ОАО "УМЗ", 2000.
2. *Старков В.Д.* Радиационная экология / В.Д.Старков, В.И. Мигунов. – Тюмень: ФГУ ИПП, 2003. – 304 с.

3. *Логачев В.А.* Последствия проведения ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне и современная радиологическая обстановка на территории Восточно-Казахстанской области / В.А. Логачев // Ядерная энергетика в Республике Казахстан: материалы междунар. научно-практической конф. – Курчатов, 2007.
4. Радиоэкологическое состояние "северной" части территории Семипалатинского испытательного полигона. "Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана". – Вып.1 – Курчатов, 2010.
5. "Комплексная оценка воздействия бывшего Семипалатинского ядерного полигона на окружающую среду" НТП "Развитие атомной энергетики в Республике Казахстан": отчет о научно-исследовательской и опытно-конструкторской деятельности ИРБЭ НЯЦ РК в рамках задания 01.01.01. – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2006.
6. Семипалатинский испытательный полигон. Современное состояние: научно-популярное издание. – Павлодар: Дом Печати, 2008. – 40 с.
7. Развитие Атомной Энергетики в Казахстане: заключительный отчет за 1999-2003 гг. – Алматы: ИЯФ НЯЦ РК, 2003.
8. 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.

ҚАРАДЖАЛ ФЛЮОРИТТІ КЕНОРНЫНЫҢ АУМАҒЫНДАҒЫ РАДИОЭКОЛОГИЯЛЫҚ ХАЛ-АХУАЛ

А.О. Айдарханов, С.Н. Лукашенко, С.Б. Субботин, В.И. Эдомин

Осы жұмыста Семей сынақ полигонындағы жерасты ядролық жарылыстары жүргізілген орынға тікелей жақын орналасқан Қаражал флюорит кен орнының аумағындағы көп жылғы радиоэкологиялық зерттеу деректері берілген. Кен орнының аумағындағы жерүстіндегі радионуклидтердің күндізгі техногенді құрамы, негізінен, көп мөлшердегі түсулерге байланысты. Топырақтағы, ауадағы, кен орнының өнімдеріндегі радиациялық параметрлер мәнінің, радиоуклидтер құрамының қауіпі жоқ. Жабдықтардың, көлік құралдарының, қызметкерлер тұратын жайлардың радиоактивті ластануы тіркелмеген. Кен орны шекарасына тритийдің аралас су деңгейінен көп есе жоғары шоғырлануымен ластанған жерасты суларының түсуі негізгі проблемалы мәселе болып табылады. Сондай-ақ жерасты суларында ^{137}Cs и ^{90}Sr радионуклидтері болуының іздері байқалған. Кен орнының ары қарайғы әзірленуі кезінде карьерге осы радионуклидтердің түсуінің ұлғаюы мүмкін. Кен орнындағы радиациялық жағдайдың шынайы болжауын алу мақсатында бақылау ұңғымалары желісін құру бойынша ұсыныстар берілді.

Түйін сөздер: кен орны, "Дегелең" алаңы, гидрогеология, радионуклидті ластану, мониторинг, жерасты ядролық жарылыстары.

RADIOECOLOGY OF TERRITORY OF KARADZHAL FLUORITE DEPOSIT

S.A. Aidarkhanov, S.N. Lukashenko, S.B. Subbotin, V.I. Edomin

This paper presents multi-year radio-ecological research in the territory of Karadzhal fluorite deposit, located in the immediate vicinity of the underground nuclear explosions at the Semipalatinsk test site. It was determined that the content of artificial radionuclides in the surface area of the deposit is due to, mainly, global fallout. The values of radiation parameters, the content of radionuclides in soil, air, products of the deposit are safe. No radioactive contamination of equipment, vehicles, and premises for the staff was found. The main problematic issue is flow of groundwater that is contaminated with tritium to the boundaries of the deposit. The tritium concentration exceeds the intervention level several times. Also traces of radionuclides ^{137}Cs and ^{90}Sr in groundwater were found. With further development of the deposit we can not exclude the possibility of increase of radionuclides inflow into this deposit. There were given recommendations on creation of network of observation wells in order to obtain a reliable forecast of the radiation environment at the deposit.

Key words: deposit, "Degelen" test ground, hydrogeology, radionuclide contamination, monitoring, underground nuclear explosions.

РАЗДЕЛ: СПЕЦИАЛЬНЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ НА СИП

УДК 577.4:577.391:621.039.566:504.064:539.16

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ РАСТЕНИЙ В КАЧЕСТВЕ ИНДИКАТОРОВ ПРИПОВЕРХНОСТНОГО РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ НА ПРИПОРТАЛЬНЫХ ПЛОЩАДКАХ ШТОЛЕН БЫВШЕЙ ИСПЫТАТЕЛЬНОЙ ПЛОЩАДКИ "ДЕГЕЛЕН"

Н.В. Ларионова, С.Н. Лукашенко, В. Н. Дмитропавленко, Б.М. Султанова*, Е.В. Мустафина, Ю.Ю. Яковенко

В статье представлены результаты исследования растительного покрова и характера его радиоактивного загрязнения в районе припортальных площадок некоторых штолен бывшей испытательной площадки "Дегелен". Оценена возможность использования растений в качестве индикаторов приповерхностного загрязнения на припортальных площадках.

Ключевые слова: ядерные испытания, штольни, радиоэкология, радиоактивное загрязнение, радионуклиды, растительный покров, растения, коэффициент накопления (Кн).

ВВЕДЕНИЕ

Во время функционирования Семипалатинского испытательного полигона опытно-экспериментальная площадка "Дегелен" служила местом проведения подземных ядерных испытаний в горизонтальных горных выработках – штольнях. Испытание заключалось в проведении взрыва с последующим вскрытием штольни, в результате чего определенная часть радиоактивного загрязнения выносилась на дневную поверхность. Далее проводилась ликвидация портала штольни и ряд рекультивационных работ, направленных на снижение радиоактивного загрязнения припортальной площадки, вследствие которых часть имеющегося радиоактивного загрязнения осталась погребенной под навалами техногенного грунта.

В настоящий момент припортальные участки штолен в большинстве случаев не имеют поверхностного радиоактивного загрязнения, однако о состоянии более глубоко расположенных слоев грунта информации недостаточно. В качестве индикаторов возможного наличия приповерхностного загрязнения данных участков могут служить растения, способные накапливать радионуклиды из почвы. В последние годы выявлено, что в условиях луговых биогеоценозов, широко распространенных в зонах радиоактивных штольневых ручьев на площадке "Дегелен", накопление радионуклидов растениями из почвы изменяется в довольно широких пределах. Диапазон значений коэффициентов накопления (Кн) радионуклида ^{90}Sr, определяемый как отношение содержания радионуклида в единице массы растительности к содержанию радионуклида в единице массы почвы [1], варьирует от 0,1 до 1, Кн ^{137}Cs – от 0,001 до 1 (в районе штольни № 177) и от 0,01 до 10 (в районе штольни № 176). Значения Кн ^{241}Am в среднем не превышают десятых, Кн $^{239+240}$Pu находятся в пределах от 0,0001 до 0,01 [2]. Однако даже при таких различиях в накоплении для одного и того же радионуклида, зная удельную активность радионуклидов в растениях, можно оценочно рассчитать ожидаемое содержание радионуклидов в почве. Причем для характеристики радиоактивного загрязнения более массивного приповерхностного слоя почвы наиболее по-

*Институт ботаники и фитоинтродукции, Алматы

дойдут многолетние растения (деревья, кустарники) с хорошо развитой глубоко проникающей корневой системой.

1. МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Исследования проводились в районе порталов нескольких штолен бывшей испытательной площадки "Дегелен" с условными обозначениями – B, P, C, N, B_1, A, F, G, O, I, E, R и Q. Изучение растительного покрова территории проводилось отдельными методами геоботанического описания с выделением основных типов растительности и видового состава растений [3]. Для отбора проб растений в районе каждой из обследуемых штолен закладывалось по 2 исследовательские площадки, одна из которых располагалась непосредственно на техногенных насыпях портала, вторая – на некотором удалении от него. Растительные образцы представляли собой надземную часть (прирост текущего года) исследуемых видов кустарников и деревьев. Отбор проб почвы проводился на припортальной территории штольни с учетом рельефа местности, расположения естественных и техногенных объектов, подъездных путей, а также участков с повышенным радиационным фоном, выявленных в ходе пешеходной γ-съемки [4]. Площадь отбора почвы составляла 100-200 $см^2$, глубина 5 см. Пробы отбирались и упаковывались в соответствии с требованиями к отбору проб почвы при общих и локальных загрязнениях [5].

Анализы по измерению удельной активности радионуклидов в пробах почвы и растений проводились в соответствии со стандартными методическими указаниями на поверенной лабораторной аппаратуре [6, 7]. Определение удельной активности радионуклидов ^{137}Cs и ^{241}Am проводилось на гамма-спектрометре Canberra GX-2020, ^{90}Sr – на бета-спектрометре "Прогресс" (почва) и с использованием радиохимического выделения (растения). Предел обнаружения по ^{137}Cs составлял 1 Бк/кг (для проб растений) и 4 Бк/ кг (для проб почвы), ^{241}Am – 0,3 Бк/кг и 1 Бк/кг, ^{90}Sr – 1 Бк/кг и 100 Бк/кг соответственно. Погрешность измерений для ^{137}Cs и ^{241}Am не превышала 10-20 %, ^{90}Sr – 15-25 %.

Для построения карт распределения ^{137}Cs и ^{241}Am использовался метод пространственной интерполяции "Кригинг". Для удобства использования карт применена цветовая дифференциация уровней загрязнения. Для отображения всех данных, в соответствии с их пространственной направленностью и оформления рисунков согласно требованиям, использован программный продукт ArcGis.

2. РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

2.1. Исследование растительного покрова

По данным проведенных исследований выявлено, что ценотический состав растительного покрова в районе обследуемых штолен бывшей испытательной площадки "Дегелен" обусловлен природными условиями и, прежде всего, степенью сглаженности рельефа. В районе всех обследуемых штолен, в основном, преобладает степная растительность, представленная типчаково-ковыльными (типчак, или овсяница бороздчатая (*Festuca valesiaca*), ковыли сарептский (*Stipa sareptana*) и Лессинга (*Stipa lessingiana*)) сообществами с разнотравьем и петрофитными вариантами.

Среди разнотравья повсеместно распространены желтушник гулявниковидный (*Erysimum sisymbrioides*), лапчатки вильчатая (*Potentilla bifurca*) и белеющая (*Potentilla dealbata*), подмаренник бореальный (*Galium boreale*), зопник клубненосный (*Phlomis tuberosa*), лук тончайший (*Allium subtilissimum*), льнянка обыкновенная (*Linaria vulgaris*), оносма простейшая (*Onosma simplicissimum*), солонечники двухцветковый (*Galatella biflora*) и узкий (*Galatella angustissima*), икотник серый (*Berteroa incana*), вероника ненастоящая (*Veronica spuria*), гвоздика растопыренная (*Dianthus squarrosus*), тысячелистник благородный (*Achillea nobilis*), осока приземистая (*Carex supina*), полыни – полынь австрийская (*Artemisia austriaca*) и каменная (*Artemisia rupestris*). Реже встречаются горец птичий (*Polygonum aviculare*), люцерна серповидная (*Medicago falcata*), горошек мышиный (*Vicia cracca*), паслен сладко-горький (*Solanum dulcamara*), иван-чай узколистный (*Chamaenerium angustifolium*), анкафия огненный (*Ancathia igniaria*), кипрей сродный (*Epilobium adnatum*), марь сизая (*Chenopodium glaucum*), смолевка волжская (*Silene wolgensis*), донник белый (*Melilotus albus*), иссоп крупноцветковый (*Hyssopus macranthus*). Злаки представлены следующими видами: волоснец узкий (*Leymus angustus*), ковыль сарептский (*Stipa sareptana*), типчак, или овсяница бороздчатая (*Festuca valesiaca*), житняк, или пырей гребенчатый (*Agropyron cristatum*), мятлик степной (*Poa stepposa*), лисохвост тростниковидный (*Alopecurus arundinaceus*), костер безостый (*Bromus inermis*), тонконог гребенчатый (*Koeleria cristata*), щетинник зеленый (*Setaria viridis*), змеевка растопыренная (*Cleistogenes squarrosa*). Для каменистых склонов характерны кустарники – жимолость мелколистная (*Lonicera microphylla*), таволга трехлопастная (*Spirea trilobata*), карагана Камилла-Шнейдера (*Caragana camilli-schneideri*), шиповник колючейший (*Rosa spinosissima*), с участием зизифоры пахучковидной (*Ziziphora clinopodioides*) и очитка гибридного (*Sedum hybridum*). На отдельных участках встречаются порезник бухтарминский (*Libanotis buchtormensis*), курильский чай бледноцветковый (*Pentaphylloides floribunda*), можжевельник казачий (*Juniperus sabina*), мордовник обыкновенный (*Echinops ritro*), вероника серебристая (*Veronica incana*) и лапчатка бесстебельная (*Potentilla acaulis*). При наличии понижений в рельефе местности, характеризующихся дополнительным увлажнением, отмечаются элементы луговых фитоценозов: вейник тростниковидный (*Calamagrostis arundinacea*), лапчатка белеющая (*Potentilla dealbata*), иван-чай узколистный (*Chamaenerium angustifolium*), тростник южный (*Phragmites australis*), кровохлебка аптечная (*Sanguisorba officinalis*), малина обыкновенная (*Rubus idaeus*), полынь понтийская (*Artemisia pontica*) и солодка голая (*Glycyrrhiza glabra*).

Нарушенные участки порталов штолен, засыпанных гранитной щебенкой и частично строительным мусором, заселяют полыни обыкновенная (*Artemisia vulgaris*), Сиверовская (*Artemisia sieversiana*), Маршалловская (*Artemisia marschalliana*), каменная (*Artemisia rupestris*) и эстрагон (*Artemisia dracunculus*), а также кусты таволги зверобоелистной (*Spirea hypericifolia*), береза плакучая (*Betula pendula*), хвойник двухколосковый (*Ephedra distachya*) и додарция восточная (*Dodartia orientalis*). Естественное зарастание устья штольни происходит в основном за счет полыней Маршалловской (*Artemisia marschalliana*) и эстрагон (*Artemisia dracunculus*). Единично встречаются типчак или овсяница бороздчатая (*Festuca valesiaca*), ковыль сарептский (*Stipa sareptana*), представители разнотравья: вероника ненастоящая (*Veronica spuria*) гвоздика растопыренная (*Dianthus squarrosus*), солонечники двухцветковый (*Galatella biflora*) и

узкий (*Galatella angustissima*) и др. Повышения техногенных насыпей частично занимают кустарники – жимолость мелколистная (*Lonicera microphylla*), карагана Камилла-Шнейдера (*Caragana camilli-schneideri*), шиповник гололистный (*Rosa glabrifolia*), таволга зверобоелистная (*Spirea hypericifolia*) и трехлопастная (*Spirea trilobata*).

2.2. Изучение характера радиоактивного загрязнения растительного покрова и оценка возможного наличия приповерхностного радиоактивного загрязнения на припортальных площадках

Для изучения характера радиоактивного загрязнения растительного покрова в качестве объектов исследования выбраны древесные и кустарниковые растения с хорошо развитой корневой системой: береза плакучая (*Betula pendula*), таволги зверобоелистная (*Spirea hypericifolia*) и трехлопастная (*Spirea trilobata*), кизильник черноплодный (*Cotoneaster melanocarpa*), шиповники гололистный (*Rosa glabrifolia*) и колючейший (*Rosa spinosissima*), жимолость мелколистная (*Lonicera microphylla*), малина обыкновенная (*Rubus idaeus*), карагана кустарник (*Caragana frutex*) и ива трехтычинковая (*Salix triandra*). Во всех отобранных образцах исследуемых растений определена удельная активность радионуклидов ^{241}Am, ^{137}Cs и ^{90}Sr. Данные о содержании радионуклидов в растениях, а также диапазоны значений их удельной активности (фактической и прогнозируемой) в почвах припортальных площадок обследуемых штолен представлены в таблице (Таблица 1).

Полученные данные позволяют оценить диапазоны возможного содержания радионуклидов в почвах и сделать выводы о наличии либо отсутствии приповерхностного радиоактивного загрязнения на припортальных площадках. Так, например, повышенная концентрация радионуклида ^{137}Cs, отмеченная в растениях в районе порталов штолен Р и А, в отдельных случаях значительно превышает значения его удельной активности в поверхностном слое почв припортальных площадок данных штолен (Рисунок 1).

Рисунок 1. Площадное распределение радионуклида ^{137}Cs в районе штолен Р (а) и А (б)

Учитывая содержание ^{137}Cs в растениях и возможный диапазон значений Кн для данного радионуклида, рассчитаем, что его удельная активность в почвах в райо-

Таблица 1.

Удельная активность радионуклидов ^{241}Am, ^{137}Cs и ^{90}Sr в исследуемых растениях, диапазоны значений удельной активности радионуклидов ^{241}Am, ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвах припортальных площадок

Усл. обозначение штольни	Вид растений	Точка	Удельная активность, Бк/кг								
			^{241}Am			^{137}Cs			^{90}Sr		
			растения	почва		растения	почва		растения	почва	
				фактическая	прогноз*		фактич.	прогноз*		фактич.	прогноз*
B	таволга зверобоелистная	1	<0,9	<1 - 320	<9000	5 ± 1	4 - 100	<0,1 - 5000	7 ± 1	<100 - 1300	7 – 300
	таволга трехлопастная	2	<0,6			<1,3			30 ± 1		
P	кизильник черноплодный	1	<0,8	<1 - 110	<20000	110 ± 10	5 - 2200	11 - 310000	34 ± 2	<100 - 330	34 - 3950
	береза плакучая	2	2 ± 1			310 ± 10			395 ± 5		
C	таволга зверобоелистная	1	<0,8	<1 - 50	<8000	2 ± 1	3 - 48600	0,1 - 2000	7,2 ± 0,4	<100 - 2480	7 - 250
	таволга зверобоелистная	2	<0,3			0,6 ± 0,2			25 ± 1		
N	береза плакучая	1	<1	<1 - 20	<13000	99 ± 4	45 - 49000	8 - 99000	165 ± 2	<100-3200	165 - 66000
	шиповник гололистный	2	<1,3			77 ± 4			6600 ± 100		
B_1	таволга зверобоелистная	1	<1,4	<0,3 - 160	<60000	<1,3	<1 - 2100	<0,2	26,8 ± 0,4	<100 - 13000	27 - 370
	жимолость мелколистная	2	6 ± 2			<1,8			37 ± 1		
A	таволга трехлопастная	1	<1	<0,3 - 140	<30000	2 ± 1	9 - 459400	0,2 - 1060000	26 ± 1	<100 - 25000	26 - 28500
	береза плакучая	2	3 ± 2			1060 ± 10			2850 ± 30		
F	шиповник гололистный	1	3 ± 2	<1 - 150	<30000	4 ± 2	6 - 28000	<0,2 - 4000	79 ± 1	<100 - 8700	79 - 880
	таволга трехлопастная	2	<1,4			<1,6			88 ± 1		
G	таволга зверобоелистная	1	<0,6	<1 - 300	<13000	2 ± 1	14 - 450	<0,2 - 2000	30 ± 1	<100-540	30 - 610
	малина обыкновенная	2	<1,3			<1,8			61 ± 1		
O	таволга трехлопастная	1	<0,8	<1 - 5	<9000	3 ± 1	<0,7 - 110	<0,1 - 3000	22 ± 1	<100	22 - 350
	таволга трехлопастная	2	<0,9			<1			35 ± 1		
I	таволга зверобоелистная	1	<1,3	<1 - 470	<30000	<1,2	4 - 180	<1200	22 ± 1	<100	20 - 220
	таволга зверобоелистная	2	<3			<0,8			20 ± 1		
E	шиповник гололистный	1	<1,4	<1 - 410	<20000	<1,5	4 - 100	<0,2 - 2000	23 ± 1	<100 - 520	8 - 230
	шиповник колючейший	2	2 ± 1			2 ± 1			8,4 ± 0,3		
R	береза плакучая	1	<0,9	<1 - 3	<14000	<1,3	4 - 130	<1300	12 ± 1	<100-400	12 - 19100
	таволга зверобоелистная	2	<1,4			<0,9			1910 ± 20		
Q	карагана кустарник	1	<1,1	<1 - 60	<40000	<1,7	<2 - 640	<1800	4 ± 1	<100 - 730	4 - 80
	ива трехтычинковая	2	4 ± 2			<1,8			8 ± 1		

Примечание: * Удельная активность радионуклида в почве = Удельная активность радионуклида в растениях / Кн,
где Кн ^{241}Am = <0,0001-0,1;
Кн ^{137}Cs = 0,001-10;
Кн ^{90}Sr = 0,1-1

не штольни Р может варьировать от 11 Бк/кг до 310 кБк/кг, в районе штольни А – от 0,2 Бк/кг до 1060 кБк/кг, что, в свою очередь, на 2 порядка превышает максимальные значения содержания ^{137}Cs в поверхностном слое в районе штольни Р и на 1 порядок – в районе штольни А (Таблица 1). С этой точки зрения, наличие определенного приповерхностного загрязнения также ожидаемо и в районе штолен В, G, О и Е, где расчетные значения удельной активности ^{137}Cs в почве могут превышать его содержание, установленное для поверхностного слоя, на 1-2 порядка (Таблица 1).

Подобная ситуация характерна и для радионуклида ^{241}Am, наиболее высокие значения удельной активности которого в растениях (от 3 Бк/кг до 6 Бк/кг) наблюдаются в районе штолен Q, A, F и B_1 (Рисунок 2).

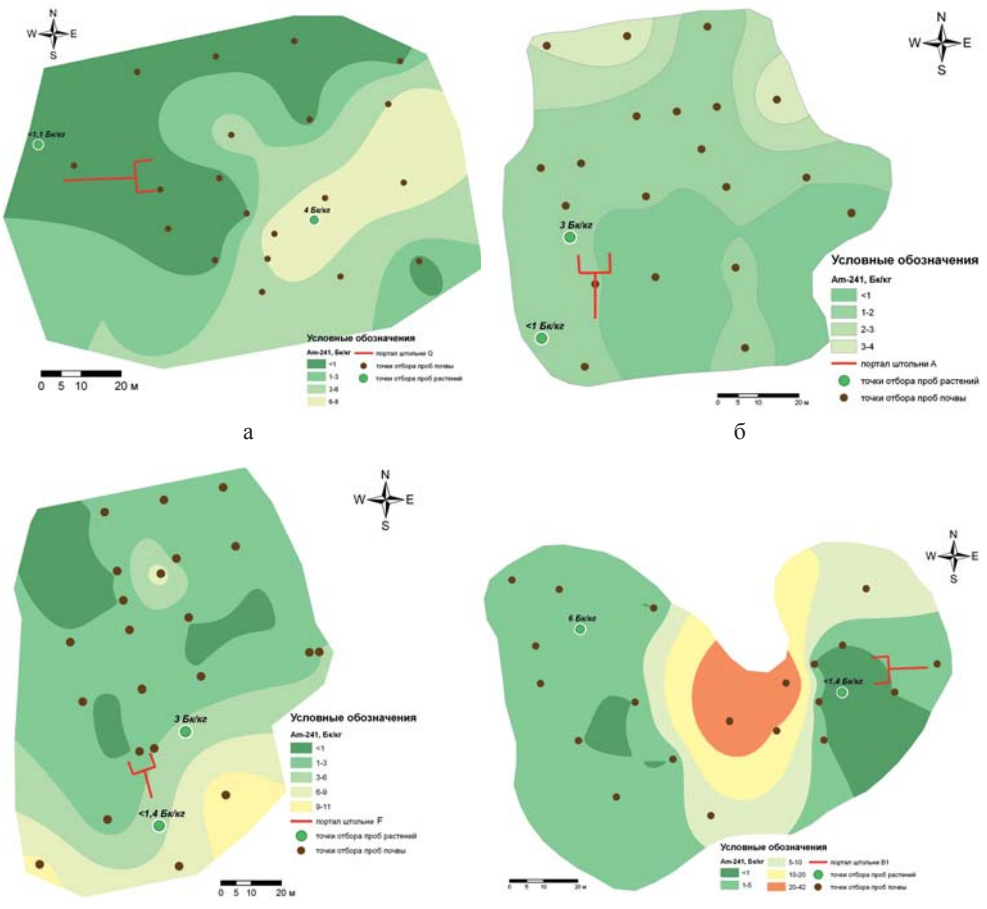


Рисунок 2. Площадное распределение радионуклида ^{241}Am в районе штолен Q (а), А (б), F (в) и B_1 (г)

Как видно из рисунков, содержание ^{241}Am в растениях во многих случаях достигает уровня его концентрации в почвах, что противоречит оценочным значениям Кн ^{241}Am для площадки "Дегелен", не превышающим десятых (<0,0001-0,1). Учитывая же

все количественные величины удельной активности радионуклида ^{241}Am в растениях, полученные в районе штолен P, B_1, A, F, E и Q, и данные Кн, можно предположить, что его содержание в почвах в районе данных штолен может достигать десятков кБк/кг и более, что на 2-3 порядка выше полученных максимальных значений удельной активности ^{241}Am для поверхностного слоя почв (Таблица 1).

Наличие определенного приповерхностного загрязнения, обусловленного радионуклидом ^{90}Sr, наиболее ожидаемо в районе штолен P, N и R, где расчетные диапазоны значений его удельной активности в почвах на 1-2 порядка превышают содержание ^{90}Sr, установленное для поверхностного слоя почв. Наличие подобного приповерхностного загрязнения не исключается и в районе штолен A, G, O и I, где прогнозируемые значения удельной активности ^{90}Sr в почве также несколько выше установленных (Таблица 1).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

На основании проведенных исследований выявлено, что в районе всех обследуемых штолен, в основном, преобладает степная растительность, представленная типчаково-ковыльными сообществами с разнотравьем и петрофитными вариантами, при наличии понижений в рельефе местности, характеризующихся дополнительным увлажнением, отмечаются элементы луговых фитоценозов. Естественное зарастание нарушенных участков порталов штолен, засыпанных гранитной щебенкой и частично строительным мусором, происходит в основном за счет полыней, кустарников и сорной растительности.

Содержание радионуклидов в растениях, особенно ^{90}Sr, что обусловлено наименьшим диапазоном значений Кн данного радионуклида, в отдельных случаях является показателем загрязнения в более глубоко расположенных слоях почв соответствующих территорий. Данное обстоятельство подтверждает возможность использования растений в качестве индикаторов приповерхностного радиоактивного загрязнения, которая, в свою очередь, может служить важным дополнением к площадным исследованиям загрязнения поверхностного слоя почв на припортальных площадках штолен бывшей испытательной площадки "Дегелен".

ЛИТЕРАТУРА

1. *Анненков Б.Н.* Основы сельскохозяйственной радиологии/ Б.Н. Анненков, Е.В. Юдинцева. - Москва, 1991. - С.56-83.
2. *Ларионова Н.В.* Особенности накопления техногенных радионуклидов растениями лугового биогеоценоза / Н.В.Ларионова, С.Н. Лукашенко, А.М. Кабдыракова [и др.]. // Вестник НЯЦ РК. - Курчатов, 2010. - Вып. 2. – С. 136-144
3. Полевая геоботаника- т. 1.-1959.-444 с.; т. 2.-1960.-500 с.; т. 3.-1964.-530 с.; т.4.-1972.-336 с.; т.5.-1976.-320 с. М., Наука
4. Инструкция и методические указания по наземному обследованию радиационной обстановки на загрязненной территории: утв. Межведомственной

комиссией по радиационному контролю природной среды при Госкомгидромете СССР. - М., 1989.
5. ГОСТ 17.4.3.01-83 "Общие требования к отбору проб".
6. МИ 5.06.001.98 РК "Активность радионуклидов в объемных образцах. Методика выполнения измерений на гамма-спектрометре МИ 2143-91" - 18 с.
7. Методика измерения активности радионуклидов с использованием сцинтилляционного бета-спектрометра с программным обеспечением "Прогресс", Менделеево, - 20 с.

ӨСІМДІКТЕРДІ БҰРЫҢҒЫ "ДЕГЕЛЕН" СЫНАҚ АЛАҢДАРЫНДАҒЫ ШТОЛЬНЯЛАРДЫҢ ПОРТАЛАЛДЫ АЛАҢДАРЫНЫҢ ЖЕРБЕТКІ РАДИОАКТИВТІ ЛАСТАНУ ИНДИКАТОРЛАРЫ РЕТІНДЕ ПАЙДАЛАНУ

Н.В. Ларионова, С.Н. Лукашенко, В. Н. Дмитропавленко, Б.М. Султанова*, Е.В. Мустафина, Ю.Ю. Яковенко

Мақалада бұрынғы "Дегелең" сынақ алаңдарындағы кейбір штольнялардың порталалды алаңдарының ауданындағы өсімдік жамылғысы мен оның радиоактивті ластану сипатын зерттеу нәтижелері ұсынылған. Өсімдіктерді порталалды алаңдардағы жербеткі ластанудың индикаторлары ретінде қолдану мүмкіндігі бағаланған.

Түйін сөздер: ядролық сынақтар, штольнялар, радиоэкология, радиоактивті ластану, радионуклидтер, өсімдік жамылғысы, өсімдіктер, жинақталу коэффициенті (Жк).

USE OF PLANTS AS INDICATORS FOR NEAR-SURFACE RADIOACTIVE CONTAMINATION AT NEAR-PORTAL AREAS OF THE TUNNELS AT THE FORMER "DEGELEN" TEST SITE

N.V. Larionova, S.N. Lukashenko, V.N. Dmitropavlenko, B.M. Sultanova*, E.V. Mustafina, Yu.Yu. Yakovenko

The article presents the results of the study of vegetation and the nature of its radioactive contamination at the near-portal area of the tunnels at the former "Degelen" test site. There has been assessed possibility of using the plants as indicators of near-surface contamination at the near-portal area of the test site.

Keywords: nuclear tests, tunnels, radioecology, radioactive contamination, radionuclides, vegetation cover, plants, accumulation coefficient (A_c).

УДК 577.4: 577.391:504.53:539.16

ФОРМЫ НАХОЖДЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВАХ ЭКОСИСТЕМ ВОДОТОКОВ ГОРНОГО МАССИВА ДЕГЕЛЕН

А.М. Кабдыракова, А.Е. Кундузбаева, С. Н. Лукашенко

В работе приводятся данные исследования форм нахождения техногенных радионуклидов ^{137}Cs, ^{90}Sr, $^{239+240}$Pu и ^{241}Am в луговых почвах экосистем водотоков штолен № 176 и № 177 испытательной площадки "Дегелен" бывшего Семипалатинского испытательного полигона. Выявлено, что несмотря на пространственное ограничение исследуемых экосистем, существует значительная вариация содержаний форм нахождения радионуклидов в почве. Показано, что преобладающей формой нахождения радионуклидов ^{137}Cs и $^{239+240}$Pu в почвах исследуемых экосистем является прочносвязанная форма, радионуклидов ^{90}Sr и ^{241}Am - обменная и подвижная формы, соответственно. В результате проведенного корреляционного анализа оценено возможное влияние физико-химических свойств исследуемых почв на содержание форм нахождения радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr.

Ключевые слова: почва, формы нахождения радионуклидов, последовательное выщелачивание, физико-химические свойства почв, штольня, горный массив Дегелен.

ВВЕДЕНИЕ

Определяющим фактором миграционной способности радионуклидов в системах почва − растение, почва − поверхностные и грунтовые воды и обуславливающим потенциальную опасность для человека являются формы нахождения радионуклидов в почвах.

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

Цель работы состояла в исследовании распределения искусственных радионуклидов в луговых почвах пространственно ограниченных экосистем водотоков горного массива Дегелен между различными по физико-химической подвижности и биологической доступности фракциями на основе использования последовательного экстрагирования радионуклидов.

1. МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Объектами исследования были выбраны экосистемы водотоков штолен № 176 и № 177 горного массива Дегелен. Исследуемая экосистема водотока штольни № 176 пред-

ставляет собой левостороннюю часть долины ручья Байтлес, отделенную от основного русла небольшим вытянутым по течению повышением с обнажениями скальных пород. Ширина русла водотока от штольни, в основном, не превышает 1 м. Территория экосистемы штольни № 177 является правосторонней частью притока долины ручья Узынбулак, отделенную от основного русла небольшим вытянутым по течению повышением и насыпью дороги. Ширина водотока штольни № 177, в основном, не превышает 1 м.

В районе штольни № 176 пробы отбирались вдоль русла водотока по мере отдаленности от штольни. Было заложено 30 исследовательских площадок, с отбором пробы почвы на глубину 20 см, площадью не менее 100 см^2. Расстояние между максимально отдаленными точками составляло около 630 м. Ширина русла водотока, в основном, не превышала 1 м. На рисунке (Рисунок 1) представлена схема расположения точек отбора проб почв.

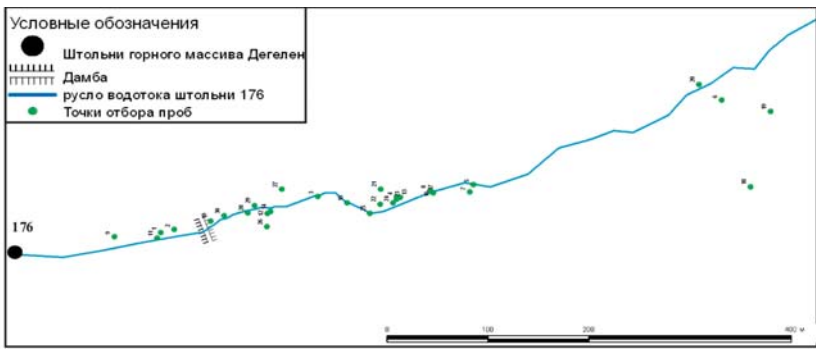


Рисунок 1. Схема расположения исследовательских площадок в районе штольни № 176

Схема отбора проб почв на территории экосистемы в районе штольни № 177 приведена на рисунке (Рисунок 2). Пробы отбирались также - вдоль русла водотока по мере отдаленности от портала штольни. Было заложено 36 исследовательских площадок с отбором пробы почвы на глубину 20 см, площадью не менее 100 см^2. Точки отбора проб почв были привязаны к местам точек отбора проб растений, отбираемых для изучения параметров накопления радионуклидов растениями.

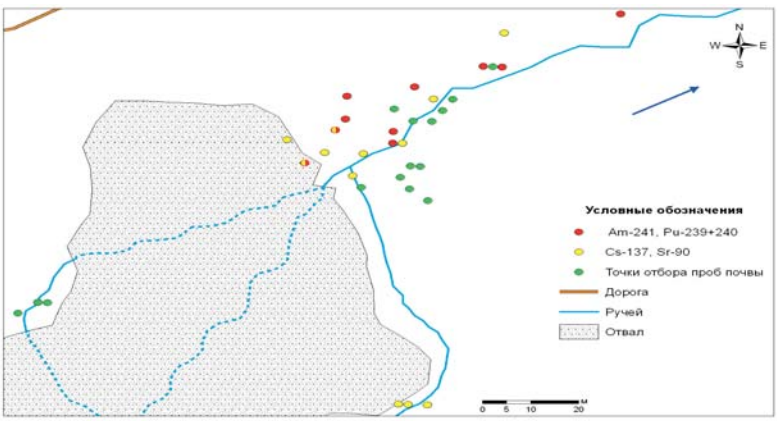


Рисунок 2. Схема расположения исследовательских площадок в районе штольни № 177

Изучение форм нахождения радионуклидов проводилось методом последовательного экстрагирования, общая схема которого приведены на рисунке (Рисунок 3).

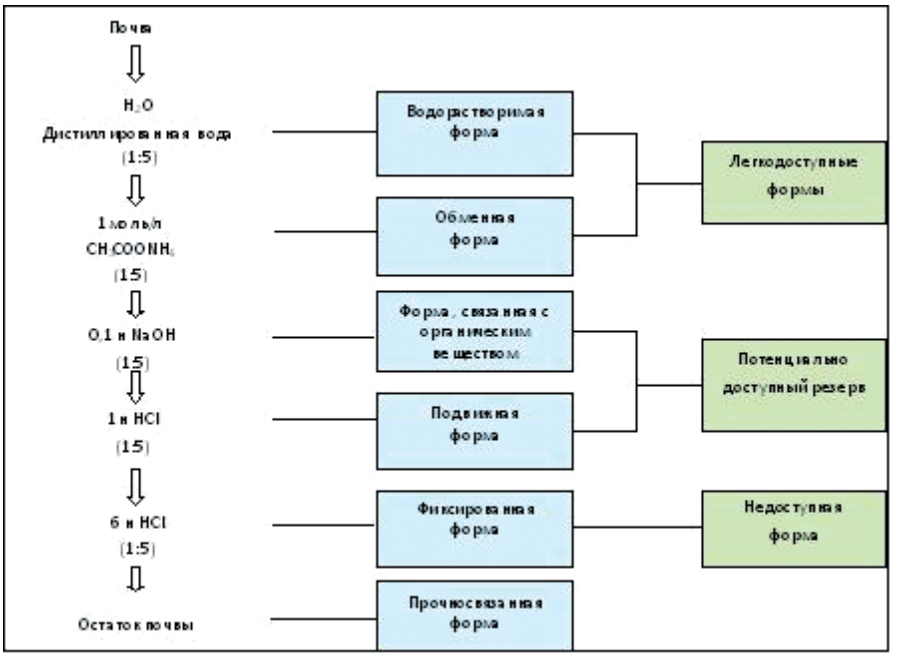


Рисунок 3. Схема изучения форм нахождения радионуклидов в почвах

Исходя из задач радиоэкологических исследований, изучение форм нахождения радионуклидов проводилось путем определения форм, влияющих на интенсивность и механизмы миграции радионуклидов. Для оценки прочности связи радионуклидов ^{90}Sr, ^{137}Cs в почвах экосистемы в районе штольни № 176 исследуемых экосистем определяли относительное содержание различных форм нахождения радионуклидов в почве методом последовательного экстрагирования водой (водорастворимая), раствором ацетата аммония (обменная), 1М HCl (подвижная) и 6М HCl [1, 2, 3, 4] (неподвижная, фиксированная). Соотношение почвы и выщелачивающего раствора на всех этапах эксперимента поддерживалось равным 1:5. В исследованиях форм нахождения радионуклидов ^{90}Sr, ^{137}Cs в почвах экосистемы в районе штольни № 177 была использована модифицированная схема последовательного экстрагирования. Данная схема включала в себя выделение и определение относительного содержания дополнительных новых форм нахождения радионуклидов - форм, связанных с органическим веществом почвы (выделяемых 0,1н раствором NaOH), в частности, в составе фракции I - гуминовые кислоты и фульфокислоты (ГК и ФК) и их соли, свободные или непрочно связанные с минеральной частью почвы, растворимой в 0,1н растворе NaOH (по Тюрину) [5]. Как известно, растворимые гумусовые вещества могут взаимодействовать с катионами тяжелых металлов, а также с искусственными радионуклидами, образуя гуматы, фульваты. Эти реакции подчиняются закономерностям образования и поведения простых или комплексных гетерополярных солей и оказывают влияние на миграцию, аккумуляцию

и поступление в растения токсичных элементов. Более сокращенная модифицированная схема последовательного экстрагирования была применена и в изучении форм нахождения радионуклидов ^{241}Am и $^{239+240}Pu$. Данная схема предусматривала исключение водорастворимых форм (содержание которых, как показали результаты исследований почв штольни №176, ниже минимально детектируемой активности используемых методик) и фиксированных форм радионуклидов (выделяемых раствором 6М HCl), как правило, не влияющих на процессы миграции радионуклидов.

Для определения форм нахождения радионуклидов пробы почв предварительно высушивали и просеивали через сито с размером ячеек 1 мм. Из подготовленной пробы методом квартования отбирали аналитические навески массой 100 г.

Содержание ^{137}Cs и ^{241}Am в образцах почвы и вытяжках определяли инструментальным гамма-спектрометрическим методом. Удельную активность ^{90}Sr в образцах почвы определяли неразрушающим методом - прямым инструментальным измерением эффективной удельной активности ^{90}Sr на бета-спектрометре с программным обеспечением "Прогресс". Объемную активность ^{90}Sr и $^{239+240}Pu$ в образцах вытяжек − радиохимическим методом.

В почвенных образцах наряду с содержанием радионуклидов определяли физико-химические параметры:

- величину pH водной вытяжки;
- поглощенные основания, Ca, Mg (трилонометрически);
- гумус (углерод) по методу Тюрина в модификации Никитина;
- содержание водорастворимых веществ (HCO_3, Cl, SO_4, Ca, Mg, K, Na);
- гранулометрический анализ по методу Качинского;

Определение этих показателей проводилось по общепринятым методам [6, 7, 8, 9].

2. РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

2.1. Характеристика почв исследуемой экосистемы

Из общего описания почвенного покрова и полученных данных можно отметить, что почвы 2-х участков исследования относятся к почвам лугового ряда. Почвы маломощные. Мощность почвенной толщи в русле не превышает 40 - 60 см, в береговой зоне 20 - 40 см. Они достаточно хорошо гумусированы, особенно по центру русла, хорошо промыты от легкорастворимых солей и карбонатов. pH водной суспензии редко нейтральная, чаще слабощелочная или щелочная. В почвенно - поглощающем комплексе преобладает катион Ca. По механическому составу на участке детального обследования экосистемы водотока штольни № 176 почвы, в основном, легкосуглинистые и супесчаные, реже средне суглинистые, тогда как на участке водотока штольни № 177 среди рыхлых отложений преобладают средние и тяжелые суглинки. Это обусловлено уменьшением уклонов, и, как следствие, снижением дренированности территории. Все исследуемые луговые почвы долин отличаются включением по всему почвенному профилю большого обломочного материала: хряща, крупного песка и крупной пыли. Необходимо отметить, что в луговых почвах экосистемы водотока штольни № 176 содержание илистых частиц находится в пределах 0,1-11%, а в почвах экосистемы штольни № 177, подвергающихся

меньшей дренированности, содержание ила достигает 19-31%. Таким образом, уменьшение уклона местности, и, соответственно, скорости потока приводит к изменению естественной дренированности территории, что отражается в почвенных показателях: увеличивается количество тонких частиц, отмечается накопление легкорастворимых солей в поверхностных горизонтах, увеличивается количество тонкого гумуса.

В таблице (Таблица 1) приведены результаты определений физико - химических параметров исследуемых почв.

Таблица 1.

Физико- химические характеристики почв исследуемых экосистем

Почвенная характеристика	шт. № 176		шт. № 177	
	интервал	среднее	интервал	среднее
Концентрация органического вещества, С, %	7 - 23	14	11 - 21	16
pH водной суспензии (актуальная кислотность)	6,8 – 7,9	7,5	7,1 - 7,9	7,5
Сумма солей, %	0,02 – 0,3	0,045	0,05 - 0,6	0,2
Сумма обменных оснований, мг-экв/100 г	17 – 40	27	28 - 52	41
Гранулометрический состав: содержание физической глины (частиц почвы размером <0.01 мм), % в том числе:	15 – 37	23	32 - 59	42
илистых частиц (<0.001 мм), %	0,1 – 11	5	19 - 31	24
мелкой пыли (0.001-0.005 мм), %	0,2 – 12,3	9	3,4 - 25	9,4
средней пыли (0.005-0.01 мм), %	3,3 – 14	9	3,3 - 15,4	9,4
содержание частиц крупной пыли (0.01-0.05 мм), %	12,6 – 41	29	3,2 - 48,4	35
Удельная активность ^{137}Cs в почве, Бк/кг	26 – 450 000	27 400	16 – 8700	1900
Удельная активность ^{90}Sr в почве, Бк/кг	610 – 33 000	11 900	1800 – 117100	72000
Удельная активность ^{241}Am в почве, Бк/кг	-	-	200 – 680	400
Удельная активность $^{239+240}$Pu в почве, Бк/кг	-	-	2900 - 12200	6300

2.2. Соотношение форм нахождения радионуклидов

В пробах почв, отобранных на территории экосистемы водотока штольни № 176, определение соотношений форм нахождения проводилось для двух радионуклидов - ^{90}Sr и ^{137}Cs, определяющих основное радиоактивное загрязнение исследуемой территории. Из 30 проанализированных проб почвы для ^{90}Sr полные количественные данные получены для 14 проб, для ^{137}Cs - для 10 проб.

Результаты исследования форм нахождения радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в виде их соотношения представлены в таблице (Таблица 2). Концентрации радионуклидов выражены в процентах от суммарного содержания всех исследованных форм.

Таблица 2.

Диапазон значений содержания форм нахождения радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах экосистемы в районе штольни № 176, % от суммарного содержания всех форм

Формы нахождения	^{137}Cs, % (n=10)		^{90}Sr, % (n=14)	
	диапазон	среднее	диапазон	среднее
водорастворимая + обменная	0,5 – 35,6	13,1	32,7 – 65,1	54,5
подвижная	1,4 – 24,4	10,2	14,7 – 54,5	35,2
фиксированная	15,1 - 77,4	57,3	0,7 – 17,1	6,4
прочносвязанная	0,1 – 79,4	19,4	1,73 – 7,6	3,9
n = число количественных значений				

Из результатов исследования видно, что основное содержание ^{137}Cs в почвах экосистемы в районе штольни № 176 представлено в формах, характеризующихся наименьшей биологической доступностью - фиксированной (57,3%) и прочносвязанной (19,4%). Водорастворимая форма радионуклида составляет в среднем 13,1%, подвижная - 10,2% от суммарного содержания всех форм.

Для ^{90}Sr характерна иная картина распределения. Основное содержание данного радионуклида сосредоточено в легкодоступных формах (водорастворимая+обменная – 54,5%, подвижная – 35,2%, в среднем). Значительно меньшими по содержанию радионуклида являются фиксированная и прочносвязанная формы нахождения, в среднем, 6% и 4%, соответственно.

Изучение форм нахождения радионуклидов в почвах экосистемы штольни № 177 проводилось для четырех радионуклидов - ^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{241}Am и $^{239+240}$Pu. Из 36 отобранных проб почвы для изучения форм нахождения в почве техногенных радионуклидов ^{90}Sr,^{137}Cs было исследовано 12 проб, ^{241}Am и $^{239+240}$Pu - 10 проб почв. При этом полные количественные данные относительного содержания форм нахождения радионуклида ^{137}Cs получены для 3 проб, ^{241}Am - для 6 проб, для $^{239+240}$Pu - всего для 3 проб в связи с малыми выходами $^{239+240}$Pu в ходе радиохимического выделения. Как сказано выше, в почвах экосистемы в районе штольни № 177 были определены обменная, органическая, подвижная, фиксированная и прочносвязанная формы радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs. Для радионуклидов ^{241}Am и $^{239+240}$Pu была использована сокращенная схема выделения обменной, органической, подвижной и прочносвязанных форм.

В таблице (Таблица 3) приведены оценочные данные соотношений форм нахождения радионуклидов ^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{241}Am и $^{239+240}$Pu в почвах штольни № 177.

Таблица 3.

Диапазон значений содержания форм нахождения радионуклидов ^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{241}Am и $^{239+240}$Pu в почвах экосистемы в районе штольни № 177, % от суммарного содержания всех форм

Формы нахождения	^{137}Cs, % (n=3)		^{90}Sr, % (n=12)		^{241}Am, % (n=6)		$^{239+240}$Pu, % (n=3)	
	диапазон	среднее	диапазон	среднее	диапазон	среднее	диапазон	среднее
водорастворимая + обменная	0,1 - 1,9	0,8	43,0 - 69,5	53,0	2,4 - 5,6	3,7	0,6 - 3,8	1,6
органическая	0,1 - 0,9	0,4	1,4 - 2,4	2,0	0,8 - 4,7	2,2	2,1 - 12,5	6,3
подвижная	0,6 - 1,6	1,1	24,1 - 40,0	33,0	62,8 - 83,3	77,5	0,1 - 14,9	6,2

Формы нахождения	^{137}Cs, % (n=3)		^{90}Sr, % (n=12)		^{241}Am, % (n=6)		$^{239+240}$Pu, % (n=3)	
	диапазон	среднее	диапазон	среднее	диапазон	среднее	диапазон	среднее
фиксированная	11,8 - 14,9	13,4	4,4 - 10,9	8,0	-	-	-	-
прочносвязанная	80,8 - 86,2	84,1	2,2 - 5,7	4,0	10,4 - 30,7	16,6	72,1 - 92,4	85,9
n = число количественных значений								

Для ^{137}Cs наблюдается характерная для данного радионуклида картина. Из таблицы видно, что содержание легкодоступного цезия, в среднем, не превышает 1%. Основное содержание цезия в прочносвязанной форме (84,1%), менее высокое значение характеризует фиксированную форму (13,4%). В незначительных количествах ^{137}Cs присутствует в подвижной и обменной формах, а также в форме, связанной с ГК и ФК (1,1%, 0,8% и 0,4%, соответственно). Для ^{90}Sr характерно преобладание легкодоступных форм (водорастворимая + обменная – 53%, подвижная – 33%). Меньшими значениями содержания радионуклида характеризуются фиксированная – 8%, прочносвязанная – 4%, в среднем. Содержание органических форм радионуклида ^{90}Sr незначительно - 2% от суммарного содержания всех форм. Для полного изучения вопроса о распределении радионуклидов в органическом веществе необходимо определение группового и фракционного состава гумуса. Результаты, полученные ранее, дают возможность сделать предварительную оценку групповому и фракционному составу гумуса исследуемых почв. Содержание гуминовых кислот несколько превышает фульвокислоты. Преобладающая их часть связана с подвижным кальцием, менее значительная относится к свободным гуминовым кислотам и только небольшое количество прочно связано с минеральной частью почвы.

По результатам исследования, радионуклид $^{239+240}$Pu в почвах штольни № 177 в значительных количествах, 86% от суммы всех форм, содержится в прочносвязанной форме. Практически одинаково невелико содержание радионуклида в подвижной форме и органической форме, связанной с ГК и ФК. Незначительная часть $^{239+240}$Pu, в среднем, 2% от суммы всех форм, находится в обменной форме.

Закономерности миграции $^{239+240}$Pu и ^{241}Am подобны, однако, в отличие от $^{239+240}$Pu ^{241}Am имеет достаточно хорошую растворимость и, следовательно, имеет большую подвижность в окружающей среде (по сравнению с плутонием). Предварительные оценочные данные соотношений форм нахождения радионуклида ^{241}Am позволяют сказать о том, что данный радионуклид в почвах представлен, в основном, в подвижной форме.

Сравнительный анализ показывает, что в луговых почвах экосистемы штольневого водотока соотношение форм нахождения радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs существенно отличаются. ^{137}Cs в почве, в основном, находится в прочносвязанном состоянии. В отличие от ^{137}Cs, основное содержание ^{90}Sr приходится на долю обменной формы, по-видимому, обуславливающей большую биологическую доступность ^{90}Sr.

Полученные данные показывают, что несмотря на то, что исследования проводились в пределах одной пространственно ограниченной экосистемы, одного типа почвы и других, близких к идентичным, условиях существует значительная вариация в содержаниях форм нахождения данных радионуклидов.

Для более наглядного представления результаты показаны в виде гистограммы эмпирических распределений частот появления значений содержания форм нахождения радионуклидов. На рисунке (Рисунок 4), представлены гистограммы распреде-

ления результатов по частоте встречаемости значений содержания форм нахождения радионуклидов ^{90}Sr и $^{137}Csв$ исследуемых почвах, как наиболее изученных.

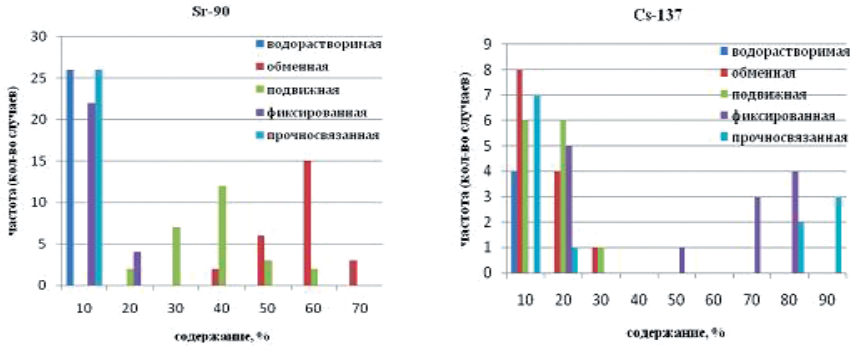


Рисунок 4. Гистограмма распределения частот встречаемости значений содержания форм нахождения ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах экосистем в районе штолен № 176 и № 177

Наиболее широкий диапазон варьирования характерен для содержания фиксированных форм ^{90}Sr, который достигает двух порядков. Диапазон варьирования водорастворимых форм лежит в пределах одного порядка.

Для цезия характерен более значительный размах варьирования содержания форм, по-сравнению с ^{90}Sr. Наибольшие диапазоны варьирования имеют прочносвязанные, обменные и подвижные формы, достигая двух порядков.

Для оценки вариативности содержания форм нахождения радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr и подкрепления показанных эмпирических распределений целесообразно представить статистические числовые показатели результатов исследования. Наиболее распространенными и показательными из них являются среднее значение, среднеквадратическое отклонение и коэффициент вариации (Таблица 4).

Таблица 4.

Обобщенные вариационно - статистические показатели содержания форм нахождения радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в луговых почвах экосистем водотоков штолен №176 и №177

Форма нахождения радионуклида	шт. № 176						шт. № 177		
	^{137}Cs			^{90}Sr			^{90}Sr		
	$A_{ср}$, %	σ	$K_{вар}$, %	$A_{ср}$, %	σ	$K_{вар}$, %	$A_{ср}$, %	σ	$K_{вар}$, %
водорастворимая	2,14	2,9	140	1,1	0,5	46	1,4	1,0	76
обменная	13,1	8,9	69	53,4	8,9	17	51,6	6,6	13
органическая	-	-	-	-	-	-	1,8	0,4	23
подвижная	10,2	6,2	60	35,2	11,5	33	33,1	4,7	14
фиксированная	57,4	23,8	42	6,4	4,7	73	8,2	1,6	20
прочносвязанная	19,3	30,2	156	3,9	1,8	47	3,9	1,0	26

$A_{ср}$ – среднее арифметическое, σ – среднеквадратическое отклонение, $K_{вар}$ – коэффициент вариации.

Как видно из таблицы, существует значительная вариабельность содержаний в почвах штольни № 176 форм нахождений обоих радионуклидов, особенно это выражено в содержаниях водорастворимой формы ^{137}Cs ($К_{вар}$ = 140%) и прочносвязанной формы ($К_{вар}$ = 156%), и в значительной степени − фиксированной ($К_{вар}$=71%) формы ^{90}Sr. Почвы штольни № 177 характеризуются значительной вариабельностью содержаний водорастворимых форм ^{90}Sr ($К_{вар}$ = 76%).

2.3. Оценка возможного влияния физико-химических свойств луговых почв на формы нахождения радионуклидов в почве

Биологическая подвижность радионуклидов (способность мигрировать по пищевым цепочкам) зависит, с одной стороны, от их физико-химических свойств, а с другой стороны − от свойств самой почвы, среди которых решающее значение играет ее тип, минеральный состав, кислотность, содержание органических веществ, увлажненность, длительность ее использования в агроэкосистемах и т. д.

Оценка влияния физико-химических свойств почв на относительное содержание форм нахождения радионуклидов из-за недостатка количественных данных по $^{239+240}Pu$ и ^{241}Am рассмотрена только для ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвах двух исследуемых экосистем штолен № 176 и № 177.

В таблице (Таблица 5) представлены коэффициенты корреляции между некоторыми почвенными характеристиками и содержанием форм нахождения радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах штолен №176 и №177.

Таблица 5.

Корреляционные связи относительного содержания форм нахождения радионуклидов и физико-химических свойств почв

Формы нахождения	Гумус, %		pH		Сумма солей, мг-экв на 100 г почвы		Сумма обменных оснований, мг-экв на 100 г почвы		Физическая глина, %	
	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs
водорастворимая	0,39	*	0,22	*	0,42	*	0,25	*	-0,004	*
обменная	-0,36	-0,19	-0,36	0,49	-0,14	-0,45	-0,58	-0,07	-0,03	-0,36
органическая	0,06	-	-0,27	-	0,12	-	-0,31	-	0,29	-
подвижная	0,14	-0,15	0,3	0,36	-0,03	-0,57	0,24	-0,18	-0,2	-0,31
фиксированная	0,12	-0,30	0,02	0,44	0,07	-0,62	0,34	-0,52	0,28	-0,67
прочносвязанная	0,48	0,28	0,02	-0,50	0,04	0,65	0,27	0,43	0,08	0,63

* − *количественных данных нет*

Положительная корреляционная связь наблюдается между содержанием прочносвязанных форм ^{90}Sr и содержанием гумуса в почвах двух исследуемых экосистем, коэффициент корреляции равен 0,48. Также наблюдается тенденция положительного влияния содержания водорастворимых солей на содержание водорастворимых форм ^{90}Sr ($К_{корр}$=0,42).

Выявлена тенденция обратного влияния содержания поглощенных оснований на содержание обменных форм ^{90}Sr. С увеличением в почвах содержания обменных оснований, содержание обменных форм радионуклида ^{90}Sr уменьшается ($K_{корр}$=-0,58).

Результаты исследований позволяют оценить влияние физико - химических свойств почв на поведение ^{137}Cs. Наиболее значимые корреляционные связи наблюдаются между содержанием прочносвязанных форм нахождения радионуклида и содержанием в почве водорастворимых солей и физической глины.

Выявление корреляционных связей между физико-химическими свойствами и соотношением форм нахождения радионуклида ^{90}Sr возможно при обобщении результатов для двух штолен. На рисунке (Рисунок 5) изображены графики зависимости содержания форм нахождения радионуклидов от физико-химических свойств почв для двух штолен.

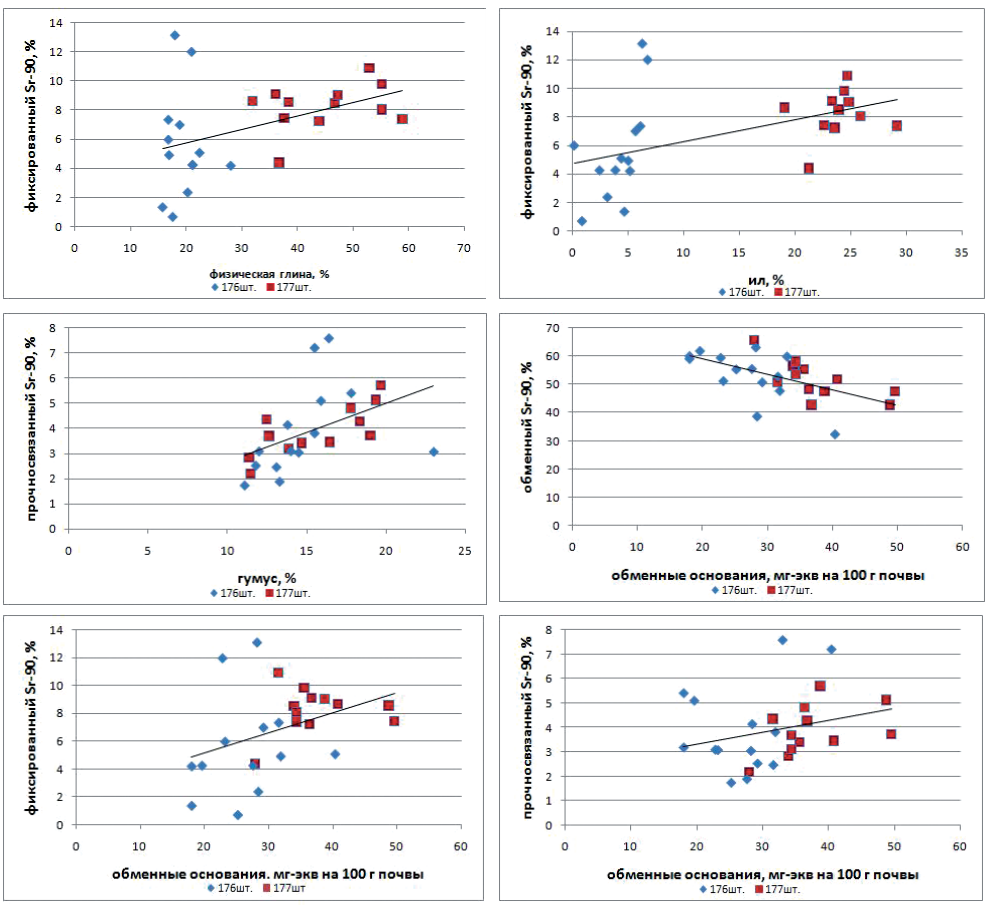


Рисунок 5. Зависимость содержания форм нахождения радионуклида^{90}Sr от физико-химических свойств почв

Из данных анализа видно, что на содержание форм нахождения радионуклида ^{90}Sr определенное влияние оказывает гранулометрический состав. В частности, содер-

жание физической глины и илистой фракции оказывает прямое влияние на содержание фиксированных форм радионуклида. Гранулометрический состав почв в значительной степени определяет их поглотительную способность. Сорбционная способность почв находится в прямопропорциональной зависимости от степени дисперсности почвенных частиц, поскольку отдельные фракции почв различаются не только размером частиц, но и физическими, химическими свойствами, минералогическим составом. С уменьшением размеров частиц снижается содержание оксида кремния, возрастает количество содержания гумуса и обменных катионов кальция, магния и калия. С уменьшением размера фракций почвы прочность закрепления ими радионуклидов повышается. Наиболее прочно закрепляются радионуклиды илистой фракцией.

Результаты исследований показывают, что содержание гумуса также оказывает прямое влияние на содержание прочносвязанных форм. Известно, что на поведение ^{90}Sr в почве оказывает значительное влияние органическое вещество. Распределение и подвижность^{90}Sr в значительной степени определяются количеством и качественным составом гумуса. Предпочтительнее ^{90}Sr связывается с фульвокислотами. Стронций присутствует в почвах, в основном, в форме сложных комплексов, в состав которых входят кальций, железо и алюминий. В зависимости от того в растворимом или не растворимом состоянии они находятся в почве, возрастает или уменьшается доля стронция в подвижном состоянии.

Вопрос о влиянии обменных оснований на соотношение форм нахождения радионуклидов является малоизученным. Результаты наших исследований показывают, что содержание обменных оснований в почве оказывает обратное влияние на подвижность радионуклида ^{90}Sr. Так, увеличение содержания обменных оснований приводит к увеличению содержания обменных форм радионуклида и к уменьшению его недоступных форм - фиксированной и прочносвязанной.

Возможно, что корреляционные связи между содержаниями форм радионуклидов и различных почвенных частиц являются в своем роде опосредованным показателем, и, вероятнее всего, причина кроется в отличии минералогического, химического состава, емкостей поглощения, сорбционной способности и других характеристик разных почвенных частиц. Определение количественных параметров влияния отдельных свойств почв на содержание форм нахождения радионуклидов является сложной задачей, так как большинство физико – химических показателей тесно связано между собой, и степень воздействия каждого отдельного свойства зависит от влияния всего комплекса.

Огромное влияние на подвижность радионуклидов оказывает кислотность почв, однако в исследованных почвах данная закономерность не была выявлена вследствие недостаточности диапазона варьирования данного фактора в пределах рассматриваемых биогеоценозов.

2.4. Оценка возможного влияния некоторых макроэлементов и стабильных изотопов на формы нахождения радионуклидов в почве

Большое влияние на доступность растениям радионуклидов может оказывать наличие в почвах обменных катионов – элементов - носителей и стабильных изотопов.

Являясь изотопами химических элементов, радионуклиды характеризуются теми же химическими свойствами, что и стабильные изотопы этих элементов, а также химическими свойствами элементов- аналогов. Однако тождественность поведения радионуклидов и их стабильных аналогов может наблюдаться только в случае равновесного распределения физико-химических форм привнесенных форм радионуклидов и природных форм нахождения их стабильных аналогов в почве, т.е. при достижении полноты изотопного обмена в фазах и компонентах почвы. Поэтому время достижения равновесного распределения зависит не только от физико-химических свойств почвы, реакции и состава почвенного раствора, количества и состава почвенных коллоидов, влагосодержания и т.п., но в первую очередь и от исходного физико-химического состояния радионуклидов и скорости его трансформации в конкретных ландшафтно-геохимических условиях.

Для сравнения поведения почвах радионуклидов с поведением макроэлементов и стабильных изотопов в таблице (Таблица 6) представлены данные содержания форм нахождения радионуклидов ^{90}Sr, ^{137}Cs, макроэлементов и стабильных изотопов, в % от суммарного содержания всех форм.

Таблица 6.

Соотношение форм нахождения радионуклидов ^{90}Sr, ^{137}Cs, макроэлементов и стабильных изотопов в почвах экосистемы в районе штольни № 176, % от суммарного содержания всех форм

Формы нахождения	Щелочные металлы				Щелочно – земельные металлы				
	^{137}Cs, %	Cs, %	K, %	Na, %	^{90}Sr, %	Sr, %	Ca, %	Mg, %	Ba, %
водорастворимая	2,1	*	0,3	0,5	1,1	1,2	1,2	0,5	0,04
обменная	13,1	0,6	2,4	0,4	53,4	29,4	32,8	6,4	2,1
подвижная	10,2	0,4	0,7	0,1	35,2	15,9	10,6	4,9	5,0
фиксированная	57,4	16,9	4,4	0,2	6,4	9,4	8,1	40,2	2,8
прочносвязанная	19,3	82,0	92,3	98,9	3,9	43,9	47,2	48,0	90,0
* – *количественных данных нет*									

Строгой тождественности поведения элементов, как следовало ожидать, из приведенных данных не выявлено, однако определенная тенденция просматривается для обоих радионуклидов. Поведение радионуклида ^{137}Cs, в определенной степени, схоже с поведением его химического аналога К и стабильного изотопа Cs. Закономерно, что основная доля элементов Na, K, Cs представлена в прочносвязанной форме, как правило в составе кристаллической решетки первичных и вторичных минералов. Основное содержание радионуклида ^{137}Cs наблюдается в составе фиксированных форм, также недоступных растениям. Значительное отличие ^{137}Cs в сравнительно большем содержании его легкодоступных форм.

Известно, что закрепление и распределение радионуклида стронция в компонентах почв, в основном, определяется закономерностями поведения изотопного носителя - стабильного стронция, а также химического аналога - стабильного кальция. Как видно из таблицы, поведение стабильного Sr практически тождественно поведе-

нию Са. Наибольшее содержание их в почве представлено в прочносвязанной форме, в среднем 44 - 47% от общего содержания, 31 - 34% составляют легкодоступные формы (водорастворимые + обменные), менее значительны по содержанию фиксированные (8,1 - 9,4%) и подвижные формы (10,6 - 15,9%). Радионуклид ^{90}Sr отличается большей растворимостью, и, соответственно, обладает большей биологической доступностью по сравнению с его химическими аналогами. Доля прочносвязанных форм радионуклида ^{90}Sr является, в точности наоборот, минимальной, всего 4% от общего содержания всех форм. Наиболее значительными формами нахождения радионуклида ^{90}Sr являются легкодоступные (55%) и подвижные (35%), менее значительно содержание фиксированных форм (6%).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В результате проведенных исследований получены следующие результаты.

Выявлено,что соотношение форм нахождения ^{137}Cs и ^{90}Sr, в луговых почвах экосистем водотоков штолен существенно различаются. ^{137}Cs в почве, в основном, находится в прочносвязанном состоянии. В отличие от ^{137}Cs, основное содержание ^{90}Sr приходится на долю обменной формы, по-видимому, обуславливающей большую биологическую доступность ^{90}Sr.

Предварительные результаты выявили различие поведения трансурановых радионуклидов ^{241}Am и $^{239+240}$Pu в почвах. Основное содержание радионуклида ^{241}Am сосредоточено в подвижной форме, $^{239+240}$Pu − в прочносвязанной, недоступной растениям, форме.

В пределах одной пространственно ограниченной экосистемы, единого типа почвы и при идентичности прочих условий содержание форм нахождения техногенных радионуклидов в луговой почве варьирует в значительном диапазоне: для ^{137}Cs – от 5 до790 раз, ^{90}Sr, - от 1,5 до 24 раз.

В результате проведенного корреляционного анализа удалось выявить наличие тенденции слабого влияния некоторых физико-химических свойств почв и содержания в почвах некоторых макроэлементов, элементов-аналогов и стабильных изотопов на относительное содержание форм нахождения техногенных радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в исследуемых луговых почвах.

Оценена аналогия поведения в почвах радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr и их химических аналогов и стабильных изотопов.

В целом, проведены детальные работы по изучению форм нахождения различных радионуклидов в почвах двух экосистем штольневых водотоков горного массива Дегелен с практически идентичными физико-химическими почвенными характеристиками и с различными типами радиоактивного загрязнения.

Заключения, основанные на полученных результатах, могут быть применены для оценки и прогноза форм нахождения изученных радионуклидов в луговых почвах горного массива Дегелен в целом, с учетом вариативности почвенных характеристик и характера радиоактивного загрязнения.

ЛИТЕРАТУРА

1. *Агеец В.Ю.* Система радиоэкологических контрмер в агросфере Беларуси / В.Ю.Агеец. - Гомель: РНИУП "Институт радиологии", 2001. - 250с.
2. *Молчанова И.В.* Эколого- геохимические аспекты миграции радионуклидов в почвенно- растительном покрове / И.В.Молчанова, Е.Н.Караваева. - Екатеринбург: УрО РАН, 2001. - 161с.
3. Воздействие радиоактивного загрязнения на наземные экосистемы в зоне аварии на Чернобыльской АЭС (1986-1996): тр. Коми научного центра УрО Российской АН, № 145. - Сыктывкар, 1996. - 115с.
4. *Лысенко Н.И.* Ведение животноводства в условиях радиоактивного загрязнения среды / Н.И. Лысенко, А.Д. Пастернак, Л.В. Рогожина, А.Г. Павлов. – Санкт -Петербург, 2005. – 240с.
5. *Орлов Д.С.* Практикум по биохимии гумуса / Д.С. Орлов, Л.А.Гришина, Н.Л. Ерошинева. - М.: Изд-во Московского Университета, 1969. - 160с.
6. ГОСТ 12536-79. Грунты. Методы лабораторного определения гранулометрического (зернового) состава и и микроагрегатного состава. - Взамен ГОСТ 12536-67; введен 1980-07-01. - М.:Изд-во стандартов, 1979. -13с.
7. ГОСТ 26213-91. Почвы. Методы определения органического вещества. - Взамен ГОСТ 26213-84; введен 1991-12-29. - М.: Изд-во стандартов, 1992. - 6с.
8. ГОСТ 26423-85. – ГОСТ 26428-85. Почвы. Методы определения катионно - анионного состава водной вытяжки. –Введ. 1985-02-18. - М.: Изд-во стандартов, 1985. - 10с.
9. Сборник методических указаний по лабораторным исследованиям почв и растительности Республики Казахстан. - Алматы, 1998. – 226с.

ДЕГЕЛЕҢ ТАУЛЫ МАССИВІНЕН АҚҚАН СУЛАРДЫҢ ТОПЫРАҚ ЭКОЖҮЙЕСІНЕН РАДИОНУКЛИДТЕРДІ ТАБУ ФОРМАСЫ

А.М. Қабдырақова, А.Е. Құндызбаева, С.Н. Лукашенко

Бұл мақалада бұрыңғы Семей сынақ полигонының "Дегелең" сынақ алаңындағы № 176 және № 177 штольнялардан аққан сулардың экожүйесіндегі жайылымдық топырақтан ^{137}Cs, ^{90}Sr, $^{239+240}Pu$ және ^{241}Am техногенді радионуклидтерін табу формасына жүргізілген зерттеулер жайлы деректер келтірілген. Зерттелетін экожүйенің кеңістіктегі шектеуіне қарамастан, топырақтан радионуклидерді табу формасында қомақты түрде өзгеріс (вариациясы) бар екені анықталды. Зерттелетін экожүйенің топырағында ^{137}Cs және $^{239+240}Pu$ радионуклидтерін табу формасында тығыз байланысқан форма, ^{90}Sr және ^{241}Am радионуклидтерінде алмасушы және құбылмалы форма сәйкесінше көбірек табылған форма болып табылады. Өзара байланыстылық талдама жүргізу нәтижесінде ^{137}Cs және ^{90}Sr радионуклидтерін табу формасының құрамына зерттелетін топырақтың физико-химиялық қасиетінің әсер ету мүмкіндігі бағаланды.

Түйінді сөздер: топырақ, радионуклидтерді табу формалары, сілтіден жүйелі айыру, топырақтың физика-химиялық қасиеттері, штольня, Дегелең таулы массиві.

RADIONUCLIDES SPECIES OCCURRENCE IN SOILS OF WATERCOURSE ECOSYSTEMS AT DEGELEN MOUNTAIN MASSIF

A.M. Kabdyrakova, A.E. Kunduzbaeva, S.N. Lukashenko

The work presents data on studying the ^{137}Cs, ^{90}Sr, $^{239+240}$Pu and ^{241}Am radionuclides species occurrence in meadow soils of watercourse ecosystems at tunnels № 176 and № 177 of "Degelen" site at former Semipalatinsk test site. It was revealed that despite the spatial delimitation there is considerable variation for radionuclide occurrence in soil. It is shown that the dominant form of ^{137}Cs and $^{239+240}$Pu radionuclides occurrence in soils of studied ecosystems is well bound form, ^{90}Sr and ^{241}Am – exchange and mobile forms, accordingly. As a result of correlation analysis we have assessed the possible influence of physical and chemical properties of studied soils on content of ^{137}Cs and ^{90}Sr radionuclides occurrence.

Key words: soil, radionuclides species, consecutive leaching, physical and chemical properties of soil, tunnel, Degelen mountain massif.

УДК 577.4:577.391: 504.73:539.16

ОСОБЕННОСТИ НАКОПЛЕНИЯ ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ РАСТЕНИЯМИ В РАЙОНЕ ШТОЛЬНЕВЫХ ВОДОТОКОВ ПЛОЩАДКИ "ДЕГЕЛЕН"

Н.В. Ларионова, С.Н. Лукашенко, А.М. Кабдыракова, А.Е. Кундузбаева, А.В. Паницкий, Ж.А. Байгазинов

В статье представлены обобщенные результаты исследования особенностей накопления техногенных радионуклидов растениями в районе штольневых водотоков площадки "Дегелен" (в условиях лугового биогеоценоза). Выявлен характер перераспределения (по органам) и динамики содержания радионуклидов в надземной части растений, в том числе от основных фаз вегетации. Установлены параметры накопления радионуклидов ^{137}Cs, ^{90}Sr, $^{239+240}$Pu и оценочно ^{241}Am из почвы в надземной части растений. Прослежена нестабильность накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr растениями в течение 2-х вегетационных периодов. Дана оценка влияния некоторых физико-химических свойств почв, форм нахождения радионуклидов, их стабильных изотопов и макроэлементов на накопление радионуклидов растениями. Рассмотрена возможность снижения параметров накопления радионуклида ^{137}Cs в растениях путем внесения в почву стабильного Cs.

Ключевые слова: радиоэкология, радиоактивное загрязнение, радионуклиды, стабильные изотопы, формы нахождения радионуклидов, макроэлементы, почвы, физико-химические свойства почв, растения, фазы вегетации, коэффициенты накопления (Кн).

ВВЕДЕНИЕ

Многолетний мониторинг загрязненных территорий в Чернобыле и на Южном Урале позволил детально оценить параметры накопления радионуклидов как сельскохозяйственными культурами, так и естественными растениями этих регионов. Основными результатами тех исследований стали данные о влиянии на накопление радионуклидов растениями ряда факторов, среди которых можно выделить: физико-химические свойства радионуклидов, агрохимические характеристики почв, биологические особенности растений [1, 2]. На основании экспериментальных опытов были установлены многочисленные закономерности между биологической доступностью радионуклидов и свойствами почв (гумусом, механическим составом, емкости поглощения и др.), параметрами накопления их растениями и биологическими особенностями самих растений и многое другое.

Однако для территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона (СИП) важность изучения особенностей накопления радионуклидов растениями естественных биогеоценозов, учитывая природно-климатические особенности, характерные только для данного региона, остается бесспорной и сейчас. Особенно актуальными подобные исследования становятся в условиях проведения масштабных работ по передаче земель полигона в хозяйственный оборот. В связи с этим, появляется необходимость в достоверной информации о параметрах перехода радионуклидов из почвы в надземную часть растений данного региона, особенно для таких малоизученных радионуклидов как $^{239+240}$Pu и ^{241}Am, данные по которым встречаются крайне редко даже в обобщенных материалах МАГАТЭ [3].

Особый интерес, с точки зрения изучения накопления искусственных радионуклидов, представляют собой растения луговых биогеоценозов, широко распростра-

ненные в поймах штольневых радиоактивно-загрязненных ручьев горного массива Дегелен, отличающиеся особенно большой способностью накапливать радионуклиды, что, с одной стороны, обусловлено аккумуляцией дерниной радионуклидов в наиболее доступной для растений форме, а с другой стороны, особенностями формирования корневой системы самих луговых видов [4].

Полученные знания параметров накопления радионуклидов исследуемыми видами растений в дальнейшем будут использованы при расчете доз для населения, проживающего на территории СИП, а также могут послужить основанием для разработки как конкретных практических рекомендаций, направленных на решение проблемы радиоактивного загрязнения почвенно-растительного покрова исследуемой территории, так и комплекса мероприятий по снижению содержания радионуклидов в продукции, получаемой в условиях радиационного загрязнения.

1. МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Исследования проводились на территории бывшего СИП в районе штолен № 176 и № 177 площадки "Дегелен" (одноименный горный массив Дегелен).

1.1. Методы исследования

Изучение растительного покрова

Изучение растительного покрова территории проводилось отдельными методами геоботанического описания с выделением основных типов растительности, определением проективного покрытия и видового состава растений [5]. Одновременно с описанием производилось определение продуктивности растительного покрова методом укосов на 3-х площадках площадью 1 м^2 каждая (Рисунок 1, а). При этом травянистые растения срезались на высоте 1-3 см, крупнотравье – 4-6 см, у полукустарников срезался или обрывался прирост текущего года. Для определения продуктивности в сухом весе, срезанные растения раскладывались для просушивания до воздушно-сухого (ломкого) состояния и взвешивались.

а б в

Рисунок 1. Определение продуктивности растительного покрова методом укосов (а), луговое разнотравье (б), кустарники (ива (*Salix triandra*)) в пойме ручья (в)

Интегральные радиационные параметры

Измерения радиационных параметров – плотности потока β-частиц и мощности эквивалентной дозы (МЭД), необходимых при выборе исследовательских площадок с

повышенным уровнем радиоактивного загрязнения, выполнялись при проведении экспедиционных работ в соответствии со стандартными методиками [6].

Физико-химический анализ почв

Механический состав почвы определялся пипет-методом, устанавливающим количественное соотношение в процентах почвенных фракций, охватывающих ту или иную группу частиц разного размера [7]. Определение содержания в почве гумуса проводилось по методу Тюрина в модификации Никитина [7]. Измерение pH проводилось методом, основанным на измерении величины pH водной вытяжки пород электродной системой, состоящей из индикаторного стеклянного электрода, потенциал которого определяется активностью водородных ионов в растворе, и вспомогательного проточного электрода сравнения с известным потенциалом [8].

Определение наиболее доступных растениям форм нахождения радионуклидов, их стабильных изотопов и макроэлементов

Формы нахождения радионуклидов и микроэлементов в почве определяли методом последовательного выщелачивания из почвы различными реагентами и определением их содержания в полученных вытяжках [9]. Для этого 100 г воздушно-сухой пробы почвы, просеянной через сито диаметром ячеек 1 мм, последовательно обрабатывали различными выщелачивающими растворами и получали соответствующие вытяжки. Соотношение почвы и выщелачивающего раствора во всех этапах эксперимента поддерживалось равным 1:5. Наиболее доступные растениям формы радионуклидов извлекали водой (водорастворимая форма) и 1М раствором уксуснокислого аммония (обменная форма).

Радионуклидный анализ

Анализы по измерению удельной активности радионуклидов в пробах почвы и растений проводились в соответствии со стандартными методическими указаниями на поверенной лабораторной аппаратуре [10, 11]. Определение удельной активности радионуклидов ^{137}Cs и ^{241}Am проводилось на гамма-спектрометре Canberra GX-2020, ^{90}Sr – на бета-спектрометре "Прогресс", $^{239+240}$Pu определяли радиохимическим выделением с последующим измерением на альфа-спектрометре Canberra. Предел обнаружения по ^{137}Cs составлял 1 Бк/кг (для проб растений) и 4 Бк/кг (для проб почвы), ^{241}Am – 0,3 Бк/кг и 1 Бк/кг, $^{239+240}$Pu – 0,1 Бк/кг и 1 Бк/кг, соответственно, ^{90}Sr – 200 Бк/кг. Погрешность измерений для ^{137}Cs и ^{241}Am не превышала 10-20 %, ^{90}Sr – 15-25 %, $^{239+240}$Pu – 30%.

Элементный анализ

Элементный анализ на содержание макроэлементов Na, K, Ca, Mg и стабильных изотопов Cs и Sr в пробах почв проводился методом масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой на приборе "ELAN 9000" в комплекте с компьютером и специализированным программным обеспечением.

Расчет коэффициентов накопления (Кн)

Расчет коэффициентов накопления (Кн), необходимых для количественного описания параметров переноса радионуклидов из почвы в надземную часть растений, представлял собой отношение содержания радионуклида в единице массы растительности к содержанию радионуклида в единице массы почвы [4].

1.2. Объекты исследования

Почвы

Исследуемые почвы относятся к почвам лугового ряда – маломощные (мощность почвенной толщи в русле не превышает 40-45 см, в береговой зоне – 20-25 см), ввиду их незначительного по времени периода формирования, достаточно хорошо гумусированы, особенно по центру русла, хорошо промыты от легкорастворимых солей и карбонатов.

Растения

Основная биомасса растений лугового биогеоценоза сосредоточена в поймах радиоактивно-загрязненных водотоков штолен, где за счет дополнительного увлажнения во всем многообразии представлена луговая растительность (иван-чай (*Chamaenerium angustifolium*), бодяк (*Cirsium arvense*), пижма (*Tanacetum vulgare*), вейник (*Calamagrostis arundinacea*), крапива (*Urtica dioica*), вероника (*Veronica spuria*), мята (*Mentha interrupta*), щавель (*Rumex confertus)*, герань (*Geranium collinum*), кровохлебка (*Sanguisorba officinalis*), живокость (*Delphinium dictyocarpum*) и др.) (Рисунок 1, б). Проективное покрытие растительного покрова поймы достигает 90 %, продуктивность составляет 3-5 ц/га. Вдоль русел водотоков произрастают кустарниковые заросли (Рисунок 1, в) с участием ивы (*Salix triandra*, *S. viminalis*) и шиповника (*Rosa spinosissima*), в местах максимального увлажнения распространены заросли тростника (*Phragmites australis*).

Растительный покров подгорной равнины представлен остепненными луговыми ценозами (волоснец (*Leymus angustus*), люцерна (*Medicago falcata*), подорожник (*Plantago cornuti*), тысячелистник (*Achillea asiatica*), лапчатка (*Potentilla bifurca*, *P. dealbata*), додарция (*Dodartia orientalis*), синеголовник (*Eryngium planum*), солонечник (*Galatella biflora*), василек (*Centaurea ruthenica*) и др.). Проективное покрытие варьирует от 50 до 70 %, продуктивность – 2-3 ц/га.

Наиболее интересными объектами площадки "Дегелен", с точки зрения радиоэкологических исследований, являются представители луговой растительности, приуроченной к местам повышенного увлажнения районов штольневых водотоков, характеризующихся, как правило, высоким радиоактивным загрязнением, а также кустарники, способные за счет глубоко проникающей корневой системы характеризовать более глубокие слои подземной сферы. Так, объектами исследования в данной работе выбраны повсеместно распространенные некоторые представители лугового разнотравья (пижма (*Tanacetum vulgare*), иван-чай (*Chamaenerium angustifolium*), бодяк (*Cirsium arvense*), волоснец (*Leymus angustus*)) и кустарники – шиповник (*Rosa spinosissima*) и ива (*Salix triandra*), характеризующиеся относительно высокой биомассой, необходимой для проведения ряда экспериментов.

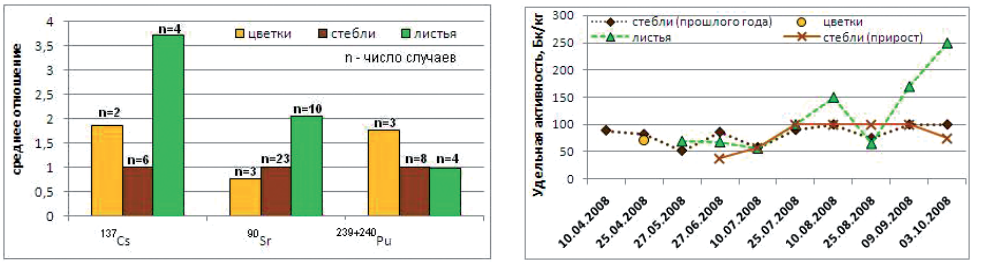
2. РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

2.1. Изучение характера перераспределения и динамики содержания радионуклидов в надземной части растений

Для изучения характера перераспределения и динамики содержания радионуклидов в надземной части растений в районе поверхностного радиоактивно-загрязненного водотока штольни № 177 заложены 3 мониторинговые площадки. На каждой площад-

ке в течение всего вегетационного сезона (с апреля по октябрь) производился периодический отбор (каждые 15 дней) проб отдельных органов (генеративных (цветки) и вегетативных (листья и стебли, в т.ч. стебли прошлого года и прирост)) кустарника – ивы (*Salix triandra*). Во всех пробах определялась удельная активность радионуклидов ^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{241}Am и $^{239+240}$Pu.

На гистограмме (Рисунок 2, а) показано усредненное отношение содержания радионуклидов ^{137}Cs, ^{90}Sr и $^{239+240}$Pu в вегетативных (стеблях и листьях) и генеративных (цветках) органах ивы (*Salix triandra*) по данным с трех мониторинговых площадок за весь период исследования, нормированное на концентрацию в стеблях. Значения удельной активности ^{241}Am в растениях оказались ниже предела обнаружения.



а б

Рисунок 2. Среднее отношение содержания радионуклидов ^{137}Cs, ^{90}Sr и $^{239+240}$Pu в различных органах ивы (*Salix triandra*) (а); динамика значений удельной активности ^{90}Sr в иве (*Salix triandra*) (б)

Концентрация радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в генеративных органах (цветках) в целом ниже, чем в вегетативных (листьях и стеблях), хотя содержание ^{137}Cs в цветках превышает его содержание в стеблях, при этом основное содержание обоих радионуклидов отмечается в листьях. Значимые величины удельной активности $^{239+240}$Pu чаще всего встречаются именно в цветках (1,4-2,3 Бк/кг) и сравнительно меньшие – в вегетативных органах (0,6-1,8 Бк/кг).

Динамика содержания радионуклидов в отдельных органах ивы (*Salix triandra*) в течение вегетационного периода, показанная на графике (Рисунок 2, б), представлена только для одной мониторинговой площадки и только для радионуклида ^{90}Sr из-за отсутствия достаточного количества значимых величин активностей ^{137}Cs, ^{241}Am и $^{239+240}$Pu. Определенная тенденция роста концентрации радионуклида ^{90}Sr в иве (*Salix triandra*) прослеживается для листьев и стеблей прироста, при этом значения удельной активности ^{90}Sr в стеблях прошлого года в среднем варьируют в пределах погрешности. В целом, динамика содержания ^{90}Sr в рассмотренных вегетативных органах ивы (*Salix triandra*) имеет достаточно сложный характер, что может быть связано как с условиями произрастания (непосредственно в радиоактивно-загрязненном водотоке), так и с физиологическими особенностями исследуемого растения.

Дополнительные исследования динамики содержания радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в надземной части растений в течение вегетационного периода в зависимости от основных фаз вегетации проводились для отдельных видов естественных луговых трав в районе штольни № 176. Для этого на 6 исследовательских площадках производился

периодический (через каждые 15 дней) отбор проб надземной части растений (волоснеца (*Leymus angustus*) и пижмы (*Tanacetum vulgare*)). Динамика средних значений удельной активности ^{90}Sr для каждого вида представлена на графике (Рисунок 3).

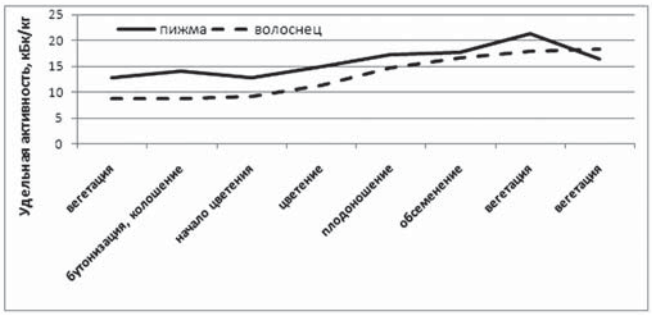
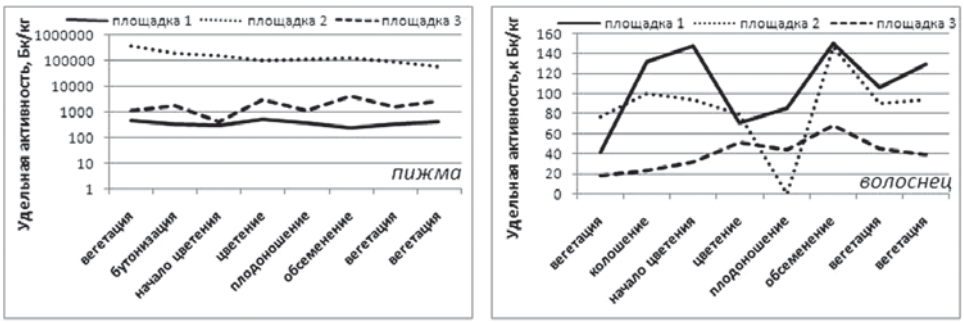


Рисунок 3. Динамика средних величин удельной активности ^{90}Sr в исследуемых растениях в зависимости от основных фаз вегетации

Анализ полученных данных показывает, что содержание радионуклида ^{90}Sr в анализируемых видах растений резко увеличивается с началом цветения и возрастает на протяжении всего вегетационного периода. Максимальное накопление приходится на осенние месяцы: для пижмы – в сентябре, для волоснеца – сентябре-октябре.

Совершенно иная картина динамики содержания получена для радионуклида ^{137}Cs в исследуемых видах растений (Рисунок 4).



а б

Рисунок 4. Динамика содержания ^{137}Cs в растениях (пижма (а) и волоснец (б)) в зависимости от основных фаз вегетации

На основании полученных результатов можно сказать, что динамика содержания радионуклида ^{137}Cs имеет различный характер как для разных видов исследуемых растений, так и для разных исследовательских площадок, при этом накопление ^{137}Cs в надземной части к концу вегетационного периода прослеживается только для волоснеца. В целом же кривые динамики содержания радионуклида ^{137}Cs в надземной части исследуемых растений носят значительно более сложный характер, чем кривые по ^{90}Sr.

2.2. Выявление количественных параметров переноса радионуклидов из почвы в надземную часть растений

С целью выявления количественных параметров переноса радионуклидов как из почв с одинаковыми физико-химическими свойствами в надземную часть различных видов растений, так и в определенные виды растений из почв с разными почвенными характеристиками, вдоль русла водотока штольни № 176 заложено 5 исследовательских площадок (площадью по 3 м^2). С каждой площадки отобрана вся надземная биомасса растений, с разделением по видовому составу (пижма (*Tanacetum vulgare*), солонечник (*Galatella biflora*), девясил (*Inula salicina*), мятлик (*Poa trivialis*), вероника (*Veronica spuria*), василистник (*Thalictrum simplex*), иван-чай (*Chamaenerium angustifolium*), тростник (*Phragmites australis*), осока (*Carex caespitosa*), бодяк (*Cirsium arvense*), крапива (*Urtica cannabina*)). Проба почвы состояла из 3-х образцов, отобранных методом "укола" на глубину наиболее корнеобитаемого слоя (~20 см). При расчете Кн использовалось среднее арифметическое 3-х значений удельной активности почвы для каждой площадки. Результаты радионуклидного анализа представлены в таблице (Таблица 1).

Таблица 1.

Удельная активность радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в пробах растений и почвы

№ исследовательской площадки	Вид растений	Удельная активность радионуклидов, кБк/кг			
		^{137}Cs		^{90}Sr	
		растения	почва	растения	почва
1	пижма (*Tanacetum vulgare*)	34,4±0,2	12,5±0,1	46±5	31±4
	солонечник (*Galatella biflora*)	47,0±0,1		19±3	
	девясил (*Inula salicina*)	39,0±0,3		77±9	
	мятлик (*Poa trivialis*)	20,3±0,2		27±4	
	вероника (*Veronica spuria*)	22,0±0,1		48±6	
2	пижма (*Tanacetum vulgare*)	73,3±0,3	37±0,3	42±5	21±3
	солонечник (*Galatella biflora*)	32,1±0,1		37±5	
	девясил (*Inula salicina*)	23,3±0,2		64±8	
	мятлик (*Poa trivialis*)	31,0±0,1		19±3	
	вероника (*Veronica spuria*)	72,4±0,2		32±4	
3	пижма (*Tanacetum vulgare*)	222,0±0,3	30,6±0,3	36±5	20±3
	солонечник (*Galatella biflora*)	238,0±0,5		33±4	
	девясил (*Inula salicina*)	58,0±0,5		50±6	
	мятлик (*Poa trivialis*)	71,0±0,7		13±2	
	вероника (*Veronica spuria*)	94,0±0,2		44±5	
4	солонечник (*Galatella biflora*)	5,0±0,1	4,00±0,04	19±3	16±2
	василистник (*Thalictrum simplex*)	0,60±0,03		22±3	
	иван-чай (*Chamaenerium angustifolium*)	14,0±0,1		50±6	
	тростник (*Phragmites australis*)	25,0±0,2		35±4	
	осока (*Carex caespitosa*)	1,55±0,03		13±2	
	бодяк (*Cirsium arvense*)	7,2±0,1		79±9	
5	тростник (*Phragmites australis*)	37,1±0,3	81,1±0,7	34±4	23±3
	осока (*Carex caespitosa*)	35,0±0,3		22±3	
	чертополох (*Carduus nutans*)	76,2±0,3		90±10	
	крапива (*Urtica cannabina*)	74,0±0,2		126±15	

Для проведения сравнительного анализа величины накопления радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr растениями в зависимости от их биологических особенностей и физико-химических свойств почв рассчитаны Кн, а также коэффициенты вариации (V), показывающие стандартное отклонение по генеральной совокупности Кн для отдельных видов растений и для разных исследовательских площадок в процентах от среднего арифметического (Таблица 2).

Таблица 2.

Коэффициенты накопления (Кн) радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr, коэффициенты вариации (V)

Вид растения	Кн ^{137}Cs					V, %	Кн ^{90}Sr					V, %
	1*	2	3	4	5		1	2	3	4	5	
пижма (*Tanacetum vulgare*)	2,8	2,0	7,2	-	-	70	1,5	2,0	1,8	-	-	16
солонечник (*Galatella biflora*)	3,8	0,9	7,8	1,3	-	92	0,6	1,8	1,7	1,2	-	41
девясил (*Inula salicina*)	3,1	0,6	1,9	-	-	66	2,5	3,1	2,5	-	-	13
мятлик (*Poa trivialis*)	1,7	0,8	2,3	-	-	46	0,8	0,9	0,6	-	-	17
вероника (*Veronica spuria*)	1,8	2,0	3,1	-	-	31	1,5	1,5	2,2	-	-	21
василистник (*Thalictrum simplex*)	-	-	-	0,2	-	-	-	-	-	1,4	-	-
иван-чай (*Chamaenerium angustifolium*)	-	-	-	3,8	-	-	-	-	-	3,1	-	-
тростник (*Phragmites australis*)	-	-	-	6,7	0,1	137	-	-	-	2,2	1,5	28
осока (*Carex caespitosa*)	-	-	-	0,4	0,1	87	-	-	-	0,8	1,0	12
бодяк (*Cirsium arvense*)	-	-	-	2,0	0,2	113	-	-	-	5,0	4,0	16
крапива (*Urtica cannabina*)	-	-	-		0,2	-	-	-	-	-	5,6	-
V, %	35	53	63	104	41	-	52	43	40	68	72	-

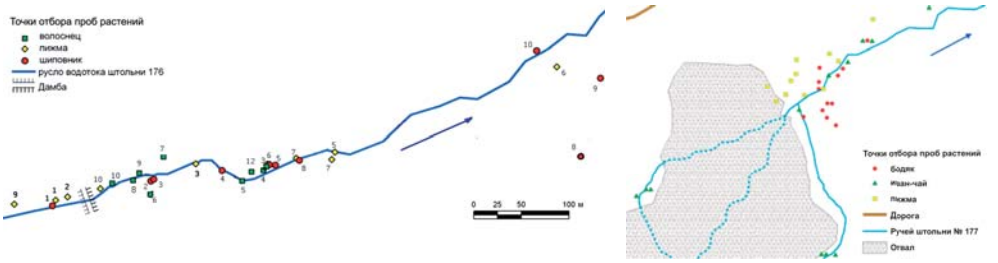
Примечание: - на площадке данный вид растения отсутствовал; * № исследовательской площадки

По результатам проведенного анализа выявлено, что значения Кн ^{137}Cs и ^{90}Sr изменяются как для разных видов растений в условиях одинаковых физико-химических свойств почв, так и для каждого определенного вида на разных исследовательских площадках.

Диапазон значений Кн ^{137}Cs в ряду исследовательских площадок по отдельным видам растений выше, чем в ряду различных видов растений с определенной исследовательской площадки. В свою очередь, диапазон значений Кн ^{90}Sr варьирует в сравнительно меньшей степени, чем Кн ^{137}Cs, а больший разброс в значениях отмечается в ряду различных видов растений, при этом изменения в накоплении ^{90}Sr определенными видами растений на разных исследовательских площадках незначительны. Таким образом, можно предположить, что на накопление растениями радионуклида ^{137}Cs в большей степени оказывают влияние почвенные характеристики мест произрастания, а на накопление ^{90}Sr – видовые особенности самих растений.

Для установления статистически достоверных значений Кн для отдельных видов растений лугового биогеоценоза в местах радиоактивного загрязнения вдоль водотоков штолен № 176 и № 177 заложено соответственно 30 и 36 исследовательских площадок, на которых сопряженно производился отбор проб почвы и надземной части

растений (Рисунок 5). В качестве опытных видов растений в районе штольни № 176 выбраны пижма (*Tanacetum vulgare*), шиповник (*Rosa spinosissima*) и волоснец (*Leymus angustus*), в районе штольни № 177 – пижма (*Tanacetum vulgare*), иван-чай (*Chamaenerium angustifolium*) и бодяк (*Cirsium arvense*). Площадь отбора растений не превышала 1 м^2. Почва отбиралась методом "укола" на глубину наиболее корнеобитаемого почвенного слоя до скальных пород (20 см).



а б

Рисунок 5. Схема расположения исследовательских площадок в районе штольни № 176 (а) и штольни № 177 (б)

В пробах, отобранных в районе штольни № 176, определялась удельная активность радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr, в районе штольни № 177 – ^{137}Cs, ^{90}Sr, $^{239+240}$Pu и ^{241}Am. Данные содержания радионуклидов в исследуемых видах растений и почвах представлены в таблице (Таблица 3).

Таблица 3.

Диапазоны значений удельной активности радионуклидов ^{137}Cs, ^{90}Sr, $^{239+240}$Pu и ^{241}Am в исследуемых растениях и почвах в районе штолен № 176 и № 177

Объект исследования		Диапазон значений удельной активности, Бк/кг							
		^{137}Cs		^{90}Sr		$^{239+240}$Pu		^{241}Am	
		min	max	min	max	min	max	min	max
176*	пижма	(0,12±0,02)*10^3	(8,7±0,1)*10^4	(12±2)*10^3	(2,5±0,3)*10^4	-	-	-	-
	шиповник	(0,03±0,01)*10^3	(1,2±0,1)*10^4	(4,4±0,8)*10^3	(2,7±0,4)*10^4	-	-	-	-
	волоснец	(0,03±0,01)*10^3	(5,4±0,1)*10^4	(3,9±0,8)*10^3	(2,1±0,3)*10^4	-	-	-	-
	почва	(0,03±0,01)*10^3	(45,2±0,1)*10^4	(0,6±0,2)*10^3	(3,3±0,4)*10^4	-	-	-	-
177*	пижма	-**	101±3	(30±4)*10^3	(85±10)*10^3	2±0,5	51±4	-**	-**
	иван-чай	-**	38±4	(7±1)*10^3	(150±20)*10^3	6±1	12±2	-**	2±1
	бодяк	-**	540±4	(100±10)*10^3	(320±40)*10^3	40±10	90±10	-**	4±1
	почва	16±3	11300±100	(1,8±0,4)*10^3	(130±15)*10^3	(2,9±0,04)*10^3	(12,2±0,1)*10^3	-**	680±10

Примечание: * - номер штольни; ** - ниже предела обнаружения: ^{137}Cs - <0,1; ^{241}Am - <0,3

Уровень радиоактивного загрязнения как почв, так и растений выбранных исследовательских площадок варьирует в довольно широком диапазоне. Наибольшие концентрации в районе штольни № 177 характерны для радионуклида ^{90}Sr, при этом содержание ^{137}Cs в некоторых растениях оказалось ниже предела обнаружения, а зна-

чения удельной активности ^{241}Am в растениях минимальны и зачастую количественно не определены. Удельная активность радионуклида $^{239+240}$Pu пока представлена только для исследовательских площадок с заведомо известным его высоким содержанием в почвах.

В таблице (Таблица 4) приведены Кн ^{137}Cs, ^{90}Sr и $^{239+240}$Pu исследуемыми видами растений. Значения Кн ^{241}Am из-за недостатка количественных величин удельной активности указаны оценочно.

Таблица 4.

Диапазоны значений коэффициентов накопления (Кн) радионуклидов в районе штолен № 176 и № 177

Радионуклиды	Кн					
	штольня № 176			штольня № 177		
	волоснец	шиповник	пижма	пижма	иван-чай	бодяк
^{37}Cs	1,30 (n=10) 0,05 - 7,50	2,60 (n=10) 0,01 - 13,20	2,80 (n=10) 0,01 - 16,30	0,02 (n=10) 0,002 – 0,06	0,20 (n=12) 0,001 – 1,00	0,10 (n=11) 0,008 – 0,60
^{90}Sr	3,30 (n=10) 0,90 - 9,50	2,00 (n=10) 0,40 - 4,50	1,80 (n=10) 0,80 - 5,70	0,80 (n=11) 0,50 – 1,40	1,30 (n=13) 0,50 – 4,00	2,47 (n=11) 1,80 – 3,20
$^{239+240}$Pu	-	-	-	0,01 (n=5) 0,0003 – 0,02	0,004 (n=3) 0,001 – 0,003	0,01 (n=2) 0,003 – 0,02
^{241}Am	-	-	-	<0,03 (n=10)	<0,13 (n=12)	<0,09 (n=9)
Примечание: в числителе – среднее арифметическое, в знаменателе – диапазон значений, n – число случаев						

На основании сравнительного анализа можно отметить, что, несмотря на относительно небольшую площадь исследуемых территорий, идентичность климатических условий и типа почвы, а также отбор проб растений по видам, диапазон значений Кн радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в районе обеих штолен варьирует в неожиданно широких пределах. Для радионуклида ^{90}Sr он составляет один порядок, для ^{137}Cs достигает трех. Оценочные значения Кн ^{241}Am растениями в районе штольни № 177 в среднем не превышают 0,1; Кн $^{239+240}$Pu находятся в пределах от 0,0001 до 0,01.

Сравнительное распределение Кн радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr исследуемыми видами растений в районе обеих штолен представлено в виде гистограммы частоты встречаемости их значений, выраженных в виде десятичных логарифмов (Рисунок 6).

Различия в распределении значений Кн видны как для отдельных видов растений, так и для разных радионуклидов, причем более резко выражены для ^{137}Cs, чем для ^{90}Sr. Так, в районе штольни № 176 для волоснеца диапазон значений Кн ^{137}Cs меньше (два порядка), чем для пижмы и шиповника (по три порядка), а в районе штольни № 177 диапазон значений Кн ^{137}Cs меньше для пижмы (один порядок), чем для бодяка (два порядка) и иван-чая (три порядка). Средние же значения Кн ^{90}Sr, в отличие от ^{137}Cs, в целом смещены в сторону больших величин, следовательно, в большей степени в растениях накапливается именно ^{90}Sr. Определенное исключение составляют данные для пижмы в районе штольни № 177, средние значения Кн ^{90}Sr которой не превышают единицы. Также необходимо отметить, что определенный сдвиг значений Кн ^{137}Cs в сторону меньших величин прослеживается для всех исследуемых растений в районе штольни № 177.

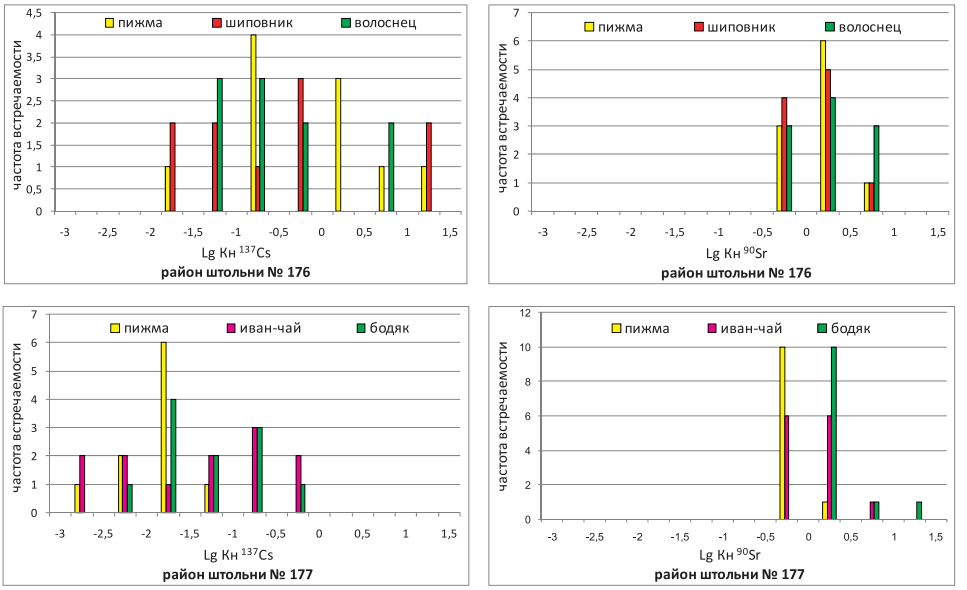


Рисунок 6. Распределение значений Lg Кн ^{137}Cs и ^{90}Sr исследуемыми растениями в районе штолен № 176 и № 177

Для оценки вариативности значений Кн в течение нескольких вегетационных периодов дополнительно вдоль водотока штольни № 176 было заложено 10 исследовательских площадок размером 1м×1м. На каждой отобрана смешанная проба почвы на глубину наиболее корнеобитаемого слоя (20 см), и в течение 2-х лет подряд производился отбор надземной части растений. Исследуемыми видами стали волоснец (*Leymus angustus*), лапчатка (*Potentilla bifurca*), таволга (*Spiraea hypericifolia*), вероника (*Veronica spuria*), полынь (*Artemisia latifolia*). Во всех отобранных пробах определена удельная активность радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr, рассчитаны Кн, значения которых представлены в таблице (Таблица 5).

Таблица 5.

Значения коэффициентов накопления (Кн) радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr; отношение значений Кн радионуклидов, полученных в 2008 г., к значениям Кн 2009 г.

№ площадки	Виды растений	Кн				Отношение значений Кн радионуклидов, полученных в 2008 г., к значениям Кн 2009 г.	
		^{137}Cs		^{90}Sr			
		2008	2009	2008	2009	^{137}Cs	^{90}Sr
I	волоснец (*Leymus angustus*)	0,09	0,12	1,06	1,13	0,8	0,9
	лапчатка (*Potentilla bifurca*)	0,16	0,10	1,81	2,56	1,6	0,7
II	волоснец (*Leymus angustus*)	0,11	0,01	1,00	1,17	11,0	0,9
III	волоснец (*Leymus angustus*)	1,21	0,49	1,97	0,93	2,5	2,1
	лапчатка (*Potentilla bifurca*)	0,09	0,14	3,55	4,08	0,6	0,9
	таволга (*Spiraea hypericifolia*)	0,03	0,07	1,84	2,50	0,4	0,7

№ площадки	Виды растений	Кн				Отношение значений Кн радионуклидов, полученных в 2008 г., к значениям Кн 2009 г.	
		^{137}Cs		^{90}Sr			
		2008	2009	2008	2009	^{137}Cs	^{90}Sr
IV	волоснец (*Leymus angustus*)	0,32	0,05	1,86	2,22	6,4	0,8
V	волоснец (*Leymus angustus*)	0,15	0,06	4,39	3,23	2,5	1,4
	вероника (*Veronica spuria*)	0,20	0,11	5,54	6,24	1,8	0,9
VI	волоснец (*Leymus angustus*)	0,13	0,16	1,70	0,89	0,8	1,9
	лапчатка (*Potentilla bifurca*)	0,05	0,03	3,10	3,80	1,7	0,8
	полынь (*Artemisia latifolia*)	0,69	0,05	2,40	2,00	13,8	1,2
VII	волоснец (*Leymus angustus*)	0,34	0,41	1,60	0,77	0,8	2,1
	лапчатка (*Potentilla bifurca*)	0,37	0,11	4,30	3,20	3,4	1,3
	таволга (*Spiraea hypericifolia*)	0,42	0,16	1,80	1,50	2,6	1,2
	полынь (*Artemisia latifolia*)	0,25	0,08	1,20	1,90	3,1	0,6
VIII	волоснец (*Leymus angustus*)	0,83	0,76	1,36	1,36	1,1	1,0
	лапчатка (*Potentilla bifurca*)	0,40	0,24	3,73	4,73	1,7	0,8
	таволга (*Spiraea hypericifolia*)	0,20	0,09	1,27	1,55	2,2	0,8
IX	волоснец (*Leymus angustus*)	0,33	0,07	1,86	0,89	4,7	2,1
	лапчатка (*Potentilla bifurca*)	0,18	0,20	4,68	4,65	0,9	1,0
X	волоснец (*Leymus angustus*)	1,78	1,56	1,53	1,05	1,1	1,5
	лапчатка (*Potentilla bifurca*)	0,47	0,35	4,24	5,06	1,3	0,8
Среднее отношение значений Кн радионуклидов, полученных в 2008 г.,к значениям Кн 2009 г.						2,9	1,2

Представленные данные отражают нестабильность Кн в разные сезоны как для различных видов растений, так и для разных исследовательских площадок, при этом накопление радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в одних случаях увеличивается, в других – уменьшается. Приведенное отношение значений Кн радионуклидов, полученных в 2008 г., к значениям 2009 г. количественно отражает вариабельность данного параметра для радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr одними и теми же видами растений. Так, разница в значениях Кн радионуклида ^{137}Cs для различных сезонов в отдельных случаях достигает порядка, тогда как ^{90}Sr в среднем изменяется не более чем в 2 раза. Полученные результаты говорят об определенном наличии значимого влияния тех или иных условий сезонного перераспределения радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в почве и опаде, а также климатических характеристик каждого периода.

2.3. Оценка влияния некоторых физико-химических свойств почв и форм нахождения в них радионуклидов на накопление радионуклидов растениями

Оценка влияния некоторых физико-химических свойств почв и форм нахождения в них радионуклидов на накопление последних растениями из-за недостатка количественных данных по $^{239+240}$Pu и ^{241}Am выполнена только для ^{137}Cs и ^{90}Sr на основе данных 30 и 36 проб почв и растений, отобранных в районе штолен № 176 и № 177 (Рисунок 5, а, б).

В таблице (Таблица 6) представлены результаты корреляционного анализа Кн ^{137}Cs и ^{90}Sr с некоторыми физико-химическими свойствами почв и процентным содержанием в ней форм нахождения радионуклидов. Значения коэффициентов корреляции для водорастворимой формы ^{137}Cs отсутствуют из-за очень низкой концентрации.

Таблица 6.

Корреляционные связи коэффициентов накопления (Кн) радионуклидов и физико-химических свойств почв и содержания форм нахождения радионуклидов

Сравниваемые признаки			Физико-химические свойства почв				Формы нахождения радионуклидов (% от общего содержания в почве)		
			Гумус, %	pH	Физическая глина, %	Сумма солей, %	Водорастворимая	Обменная	
							^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Кн ^{137}Cs	штольня № 176	пижма	-0,60	0,65	0,41	0,61	-	0,55	-
		шиповник	0,24	-0,25	0,76	0,73	-	0,70	-
		волоснец	-0,67	0,20	0,63	-0,21	-	0,38	-
	штольня № 177	пижма	0,23	-0,38	-0,06	-0,13	-	0,57	-
		иван-чай	0,60	0,33	0,02	0,22	-	-*	-
		бодяк	0,49	0,45	-0,05	-0,01	-	-*	-
Кн ^{90}Sr	штольня № 176	пижма	-0,32	0,79	0,68	0,41	0,70	-	0,06
		шиповник	-0,20	-0,14	0,79	0,49	0,86	-	-0,37
		волоснец	-0,43	0,09	0,73	0,20	0,65	-	-0,22
	штольня № 177	пижма	-0,04	-0,01	-0,57	-0,09	-0,26		0,74
		иван-чай	0,19	0,19	0,35	-0,24	-*	-	-*
		бодяк	-0,02	0,17	0,28	0,13	-*	-	-*
Примечание: * - данные отсутствуют									

Некоторая прямая корреляционная зависимость наблюдается между Кн ^{137}Cs и обменной формой содержания данного радионуклида в почвах. Статистически достоверные положительные значения коэффициентов корреляции характерны для всех исследуемых видов растений между Кн ^{90}Sr и его водорастворимой формой содержания в почвах в районе штольни № 176, и обменной – в районе штольни № 177.

Рассматривая значения коэффициентов корреляции между Кн и физико-химическими свойствами исследуемых почв, можно сказать о возможном наличии значимого влияния на величину накопления исследуемыми растениями радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr физической глины в районе штольни № 176. В остальных случаях полученные результаты носят весьма противоречивый характер и не выявляют никаких закономерностей.

Отсутствие зависимостей накопления радионуклидов растениями от физико-химических свойств почв в этом случае может быть связано с недостаточным диапазоном варьирования данного фактора в пределах одного из рассматриваемых биогеоценозов (в районе штольни № 176 или № 177). Однако возможность причинно-следственной связи между Кн и некоторыми физико-химическими свойствами почв может быть обнаружена при обобщении результатов по обеим штольням для пижмы (Рисунок 7).

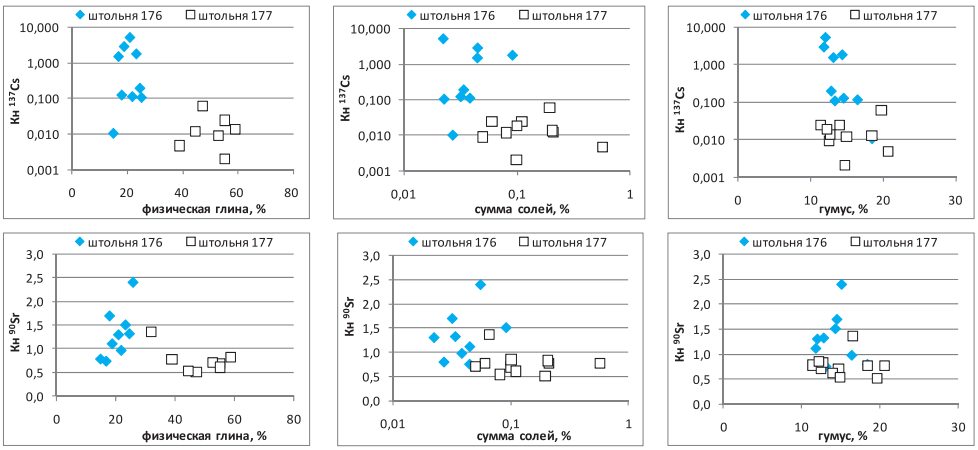


Рисунок 7. Зависимость Кн от некоторых физико-химических свойств луговых почв (для пижмы)

Представленные графики отражают как разницу в значениях Кн, так и разницу в физико-химических свойствах почв для обеих штолен. Так, почвы в районе штольни № 176 характеризуются более легким механическим составом и лучше промыты от водорастворимых солей, чем почвы в районе штольни № 177, при этом содержание гумуса в районе обеих штолен относительно одинаковое, а Кн как ^{137}Cs, так и ^{90}Sr для пижмы в районе штольни № 176 выше, чем в районе штольни № 177. Таким образом, можно предположить, что сравнительно меньшее накопление радионуклидов растениями в районе штольни № 177 может быть связано именно с более тяжелым механическим составом и повышенным содержанием солей в почвах в районе этой штольни.

Подобный анализ проведен и для форм нахождения радионуклидов в почвах районов штолен № 176 и № 177 (Рисунок 8).

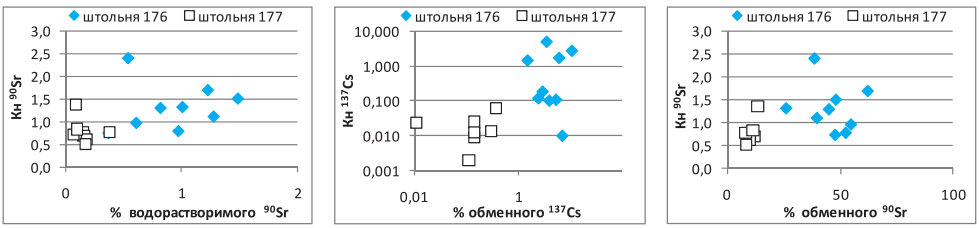


Рисунок 8. Зависимость Кн от форм нахождения радионуклидов (для пижмы)

Полученные зависимости также в целом подтверждают определенное влияние более высокого содержания в почвах наиболее доступных растениям форм радионуклидов (водорастворимой и обменной) на повышение уровня их накопления растениями, в частности, пижмой в районе штольни № 176.

2.4. Оценка влияния некоторых макроэлементов и стабильных изотопов на накопление радионуклидов растениями

Накопление радионуклидов растениями в определенной степени зависит от содержания в почве некоторых макроэлементов (элементов-аналогов), а также стабильных изотопов исследуемых радионуклидов [12]. Возможность влияния Na, K, Ca, Mg, Cs и Sr на накопление радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr исследуемыми видами растений рассмотрена на основании данных 30 проб растений и почв, отобранных в районе штольни № 177 (на примере пижмы) (Рисунок 5, а). На графиках представлена зависимость Кн ^{137}Cs и ^{90}Sr от содержания водорастворимой формы Na, K, Ca, Mg и Sr в луговых почвах (зависимость Кн от содержания водорастворимой формы Cs отсутствует из-за очень низкой концентрации) (Рисунок 9).

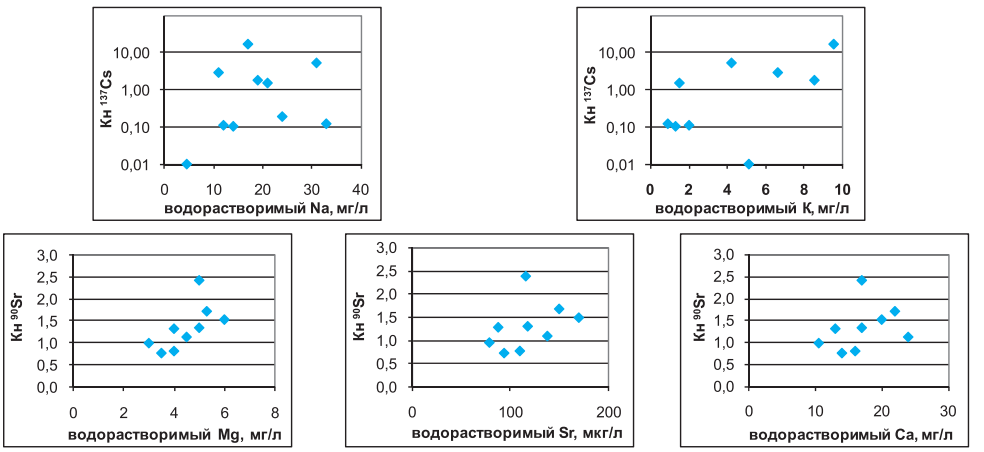


Рисунок 9. Зависимость Кн ^{137}Cs и ^{90}Sr от содержания водорастворимых форм некоторых элементов в луговых почвах (для пижмы)

Некоторая прямая зависимость Кн от содержания водорастворимой формы Ca, Mg и Sr в почве отмечается для ^{90}Sr. Коэффициент корреляции между Кн ^{90}Sr и содержанием Ca составил r = 0,31 ± 0,34 (t = 0,93), Mg – r = 0,64 ± 0,27 (t = 2,36), Sr – r = 0,39 ± 0,33 (t = 1,21). Зависимость Кн ^{137}Cs от Na и K отсутствует.

Зависимость Кн ^{137}Cs и ^{90}Sr от содержания обменной формы Na, K, Ca, Mg, Cs и Sr в луговых почвах представлена на графиках (Рисунок 10).

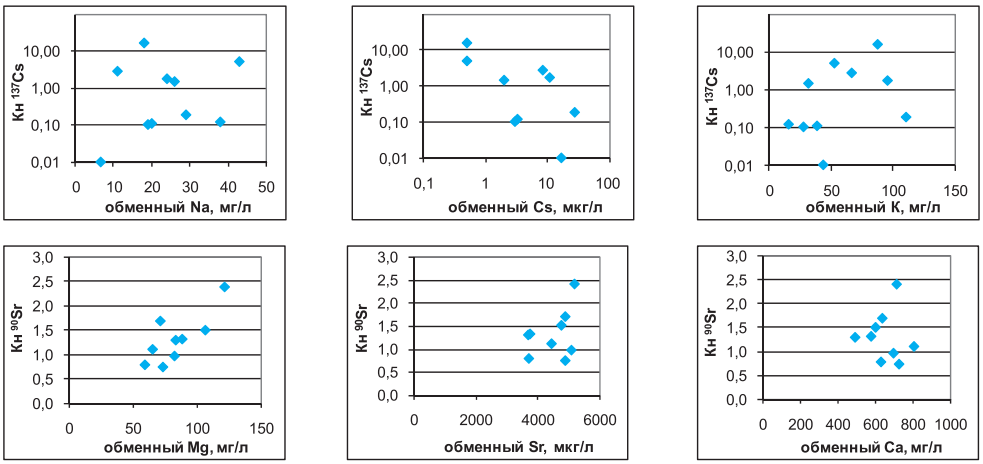
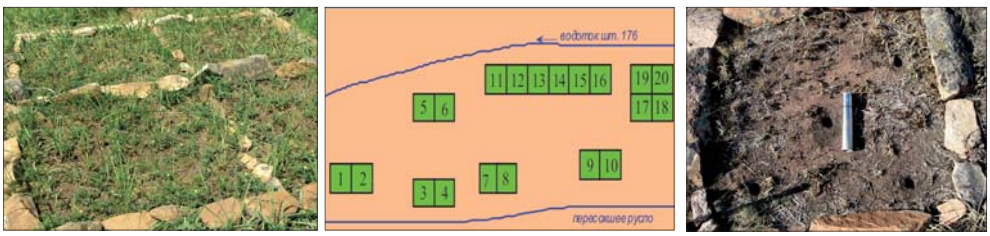


Рисунок 10. Зависимость Кн ^{137}Cs и ^{90}Sr от содержания обменной формы некоторых элементов в луговых почвах (для пижмы)

На графиках зависимости обменной формы рассматриваемых элементов для Кн ^{90}Sr отмечается такая же тенденция, как и для результатов по водной вытяжке в случае с Mg и Sr. Коэффициент корреляции между Кн ^{90}Sr и содержанием Mg составил r = 0,78 ± 0,22 (t = 3,50), Sr – r = 0,38 ± 0,33 (t = 1,15). При этом для Кн ^{137}Cs просматривается обратная зависимость от содержания в почве обменного стабильного Cs (r = -0,43 ± 0,32 (t = - 1,34)).

2.5. Исследование зависимости накопления ^{137}Cs растениями от содержания в почве его стабильного изотопа

На основании данных зависимости Кн ^{137}Cs от содержания в почве его обменного стабильного изотопа (Рисунок 10) проведен натурный эксперимент в естественных условиях. Вдоль водотока штольни № 176 на территории, не превышающей 50м×20м, заложено 20 исследовательских площадок размером 1м×1м (Рисунок 11, а, б).



а б в

Рисунок 11. Исследовательские площадки № 17, 18, 19, 20 (а), схема расположения исследовательских площадок (б), отбор проб почвы (в)

В конце мая 2008 г. каждая площадка была очищена от растительного опада и надземной части весеннего прироста естественных трав. Все площадки поделены на опытные

(с внесением стабильного цезия) и контрольные, произведен их поверхностный полив в определенной последовательности: 1) все 20 площадок политы 10 л чистой воды, 2) 10 опытных площадок – 10 л воды с растворенными в ней 0,3 г цезия азотнокислого ($CsNO_3$), а 10 контрольных площадок – 10 л чистой воды, 3) все 20 площадок политы 10 л чистой воды. В конце вегетационного сезона (в конце августа, через 3 месяца после заложения эксперимента) все исследовательские площадки разобраны. С каждой сопряженно отобраны надземная часть доминирующих видов растений (волоснец (*Leymus angustus*), лапчатка (*Potentilla bifurca*), таволга (*Spiraea hypericifolia*), вероника (*Veronica spuria*), полынь (*Artemisia latifolia*), подмаренник (*Galium boreale*)) и смешанная проба почвы, отобранная методом конверта на глубину наиболее корнеобитаемого слоя, составляющего 20 см (Рисунок 11, в). Для изучения дальнейших возможных преобразований через год со всех исследовательских площадок повторно отобраны пробы надземной части перечисленных доминирующих видов растений.

Во всех отобранных пробах почвы и растений определено содержание радионуклида ^{137}Cs и рассчитаны Кн. В таблице представлены значения Кн ^{137}Cs для наиболее часто встречающихся видов (Таблица 7).

Таблица 7.

Значения коэффициентов накопления (Кн) радионуклида ^{137}Cs исследуемыми видами растений

№ площадки	Кн ^{137}Cs											
	волоснец (*Leymus angustus*)				лапчатка (*Potentilla bifurca*)				таволга (*Spiraea hypericifolia*)			
	2008		2009		2008		2009		2008		2009	
	1*	2**	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
I	0,09	0,25	0,12	0,17	0,16	0,39	0,1	-	-	-	0,02	0,39
II	0,11	0,28	0,01	0,03	-	-	-	0,2	-	-	-	-
III	1,21	24,02	0,49	1,18	0,09	0,28	0,14	0,65	0,03	0,04	0,07	0,1
IV	0,32	0,05	0,05	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-
V	0,15	4	0,06	0,85	-	1,43	-	1,13	0,09	0,41	-	-
VI	0,13	0,64	0,16	0,41	0,05	0,08	0,03	0,1	0,12	0,02	-	-
VII	0,34	0,87	0,41	0,12	0,37	0,5	0,11	0,11	0,42	0,19	0,16	0,29
VIII	0,83	1,8	0,76	1,56	0,4	0,26	0,24	0,33	-	-	0,09	-
IX	0,33	0,22	0,07	0,22	0,18	0,17	0,2	0,12	0,03	0,03	-	-
X	1,78	3,32	1,56	2,21	0,47	0,58	0,35	0,81	0,83	0,44	-	1,36
среднее	0,53	3,55	0,37	0,68	0,25	0,46	0,17	0,43	0,25	0,19	0,09	0,54

Примечание: - на площадке данный вид растения отсутствовал; * без внесения Cs; ** с внесением Cs

Первоначальные результаты эксперимента не подтвердили выдвинутого предположения о возможном снижении поступления радионуклида ^{137}Cs в растения после внесения в почву его стабильного изотопа. Причем значения Кн ^{137}Cs в конце вегетационного периода для площадок с внесенным стабильным Cs в большинстве случаев оказались значительно выше, чем для не обработанных, что, в свою очередь, может быть связано как с формой потребления растениями питательных веществ, так и с их адаптивной реакцией на внесение стрессового фактора. Некоторое снижение значений Кн отмечено по истечении года.

ВЫВОДЫ

По результатам исследования особенностей перераспределения и динамики содержания радионуклидов в надземной части растений основная концентрация ^{137}Cs и ^{90}Sr отмечена в листьях, $^{239+240}$Pu – в цветках. Содержание радионуклида ^{90}Sr в растениях резко увеличивается с началом цветения и возрастает в течение всего вегетационного периода, максимальное накопление приходится на осенние месяцы.

Выявлено, что в условиях лугового биогеоценоза накопление радионуклидов исследуемыми видами растений изменяется в широких пределах. Диапазон значений Кн ^{90}Sr составляет один порядок, ^{137}Cs достигает трех. Причем для ^{137}Cs эти различия еще более резко выражены, чем для ^{90}Sr. Оценочные значения Кн ^{241}Am в среднем не превышают десятых, Кн $^{239+240}$Pu находятся в пределах от 0,0001 до 0,01. Нестабильность накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr в надземной части растений прослеживается в течение 2-х вегетационных периодов.

Установлено, что наибольшие значения Кн ^{137}Cs и ^{90}Sr для луговых растений характерны для почв с более легким механическим составом и повышенным содержанием наиболее доступных растениям форм радионуклидов (водорастворимой и обменной). Отмечается наличие значимого влияния содержания в почве Ca, Mg и Sr на Кн ^{90}Sr и некоторая обратная зависимость Кн ^{137}Cs – от содержания обменного Cs (на примере пижмы).

Авторы статьи выражают благодарность сотрудникам Института радиационной безопасности и экологии Зимокосу А.В., Воробьеву А.В., Карягину С.Ю., Келлеру С.А. за помощь при выполнении экспедиционных работ, Яковенко Ю.Ю., Еременко Е.А., Елизарьевой Н.А. за построение картографического материала, Ивановой А.Р., Шевченко Ю.В., Козкеевой А.М., Немытовой Л.А. за пробоподготовку растительных образцов, Байсеркеновой Т.Н., Бакировой Г.А. за выполнение физико-химических анализов почв, Коровиной О.Ю., Брянцевой Н.В., Сидоровой М.В., Иминовой Д.Е., Сальменбаеву С.Е. и др. за организацию и проведение спектрометрических и радиохимических анализов, а также сотрудникам Института ядерной физики Коваль А.П., Харкину П.В., Амирову А.А., Желтову Д.А. за выполнение элементного анализа.

ЛИТЕРАТУРА

1. Сельскохозяйственная радиоэкология / под ред. академика ВАСХНИЛ Р.М.Алексахина и академика ВАСХНИЛ Н.А.Корнеева. – М.: 1991.– С. 56-89.
2. *Куликов И.В.* Радиоэкология почвенно-растительного покрова/ И.В.Куликов, И.В. Молчанова, Е.Н.Караваева. - Свердловск: УрО Ан СССР, 1990. – С. 61-76.
3. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Quantification of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments for radiological assessments, IAEA -TECDOC-1616, IAEA, Vienna (2009)
4. *Анненков Б.Н.* Основы сельскохозяйственной радиологии/ Б.Н. Анненков, Е.В. Юдинцева. – Москва, 1991. – С. 56-83.

5. Полевая геоботаника – т. 1. – 1959. – 444 с.; т. 2. – 1960. – 500 с.; т. 3. – 1964. – 530 с.; т.4. – 1972. – 336 с.; т.5. – 1976. – 320 с. - М.: Наука.
6. Инструкция и методические указания по наземному обследованию радиационной обстановки на загрязненной территории: утв. Межведомственной комиссией по радиационному контролю природной среды при Госкомгидромете СССР. – М., 1989.
7. Сборник методических указаний по лабораторным исследованиям почв и растительности Республики Казахстан / под рук. Дюсенбекова З.Д.; Государственный научно-производственный центр земельных ресурсов и землеустройства. – Алматы, 1998. – 222 с.
8. ГОСТ 17.5.4.01–84. Метод определения pH водной вытяжки вскрышных и вмещающих пород. Охрана природы. Рекультивация земель. – Введ. 01.07.85. – М.: Изд. Стандартов, 1985.
9. Практикум по агрохимии / под ред. В. Г. Минеева. – М. : МГУ, 2001. – 268 с.
10. МИ 5.06.001.98 РК "Активность радионуклидов в объемных образцах. Методика выполнения измерений на гамма-спектрометре МИ 2143-91". – 18 с.
11. Методика измерения активности радионуклидов с использованием сцинтилляционного бета-спектрометра с программным обеспечением "Прогресс", Менделеево, – 20 с.
12. *Лысенко Н.* Ведение животноводства в условиях радиоактивного загрязнения среды /Н.Лысенко, А. Пастернак, Л.Рогожина. – СПб: Лань, 2005. – С. 35-36.

"ДЕГЕЛЕН" АЛАҢЫНЫҢ ШТОЛЬНЯДАН ШЫҚҚАН АҒЫН СУЛАРДЫҢ АУМАҒЫНДАҒЫ ӨСІМДІКТЕРДІҢ ТЕХНОГЕНДІ РАДИОНУКЛИДТЕРДІ ЖИНАҚТАУ ЕРЕКШЕЛІГІ

Н.В. Ларионова, С.Н. Лукашенко, А.М. Қабдырақова, А.Е. Құндызбаева, А.В. Паницкий, Ж.А. Байғазинов

Бұл мақалада "Дегелен" алаңының (жайылымдық биогеоценоз жағдайында) штольнядан шыққан ағын сулардың аумағындағы өсімдіктердің техногенді радионуклидтерді жинақтау ерекшелігін зерттеудің ортақтастырылған нәтижелері ұсынылған. Өсімдіктердің жер бетіндегі бөлігіндегі радионуклидтердің құрамының қарқыны мен таралу сипаты (ағзалар бойынша) анықталды, сонымен қатар вегетацияның негізгі фазалары анықталды. Өсімдіктің жер беткі бөлігіндегі топырағынан ^{241}Am бағалаушы және ^{137}Cs, ^{90}Sr, $^{239+240}$Pu радионуклидтерінің жинақтаушы параметрлері анықталды. Вегетациялық 2 кезең бойында өсімдіктердің ^{137}Cs және ^{90}Sr жинақтауында тұрақсыздығы байқалды. Топырақтың кейбір физико-химиялық қасиеттерінің әсеріне, радионуклидтерді, олардың тұрақты изотоптарының және өсімдіктердің радионуклидтерді жинақтауына макроэлементерді анықтау түріне бағалау жұмыстары жасалды. Тұрақты Cs топыраққа енгізу жолымен ^{137}Cs радионуклидтерінің жинақтау параметрлерін төмендету мүмкіндігі қарастырылды.

Түйін сөздер: радиоэкология, радиоактивті ластану, радионуклидтер, тұрақты изотоптар, радионуклидтерді анықтау түрлері, макроэлементтер, топырақтар, топырақтардың физико-химиялық қасиеттері, өсімдіктер, вегетация фазасы, жинақтау шамасы (Жш).

PECULIARITIES OF ARTIFICIAL RADIONUCLIDES ACCUMULATION IN PLANTS AT THE AREA OF TUNNEL WATERCOURSES OF "DEGELEN" SITE

N.V. Larionova, S.N. Lukashenko, A.M. Kabdyrakova, A.E. Kunduzbaeva, A.V. Panitsky, Zh.A. Baigazinov

The article presents the generalized results of studying the peculiarities of artificial radionuclides accumulation in plants at the area of tunnel watercourses of "Degelen" site (under meadow biogeocenosis conditions). There was revealed the nature of redistribution (by organs) and the dynamics of radionuclide content in aboveground parts of plants, including the main phases of vegetation. The accumulation parameters were determined for radionuclides ^{137}Cs, ^{90}Sr, $^{239+240}$Pu and estimated ^{241}Am from the soil into aboveground plant parts. We traced the instability of the accumulation of ^{137}Cs and ^{90}Sr by plants during the 2 growing seasons. The assessment has been made for the influence of some physico-chemical properties of soils, forms of radionuclides occurrence and their stable isotopes and macroelements on radionuclides accumulation by plants. There has been considered the possibility of reducing the accumulation parameters of ^{137}Cs in plants by inserting stable Cs in soil.

Key words: radioecology, radioactive contamination, radionuclides, stable isotopes, forms of radionuclides occurrence, macroelements, soils, physical and chemical properties of soil, plants, phase of vegetation, accumulation coefficients (A_c).

УДК 577.4:577.391:504.4.054:546.11.02.3

РАЗРАБОТКА И ПРИМЕНЕНИЕ МЕТОДА ОЦЕНКИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТРИТИЕМ ГРУНТОВЫХ ВОД ПО ЕГО СОДЕРЖАНИЮ В РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ

Н.В. Ларионова, О.Н. Ляхова, А.О. Айдарханов, С.Б. Субботин, С.Н. Лукашенко

В статье рассмотрены основные этапы разработки и применения метода оценки загрязнения ^{3}H грунтовых вод по его содержанию в растительном покрове. Выявлена зависимость концентрации ^{3}H в растениях от его содержания в грунтовых водах. Определены наиболее пригодные, с точки зрения аккумулятивной биоиндикации, растения. Выполнена оценка загрязнения ^{3}H грунтовых вод, выходящих за пределы горного массива Дегелен (бывшей испытательной площадки "Дегелен"), по его содержанию в растительном покрове.

Ключевые слова: радиоэкология, радиоактивное загрязнение, радионуклид, тритий, растительный покров, растения, грунтовые воды, биоиндикация.

ВВЕДЕНИЕ

Одной из проблем Семипалатинского испытательного полигона являются зоны загрязненных радионуклидом ^{3}H грунтовых вод. На сегодняшний день концентрация ^{3}H в грунтовых водах за пределами горного массива Дегелен (бывшей испытательной площадки "Дегелен") составляет десятки килобеккерелей на килограмм, а на отдельных участках в районе р. Шаган достигает сотен килобеккерелей на килограмм. Особое значение сложившейся ситуации придает опасность включения последнего в единую гидродинамическую систему, в связи с чем, проблема способна приобрести региональный характер.

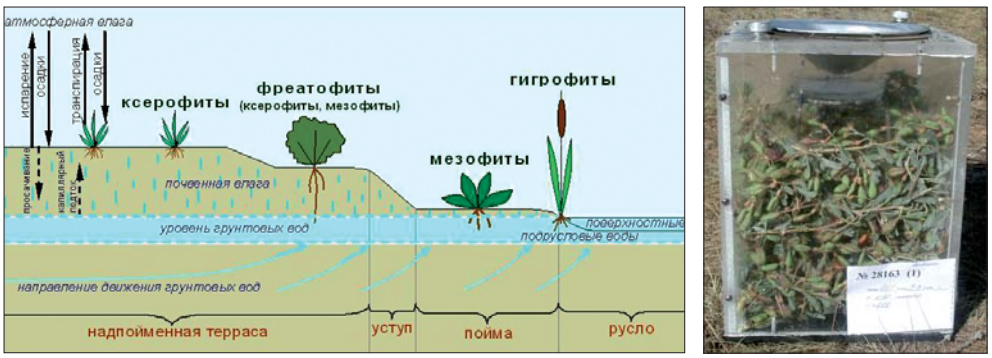
Вследствие приоритетности данного вопроса существует необходимость в разработке метода, который позволял бы оценивать содержание ^{3}H в грунтовых водах без дорогостоящего бурения. В данной работе в качестве показателя содержания ^{3}H в грунтовых водах использованы растения. Подобный метод, применяемый ранее для прогноза минерализации подземных вод [1], основан на подборе определенных видов растений с глубоко проникающей корневой системой, использующих в качестве источника влаги грунтовые воды.

1. МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Исследования проводились в районе р. Шаган и горного массива Дегелен.

Растительный покров изучался отдельными методами геоботанического описания [2] с выделением основных типов растительности и видового состава растений, выбор исследуемых видов был основан на их классификации по отношению к влаге. Так, на основании данной характеристики растительного покрова из гигрофитов, имеющих самые высокие требования к воде и поэтому чаще всего произрастающих близ поверхностных водотоков, в качестве объекта исследования выбран тростник (*Phragmites australis*). К мезофитам, которые предпочитают умеренное увлажнение и произрастают на участках, где недалеко от поверхности залегают грунтовые воды,

можно отнести волоснец (*Leymus angustus*), щавель (*Rumex confertus*), а также образцы лугового разнотравья. Среди растений сухих степей (ксерофитов), которые приспособились к минимальному испарению влаги и отражению солнечного света, имеют неглубокую, но разветвленную корневую систему выбраны полынь (*Artemisia terrae-albae*), таволга (*Spirea hypericifolia*) и люцерна (*Medicago falcata*). К особой группе растений – фреатофитов, обладающих глубоко проникающими корнями, достигающими уровня грунтовых вод и произрастающие вдоль водотоков на площадях относительно неглубокого их залегания, отнесены тополь (*Populus nigra*), ива (*Salix triandra*), чий (*Achnaterum splendens*), чингил (*Halimodendron halodendron*), солодка (*Glycyrrhiza uralensis*) (Рисунок 1, а). Исследуемые образцы травянистых растений были представлены надземной частью, кустарников и деревьев – приростом текущего года.



а б

Рисунок 1. Объекты исследования (а), установка для выделения свободной воды из растений (б)

Содержание ^{3}H определялось в свободной воде растений, полученной из конденсата посредством специальной установки, представляющей собой герметичную емкость для загрузки проб растений, снабженную охлаждаемой поверхностью и емкостью для сбора влаги, испаряемой растениями (Рисунок 1, б).

Для сравнительного анализа содержания ^{3}H в исследуемых растениях с его содержанием в грунтовых водах на некоторых исследовательских площадках были пробурены гидрогеологические скважины, из которых произведен отбор проб грунтовых вод [3].

Измерение удельной активности радионуклида ^{3}H проводилось в подготовленных образцах методом жидкосцинтиляционной спектрометрии на ЖС-спектрометре TRI-CARB 2900 TR [4].

2. РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

2.1. Разработка основ определения ^{3}H в грунтовых водах, на основании данных концентрации ^{3}H в растениях по принципу аккумулятивной биоиндикации

Для выявления взаимосвязи содержания ^{3}H в растениях с загрязнением ^{3}H грунтовых вод на одном из предполагаемых участков (длиной ~60 м) зоны разгрузки

грунтовых вод с высоким содержанием ^{3}H в р.Шаган, выбранном на основании данных по содержанию ^{3}H в подрусловых водах, на территории "старого" русла, расположенного на некотором повышении относительно русла основного, параллельно водотоку заложен профиль из пяти исследовательских площадок для отбора проб растений и грунтовых вод из пробуренных скважин (Рисунок 2).

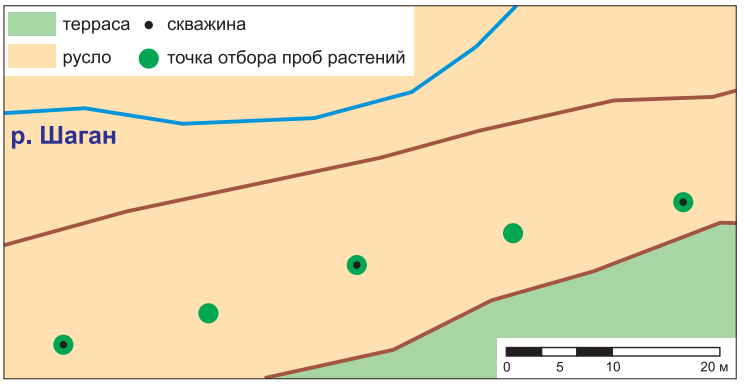
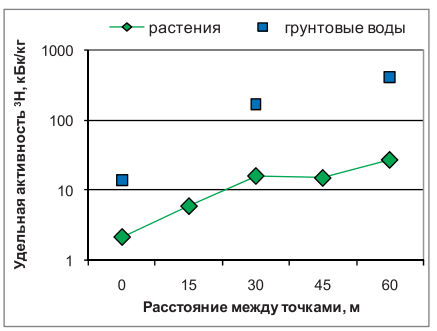
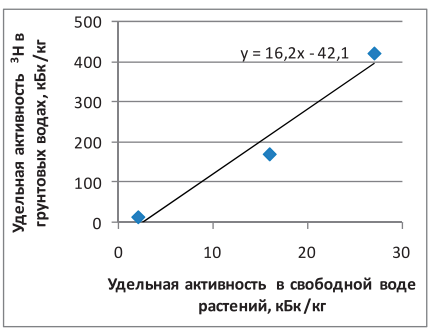


Рисунок 2. Схема расположения точек отбора

На каждой исследовательской площадке произведен отбор проб надземной части исследуемого растения – волоснец (*Leymus angustus*). Для сопряженного анализа в 3-х точках из пробуренных скважин отобраны пробы грунтовых вод. Результаты удельной активности ^{3}H в растительности и грунтовых водах представлены на графиках (Рисунок 3, а, б).



а



б

Рисунок 3. Удельная активность ^{3}H в растениях и в грунтовых водах (а), взаимосвязь содержания ^{3}H в растениях с его содержанием в грунтовых водах (б)

По результатам проведенных работ выявлено, что на исследуемом участке диапазон значений удельной активности ^{3}H в растениях составляет 1 порядок, в грунтовых водах – 2 порядка. Однако, даже при такой разнице значений наблюдается симбатное изменение концентрации ^{3}H в растениях с его концентрацией в грунтовых водах. Таким образом, в данном случае содержание ^{3}H в растениях может в определенной степени служить неким показателем содержания ^{3}H в грунтовых водах.

2.2. Выявление зависимости концентрации ^{3}H в растениях от его содержания в грунтовых водах

Более масштабные исследования зависимости содержания ^{3}H в грунтовых водах от его содержания в растениях проведены за пределами горного массива Дегелен в долине р. Байтлес. Вдоль основного русла заложены исследовательские площадки с отбором проб растений и грунтовых вод (при их наличии) из пробуренных скважин. В качестве основных исследуемых видов растений выбраны чий (*Achnaterum splendens*) и чингил (*Halimodendron halodendron*) – фреатофиты, произрастающие на площадях распространения относительно неглубоко залегающих грунтовых вод. Дополнительно в отдельных точках, ввиду отсутствия данных видов, отобраны пробы степных кустарников (таволга (*Spiraea hypericifolia*) и курчавка (*Atraphaxis frutescens*)), на участке выхода поверхностных вод – смешанные пробы лугового разнотравья.

По результатам проведенных работ, представленных на рисунке (Рисунок 4), выявлено, что в пределах исследуемой территории наблюдается повышенное содержание ^{3}H в растениях, на отдельных участках достигающее десятков кБк/кг, зачастую превышающее концентрацию ^{3}H в подземных водах.

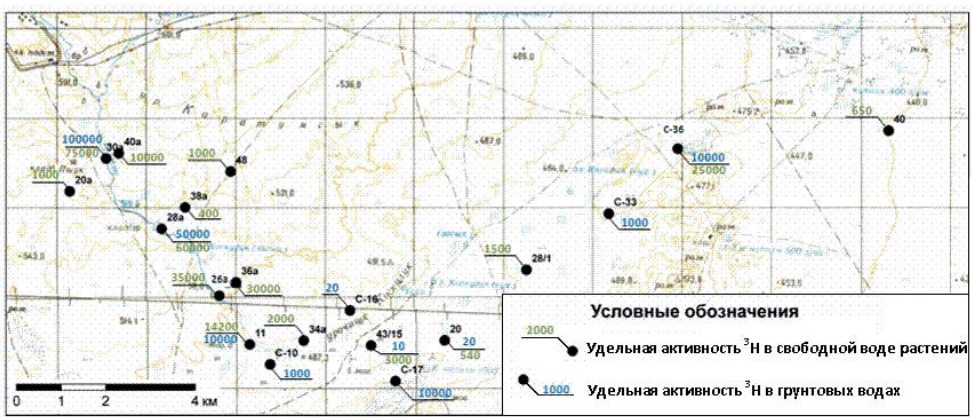
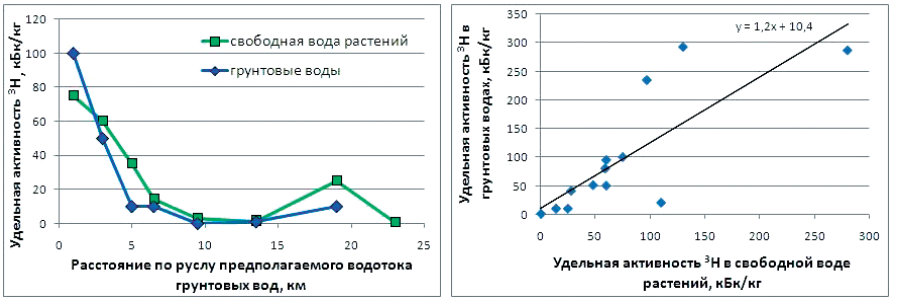


Рисунок 4. Схема площадного распространения ^{3}H в растениях и грунтовых водах в долине р. Байтлес

При этом зоны повышения удельной активности ^{3}H в свободной воде растений, в целом, совпадают с зонами повышения удельной активности ^{3}H в грунтовых водах. Максимальные концентрации ^{3}H отмечаются по руслу водотока р. Байтлес и постепенно снижаются по мере удаления от горного массива Дегелен (Рисунок 5, а). Некоторое повышение концентрации ^{3}H в растениях наблюдается в т.36, что может быть связано как с дополнительным источником поступления ^{3}H в грунтовые воды и, соответственно, в растения на данной территории, так и с характером течения подземных вод р. Байтлес.

На основании представленных результатов работ, проводимых в районе р. Байтлес, а также обобщения дополнительных данных сопряженного отбора растений и грунтовых вод на территории горного массива Дегелен (район штольни № 177 [5]) и за его пределами, выявлена зависимость содержания ^{3}H в растениях с его содержанием в грунтовых водах (Рисунок 5, б).



а б

Рисунок 5. Распределение удельной активности ^{3}H в растениях и в грунтовых водах вдоль по руслу р.Байтлес по мере удаления от горного массива Дегелен (а), зависимость содержания ^{3}H в свободной воде растений от его содержания в грунтовых водах (б)

2.3. Выбор наиболее показательных, с точки зрения аккумулятивной биоиндикации, видов растений

С целью выявления наиболее показательных, с точки зрения аккумулятивной биоиндикации, видов растений в местах с заведомо известным повышенным содержанием ^{3}H в грунтовых водах (вдоль русел основных ручьев в районе горного массива Дегелен) заложено 15 исследовательских площадок. На каждой площадке произведен сопряженный отбор проб надземной части нескольких видов растений (чий (*Achnaterum splendens*), волоснец (*Leymus angustus*), таволга (*Spirea hypericifolia*), чингил (*Halimodendron halodendron*), тростник (*Phragmites australis*), тополь (*Populus nigra*), солодка (*Glycyrrhiza uralensis*), ива (*Salix triandra*), полынь (*Artemisia terrae-albae*), люцерна (*Medicago falcata*), щавель (*Rumex confertus*), осока (*Carex melanostachya*)). На основании данных по удельной активности радионуклида ^{3}H в свободной воде растений для проведения сравнительного анализа рассчитано отношение содержания ^{3}H в исследуемых видах растений, нормированное на максимальную его концентрацию для каждой исследовательской площадки (Таблица 1).

Таблица 1.

Отношение содержания ^{3}H в свободной воде исследуемых видов растений, нормированное на максимум для каждой исследовательской площадки

Исследовательские площадки	Отношение содержания ^{3}H в свободной воде исследуемых видов растений											
	таволга	люцерна	щавель	полынь	осока	волоснец	чингил	солодка	чий	тростник	ива	тополь
	*n=1	n=1	n=1	n=2	n=3	n=3	n=4	n=4	n=8	n=3	n=5	n=1
1	-	-	-	-	-	1,00	-	-	0,96	-	-	-
2	0,08	-	-	-	-	-	1,00	-	-	-	-	-
3	-	-	-	-	-	-	-	-	0,86	1,00	-	-
4	-	-	-	-	-	-	0,40	-	-	-	-	1,00
5	-	-	-	-	-	-	-	1,00	0,98	-	-	-

Исследовательские площадки	Отношение содержания ^{3}H в свободной воде исследуемых видов растений											
	таволга	люцерна	щавель	полынь	осока	волоснец	чингил	солодка	чий	тростник	ива	тополь
	*n=1	n=1	n=1	n=2	n=3	n=3	n=4	n=4	n=8	n=3	n=5	n=1
6	-	-	-	-	-	-	-	0,88	-	-	1,00	-
7	-	-	-	1,00	-	0,59	-	-	0,91	-	-	-
8	-	-	-	-	-	-	0,87	-	1,00	-	-	-
9	-	-	-	-	0,67	-	-	-	-	-	1,00	-
10	-	-	-	-	0,78	-	-	-	-	0,96	1,00	-
11	-	0,28	-	-	-	0,60	-	0,46	1,00	-	-	-
12	-	-	0,53	-	0,49	-	-	-	-	-	1,00	-
13	-	-	-	-	-	-	-	1,00	0,84	-	-	-
14	-	-	-	0,10	-	-	1,00	-	0,30	-	-	-
15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,92	1,00	-
Среднее отношение	0,08	0,28	0,53	0,55	0,65	0,73	0,82	0,84	0,86	0,96	1,00	1,00
- на площадке данный вид растения отсутствовал * – число случаев												

Полученные величины среднего отношения позволяют определенным образом распределить исследуемые виды растений по их способности к накоплению радионуклида ^{3}H (Рисунок 6).

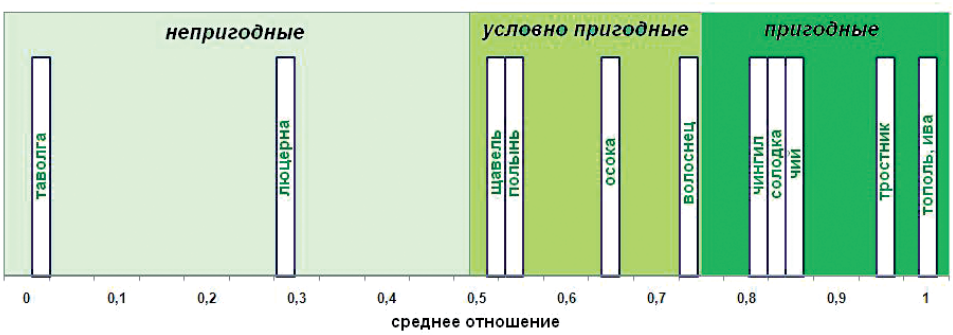


Рисунок 6. Среднее отношение содержания радионуклида ^{3}H в различных видах растений

Исходя из представленного рисунка, все рассмотренные виды растений можно объединить в три условные группы по пригодности для биоиндикации загрязнения радионуклидом H^3 грунтовых вод: тростник (*Phragmites australis*) (гидрофит, произрастающий непосредственно в воде), тополь (*Populus nigra*), ива (*Salix triandra*), чий (*Achnaterum splendens*), солодка (*Glycyrrhiza uralensis*), чингил (*Halimodendron halodendron*) (фреатофиты) – пригодные; волоснец *(Leymus angustus)*, осока (*Carex melanostachya*), щавель (*Rumex confertus*), полынь (*Artemisia terrae-albae*) (растения, зачастую произрастающие в местах повышенного увлажнения) – условно пригодные; таволга (*Spiraea hypericifolia*) и люцерна (*Medicago falcata*) – непригодные.

2.4. Оценка загрязнения ^{3}H грунтовых вод по его содержанию в растительном покрове

Для оценки загрязнения ^{3}H грунтовых вод по его содержанию в растительном покрове вдоль пересохших русел ручьев Карабулак, Узынбулак, Байтлес, Токтакушук, Актыбай и ручья без названия (далее р. Безымянный) –участков предполагаемого выхода грунтовых вод, загрязненных радионуклидом ^{3}H, за пределы горного массива Дегелен – с определенным интервалом (в среднем от 500 м до 2 км), в зависимости от протяженности каждого, заложены исследовательские площадки с отбором определенных видов растений.

Результаты анализа удельной активности радионуклида ^{3}H в свободной воде растений, отобранных вдоль русел ручьев Узынбулак, Карабулак, Токтакушук, Байтлес, Актыбай и Безымянный, представлены в таблице (Таблица 2).

Таблица 2.

Содержание ^{3}H в свободной воде растений

Название ручья	Диапазон значений удельной активности ^{3}H в свободной воде растений, кБк/кг		Количество проб растений	Относительная длина русла (до зоны конечного стока), км
	min	max		
Узынбулак	1,30 ± 0,13	60 ± 6	n = 24	10,2
Карабулак	0,35 ±0,03	60 ± 6	n = 25	16
Токтакушук	2,30 ±0,23	85 ± 8,5	n = 12	5,5
Байтлес	0,09 ±0,01	60 ± 6	n = 14	19,65
Актыбай	0,40 ± 0,04	51 ± 5,1	n = 7	6
Безымянный	0,15 ±0,02	7,8 ±0,8	n = 7	5

Как видно из представленных диапазонов значений удельной активности, содержание ^{3}H в свободной воде растений для всех рассмотренных ручьев в среднем достигает десятков кБк/кг. Наибольшая концентрация ^{3}H отмечается в русле р. Токтакушук – 85 кБк/кг. Минимальные значения для р. Узынбулак и р. Токтакушук составляют свыше тысячи Бк/кг, р. Карабулак, р. Актыбай и р. Безымянный – сотни Бк/кг, р.Байтлес – 90 Бк/кг.

На графике (Рисунок 7) показан характер распределения концентрации ^{3}H в свободной воде растений вдоль русел рассматриваемых ручьев от границы и по мере удаления от горного массива Дегелен, нормированное на максимум для каждого ручья.

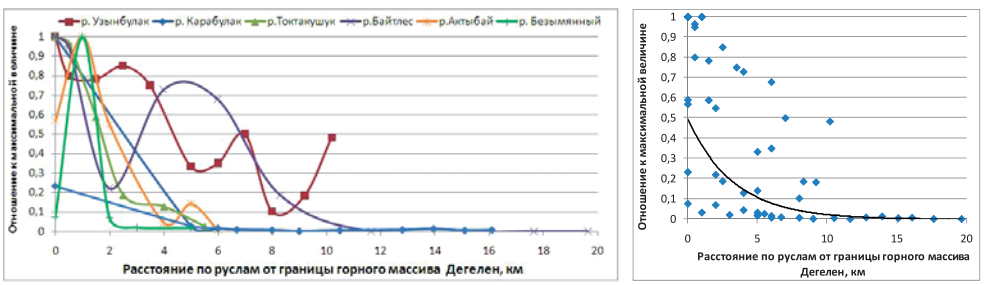


Рисунок 7. Распределение ^{3}H в свободной воде растений вдоль русел основных ручьев

Наиболее высокие концентрации ^{3}H территориально приурочены к границе горного массива Дегелен и, в целом, снижаются по мере удаления от нее. Некоторое повышение концентрации ^{3}H в русле р. Узынбулак на расстоянии 9-10 км от границы горного массива Дегелен и минимальные значения удельной активности ^{3}H в свободной воде растений, представленные в таблице (Таблица 2), указывают на его повышенное содержание в зонах конечного стока данного ручья. Сложная структура кривых для каждого ручья может быть связана как с гидрологическими особенностями исследуемой территории, так и с выбором того или иного растения в каждом отдельном случае, так как способность накопления ^{3}H для разных видов растений варьирует в достаточно широком диапазоне значений.

На графике (Рисунок 8) показано распределение концентраций ^{3}H в свободной воде растений в профилях, заложенных перпендикулярно руслам р. Карабулак и р. Узынбулак, нормированное на максимум для каждого профиля.

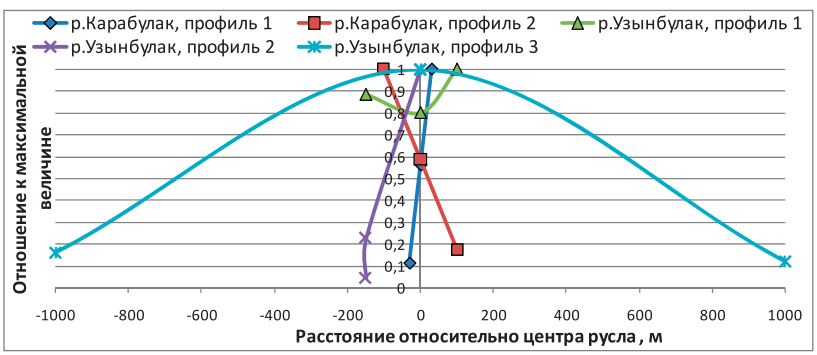


Рисунок 8. Распределения ^{3}H в свободной воде растений в профилях, заложенных перпендикулярно руслам ручьев

Неоднозначный характер полученных кривых в определенном смысле подтверждает предположение о влиянии выбора того или иного вида растений на распределение концентраций ^{3}H в свободной воде растений, в данном случае перпендикулярно относительно русла.

Исходя из приведенных данных и представленной выше линейной зависимости (Рисунок 5, б), выполнена косвенная оценка характера распределения радионуклида ^{3}H в грунтовых водах исследуемой территории. На рисунке представлен прогноз характера загрязнения ^{3}H грунтовых вод по данным его распределения в свободной воде растений и экспериментальные значения удельной активности ^{3}H в грунтовых водах, отобранных из пробуренных скважин (Рисунок 9).

По данным распределения ^{3}H в свободной воде растений исследуемой территории максимальное загрязнение ^{3}H грунтовых вод наиболее ожидаемо для р. Токтакушук. В целом, предполагаемые величины удельной активности ^{3}H в грунтовых водах не противоречат экспериментально полученным. Содержание радионуклида ^{3}H в грунтовых водах достигает десятков кБк/кг, при этом уровень вмешательства при поступлении данного радионуклида с водой, согласно НРБ-99, составляет 7,7 кБк/кг. Предложенный прогноз количественно можно считать относительно объективным при концентрациях ^{3}H в грунтовых водах не менее 20 кБк/кг.

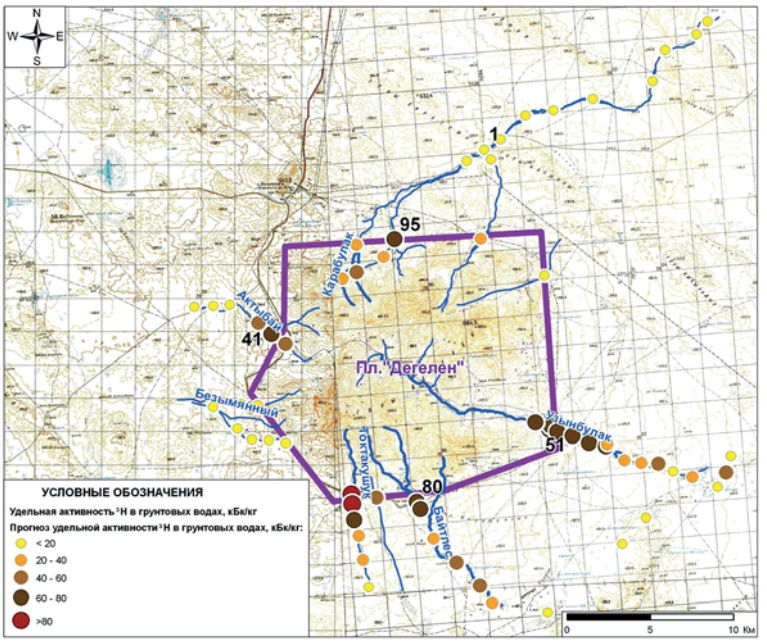


Рисунок 9. Прогноз характера загрязнения ^{3}H грунтовых вод по данным его распределения в свободной воде растений

ВЫВОДЫ

По результатам проведенных исследований выявлена зависимость концентрации ^{3}H в растениях от его содержания в грунтовых водах. Определены наиболее пригодные, с точки зрения аккумулятивной биоиндикации, растения: тростник (*Phragmites australis*), являющийся гигрофитом, и фреатофиты – тополь (*Populus nigra*), ива (*Salix triandra*), чий (*Achnaterum splendens*), солодка (*Glycyrrhiza uralensis*) и чингил (*Halimodendron halodendron*). Выполнена оценка загрязнения ^{3}H грунтовых вод, выходящих за пределы горного массива Дегелен, по его содержанию в растительном покрове.

В целом же, можно сказать, что использование растений в качестве показателей содержания ^{3}H в грунтовых водах – экономически выгодный и технически простой в исполнении метод, применение которого возможно как для прогнозной оценки ^{3}H в грунтовых водах потенциально опасных участков, так и для мониторинга санитарно-защитных зон предприятий ядерно-топливного цикла.

Авторы статьи выражают благодарность сотрудникам Института геофизических исследований Бахтину Л.В., Дроздову А.В. и др. за организацию и проведение буровых работ, сотрудникам Института радиационной безопасности и экологии Ульянкину В.А., Сальникову В.Г., Смирнову А.С. за помощь при выполнении экспедиционных работ, Яковенко Ю.Ю., Еременко Е.А., Елизарьевой Н.А. за построение картографического материала, Субботиной Л.Ф. за пробоподготовку растительных образцов и Зарембо В.П. за изготовление специальной установки для выделения свободной воды из растений.

ЛИТЕРАТУРА

1. *Шавырина А.В.* О возможности прогноза минерализации подземных вод по содержанию хлора в растениях – фреатофитах /А.В. Шавырина // Советская геология. – 1961. – № 3. – С. 111-113.
2. Полевая геоботаника. – М.: Наука. – Т. 1. – 1959. – 444 с.; т. 2. – 1960. – 500 с.; т. 3. – 1964. – 530 с.; т.4. – 1972. – 336 с.; т.5. – 1976. – 320 с.
3. СТ РК ГОСТ 51592-2003 "Вода. Общие требования к отбору проб".
4. ISO 9698-1989 /E/ "Качество воды – определение активности трития, соответствующей данной концентрации – жидкостной метод сцинтилляционного счета".
5. Отчет о научно-технической деятельности Института радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, выполненного в рамках мероприятия 0346 "Развитие атомной энергетики в Республике Казахстан" за 2009 год: годовой отчет НТП /ИРБЭ НЯЦ РК; рук. Лукашенко С.Н. – Курчатов, 2009. – 82 с.

ӨСІМДІК ЖАМЫЛҒЫСЫНДАҒЫ ҚҰРАМЫ БОЙЫНША ТОПЫРАҚ АСТЫ СУЛАРЫНЫҢ ТРИТИЙМЕН ЛАСТАНУЫН БАҒАЛАУ ӘДІСІН ӘЗІРЛЕУ ЖӘНЕ ПАЙДАЛАНУ

Н.В. Ларионова, О.Н. Ляхова, А.О. Айдарханов, С.Б. Субботин, С.Н. Лукашенко

Бұл мақалада өсімдік жамылғысындағы құрамы бойынша топырақ асты суларының ^{3}H ластануын бағалау әдісін әзірлеу және қолданудың негізгі кезеңдері қарастырылды. Топырақ асты суларындағы құрамының өсімдіктерде ^{3}H шоғырлануына тәуелділігі белгіленді. Өсімдіктердің жинақталу биоиндикациясы тұрғысынан қарағандағы жарамды дегендері анықталды. Дегелең таулы массивінен тыс жерлерге ^{3}H радионуклидімен ластанған топырақ асты суларының өсімдік жамылғысындағы құрамы бойынша (бұрынғы "Дегелең" сынақ алаңы) ластануын бағалау жұмыстары орындалды.

Түйін сөздер: радиоэкология, радиоактивті ластану, радионуклид, тритий, өсімдік жамылғысы, өсімдіктер, топырақ асты сулары, биоиндикация.

DEVELOPMENT AND APPLICATION OF METHOD FOR TRITIUM CONTAMINATION ASSESSMENT IN GROUNDWATER BY ITS CONTENT IN VEGETATION COVER

N.V. Larionova, O.N. Lyakhova, A.O. Aidarkhanov, S.B. Subbotin, S.N. Lukashenko

The article describes the main stages of development and application of a method for assessing the groundwater contamination with ^{3}H by its content in vegetation cover. There has been revealed the dependence of ^{3}H concentration in the plants on its content in groundwater. The most suitable, in terms of accumulative bioindication, plants have been identified. There was assessed the ^{3}H contamination of groundwater that flow beyond the Degelen mountain massif by its content in the vegetation cover.

Key words: radioecology, radioactive contamination, radionuclide, tritium, vegetation, plants, groundwater, bioindication.

УДК 504.4.054:577.4: 546.11.02.3

МЕХАНИЗМЫ ФОРМИРОВАНИЯ ЗАГРЯЗНЕННОСТИ ТРИТИЕМ ВОЗДУШНОГО БАССЕЙНА В ПРЕДЕЛАХ ГОРНОГО МАССИВА "ДЕГЕЛЕН"

О.Н. Ляхова, С.Н. Лукашенко, Н.В. Ларионова

Вопрос тритиевого загрязнения занимает особое место в радиоактивном загрязнении природных сред. В данной работе проведена оценка уровня и характера распределения трития в атмосферном воздухе экосистем штолен с водопроявлением на примере штолен №176 и №177, расположенных на площадке ″Дегелен″. Представлен общий характер распределения трития в атмосфере относительно поверхностного водотока, загрязненного тритием. Изучены основные механизмы распределения трития в атмосферном воздухе изучаемых экосистем, а именно, характер распределения трития в системах: вода − атмосфера, штольневый воздух – атмосфера, почвенная влага – атмосфера, растительность − атмосфера. Проведен аналитический расчет концентрации трития в атмосфере по концентрации трития в воде. Экспериментальным путем получены зависимости для проведения прогнозной оценки концентрации трития в воздухе от концентрации трития в одном из источников поступления – вода, штольневый воздух, почвенная влага, растительность. Представлен общий характер распределения трития в воздушной среде на территории площадки ″Дегелен″.

Ключевые слова: площадка Дегелен, тритий, атмосферный воздух, тритиевое загрязнение, характер распределения трития.

ВВЕДЕНИЕ

Принимая во внимание специфичный характер тритиевого загрязнения территории площадки ″Дегелен″, расположенной на Семипалатинском испытательном полигоне (СИП), наличие подземных и поверхностных водотоков, где содержание трития в сотни и тысячи раз превышает нормативные уровни, требуется особенный подход к изучению уровней и характера распределения трития в объектах окружающей среды. Немаловажную роль при рассмотрении данного вопроса играет характер формирования тритиевого загрязнения атмосферы.

Тритий в природе. В природе тритий образуется в верхних слоях атмосферы с участием космического излучения со скоростью 1200 атомов в секунду в расчете на 1 м^2 земной поверхности. Источником синтеза трития в атмосфере являются ядерные реакции под действием космического излучения: быстрые космические нейтроны расщепляют азот на два фрагмента - ^{12}C и тритий [1]:

$$^{143}N+n\rightarrow{}^{12}C+T \qquad [1]$$

Образующиеся таким образом атомы трития в результате реакций окисления и изотопного обмена переходят в молекулы воды, затем тритий в составе дождевой воды выпадает на поверхность Земли. По современным оценкам, равновесная активность космогенного трития во внешней среде (гидросфере и атмосфере) составляет (1,11-1,30)·10^9 ГБк (3,0-3,5 кг). Около 90% природного трития содержится в гидросфере (главным образом в виде НТО), 10% в стратосфере и 0,1% в тропосфере [2]. В течение тысячелетий содержание трития в природе было почти постоянным – непрерывное его образование в атмосфере компенсировалось естественным распадом.

Фоновое содержание трития в воде H:T = $1:10^{18}$. Такое содержание атомов трития имеет специальное название – "тритиевая единица" (ТЕ). В 1 л воды в среднем содержится $1{,}1\cdot10^{-1}$ Бк трития, в 1 л воздуха – $5{,}7\cdot10^{-4}$ Бк.

Искусственный тритий. Начиная с 1945 г. (начало испытаний ядерного оружия), положение резко изменилось, и в дождевой воде содержание трития увеличилось в тысячи раз. Взрыв водородной бомбы мощностью 1 мегатонна (Мт) приводит к выделению от 0,7 до 2 кг трития. Общая мощность воздушных взрывов составила за 1945–1962 гг. 406 Мт, а наземных – 104 Мт. При этом общее количество трития, поступившее в биосферу в результате испытаний, составило сотни килограммов.

Таким образом, образование искусственного трития, в основном, обусловлено испытаниями ядерного оружия и деятельностью, связанной с ядерным топливным циклом.

При проведении взрывов реакция синтеза дает $\sim7*10^{14}$ Бк/кт, реакция деления $\sim4*10^{10}$ Бк/кт. Подземные взрывы увеличивают эти цифры за счет ядерных реакций на боре и литии, находящихся в скальных породах [3, 4]:

$$^{10}B_5 + n \rightarrow 2^4He_2 + T \qquad [2]$$

$$^{6}_{3}Li + n \rightarrow ^{4}_{2}He + T \qquad [3]$$

Наиболее вероятно, искусственный тритий, образованный в результате проведения взрывов, может находиться в форме трех основных соединений - тритированной воды (НТО), тритированного водорода (НТ) и тритированного метана. Тритий может присутствовать во всех природных средах - в атмосферном воздухе, воде, почве, растительности [5].

Площадка "Дегелен". За период проведения испытаний на территории горного массива Дегелен в горных выработках – штольнях − было проведено 209 подземных ядерных взрывов в 180 штольнях, в результате чего произошло образование значительного количества трития. Мощность ядерных взрывов, испытанных в штольнях составила от 0,001 до 125 кТ. По данным ранее проведенных исследований, значения концентраций трития в поверхностных и подземных водах горного массива Дегелен составляют порядка $n*10^5$ Бк/кг [8]. Полученные значения значительно превышают значение содержания трития в поверхностных водах, обусловленное естественным содержанием в природе.

Так как в геологическом отношении горный массив Дегелен представляет собой крупный гранитный батолит - гранитные породы распространены здесь на 75-80%, одним из путей образования трития в полостях штолен на территории площадки "Дегелен" возможно являются реакции, упомянутые выше (*2, 3*), имевшие место в момент проведения подземных взрывов. Основные элементы, входящие в состав гранитов, это - Sn, W, Mo, Li, Be, B, Rb, Bi, Ta, Au, содержание Li в скальных гранитовых породах колеблется от 1 до 30 мг/кг, B - значительное меньшее количество, порядка 0,001 мг/кг [6, 7]. Тритий, образованный по реакциям на литии и боре, безусловно, внес свой вклад в общее количество образовавшегося трития на территории горного массива Дегелен, но оценить этот вклад достаточно сложно. Исходя из того, что концентрация трития в штольневых ручьях остается практически постоянной во времени величиной, можно предположить, что внутри котловой полости штольни происходит процесс постепенного вымывания трития (Т), наработанного во время проведения взрывов, из кристаллической структуры оплавленной поверхности внутренних стенок.

Вероятно также, что во время проведения ядерных взрывов внутри полости штолен происходило образование и газообразного трития в виде тритированного водорода (HT). Газообразный тритий, попадающий в атмосферу, менее токсичен и подвижен, чем HTO или T_2O и через довольно короткий период времени переходит в окись трития (HTO), активно замещая стабильный водород в молекулах воды в водяных парах [9].

Тритий, образовавшийся в полостях штолен, вымывается атмосферными осадками и грунтовыми водами, которые в виде тритированной воды (HTO) выходят на дневную поверхность.

Через довольно короткий период времени весь тритий, образовавшийся тем или иным путем, переходит в окись трития (HTO) или, проще говоря, в тритированную воду. Следовательно, изучение уровня и характера распределения трития целесообразно проводить исследованием трития, находящегося в объектах окружающей среды – вода, воздух, растительность и т.д. – в виде тритированной воды, содержащейся в этих объектах.

Высокая мобильность трития в окружающей среде и данные по содержанию трития в водных объектах площадки ″Дегелен″ послужили основанием к проведению подробных исследований по изучению уровня тритиевого загрязнения воздушной среды горного массива Дегелен, а также механизмов его формирования.

1. МЕТОДЫ И ОБЪЕКТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Основная цель исследования – проведение оценки уровня и характера распределения трития в атмосферном воздухе, а также механизмов формирования тритиевого загрязнения в пределах горного массива Дегелен.

Учитывая особенности проведения взрывов на площадке ″Дегелен″, в качестве объектов исследования были выбраны те, содержание трития в которых может прямо повлиять на формирование тритиевого загрязнения атмосферы на данной территории. Это – вода, растительность, почвенная влага и штольневый воздух.

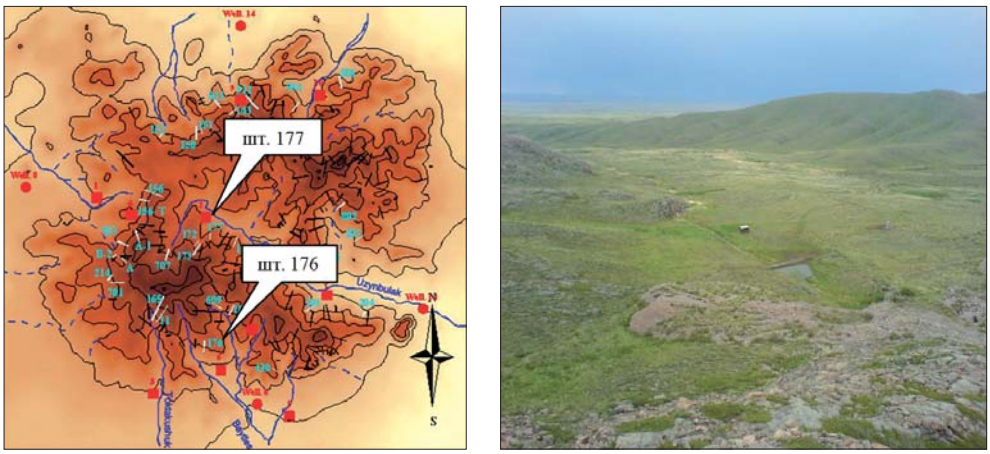
1.1. Краткая характеристика объектов исследования

Детальные исследования проведены на примере экосистем водотоков штолен № 176 и № 177, расположенных в притоке ручья Байтлес и притоке ручья Узынбулак. Основная характеристика выбранных участков исследования – наличие штольни с водопроявлением в виде открытого водотока, выходящего на поверхность у портала штольни. Протяженность русла составляет порядка 400-600 м, с постепенным пересыханием по мере удаления от портала. На расстоянии 700-750 м вдоль русла постоянного стока воды нет. Среднегодовой дебит водотоков составляет более 500 л/мин. Разломы субширотного и северного направлений способствуют притоку подземных вод в штольни, достигающему 60 л/мин. В гидрологическом отношении массив Дегелен представляет собой зону транзита атмосферных осадков, которые, просачиваясь по системе сопряженных трещин, образуют трещинные воды.

Среднегодовая удельная активность трития в воде составляет 350 кБк/кг и 550 кБк/кг на штольне № 176 и № 177, соответственно [10]. Ширина русла в обоих случаях не превышает 1 м. Русло водотока на шт. №176 характеризуется наличием запруды, образованной вследствие постройки дамбы на ручье, обилием растительного

покрова с правой стороны и выступом скальных пород с левой стороны по ходу течения. Русло водотока шт.№ 177 характеризуется наличием технологического отвала в месте выхода штольневого ручья на поверхность, обилием растительного покрова с правой и левой стороны в начале русла, далее вниз по ручью растительность скудная, с правой стороны выступ скальных пород. Близлежащие штольни с водопроявлениями отсутствуют.

На рисунке показано месторасположение штолен, на которых проводились указанные исследования (Рисунок 1, а), а также общий вид участков исследования (Рисунок 1, б).



а б

Рисунок 1. Место расположения участков исследования на территории горного массива Дегелен (а), общий вид участка исследования (б).

1.2. Отбор и подготовка проб

Отбор проб водяных паров воздуха

Исследование уровня концентрации трития в атмосферном воздухе проводилось посредством отбора проб водяных паров методом криогенного вымораживания и проведением жидкосцинтилляционного бета-спектрометрического анализа отобранных проб.

В основу метода криогенного вымораживания положена способность водяных паров, содержащихся в воздухе, конденсироваться на поверхности пластин радиатора, охлаждаемых жидким азотом до температуры ниже точки росы. Так как температура пластин радиатора гораздо ниже 0 °С, то контакт водяных паров с поверхностью пластин завершается кристаллизацией.

В состав криогенной установки входит сосуд Дьюара, наполненный жидким азотом, система хладоснабжения – радиатор, соединенный с хладоводом, который находится в постоянном контакте с жидким азотом, система доливки жидкого азота в сосуд Дьюара. Система доливки жидкого азота предназначена для подачи криогенной жидкости в сосуд Дьюара вследствие его постоянного выкипания. Заправка осуществляется через заправочную воронку, вставляемую во входное отверстие сосуда. Общий вид установки для отбора проб водяных паров воздуха представлен на рисунке (Рисунок 2, а).

а б

Рисунок 2. Вид установок для отбора проб воздуха и свободной воды растений

Отбор проб водяных паров атмосферного воздуха проводился открытым способом. На выбранном участке исследования устанавливалась криогенная установка и производилось вымораживание на высоте 50 см от поверхности земли.

Отбор проб водяных паров почвенного и штольневого воздуха проводился с помощью емкости, позволяющей изолировать поступление атмосферного воздуха в отбираемую пробу. С этой целью криогенная установка накрывалась изолирующей емкостью цилиндрической формы, объем которой 100 л. Для изолирования от атмосферы, края емкости заглублялись в почву, которая затем сверху хорошо уплотнялась. При помощи вакуумного насоса, мощностью 2 л/мин, внутри емкости создавалась разряжение порядка 25-30 Па, контролируемое при помощи жидкостного манометра.

Для осуществления отбора проб водяных паров штольневого воздуха криогенную установку с изолирующей емкостью устанавливали на поверхность насыпи портала так, чтобы она располагалась ориентировочно на уровне центральной оси котловой полости штольни.

Исходя из практического опыта проведения подобных работ, для обеспечения объема пробы водяных паров (атмосферного, почвенного и штольневого воздуха), достаточного для проведения лабораторных анализов (порядка 5 мл), среднее время отбора одной пробы составляло порядка 1,5-2 часа.

Во время проведения отбора проб воздуха проводилось обязательное фиксирование следующих параметров – температура окружающего воздуха и относительная влажность воздуха, которые измерялись при помощи электронного гигрометра [11].

Значения данных параметров применялись в дальнейшем для пересчета удельной активности трития в образце (Бк/кг) на объемную активность (Бк/м^3).

Отбор проб растений

Выбор исследуемых растений производился на основании изучения растительного покрова отдельными методами геоботанического описания с выделением основных типов растительности, определением проективного покрытия и видового состава

растений [12] и был основан на их классификации по отношению к влаге. Основными исследуемыми растениями были волоснец (Leymus angustus) и смешанные образцы лугового разнотравья, пробы которых представлены надземной частью. Одновременно с описанием растительного покрова в отдельных случаях произведено определение продуктивности растительного покрова методом укосов на 3-х площадках в 1 м^2 каждая. При этом травянистые растения срезались на высоте 1-3 см, крупнотравье – 4-6 см, у полукустарников срезался или обрывался прирост текущего года. Для определения продуктивности, в сухом весе срезанные растения раскладывались для просушивания до воздушно-сухого (ломкого) состояния и взвешивались.

Содержание трития определялось в свободной воде растений, полученной из конденсата посредством специальной установки, представляющей собой герметичную емкость для загрузки проб растений, снабженную охлаждаемой поверхностью и емкостью для сбора влаги, испаряемой растениями (Рисунок 2, б).

Определение трития методом жидкосцинтилляционного анализа

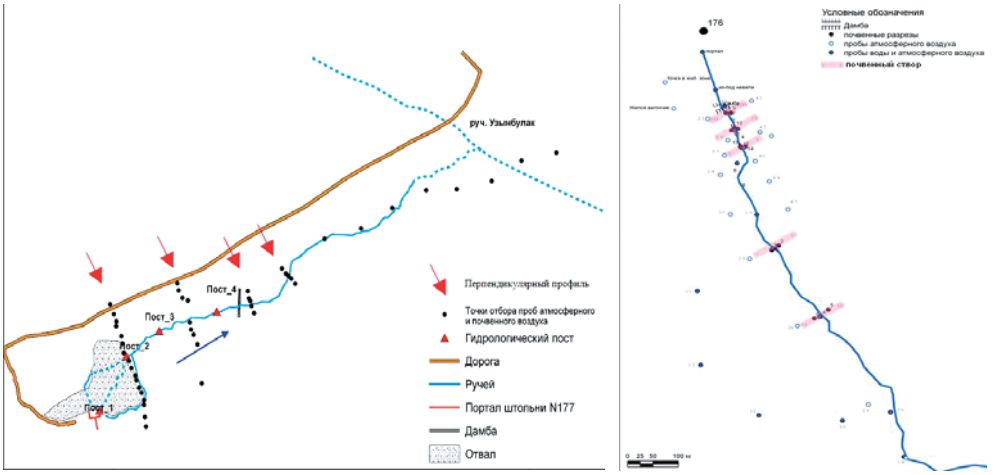
Подготовка образцов для измерений удельной активности трития проводилась в соответствии с аттестованной методикой [13]. Для удаления механических примесей пробы фильтровали, затем отбирали образец объемом 5 мл и помещали в стандартную геометрию (пластиковая виала объемом 20 мл) с добавлением сцинтилляционного коктейля в пропорции 5:15 (отношение образец – сцинтиллятор). Для анализа представляемых проб использовался сцинтилляционный коктейль Ultima Gold LLT, разработанный специально для измерения трития природных образцах (эффективность регистрации для трития в диапазоне 0 - 18 КэВ порядка 45 - 50%). Для определения объёмной активности трития в отобранных пробах использовался жидкосцинтилляционный спектрометр TriCarb 2900 TR. Область энергии для определения трития задана в интервале от 0 до 15 кэВ. Время измерения каждого образца составляло порядка 120 минут.

2. РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

2.1. Проведение оценки уровня и характера распределения трития в атмосферном воздухе в районе расположения штолен горного массива Дегелен

Учитывая уровень концентрации трития в штольневых ручьях исследуемой территории, именно штольневый ручей может являться основным источником поступления трития в атмосферный воздух. Исследование концентрации трития в воздушной среде в месте расположения штольневого ручья проводилось по двум направлениям – вдоль русла и по профилям, расположенным перпендикулярно руслу, с постепенным удалением от него.

Для проведения отбора проб водяных паров воздуха выбраны точки, расположенные на береговой зоне вдоль русла штольневого ручья, на расстоянии не более 50 см от кромки воды. А также точки, расположенные перпендикулярно основному руслу ручья (перпендикулярные профили). Расположение точек исследования представлено на рисунке (Рисунок 3).



а б

Рисунок 3. Схема расположения точек исследования на штольнях №177 (а) и №176 (б)

Расстояние между точками, расположенными вдоль русла ручьев составляет порядка 50 м. Расстояние между перпендикулярными профилями составляло 50-100 м, между точками исследования в перпендикулярных профилях - 5-15 м равнозначно в правую и левую сторону от ручья.

2.1.1. Исследование характера распределения трития в атмосферном воздухе вдоль русла поверхностного водотока

Для проведения исследования вдоль русла водотока произведен отбор проб атмосферного воздуха, в точках максимально приближенных к руслу ручья, начиная от места выхода ручья на дневную поверхность. Протяженность профиля по руслу составила порядка 400 м. Результаты представлены на рисунке (Рисунок 4).

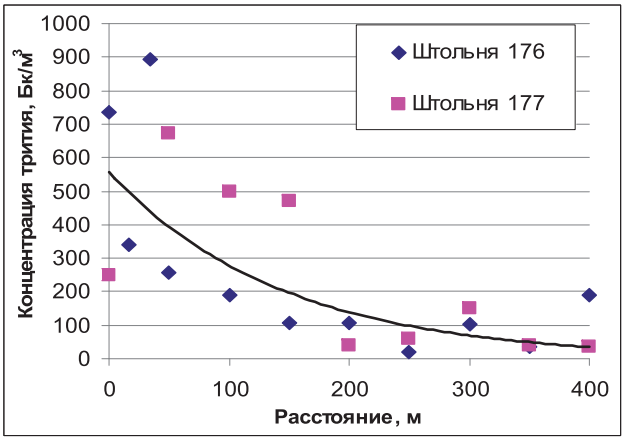


Рисунок 4. Изменение концентрации ^{3}H в атмосферном воздухе вдоль русла поверхностного водотока

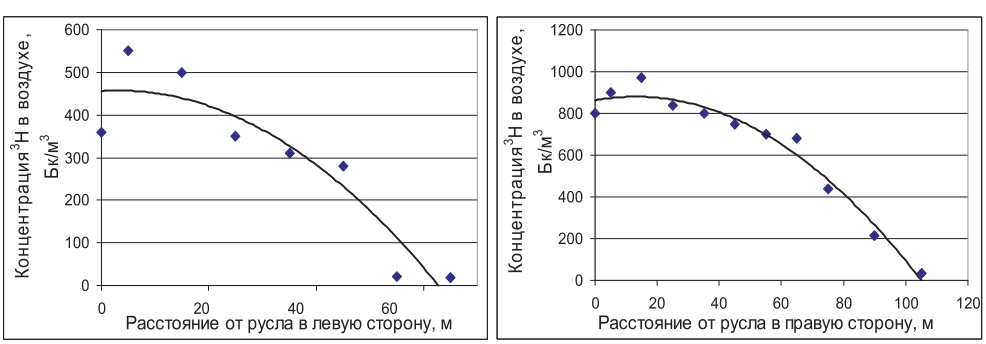
Анализ полученных данных показал, что распределение трития в атмосферном воздухе вдоль русла поверхностного водотока на обеих исследованных штольнях имеет схожий характер.

Максимальные значения на обоих участках исследования, зафиксированные в местах выхода штольневых ручьев на поверхность, составили 1400 и 700 Бк/м^3 в районе расположения штолен №№176 и 177, соответственно. По мере протяженности ручья, значения концентрации трития в воздушной среде значительно снижаются и на расстоянии порядка 400 м от начальной точки исследования составляют уже порядка 50 Бк/м^3 в районе штольни № 177 и 100 Бк/м^3 – в районе штольни № 176.

Полученная картина хорошо отображает общий характер распространения трития в воздухе вдоль штольневого водотока. Необходимо четко понимать, что в деталях подобный характер распределения трития свойственен лишь данным конкретным участкам. В месте расположения других штолен общий характер распределения трития в атмосфере вдоль водотока, скорее всего, будет сохраняться. При наличии иных ландшафтных особенностей и гидрогеологического режима (возможность дополнительного подтока воды в русло со стороны, подтоков грунтовых вод, загрязненных тритием и т.д.), представленный характер распределения трития в атмосфере может несколько видоизмениться, стать не таким плавным, с добавлением пиков резкого повышения (понижения) концентрации.

2.1.2. Исследование концентрации трития по мере удаления от русла поверхностного водотока

Для проведения исследования характера распределения трития по мере удаления от поверхностного водного источника в русле ручья штольни №177 были заложены перпендикулярные профили с точками отбора проб воздуха, равномерно удаляющиеся от центра русла в правую и левую сторону (Рисунок 3, а). Полученные результаты представлены на рисунке (Рисунок 5).



а б

Рисунок 5. Изменение концентрации ^{3}H в атмосферном воздухе по мере удаления от русла поверхностного водотока

Проведенный эксперимент показал, что с увеличением расстояния от ручья значения концентрации трития в атмосферном воздухе изменяются на порядок и более – от 600 Бк/м^3 вблизи русла до 30-50 Бк/м^3 при удалении от русла на расстояние порядка 100 м в сторону.

Максимальное значение концентрации трития в воздухе с правой стороны от русла практически вдвое превышают максимальное значение, полученное при исследовании атмосферного воздуха с левой стороны – 1000 Бк/м^3 и 550 Бк/м^3, соответственно. Причиной подобного распределения послужил ландшафт исследуемой территории - правая сторона русла представляет собой впадину, обильно затопляемую водой в весенний период, что, вероятно, выступает в роли дополнительного источника поступления трития на данный участок. Левая же сторона, напротив, идет к возвышенности, ближе к скалистой местности, почва сухая, каменистая, дополнительного источника влаги извне практически не бывает.

Подобные исследования проведены по четырем профилям, расположенным перпендикулярно руслу ручья штольни 177. На рисунке отображен общий характер распределения трития по мере удаления от поверхностного водного источника, вытянутого вдоль осевой линии (Рисунок 6). Линиями на рисунке представлены линии тренда, построенные по значениям концентрации трития в атмосфере на каждом профиле.

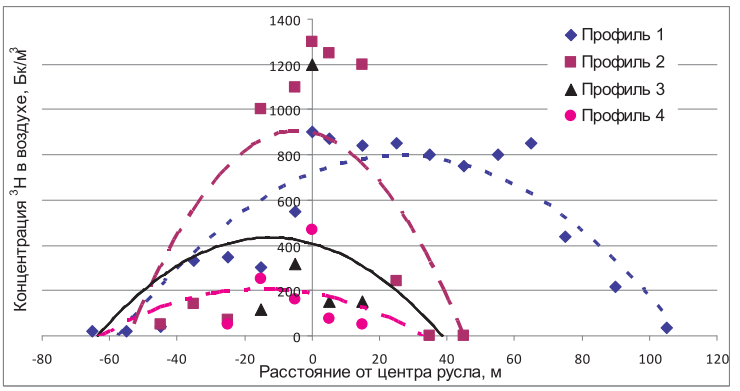


Рисунок 6. Характер распределения концентрации ^{3}H в атмосферном воздухе по мере удаления от открытого водотока

Наибольшие концентрации трития в атмосферном воздухе исследуемых экосистем характерны для мест расположения штольневых ручьев, с высокими концентрациями трития в воде. Концентрация трития в атмосфере в месте расположения штолен значительно снижается с увеличением расстояния, как вдоль русла штольневого ручья, так и в стороны от него.

Общая картина распределения трития в воздушной среде в месте расположения штолен в водопроявлениями представляет собой изоповерхность, имеющую куполовидную форму сечения (Рисунок 7).

Полученная картина распределения трития в атмосфере относительно поверхностного водотока отображает лишь общий характер, применительно к данной местности. При изменении каких-либо топографических, гидрогеологических или ландшафтных условий выбранной территории, характер распределения трития в воздушной среде может несколько измениться, хотя общий принцип, вероятно, будет сохранен – тенденция к уменьшению концентрации трития в атмосфере по мере удаления от поверхностного водотока.

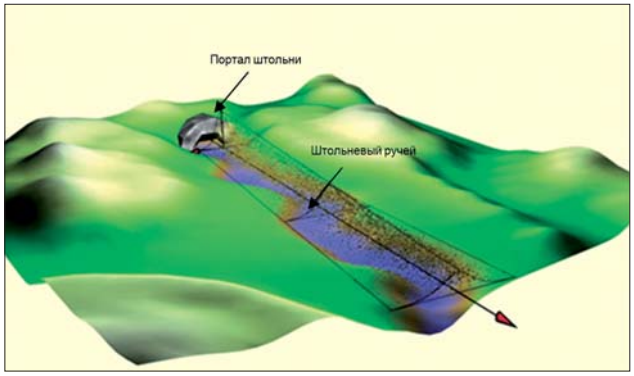


Рисунок 7. Характер распределения трития в воздушной среде в районе расположения штолен с водопроявлением

2.2. Изучение основных механизмов и характера распределения трития в атмосферном воздухе изучаемых экосистем

2.2.1. Характер распределения трития в системе вода – атмосферный воздух

Общая методология исследования

Для оценки вклада поверхностного водотока, загрязненного тритием, в тритиевое загрязнение атмосферного воздуха, проведено исследование зависимости концентрации трития в атмосфере от величины концентрации трития в воде на одном участке исследования. Для исследования были выбраны точки с различными значениями концентрации трития в воде и произведен сопряженный отбор проб водяных паров воздуха и воды. Отбор проб водяных паров воздуха проводился в береговой зоне, на возможно минимальном расстоянии от точки отбора проб воды, порядка 30-50 см. Одновременно с проведением исследования, основываясь на экспериментальных данных, был проведен аналитический расчет зависимости концентрации трития в атмосфере от концентрации трития в воде.

Результаты исследования

Результаты исследования представлены на рисунке (Рисунок 8).

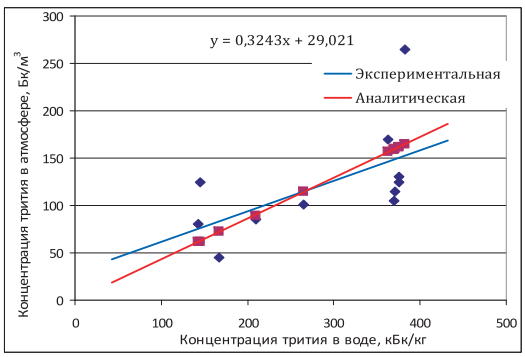


Рисунок 8. Зависимость концентрации ^{3}H в атмосферном воздухе от концентрации ^{3}H в воде

Проведенные исследования показали, что содержание трития в атмосферном воздухе изменяется в зависимости от содержания трития в воде практически прямо пропорционально и может быть аппроксимировано следующей линейной зависимостью:

$$C_{\text{Т в атмосфере}}\ [\text{Бк/м}^3] = 0{,}32 * C_{\text{Т в воде}}\ [\text{кБк/кг}] + 30 \qquad [4]$$

Согласно полученной зависимости, в формуле присутствует свободный член - +30, который отображает величину некой фоновой концентрации трития в атмосфере (вклад от других источников поступления), при концентрации трития в воде равной "0".

Для подтверждения полученной зависимости, а также для возможности проведения прогнозной оценки уровня содержания трития в атмосфере расчетным методом, был проведен аналитический расчет концентрации трития в атмосфере вблизи поверхностного водотока.

Аналитический расчет концентрации трития в атмосфере проводился исходя из условий, что основным источником поступления трития в воздух в точках, максимально приближенных к ручью, в основном, является сам водный поток, загрязненный тритием. Величина концентрации трития в атмосфере зависит от интенсивности испарения водяных паров с поверхности ручья, а также скорости и характера их распространения в воздухе [14, 15].

Поскольку отбор проб осуществлялся в непосредственной близости от ручьёв (~0,5 м от кромки воды) и при небольших скоростях ветра, сколько-нибудь значимого рассеивания водяных паров, в поперечных к ветру направлениях, на таком расстоянии от источника загрязнения происходить не будет, и поэтому использование Гауссовой модели распространения примесей в воздухе, зависящей от коэффициентов, связанных с категориями устойчивости атмосферы, нецелесообразно. В настоящей работе предполагается, что водяные пары равномерно распределяются в приповерхностном объёме воздуха за время прохождения ветром расстояния от одного берега ручья до другого, и отсюда концентрация трития, поступающего из водного потока, описывается следующим выражением:

$$C = E * TFC * A_{\text{воды}} * (1/H) * (L/(v * \sin(\alpha))), \text{ где} \qquad [7]$$

C – концентрация трития в воздухе, Бк/м^3;
E – коэффициент испарения воды;
TFC – температурный корректирующий коэффициент;
$A_{\text{воды}}$ – активность трития в воде, Бк/кг (использованы практические данные);
v – скорость ветра относительно поверхности почвы, м/с;
α – угол между направлением ветра и направлением движения жидкости, радиан;
H – высота (равна высоте криогенной установки), м;
L – ширина ручья, м.

Интенсивность испарения (коэффициент испарения), в общем виде, является функцией давления насыщенных паров, температуры воды и воздуха, теплоты парообразования, скорости ветра, воды и пр., и описывается в литературе с помощью полуэмпирических формул. В настоящей работе используется методология, разработанная в Агентстве по охране окружающей среды США (EPA U.S.), как имеющая официальный статус федерального технического руководства. В соответствии с этой методологией испарение воды определяется следующим выражением [16]:

$$E=10.4*u^{0.78}*M^{0.667}*P_{ж}/(R*T_{ж}),\ \text{где} \qquad [5]$$

E – коэффициент испарения, кг/с*м^2;

u – скорость воздуха относительно поверхности воды, м/с;

M – молярный вес жидкости, 18 г/моль;

$P_{ж}$ – давление насыщ. пара жидкости при заданной температуре жидкости, кПа;

R – универсальная газовая постоянная, 82.05 атм*см^3/(моль*K);

$T_{ж}$ – температура жидкости, K.

Поскольку при получении данного выражения предполагалось равенство температур воды и окружающей среды, то для условий, где для данных составляющих характерна разница температур (как в настоящем исследовании) рекомендуется домножить коэффициент испарения на температурный корректирующий коэффициент [17]:

$$TFC=P_{ж}*T_{возд}/(P_{возд}*T_{ж}),\ \text{где} \qquad [6]$$

$P_{ж}$ – давление насыщенного пара при температуре Тж, кПа;

$T_{ж}$ – температура жидкости, K;

$P_{возд}$ – давление насыщенного пара при температуре Твозд, кПа;

$T_{возд}$ – температура окружающей среды, K.

Расчет концентрации трития проводился по средним значениям диапазона следующих параметров – $T_{ж}$, $T_{возд}$, v, H, L, $A_{воды}$, полученных экспериментальным путем (Таблица 1).

Таблица 1.

Исходные данные для проведения расчетной оценки

Параметр	$T_{ж}$, K	$T_{возд}$, K	v, м/с	H, м	L, м
Среднее	288	300	1	0.7	1
Минимум	286	293	0.5	0.6	0.8
Максимум	290	303	1.3	0.8	1.2

На основании проведенных расчетов построена аналитическая кривая зависимости концентрации трития в атмосфере от концентрации трития в воде (Рисунок 8). Значения концентрации трития, полученные экспериментальным и аналитическим методом, отличаются друг от друга не более чем на 20 %.

Для оценки влияния основных параметров, в разной степени влияющих на значение концентрации трития в атмосфере, был проведен анализ изменения величины концентрации трития в воздухе при изменении данных параметров, в диапазоне между их минимальными и максимальными значениями, зафиксированными во время проведения эксперимента (Таблица 1).

Анализ проводился на основе имитационной модели, работающей по методу Монте-Карло, в которой случайным образом разыгрывались значения основных параметров влияющих на концентрацию трития в воздухе - температура жидкости ($T_{ж}$), температура воздуха ($T_{возд}$.), скорость ветра ($v_{ветра}$), ширина ручья (L). С использованием имитации, была получена модель, отображающая диапазон значений концентрации трития в воздухе (Рисунок 9).

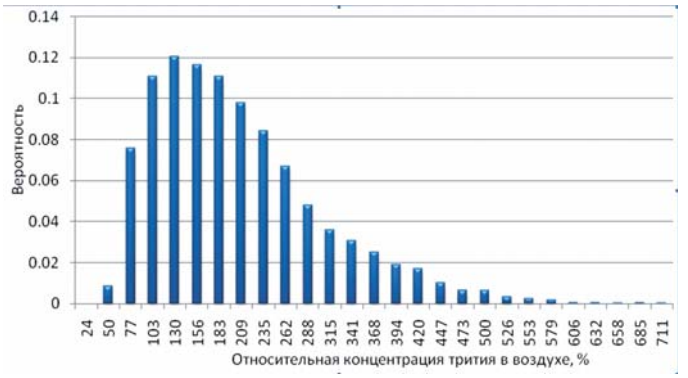


Рисунок 9. Диапазон значений параметров модели, полученных экспериментальным путем

С целью оценки изменения концентрации трития в воздухе при аномальных природных условиях для данной территории была построена вторая модель. Проведено исследование величины разброса концентрации трития в воздухе при более значимом различии максимальных и минимальных значений основных влияющих параметров. За основу взято предположение, что максимальные значения заданных параметров (Таблица 1) на 50% отличаются от среднего заданного значения (Таблица 2).

Таблица 2.

Исходные данные для проведения расчетной оценки

Параметр		$T_ж$, K	$T_{возд}$, K	v, м/с	H, м	L, м
Значение	Среднее	288	300	1	0.7	1
	Минимум	280	286	0.5	0.35	0.5
	Максимум	295	313	1.5	1.5	1.5

Профиль частотности для значений параметров модели, изменяющихся в диапазоне 50%, представлен на рисунке (Рисунок 10).

Рисунок 10. Диапазон значений параметров модели, изменяющихся в диапазоне 50%

Анализ распределения вероятности значений концентрации трития в воздухе, при заданной концентрации трития в воде, полученного путем независимого варьирования параметров расчетной модели между их минимальными и максимальными значениями случайным образом, показал, что с 80% достоверностью значения концентрации трития в воздухе могут изменяться в интервале от 75% до 340% относительно среднего значения (или от 63 до 279 Бк/м^3).

Отсюда следует, что зависимость концентрации трития в воздухе от концентрации в воде может быть выражена как:

$$C_{\text{Т в ат. воздухе}}\ [\text{Бк/м}^3] = (0.26 \div 1.03) * C_{\text{Т в воде}}\ [\text{кБк/кг}] \qquad [8]$$

Для оценки степени влияния отдельных значимых параметров на величину концентрации трития в воздухе вблизи поверхностного водотока была проведена оценка чувствительности модели от основных параметров (Рисунок 11). Для проведения оценки выбраны три наиболее значительных параметра - температура воздуха, температура воды, скорость ветра.

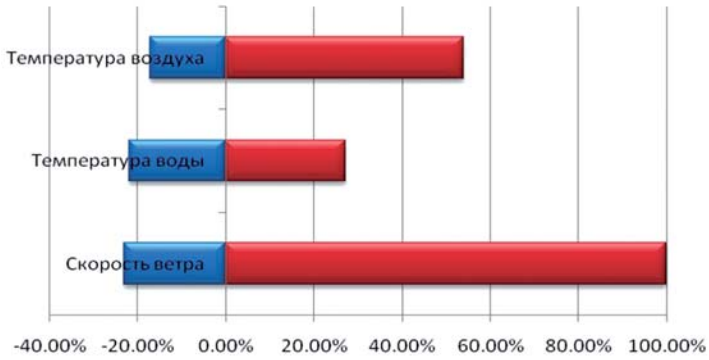


Рисунок 11. Влияние отдельных параметров на концентрацию трития в воздухе

Проведенный анализ чувствительности показал, что наибольшее влияние на значение концентрации трития в воздухе оказывают величины температуры воздуха и скорости ветра. Неопределённость в значении температуры водной среды влияет на концентрацию трития в воздухе значительно меньше, хотя полностью исключить данный параметр из рассмотрения нельзя.

Согласно проведенным исследованиям и аналитическому расчету, концентрация трития в атмосферном воздухе вблизи поверхностного водотока, загрязненного тритием, пропорционально изменяется в зависимости от концентрации трития в воде, с учетом ряда влияющих параметров, основные из которых скорость ветра, температура воздуха и температура воды.

Согласно анализу распределения вероятностей, концентрация трития в атмосфере в зависимости от изменения указанных параметров может изменяться в диапазоне от 75 до 340% (от 63 до 279 Бк/м^3), с учетом максимального разброса между величинами изменяемых параметров.

Расчеты величины концентрации трития в воздухе по концентрации трития в воде, проведенные с использованием экспериментальной и теоретической формул,

согласуются. При проведении прогнозной оценки, с использованием формулы, полученной по экспериментальным данным *[4]*, получилось, что при той же заданной концентрации трития в воде (≈270 Бк/м^3), используемой для оценки величины разброса расчетных значений, значение концентрации трития в воздухе будет составлять порядка 120 Бк/м^3, что входит в вышеуказанный диапазон.

2.2.2. Характер распределения трития в системе штольневый воздух – атмосферный воздух

Общая методология исследования

Основная цель – проведение оценки значимости вклада поступления трития в атмосферный воздух из полости штольни.

Первым этапом исследования было изучение характера распределения трития в воздушной среде внутри полости штольни. Для достижения поставленной задачи выбраны четыре штольни без водопроявлений, внутри которых проводился отбор проб водяных паров воздуха, начиная от портала штольни и далее вглубь, с шагом от 10 до 60 м, в зависимости от условий проведения работ.

Вторым этапом исследования было изучение уровня концентрации трития у порталов "законсервированных" штолен без какого-либо видимого водопроявления. Так как котловая полость штольни после "консервации" не является абсолютно герметичной и не исключено движение воздуха по штольне через зону дробления на дневную поверхность и в обратном направлении за счет механизмов газовой конвекции, существует возможность миграции трития с воздушными потоками из полости штольни в атмосферу. Отбор проб водяных паров штольневого воздуха проводился непосредственно на портале штольни, а также в 50 м от каждой штольни, для оценки вклада штольневого воздуха в тритиевое загрязнение воздушной среды.

Результаты исследования

Результаты исследования концентрации трития в воздушной среде внутри полости штолен представлены на рисунке (Рисунок 12).

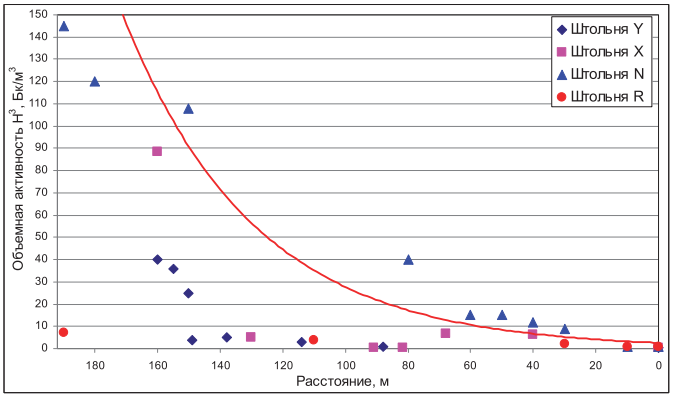


Рисунок 12. Характер распределения трития с воздушными потоками внутри полости штольни.

Анализ полученных данных показал, что значения концентрации трития в воздушной среде полостей исследуемых штолен изменяются в среднем в пределах от 140

до 1 Бк/м^3 в глубине штольни и на выходе, соответственно (по результатам исследования четырех штолен). Максимальная концентрация трития в полости штольни соответствует отметке, наиболее близко расположенной к концевому боксу, где и был произведен взрыв, и основное количество образовавшегося в результате взрыва трития должно находиться именно там. По мере приближения к выходу из штольни концентрация трития значительно падает как вследствие удаления от эпицентра взрыва, так и вследствие диффузионного перемешивания слоев штольневого воздуха с атмосферным.

На втором этапе исследования проведена оценка вклада трития, содержащегося в штольневом воздухе, в тритиевое загрязнение воздушной среды на приустьевых участках штолен (Рисунок 13).

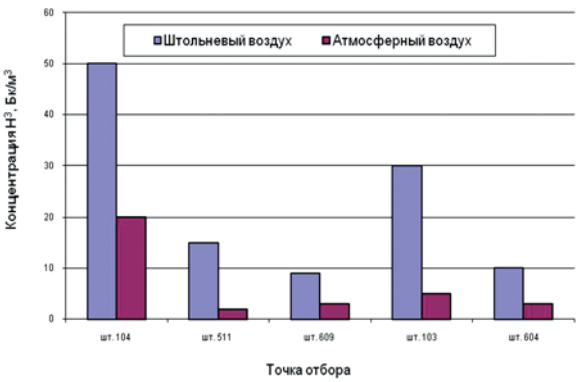


Рисунок 13. Концентрация ^{3}H в воздухе на припортальных участках штолен

Результаты исследования показали принципиальную возможность выхода трития с воздушными потоками из полостей "законсервированных" штолен на поверхность. Концентрация трития на порталах штолен достигает порядка 50 Бк/м^3, что существенно, если учитывать, что фоновые значения концентрации трития в воздухе в пределах горного массива Дегелен составляют порядка 1-2 Бк/м^3. Однако, дальнейшие исследования показали, что концентрация трития в атмосфере на расстоянии 50 м от портала штольни составляет 5-15 % от концентрации трития в штольневом воздухе, что находится практически на уровне фона и не может вносить существенного вклада в тритиевое загрязнение атмосферы.

Таким образом, концентрация трития в штольневом воздухе не вносит существенного вклада в формирование тритиевого загрязнения атмосферного воздуха в районе расположения штолен. Штольневый воздух далее не рассматривается как значимый источник поступления трития в атмосферу.

2.2.3. Характер распределения трития в системе почвенный воздух – атмосферный воздух

Общая методология исследования

Так как известно, что часть подземных вод расходуется на испарение с поверхности земли [18], можно предположить, что при данных условиях тритий с испаряемой влагой может поступать в атмосферу.

На представленном графике (Рисунок 14) показано, что испарение подземных вод начинается с глубины 2,5 м, где с учетом транспирации растениями количество испаряемой воды составляет 100 мм. Максимальных значений до 700 мм в год этот процесс достигает на глубинах до 20 см. При построении графика взяты средние значения, без учета таких параметров, как проницаемость, пористость почв, значение которых изменяется в зависимости от вида почв и в значительной степени влияет на количество влаги, испаряемой с поверхности почвы.

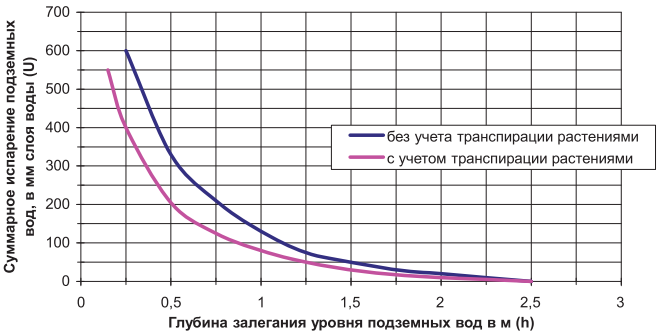


Рисунок 14. Характер испарения влаги с поверхности земли в зависимости от глубины залегания подземных вод

Цель исследования – определение уровня концентрации трития в почвенном воздухе и проведение оценки вклада трития, содержащегося в почвенном воздухе, в тритиевое загрязнение атмосферы.

Для проведения эксперимента выбраны сухие русла основных ручьев горного массива Дегелен, где согласно гидрогеологическим картам проходят подземные водотоки и, как следствие, возможно поступление трития с почвенным воздухом в атмосферу. Согласно данным проведенных исследований, концентрация трития в грунтовых водах на площадке ″Дегелен″ составляет порядка 300 кБк/кг [19]. Отбор проб водяных паров почвенного и атмосферного воздуха проводился сопряжено, т.е. одновременно, на минимальном расстоянии друг от друга (до 50 см) в одной и той же точке исследования. Схема проведения отбора проб представлена на рисунке (Рисунок 15).

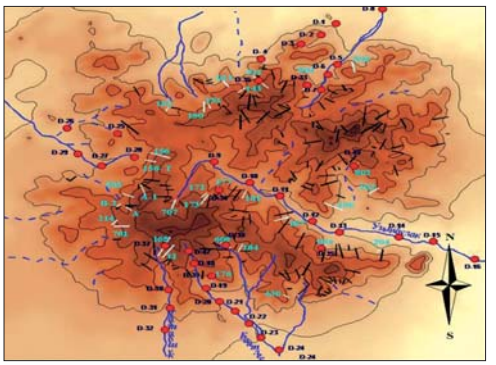


Рисунок 15. Точки отбора проб водяных паров атмосферного и почвенного воздуха на территории горного массива Дегелен

Результаты исследования

На следующем рисунке приведены результаты проведенного исследования (Рисунок 16).

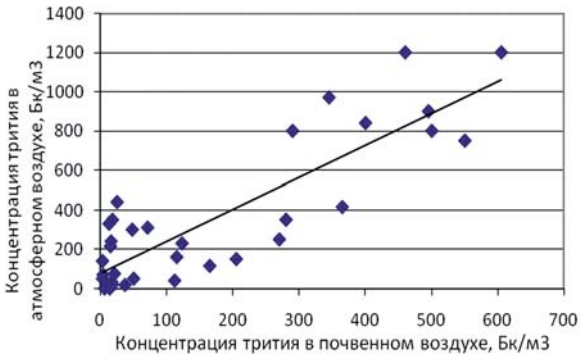


Рисунок 16. Зависимость концентрации ^{3}H в атмосферном воздухе и почвенном воздухе

Значение содержания трития в почвенном воздухе варьирует в широких пределах. В ходе проведения анализа данных отмечено, что в ряде случаев концентрация трития в почвенной влаге превышает либо соизмерима с концентрацией трития в атмосфере.

Полученная зависимость аппроксимирована и описана следующей функцией:

$$C_{\text{Т в ат. воздухе}}\ [\text{Бк/м}^3] = 1{,}6 * C_{\text{Т в почв. воздухе}}\ [\text{Бк/м}^3] + 30 \qquad [9]$$

Фоновая концентрация трития в атмосфере при условии, что концентрация трития в почвенном воздухе равняется нулю, описывается свободным членом данного уравнения, который в случае проведенного эксперимента составил 30 Бк/м^3.

Проведенное исследование показало, что в местах залегания загрязненных тритием подземных вод (на глубине не более 2,5 - 3 м) происходит процесс поступления трития в атмосферу в результате процессов эманации с поверхности почвы.

При наличии данных о концентрации трития в почвенной влаге, можно проводить оценочные расчеты концентрации ^{3}H, поступающего в атмосферный воздух и, таким образом, проводить оценку загрязнения тритием атмосферы на выбранном участке исследования.

Учитывая специфические особенности площадки ″Дегелен″ – высокая концентрация трития в грунтовых водах, небольшая глубина залегания, выявленный характер распределения трития подходит только для данной территории или территорий с похожими характеристиками грунтовых вод и, возможно, не будет иметь место на других участках исследования.

2.2.4. Характер распределения трития в системе растения – атмосферный воздух

Общая методология исследования

В ходе проведенных исследований для проведения оценки загрязнения тритием штольневых ручьев площадки “Дегелен” выявлено, что значения концентрации трития в воде достигает порядка 300 - 400 кБк/кг [19]. Предполагалось, что при столь высоких

концентрациях в воде растения береговой зоны также должны иметь высокую концентрацию трития и, в свою очередь, выступить в роли источника поступления трития в воздушную среду вследствие процессов транспирации растений.

Для проверки и подтверждения первоначально проведен эксперимент по исследованию концентрации трития в свободной воде растения волоснец (Leymus angustus) береговой зоны штольневого ручья (штольня №176). Отбор проб растений проводился по профилю, расположенному перпендикулярно основному руслу штольневого ручья, с шагом между точками исследования равным 10 м. Результаты представлены на рисунке (Рисунок 17).

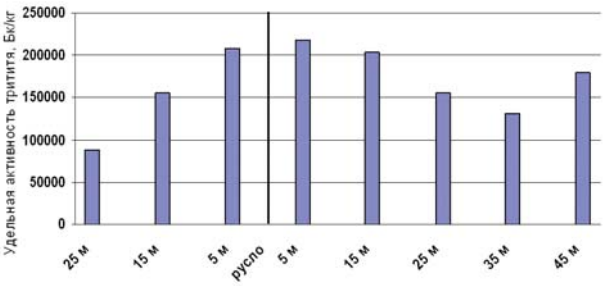


Рисунок 17. Исследование концентрации трития в свободной воде растений

В результате исследования были получены значения концентрации трития, достигающие 80 кБк/кг. Основываясь на полученных данных, проведен ряд экспериментов по выявлению возможной зависимости между концентрацией трития в атмосферном воздухе, концентрацией трития в растениях и продуктивностью растительного покрова.

Для этого в районе штольни № 177 перпендикулярно штольневому ручью заложены 4 профиля. Каждый профиль состоял из нескольких исследовательских площадок − от 5 до 18, в зависимости от рельефа местности. Расстояние между исследовательскими площадками составляло 5 – 15 м. Отбор проб воздуха и растений (смешанных образцов) проводился сопряженно – на каждой исследовательской площадке выделялся участок 1 кв.м, в центре которого проводился отбор проб водяных паров воздуха. Далее растительность на участке скашивалась для определения продуктивности покрова.

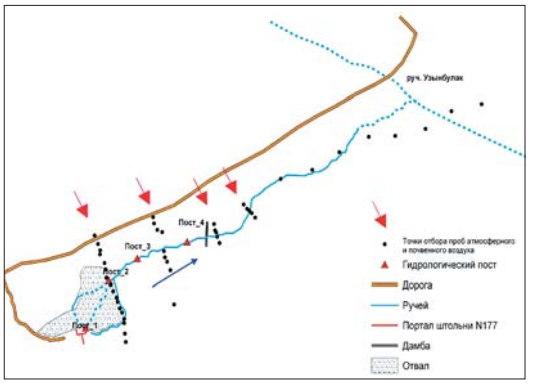
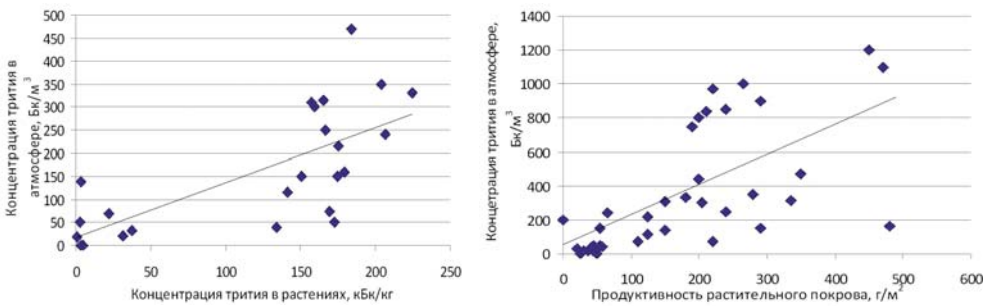


Рисунок 18. Схема отбора проб атмосферного воздуха и растений (по перпендикулярным профилям) в районе расположения штольни № 177

Результаты исследования

Анализ полученных данных показал, что значения концентрации трития в свободной воде растений выбранных участков изменяются в пределах от 3 до 250 кБк/ кг. Значения концентрации трития в воздухе на тех же исследовательских площадках изменяются в пределах от 80 до 1200 Бк/м^3.

По результатам полученных данных построены графики соотношения содержания трития в атмосферном воздухе и в растительности (Рисунок 19, а) и изменение концентрации трития в атмосфере в зависимости от продуктивности растительного покрова, загрязненного тритием (Рисунок 19, б).



а б

Рисунок 19. Зависимость концентрации ^{3}H в атмосферном воздухе от концентрации ^{3}H в растениях (а) и от продуктивности растительного покрова, загрязненного ^{3}H (б)

Данные, отображенные на полученных графиках, аппроксимированы линейной функцией. Используя полученные зависимости, можно проводить оценочное прогнозирование содержания трития в атмосферном воздухе по содержанию трития в растениях, используя следующее эмпирическое уравнение:

$$C_{\text{Т в ат. воздухе}}\ [\text{Бк/м}^3] = 1{,}2 * C_{\text{Т в растениях}}\ [\text{кБк/кг}] + 50 \qquad [10]$$

При проведении оценочных прогнозов необходимо учитывать продуктивность растительного покрова на участке исследования.

Тритиевое загрязнение атмосферного воздуха в местах произрастания растительности, загрязненной тритием, вероятно обусловлено процессами транспирации растений. Полученные экспериментальные зависимости подтверждают вклад растений в формирование тритиевого загрязнения атмосферы.

Согласно приведенному формату, в формуле присутствует свободный член +50, который отображает фоновую концентрацию трития на участках исследования, что указывает так же на присутствие других источников поступления трития в атмосферу.

ВЫВОДЫ

Исследование уровней концентрации трития в воздушной среде на территории горного массива Дегелен в местах расположения штолен с водопроявлениями, показало, что тритиевое загрязнение атмосферы на приустьевых участках штолен сформировано за счет нескольких основных источников. Это - почвенный воздух в местах

неглубокого залегания грунтовых вод, поверхностные воды и растительность. Основные участки, загрязненные тритием, расположены вдоль русла ручьев, за счет выноса трития водотоками из полостей штолен.

Концентрация трития в воздухе значительно снижается с увеличением расстояния от источника поступления за счет диффузионного перемешивания воздушных слоев, и на расстоянии порядка 50-70 м снижается на порядок и более от первоначального.

Значения концентрации трития, зафиксированные в воздушной среде на приустьевых участках штолен, в ряде случаев достигают более 1000 Бк/м^3, что не превышает, но находится близко к пределу среднегодовой допустимой объемной активности в воздухе для населения, которая составляет 1900 Бк/м^3 [20].

Необходимо отметить, что при изменении условий и места эксперимента полученные зависимости могут видоизменяться, а некоторые источники поступления трития в атмосферу (например, почвенная влага) - отсутствовать. В данной работе рассмотрена картина уровня и характера распределении трития в воздушной среде применительно к условиям площадки ″Дегелен″, а именно, к районам расположения штолен с водопроявлениями.

Авторы статьи выражают благодарность сотрудникам Института радиационной безопасности и экологии Айдарханову А.О., Ульянкину В.А., Коровину В.А., Смирнову А.С. за помощь при обеспечении и проведении экспедиционных работ, Яковенко Ю.Ю., Еременко Е.А., Елизарьевой Н.А. за построение картографического материала, Геновой С.В. и группе общей химии ОРСМОС за пробоподготовку растений и водяных паров воздуха.

ЛИТЕРАТУРА

1. *Кузнецов В. И.* "Водород: именитые изотопы" /В.И. Кузнецов // Химия и Жизнь. - 1981. - № 1.
2. *Эванс Э.* Тритий и его соединения / Э. Эванс. - М.: "Атомиздат", 1970.
3. *Беловодский Л.Ф.* Тритий / Л.Ф. Беловодский , В.К. Гаевой, В.И. Гришмановский. – М.: Атомиздат, 1985.
4. *Ферронский В.И.* Природные изотопы гидросферы / В.И. Ферронский, В.Т. Дубинчук, В.А. Поляков [и др.]. - М.: Недра, 1975.
5. *Беловодский Л.Ф.* Тритий / Л.Ф. Беловодский, В.К. Гаевой, В.Н. Гришмановский. - М. Энергоиздат, 1985.
6. *Солодов Н. А.* Геохимия лития, рубидия и цезия / Солодов Н. А., Балашов Л. С., Кременецкий А. А. - М., 1980.
7. *Chaudry M.N.* 1973. Lithium-aluminium micas from the Meldon aplite / M.N. Chaudry, R.A. Howie. - Mineralogical Magazine 39.
8. *Ляхова О.Н.* "Исследование содержания трития в объектах окружающей среды на территории испытательной площадки Дегелен" / О.Н. Ляхова, С.Н. Лукашенко, М.А. Умаров, А.О. Айдарханов / Вестник НЯЦ РК. – 2007. – Вып.4. – С.80 – 86.

9. *Романов Г.Н.* Поведение в окружающей среде и биологическое действие трития Проблемы радиоэкологии / Г.Н. Романов. - ВИНИТИ, 1983.
10. Отчет о научно-исследовательской деятельности Института радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, выполненного по НТП "Изучение современного состояния и последствий деятельности объектов атомной энергетики Семипалатинского полигона на окружающую среду" по этапу: "Исследование экосистем, подверженных влиянию радиоактивно-загрязненных водотоков" /рук. Лукашенко С.Н.. – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2009.
11. Методы измерения трития. Рекомендации НКРЗ, США: [пер. с англ.]. - М.: Атомиздат, 1978.
12. Полевая геоботаника- т. 1.-1959.-444 с.; т. 2.-1960.-500 с.; т. 3.-1964.-530 с.; т.4.-1972.-336 с.; т.5.-1976.-320 с. -М.: Наука.
13. Качество воды – определение активности трития, соответствующей данной концентрации – жидкостной метод сцинтилляционного счета: ISO 9698-1989 /E/.
14. *Jones R.* Measurement and Analysis of Evaporation From an Inactive Outdoor Swimming Pool / R. Jones, C. Smith, G. Löf //Solar Energy. – 1994. - V. 53. - No 1. - P.3.
15. "Technical Guidance For Hazards Analysis". - U.S. EPA and U.S. FEMA, 1987.
16. *Stiver W.* "A Spill Hazard Ranking System for Chemicals", Environment Canada First Technical Spills Seminar, Toronto/W. Stiver, D. Mackay. - Canada, 1993.
17. "Risk Management Program Guidance For Offsite Consequence Analysis", U.S. EPA publication EPA-550-B-99-009. – 1999, april.
18. *Белянин В.И.* "Опыт определения испарения грунтовых вод в аридных условиях Восточного Казахстана"/В.И. Белянин. - Серия VIII. – Вып.1. - ЭИ ВИМС, 1978.
19. "Изучение современного состояния и последствий деятельности объектов атомной энергетики семипалатинского полигона на окружающую среду" Этап: "Исследование экосистем, подверженных влиянию радиоактивно-загрязненных водотоков": отчет о научно – исследовательской работе ИРБЭ НЯЦ РК по НТП/рук. Лукашенко С. Н. – 2008..
20. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99), СП 2.6.1. 758-99. Издание официальное. - Алматы, 2000. - 80с.

"ДЕГЕЛЕҢ" ТАУЛЫ МАССИВІ ШЕГІНДЕГІ АУА БАССЕЙНІНІҢ ТИРТИЙМЕН ЛАСТАНУЫН ҚАЛЫПТАСТЫРУ МЕХАНИЗМДЕРІ

О.Н.Ляхова, С.Н.Лукашенко, Н.В.Ларионова

Тритиймен ластану мәселесі табиғи орталардың радиоактивті ластануында ерекше орын алады. Аталған жұмыста ″Дегелең″ алаңында орналасқан су шығулары бар №176 және №177 штольнялар үлгісіндегі экожүйенің атмосфералық ауасында тритийдің таралу деңгейіне және

сипатына бағалау жүргізілген. Тритиймен ластанған беткі су ағынына қатысты тритийдің атмосферада таралуының жалпы сипаттамасы келтірілген. Зерттелетін экожүйенің атмосфералық ауасында тритий таралуының негізгі механизмдері, нақтырақ, тритийдің келесі экожүйелердегі таралу сипаттамасы: су - атмосфера, штольнялық жел – атмосфера, топырақ ылғалы – атмосфера, өсімдік - атмосфера зерттелген. Тритийдің судағы шоғырлануы бойынша тритийдің атмосферадағы шоғырлануына талдамалық есеп жүргізілді. Болжамдық бағалау жүргізу үшін түсу көзінің біріндегі – су, штольнялық ауа, топырақ ылғалы, өсімдіктегі - тритий шоғырлануынан тритийдің ауадағы шоғырлануының бағыныштылығы тәжірибелік жолмен алынды. "Дегелең" алаңы аумағындағы ауа ортасында тритий таралуының жалпы сипаттамасы келтірілген.

Түйін сөздер: Дегелең алаңы, тритий, атмосфералық ауа, тритиймен ластану, тритий таралуының сипаттамасы.

MECHANISMS FOR FORMATION OF CONTAMINATION OF AIR BASIN WITH TRITIUM WITHIN THE "DEGELEN" MASSIF

O.N. Lyakhova, S.N. Lukashenko, N.V. Larionova

Issue of tritium contamination has a special place in the radioactive contamination of the environment. In this paper we assess the level and distribution of tritium in the atmospheric air of ecosystems with water seepage, by the example of tunnels № 176 and № 177, located on "Degelen" site. There has been presented general nature of tritium distribution in the atmosphere relative to surface of a watercourse which has been contaminated with tritium. The basic mechanisms were studied for tritium distribution in the air of studied ecosystems, namely, the distribution of tritium in the systems: water – atmosphere, tunnel air - atmosphere, soil moisture - atmosphere, vegetation - atmosphere. An analytical calculation of tritium concentration in the atmosphere by the concentration of tritium in water has been performed. Experimentally there was obtained dependence for the predictive assessment of tritium concentrations in the air on the concentration of tritium in one of the income sources - water, tunnel air, soil moisture, vegetation. General nature of tritium distribution in the air in the area "Degelen" is given.

Keywords: Degelen site, tritium, atmospheric air, tritium contamination, tritium distribution.

УДК 577.391:577.4:504.74:636.32/.38:539.16

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНОЕ ИССЛЕДОВАНИЕ ОСОБЕННОСТЕЙ ПЕРЕХОДА ИСКУССТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В ОРГАНЫ И ТКАНИ ОВЕЦ В УСЛОВИЯХ СИП

Ж.А. Байгазинов, А.В. Паницкий, С.Н. Лукашенко, И.Ю. Силачев, С.А. Келлер, С.С. Каратаев, А.Р. Иванова

В работе представлены результаты натурных исследований по изучению особенностей перехода искусственных радионуклидов в органы и ткани овец при различных условиях и сроках их поступления. Дана количественная оценка поступления радионуклидов Т, ^{137}Cs, ^{90}Sr, $^{239+240}$Pu и ^{241}Am с компонентами окружающей среды: воздухом, водой и растительностью, при их содержании на опытно–экспериментальной площадке "Дегелен". Установлено, что биологическая доступность ^{137}Cs и ^{90}Sr для органов и тканей овец, поступивших со штольневой водой, выше, чем из кормовых растений. Биологическая доступность Т, поступившего с кормом больше, чем Т, поступившего с водой. Определено, что независимо от времени и вида поступления, распределение ^{137}Cs , ^{90}Sr и Т в органах и тканях, имеет определенную зависимость, что дает возможность оценки содержания этих радионуклидов в различных органах по одному из них.

Ключевые слова: Семипалатинский испытательный полигон (СИП), коэффициент перехода ($К_п$), овцы, органы и ткани, биологическая доступность радионуклида, тритий (Т), цезий–137 (^{137}Cs), стронций–90 (^{90}Sr), плутоний–(239+240) ($^{239+240}$Pu), америций–241 (^{241}Am).

ВВЕДЕНИЕ

Бесконтрольная сельскохозяйственная деятельность на территории Семипалатинского испытательного полигона (далее – СИП) является одной из наиболее важных проблем, так как с переходом радионуклидов по трофическим цепям связано их поступление в организм человека. Необходимо отметить, что для получения животноводческой продукции, отвечающей требованиям радиационной безопасности, знания о закономерностях поступления и распределения техногенных радионуклидов в органах и тканях животных имеют приоритетное значение, так как для данного региона животноводство является практически основным видом деятельности.

Особенности перехода ^{90}Sr в организм животных. Закономерности накопления и распределения ^{90}Sr в организме лабораторных [1, 2] и сельскохозяйственных [3, 4, 5] животных к настоящему времени изучены довольно хорошо. Все авторы отмечают, что ^{90}Sr при любом пути поступления его в организм накапливается в скелете и вступает в конкурентные отношения с кальцием в процессах костеобразования.

Для объяснения всасывания ^{90}Sr предложена мембранная гипотеза, предполагающая возможности диффузии через поры мембран и перехода его из содержимого ЖКТ в кровь [6, 7]. Необходимо отметить, что всасывание ^{90}Sr зависит от возраста животных, при этом у молодых животных включение ^{90}Sr в костную ткань (далее – кост. тк.) происходит быстрее, чем у взрослых. Существенных различий в накоплении ^{90}Sr в скелете самок и самцов различных групп не установлено [8].

Скорость включения ^{90}Sr в костную ткань неодинакова для различных участков одного скелета. Однако для расчета активности целого скелета можно ограничиться только анализом одного–трех ребер, взятых целиком, или лопаткой [9].

При переходе кальция (далее – Са) и ^{90}Sr по биологическим цепочкам имеет место некоторое предпочтение кальция по отношению к ^{90}Sr, что выражается коэффициентом дискриминации. Обмен ^{90}Sr и Са в организме подчиняется общим закономерностям, а при переходе из рациона в скелет сохраняется то соотношение между ними, которое имеется в рационе с определенной поправкой на дискриминацию ^{90}Sr по отношению к Са [10, 11].

Защитный эффект кальция против отложения ^{90}Sr достаточно хорошо изучен [12, 13]. Также защитный эффект против отложения ^{90}Sr может быть значительно усилен путем обогащения рациона магнием, фосфором и жиром [14, 15]. Мероприятия по ускорению выведения ^{90}Sr из организма должны проводиться на протяжении ближайшего времени после поступления изотопа в организм [16].

Особенности перехода ^{137}Cs в организм животных. Данные о характере метаболизма ^{137}Cs в организме овец достаточно полно представлены в экспериментальных работах с оральными затравками животных растворами ^{137}Cs [17, 18] и в исследованиях особенностей перехода радионуклида в организм овец от глобальных выпадений и выпадений после аварии в Чернобыле [19, 20, 21].

Радионуклиды Cs легко поглощаются и включаются в процесс обмена веществ у млекопитающих. Всасывание ^{137}Cs в организме овец зависит от возраста животных, формы его поступления и соотношения стабильных изотопов в рационе [22, 23, 24].

Физико–химические свойства соединений ^{137}Cs таковы, что в организме он находится преимущественно в мышечной ткани (далее – мыш.тк.), относительно равномерно распределяясь по ее объему и другим мягким органам [25, 26]. В результате опытов с разделением мышечной ткани на белки, жиры, гликоген и водорастворимую фракцию определено, что ^{137}Cs постепенно включается в биохимические структурные элементы, что оказывает влияние на удлинение срока выведения [27].

Необходимо отметить, что вопреки установившемуся мнению, утверждающему, что ^{137}Cs всегда сопутствует калию, имеются противоречащие этому мнению работы. Данные, полученные Шахиджаняном Л.Г. [28, 29], почти отвергают теорию, что распределение ^{137}Cs объясняется гематоэнцефалическим и плацентарным барьерами вообще к элементу Cs. Дальнейших результатов работ по этому вопросу нами не найдено.

Особенности перехода Т в организм животных. Т, как изотоп водорода, может замещать его в любых молекулах внутри клетки. Тритиевая вода поступает в клетку без сегрегаций путем простой диффузии. Распределение Т среди молекул клетки пропорционально содержанию водорода в них.

Исследовано влияние формы вводимого соединения Т (органической и неорганической) на кинетику обмена при однократном и хроническом поступлении в организм лабораторных животных [30, 31, 32]. Показано, что Т в органических соединениях задерживается в значительно больших количествах и выводится более медленно, чем неорганические соединения.

Характер распределения при однократном и хроническом поступлении Т определяется формой вводимого соединения [33]. Период полувыведения органически связанного Т (далее – ОСТ) у поросят, получавших Т с молоком (свиноматок поили тритиевой водой), составил 59 сут. для мозга, 28 сут. для мышц, 22 сут. для почек, селезенки и поджелудочной железы, 17 сут для печени и кишечника [34]. Также установлено, что биологический период полувыведения Т из ДНК составляет 318 суток [35].

У млекопитающих при хроническом потреблении Т быстро достигается равновесие его с обменным водородом. При прекращении доступа Т активность тканей снижается медленнее, чем активность воды тела, поэтому в новых равновесных условиях активность тканей превышает таковую воды [36].

Часть ОСТ, поступившего в организм, переходит в тритиевую воду клеток, другая часть – на синтез протеинов и жиров. Протеины и жиры переходят в молоко и формирующиеся органы и ткани плода [37, 38].

В эксперименте на кроликах [39], которые в течение 2–х недель получали тритиевую воду и люцерну, показано, что удельная активность водных и органических фракций тканей всех животных была такой же, как пищи и воды, что указывает на отсутствие биологического концентрирования Т.

Накопление в организме ОСТ зависит от сроков поступления в организм и физических факторов воздействия. Содержание ОСТ в органах и тканях может составлять до 25% по отношению к тритиевой воде [40].

Особенности перехода $^{239+240}Pu$ и ^{241}Am в организм животных. Pu в крови на 90–95% соединен с белками глобулинового или липопротеинового комлекса, и только 15% переходит в ультрафильтрат [41]. Напротив, связь Am^{3+} с сывороточными белками слабая, неспецифическая и, по-видимому, играет важную роль в захвате полимерного Pu, Am печеночными клетками. Известно также, что механизм кишечной абсорбции Pu зависит от возраста животного − так, абсорбция Pu у взрослых животных в 10 раз ниже, чем у новорожденных [42].

Накопление в мышцах крупнорогатого скота ^{239}Pu, ^{241}Am колеблется в пределах $(1–4)\times10^{-4}$ %, овец – $(0{,}3–1{,}0)\times10^{-3}$ % и кур $(2–7)\times10^{-3}$ % от ежедневного поступившего количества в расчете на 1 кг мышц. Данные о коэффициентах перехода элементов Pu и Am в молоко коров практически отсутствуют [43].

В 1986 и 1987 гг. на естественных пастбищах были проведены исследования перехода изотопов Pu и Am в ткани овец [44]. В эксперименте установлено, что в желудочно–кишечном тракте усваивается 0,01% Pu и 0,005% Am от общего количества поступившего животным с кормами. Основным депо являются печень и скелет. ^{239}Pu вначале распределяется на поверхности костей, но через 1–6 месяцев проникает вглубь костного вещества и связывается в ядрах клетки [45].

Известно, что коэффициент перехода (далее – $К_п$) для животных, которые были подвергнуты воздействию Pu внутриутробно, в 4 раза выше для бедренной кости и в 2 раза выше для всех других тканей по сравнению с животными, которых начали выпасать на загрязненном пастбище взрослыми [46].

При ингаляции растворимых соединений ^{239}Pu основными органами депонирования его являются легкие и скелет [47]. Величина отложения ^{239}Pu в скелете не превышает 9–30%, а в печени – 4,1–7% от первоначального содержания в лег-

ких после ингаляционного поступления. При поступлении через неповрежденную кожу поросят лимоннокислый плутоний всасывается в течение 6 суток в количестве 0,347% от нанесенного на кожу, из которых 0,183% всасывается в течение первых суток. Распределение резорбированной доли излучателя при накожном нанесении мало отличается от распределения при внутривенном введении. В обоих случаях более 81% задерживается в скелете и не более 18,5% – в печени [48].

Проведенный анализ показал, что до настоящего времени изучению данного вопроса посвящено большое количество исследований, основные результаты которых внесены в базу данных МАГАТЭ [49], часть из них представлены в таблице (Таблица 1). Как видно из таблицы, переход Sr и Cs изучен достаточно хорошо, однако варьирование коэффициентов перехода происходит в широком диапазоне. Проведены единичные исследования по изучению перехода плутония и америция, отсутствуют данные по тритию. Эти факты обосновывают актуальность и необходимость изучения данного вопроса в условиях бывшего СИП, где подобные исследования ранее также не проводились.

Таблица 1.

Коэффициенты перехода радионуклидов в мышечную ткань овец

Радионуклид	min	max	всего работ	Радионуклид	min	max	всего работ
Sr	$3{,}0\times10^{-4}$	$4{,}0\times10^{-3}$	25	Pu	$2{,}0\times10^{-5}$	$8{,}5\times10^{-5}$	2
Cs	$5{,}3\times10^{-2}$	1,3	41	T	Нет данных		
Am	$4{,}8\times10^{-4}$		1	–	–	–	–

1. ОБЩАЯ МЕТОДОЛОГИЯ ИССЛЕДОВАНИЯ

1.1. Место проведения исследования

Исследования проведены на опытно–экспериментальной площадке (далее – ОЭП) "Дегелен", расположенной в юго–западной части бывшего СИП. Для проведения исследования были выбраны штольни №176 и №177 с водопроявлениями, образованными грунтовыми водами, вытекающими из котловых полостей штолен [50], тем самым формируя радиоактивное загрязнение компонентов окружающей среды почвы, воды, растительности и воздуха. Участки выбраны как одни из наболее загрязненых радионуклидами ^{137}Cs , ^{90}Sr, $^{239+240}$Pu, ^{241}Am и T штолен с водопроявлениями.

1.2. Объекты исследований

В качестве исследуемых животных использовались овцы казахской курдючной грубошерстной породы ("Едильбаевская"). Все животные были схожие по клиническому состоянию и экстерьерно–конституциональным данным.

Выбор объекта и места исследования обоснованно тем, что овцеводство является основным видом сельскохозяйственной деятельности данного региона и то, что вблизи ОЭП "Дегелен" расположено наибольшее количество хозяйств, занимающихся животноводством на территории СИП [51] (Рисунок 1).

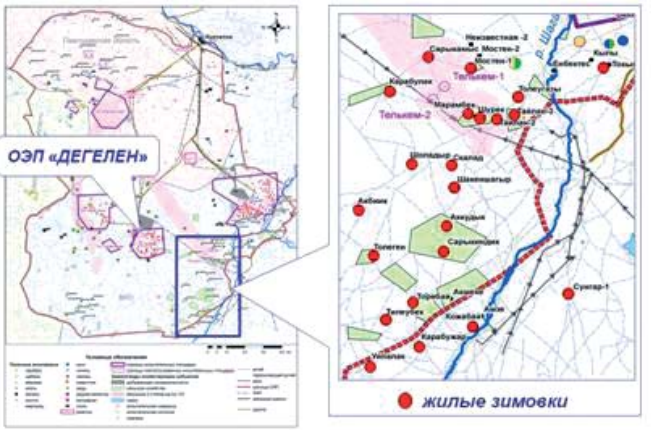


Рисунок 1. Жилые зимовки, расположенные в юго-западной части СИП

1.3. Схема проведения исследований

Исследования проводились при различных условиях содержания животных:

- при различных сроках поступления с луговой растительностью (далее – кормом) и водой, на отдельных участках в районе штольни № 176 в условиях выпаса;
- при различных сроках поступления с кормом в условиях стойлового содержания, в районе штольни №177;
- при различных сроках поступления с водой в условиях стойлового содержания, в районе штольни №177.

1.3.1. Пастбищное содержание

В 2007 г. проводился выпас животных на радиационно-загрязненной территории в районе шт. №176 в течение 20, 30, 60, 70, 130 и 150 суток (группа Б.1.). В течение каждого срока выпасалось по одному животному. Выбранная территория для выпаса животных была разделена на восемь участков размером 20×20 м, по центральной части которых проходит водоток из штольни №176 шириной ~0,5 м. Участки были намечены после предварительного геоботанического описания и дозиметрических измерений (плотности потока β–излучения, мощности эквивалентной дозы γ – излучения на поверхности почвы и на высоте 1 м). Выпас животных проводился с 7.00 до 21.00 часов с неограниченным доступом к штольневой воде.

1.3.2. Стойловое содержание

В 2008 г. исследования проводили в условиях стойлового содержания в районе шт. №177. Животные размещались в загоне (4×4 м) с выгульной площадкой (10×10 м) для обеспечения полноценного моциона. Животные были разделены на две группы по условиям поступления радионуклидов в организм со штольневой водой и загрязненным кормом. Первую группу (группа Б.2.) кормили радиоактивно–загрязненным кормом и поили "чистой" водой; животных второй группы (группа Б.3.) кормили "чистым"

кормом (луговое разнотравье) и поили радиоактивно–загрязненной водой. Сроки экспериментов обеих групп – 7, 14, 28, 56, 112 суток. Для кормления использовалась луговая растительность загрязненных территорий. Радиоактивно–загрязненная вода для поения отбиралась из водотока у портала.

При постановке экспериментальных работ с животными применялись примерные схемы научных опытов, основанные на принципах групп–периодов и пар–аналогов [52]. Для оценки общего физического состояния животных проводился их еженедельный клинический осмотр. Подкормка концентрированными и другими видами кормов не осуществлялась.

Согласно схемам проведения эксперимента был произведен забой двух контрольных и шестнадцати опытных животных с отбором проб органов (сердце, печень, легкие, почки, семенники, селезенка), крови, а также мышечной и костной тканей.

2. РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

2.1. Изучение характера поступления радионуклидов в организм животных на радиоактивно загрязненных участках

2.1.1. Оценка содержания радионуклидов в рационе животных, выпасаемых в районе штольни № 176

2.1.1.1. Оценка содержания радионуклидов в растениях, отобранных с участка выпаса

Для оценки содержания радионуклидов в корме с каждого участка выпаса проводился отбор смешанных проб растений (в трехкратной повторности). Каждая смешанная проба состояла из 25 точечных проб (Рисунок 2). На каждый участок рассчитаны средние значения содержания радионуклидов на кг корма (Таблица 2).

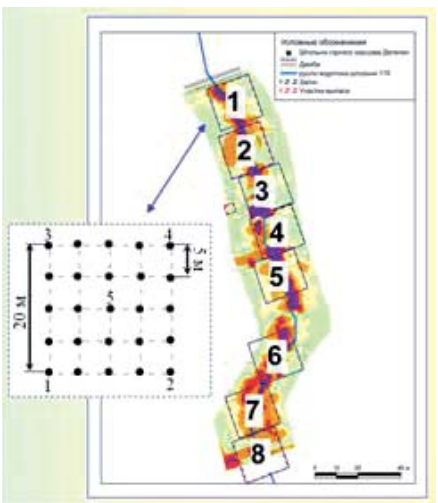


Рисунок 2. Схема отбора обобщенной пробы растительности на участках выпаса (центральная точка – место привязи животного)

Таблица 2.

Средние значения содержания радионуклидов в смешанных пробах растений, отобранных с участков выпаса

№ участка	Удельная активность, Бк/кг	
	^{137}Cs	^{90}Sr
1	$9{,}5\times10^{4}$	$6{,}3\times10^{4}$
2	$6{,}1\times10^{4}$	$6{,}7\times10^{4}$
3	$2{,}2\times10^{4}$	$9{,}1\times10^{4}$
4	$4{,}2\times10^{4}$	$8{,}7\times10^{4}$
5	$2{,}0\times10^{4}$	$2{,}6\times10^{4}$
6	$1{,}9\times10^{4}$	$1{,}2\times10^{4}$
7	$2{,}2\times10^{4}$	$1{,}4\times10^{4}$
8	$6{,}6\times10^{3}$	$1{,}5\times10^{4}$
ДУ [53]	$7{,}4\times10^{1}$	$1{,}1\times10^{2}$
Примечание: ошибка среднестатистического значения не превышает 30%		

Из данной таблицы видно, что растения, отобранные с участков выпаса, неоднородны по содержанию радионуклидов.

2.1.1.2. Оценка содержания радионуклидов в штольневой воде

Для оценки содержания радионуклидов в воде, предназначенной для поения животных, на протяжении всего эксперимента отбирались пробы воды. Содержание ^{137}Cs в регулярно отбиравшихся пробах воды не превышает 72 Бк/кг. Лишь единожды его значение достигало 175 Бк/кг. Содержание ^{90}Sr изменяется в пределах 105–189 Бк/кг. Значения удельной активности Т находятся в пределах одного порядка и колеблются в пределах 1×10^{5}– $4{,}5\times10^{5}$ Бк/кг. Уровень загрязнения воды, предназначавшейся для поения опытных животных, существенно превышает уровень вмешательства для питьевой воды (УВ) [54], который установлен НРБ–99 и составляет: для ^{137}Cs – 11 Бк/кг, ^{90}Sr – 5 Бк/кг, Т – 7,7 кБк/кг.

2.1.1.3. Оценка содержания радионуклидов в воздухе, отобранного с места выпаса животных

Исследованиями, проведенными ранее в районе штольни № 176 [55], установлено, что содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в воздухе незначительны. Средние значения концентрации ^{137}Cs и ^{90}Sr составляют <0,01 и <0,002 Бк/м^3, соответственно.

Для контроля поступления Т с воздухом в организм животных опытной группы производился отбор паров атмосферного воздуха в зоне выпаса и в зоне размещения загона. Исходя из того, что вентиляция легких исследуемых животных равна 12–13 л/мин [56], произведен расчет поступления Т в организм животных опытной группы за весь период исследования. При расчете учитывалось, что животное проводило в среднем по 15 ч в сутки на пастбище и по 9 ч в загоне. Среднее значение концентрации Т в атмосферном воздухе в районе выпаса животных и загона составляли 390 (за 24 измерения) и 110 (за 12 измерений) Бк/м^3 соответственно.

2.1.1.4. Оценка среднесуточного поступления радионуклидов в организм животных, выпасаемых в районе штольни №176

Каждое опытное животное выпивало в среднем 1,0±0,2 л воды в сутки. Согласно нормам кормления сельскохозяйственных животных [57], животные данного возраста и веса поедают в среднем 1,5±0,3 кг сухого корма. Исходя из этого, был произведен расчет поступления радионуклидов с кормом и водой в организм каждого животного за весь период и рассчитаны средние концентрации суточного поступления. Необходимо отметить, что у животных, содержащихся на пастбищах, не учитывался вклад радионуклидов, поступающих в организм в составе частиц загрязненной почвы. Результаты определения суточного поступления представлены в таблице (Таблица 3). Результаты исследований показали, что основная роль в поступлении ^{137}Cs и ^{90}Sr в организм изучаемых животных принадлежит корму. В поступлении Т основную роль играет вода.

Таблица 3.

Среднесуточное поступление радионуклидов в организм животных, выпасаемых на радиоактивно–загрязненной территории в районе шт.№176, с неограниченным доступом к штольневой воде

Код животного	Количество дней, сутки	^{90}Sr, Бк			^{137}Cs, Бк			Т, Бк			
		с кормом	с водой	Всего	с кормом	с водой	Всего	с кормом	с водой	с воздухом	Всего
Б.1.1.	20	$2,4\times10^{4}$	$1,5\times10^{2}$	$2,4\times10^{4}$	$3,2\times10^{4}$	$4,9\times10^{1}$	$3,2\times10^{4}$	$2,1\times10^{5}$	$3,4\times10^{5}$	$5,3\times10^{3}$	$5,6\times10^{5}$
Б.1.2.	31	$4,7\times10^{4}$	$1,5\times10^{2}$	$4,7\times10^{4}$	$1,3\times10^{5}$	$4,9\times10^{1}$	$1,3\times10^{5}$	$2,1\times10^{5}$	$3,4\times10^{5}$	$5,3\times10^{3}$	$5,6\times10^{5}$
Б.1.3.	62	$5,7\times10^{4}$	$1,5\times10^{2}$	$5,7\times10^{4}$	$1,8\times10^{5}$	$4,9\times10^{1}$	$1,8\times10^{5}$	$2,1\times10^{5}$	$3,4\times10^{5}$	$5,3\times10^{3}$	$5,6\times10^{5}$
Б.1.4.	68	$6,8\times10^{4}$	$1,5\times10^{2}$	$6,8\times10^{4}$	$1,1\times10^{5}$	$4,9\times10^{1}$	$1,1\times10^{5}$	$2,1\times10^{5}$	$3,4\times10^{5}$	$5,3\times10^{3}$	$5,6\times10^{5}$
Б.1.5.	130	$5,5\times10^{4}$	$1,5\times10^{2}$	$5,5\times10^{4}$	$6,9\times10^{4}$	$4,9\times10^{1}$	$6,9\times10^{4}$	$2,1\times10^{5}$	$3,4\times10^{5}$	$5,3\times10^{3}$	$5,6\times10^{5}$
Б.1.6.	151	$1,1\times10^{5}$	$1,5\times10^{2}$	$1,1\times10^{5}$	$1,1\times10^{5}$	$4,9\times10^{1}$	$1,1\times10^{5}$	$2,1\times10^{5}$	$3,4\times10^{5}$	$5,3\times10^{3}$	$5,6\times10^{5}$

Вклад воздуха, воды и корма в суточное поступление радионуклидов в организм овец представлен на рисунке (Рисунок 3).

Рисунок 3. Вклад воздуха, воды и корма в суточное поступление ^{137}Cs, ^{90}Sr и Т

2.1.2. Оценка содержания радионуклидов в корме и воде животных, содержащихся в районе штольни №177

2.1.2.1. Оценка содержания радионуклидов в растительном корме

Для оценки концентрации радионуклидов в растительном корме в течение каждой недели ежедневно из суточной массы радиоактивно–загрязненного корма отбиралось по 300 г растительности, из которых формировалась проба растительности массой 2,1 кг (300 г×7 дней), для проведения радионуклидных анализов. В итоге получены результаты по содержанию радионуклидов в растительном корме за каждый недельный период эксперимента. Значения концентрации ^{137}Cs в растительном корме за весь период эксперимента изменялись в пределах <11 – 305 Бк/кг, лишь на последней неделе значения достигли $5{,}8\times10^3$ Бк/кг, ^{90}Sr − в пределах $4{,}8\times10^4$ – $1{,}1\times10^5$ Бк/кг, Т − в пределах $1{,}3\times10^5$ – $2{,}6\times10^5$ Бк/л , $^{239+240}$Pu в пределах 1,2 – 47 Бк/кг, ^{241}Am в пределах <1,2 – 25 Бк/кг.

2.1.2.2. Оценка поступления радионуклидов в организм животных с растительным кормом

Ежедневно, в ходе эксперимента фиксировалось количество растительного корма загрязненного радионуклидами, съедаемое каждым экспериментальным животным группы Б.2. На основании этих данных и данных о концентрации радионуклидов в растительном корме произведен расчет среднесуточного поступления радионуклидов с растительным кормом в организм каждого экспериментального животного данной группы. Расчет производился с учетом динамики содержания радионуклидов в воде. Расчет среднесуточного поступления радионуклидов с растительным кормом в организм экспериментальных животных группы представлены в таблице (Таблица 4).

Таблица 4.

Среднесуточное поступление радионуклидов с растительным кормом в организм экспериментальных животных группы Б.2

Код животного	Количество дней, сутки	Среднесуточное поступление, Бк				
		^{137}Cs	^{90}Sr	T	$^{239+240}$Pu	^{241}Am
Б.2.1.	7	$3{,}7\times10^2$	$7{,}8\times10^4$	$1{,}9\times10^5$	$4{,}7\times10^1$	$1{,}2\times10^1$
Б.2.2.	14	$3{,}0\times10^2$	$1{,}0\times10^5$	$2{,}3\times10^5$	7,8	$1{,}4\times10^1$
Б.2.3.	28	$1{,}0\times10^2$	$1{,}2\times10^5$	$3{,}1\times10^5$	9,7	$2{,}0\times10^1$
Б.2.4.	56	$4{,}2\times10^2$	$2{,}0\times10^5$	$4{,}4\times10^5$	5,8	$2{,}8\times10^1$
Б.2.5.	112	$1{,}6\times10^3$	$1{,}7\times10^5$	$3{,}7\times10^5$	$1{,}1\times10^1$	$2{,}4\times10^1$

2.1.2.3. Оценка содержания радионуклидов в воде для поения

Для оценки концентрации радионуклидов в воде для поения еженедельно отбирались пробы воды. Значения концентрации ^{137}Cs в воде для поения за весь период эксперимента изменялись в пределах <0,18 – 28 Бк/л, ^{90}Sr – в пределах $3{,}7\times10^2$ – $4{,}3\times10^3$ Бк/л, Т – в пределах 300×10^3 – 310×10^3 Бк/л, $^{239+240}$Pu – в пределах <0,06 – 4,3 Бк/л, ^{241}Am – в пределах <0,06 – 1,2 Бк/л.

2.1.2.4. Оценка поступления радионуклидов в организм животных с водой

В ходе эксперимента ежедневно фиксировалось количество воды, выпиваемое каждым экспериментальным животным группы Б.3. На основании этих данных и данных о концентрации радионуклидов в воде, предназначенной для поения, произведен расчет среднесуточного поступления радионуклидов в организм каждого экспериментального животного данной группы. Расчет производился с учетом динамики содержания радионуклидов в воде. Результаты расчета среднесуточного поступления радионуклидов с водой в организм экспериментальных животных группы представлены в таблице (Таблица 5).

Таблица 5.

Среднесуточное поступление радионуклидов с водой в организм экспериментальных животных группы Б.3.

Код животного	Количество дней, сутки	Среднесуточное поступление, Бк				
		^{137}Cs	^{90}Sr	T	$^{239+240}$Pu	^{241}Am
Б.3.1.	7	$1{,}1\times10^{2}$	$3{,}2\times10^{3}$	$1{,}2\times10^{6}$	$1{,}7\times10^{1}$	4,8
Б.3.2.	14	$9{,}9\times10^{1}$	$4{,}2\times10^{3}$	$1{,}6\times10^{6}$	$1{,}0\times10^{1}$	8,3
Б.3.3.	28	6,5	$7{,}5\times10^{3}$	$1{,}4\times10^{6}$	$6{,}9\times10^{-1}$	4,4
Б.3.4.	56	3,6	$5{,}5\times10^{3}$	$1{,}2\times10^{6}$	$5{,}4\times10^{-1}$	2,4
Б.3.5.	112	$2{,}3\times10^{1}$	$5{,}1\times10^{3}$	$1{,}3\times10^{6}$	3,0	2,6

2.2. Исследование закономерностей перехода и распределения искусственных радионуклидов в органы и ткани овец

Согласно схемам проведения исследования, животные после снятия с эксперимента и 12–часовой выдержки без корма и воды были забиты методом обескровливания (всего 18 голов овец).

Для оценки содержания радионуклидов ^{90}Sr, ^{137}Cs, T, $^{239+240}$Pu, ^{241}Am в отобранных биологических пробах определены удельные (Бк/кг) и абсолютные (Бк) активности органов и тканей. Абсолютная активность определялась на основании удельной активности и массы органов и тканей. При определении массы мышечной и костной тканей исходили из расчета убойного выхода 45%. Выход чистого мяса − 60%, костной ткани 30% от убойного выхода [58].

В качестве параметра уровня перехода радионуклидов из внешней среды в животноводческую продукцию использовали коэффициент перехода $К_{п}$, который по определению МАГАТЭ, рассчитывается как отношение удельной активности органа или ткани (Бк/кг) к суммарному количеству радионуклида, поступившего в течение дня в организм животного (Бк/сут):

$$К_{п} = \frac{А_{п}}{А_{р}} \quad \text{где,} \qquad (2)$$

$А_{п}$ – концентрация радионуклида в органе или ткани, (Бк/кг);

$А_{р}$ – количество суммарного суточного поступления радионуклида, Бк/сут.

2.2.1. Исследование особенностей перехода ^{90}Sr в организм овец

2.2.1.1. Содержание ^{90}Sr в организме опытных животных

В таблице (Таблица 6) представлена удельная активность ^{90}Sr в органах и тканях овец группы Б.1., в организм которых ^{90}Sr поступал с кормом и водой. Удельная активность ^{90}Sr в органах и тканях овец группы Б.2. и Б.3., в организм которых ^{90}Sr поступал с кормом и водой, соответственно, представлена в таблицах (Таблица 7, Таблица 8).

Таблица 6.

Удельная активность ^{90}Sr в органах и тканях овец при различных сроках выпаса на радиоактивно–загрязненных участках, Бк/кг

Органы и ткани	Количество дней содержания животных, сутки					
	20	31	62	68	130	151
	Среднесуточное поступление с кормом и водой, Бк/кг					
	$2,4\times10^4$	$4,7\times10^4$	$5,7\times10^4$	$6,8\times10^4$	$5,5\times10^4$	$1,1\times10^5$
	Удельная активность, Бк/кг					
Сердце	4,9±2,1	19±2,2	22,1±3,5	32,2±1,9	22,6±2,4	20,1±4,1
Почки	10,6±1,7	31,4±2,8	47,7±8,2	18,5±2,1	24,8±23	30,2±2,9
Легкие	11,3±1,6	59,9±4,3	28,7±6,3	31,3±2,3	37,8±2,8	29,3±3,6
Печень	5,8±1,4	20,3±4,7	13,9±3,7	16,1±2,2	18,6±2,7	15,7±1,8
Мыш.тк.	6,0±1,7	11,1±1,7	14±5,3	16,9±2,9	11,4±1,8	22,4±4,1
Кост.тк.	2000±87	11900±63	16100±57	35600±84	18100±58	51400±303
Шерсть	915 ± 18	284 ± 13	–	294 ± 8	–	488 ± 12

Таблица 7.

Удельная активность ^{90}Sr в органах и тканях овец при различных сроках поступления его с кормом, Бк/кг

Органы и ткани	Количество дней содержания животных, сутки				
	7	14	28	56	112
	Среднесуточное поступление с кормом, Бк/кг				
	$7,8\times10^4$	$9,9\times10^4$	$1,2\times10^5$	$2,0\times10^5$	$1,7\times10^5$
	Удельная активность, Бк/кг				
Сердце	12,0 ± 3,3	17,2 ± 3,5	33,6 ± 2,9	75,1±2,4	29,7±2,3
Почки	30,6 ± 2,7	24,7 ± 3,8	66,1 ± 3,2	140,6±3,0	59,9±3,6
Лёгкое	22,4 ± 2,5	31,9 ± 3,3	118,9 ± 4,1	160,6±3,5	52,0±2,6
Печень	13,0 ± 2,4	8,2 ± 4,0	44,6 ± 3,0	72,8±2,4	32,3±2,8
Мыш.тк.	7,9 ± 0,1	10,9 ± 0,2	32,7 ± 0,5	47,2±2,8	29,4±2,2
Кост.тк.	2200 ± 52	4600 ± 79	3600 ± 72	19300±149	18300±160
Семенники	21,8 ± 3,0	27,7 ± 3,3	54,7 ± 3,2	233,5±4,0	48,8±4,1
Селезёнка	12,7 ± 2,7	25,2 ± 3,9	39,7 ± 3,8	82,2±2,1	25,9±2,3
Шерсть	193 ± 7	81,9 ± 5,8	691 ± 16	2520 ± 21	852 ± 13

Таблица 8.

Удельная активность ^{90}Sr в органах и тканях овец при различных сроках поступления его с водой, Бк/кг

Органы и ткани	Количество дней содержания животных, сутки				
	7	14	28	56	112
	Среднесуточное поступление с водой, Бк/кг				
	$3,2\times10^3$	$4,2\times10^3$	$7,5\times10^3$	$5,5\times10^3$	$5,1\times10^3$
	Удельная активность, Бк/кг				
Сердце	< 5,7	< 5,0	< 3,0	5,4±1,5	14,8±3,6
Почки	< 3,7	< 4,3	6,7 ± 1,8	9,6±2,6	19,1±3,0
Лёгкое	< 5,0	< 5,0	8,5 ± 1,5	7,0±2,1	18,1±1,9
Печень	< 3,8	< 4,6	3,3 ± 1,7	<3,4	6,8±1,9
Мыш.тк.	1,5 ± 0,1	2,1 ± 0,1	< 2,4	<3,9	<5,8
Кост.тк.	600 ± 55	700 ± 42	1300 ± 47	2200±100	7900±94
Семенники	< 4,8	< 5,0	13,0 ± 3,8	8,2±1,4	10,8±1,9
Селезёнка	< 5,3	< 6,7	5,1 ± 2,1	10,2±2,0	22,9±3,9
Шерсть	162 ± 7	91,4 ± 6,4	192 ± 7	584 ± 19	928 ± 19

2.2.1.2. Распределение ^{90}Sr в организме овец

Как и следовало ожидать, по результатам исследования основные концентрации ^{90}Sr были найдены в костной ткани. Необходимо отметить, что и шерсть является основным депо для ^{90}Sr, как и костная ткань. Активности других органов относительно костной ткани были на 2–3 порядка меньше.

Анализ результатов исследований позволяют нам говорить, что распределение удельной активности ^{90}Sr в мягких органах имеет слабо выраженную закономерность. Наибольшие концентрации содержатся в легких, далее убывают в ряду почки ≥ семенники≥ печень ≥ селезенка ≥ сердце ≥ мышечная ткань. Похожая схема распределения удельной активности ^{90}Sr в органах и тканях встречается у большинства экспериментальных животных и не зависит от вида и срока поступления радионуклида.

При длительном содержании на радиоактивно–загрязненных территориях СИП в органах (легкие, печень, почки, сердце, семенники, селезенка) с учетом их веса и всей мышечной ткани туши баранов задерживается менее ~0,004% от общего количества поступившего ^{90}Sr за сутки.

Установлено, что независимо от времени и вида поступления, распределение ^{90}Sr в органах, относительно удельной активности в шерсти, имеет определенную зависимость, что дает возможность прогнозирования содержания ^{90}Sr в "мягких" органах по удельной активности в шерстной ткани. Относительные концентрации ^{90}Sr в органах и шерстной ткани представлены в таблице (Таблица 9) (удельная активность шерсти принята за единицу). Имеется зависимость распределения между костной и шерстной тканью овец. Однако говорить о более точном отношении между содержанием ^{90}Sr в костной ткани и шерсти гораздо сложнее.

Содержание ^{90}Sr в костной ткани может быть в 5, иногда и в 70 раз больше, чем в шерсти.

Похожую оценку содержания ^{90}Sr в органах также можно сделать по другим органам (например, по печени). Если принять удельную активность печени за единицу, то средние относительные концентрации ^{90}Sr в сердце, почках, легких, мышцах, семенниках и селезенке овец будут иметь значения 1,3±0,13; 2,1±0,14; 2,2±0,10; 0,9±0,07; 2,4±0,37; 1,7±0,33, соответственно. Зависимость распределения ^{90}Sr между костной тканью и печенью отсутствует.

Таблица 9.

Отношение удельной активности ^{90}Sr в органах к удельной активности ^{90}Sr в шерсти

Органы и ткани	Среднее	min	max	Кол–во значений
Сердце	0,05	0,01	0,21	11
Почки	0,05	0,02	0,10	10
Лёгкое	0,07	0,01	0,17	11
Печень	0,04	0,01	0,07	10
Мышцы	0,03	0,01	0,05	10
Семенники	0,06	0,01	0,11	7
Селезёнка	0,04	0,02	0,07	7
Кост.тк.	21	4	73	13

2.2.1.3. Особенности перехода ^{90}Sr при различных условиях и сроках поступления

На рисунке (Рисунок 4) представлены коэффициенты перехода ^{90}Sr в мышечную ткань овец групп Б.1. и Б.2., которых кормили растительностью с различных участков ОЭП "Дегелен". Из графиков видно, что равновесное состояние достигается сразу после поступления, процесс накопления отсутствует, разброс $К_п$ незначительный. Похожая динамика установлена также для легких, селезенки и семенников.

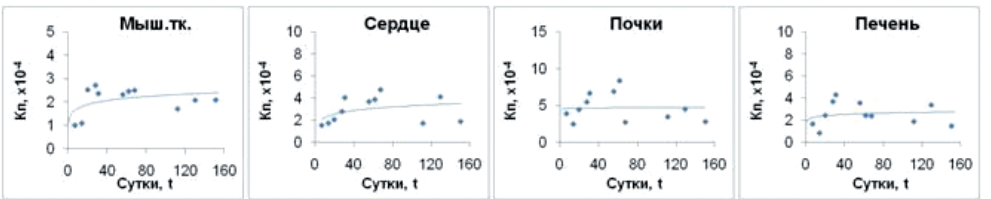


Рисунок 4. Динамика перехода ^{90}Sr в органы и ткани овец (группы Б.1. и Б.2.)

Несмотря на то, что нами не установлена динамика изменения $К_п$ ^{90}Sr в "мягкие" органы животного, так как уже на 7 сутки устанавливается равновесное состояние в них, отмечена прямая зависимость содержания его в органах от среднесуточного поступления (Рисунок 5).

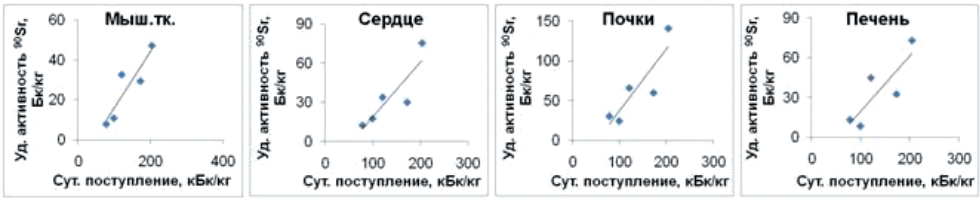


Рисунок 5. Зависимость удельной активности ^{90}Sr в органах к его суточному поступлению с загрязнным кормом (группа Б.2.)

Одной из основных задач исследования было определение возможных различий перехода радионуклида в органы и ткани животных группы Б.1. и Б.2. в зависимости от поступления растительного корма с различных радиоактивно–загрязненных участков (район шт.№ 176 и № 177). Хотя у животных группы Б.1. в рационе кроме загрязненного корма была и загрязненная вода, считаем, что данный фактор не имел значительного влияния, так как доля загрязненной воды в рационе составляла менее 0,1% от среднесуточного поступления. Это позволяет нам сравнивать полученные значения перехода ^{90}Sr в органы и ткани овец групп Б.1. и Б.2.

Результаты анализа данных показали, что переход ^{90}Sr в органы и ткани животных, содержащихся на различных штольнях, не имеет особых различий – значения $К_п$ в равновесном состоянии одинаковые или близки к общему среднему значению. Сравнение значений $К_п$ ^{90}Sr в органы овец с кормом на различных радиоактивно–загрязненных участках представлено в таблице (Таблица 10).

Таблица 10.

Средние значения $К_п$ ^{90}Sr в органы и ткани овец при поступлении с кормом на различных участках

Органы и ткани	Средние значения $К_п$ при равновесном состоянии, $\times 10^{-4}$		Среднее
	при поступлении с кормом и водой (группа Б.1.)	при поступлении с кормом (группа Б.2.)	
Сердце	3,5	2,3	2,9
Почки	4,9	4,4	4,7
Лёгкое	6,1	5,4	5,8
Печень	2,7	2,3	2,5
Мыш.тк.	2,3	1,8	2,1
Семенники	–	4,9	4,9
Селезёнка	–	2,6	2,6
Примечание: ошибка среднестатистического значения не превышает 30%			

Распределение ^{90}Sr в органах и тканях овец после 112 суток поступления с кормом и водой представлены в таблице (Таблица 11). Сумма удельной активности ^{90}Sr поступившего в "мягкие" органы для животных группы Б.2. составляет ~ 0,16%, а для животных группы Б.3. составляет ~1,8%. Отсюда видно, что с водой ^{90}Sr переходит значительно больше.

Таблица 11.

Распределение ^{90}Sr в органах и тканях овец после 112 суток поступления с кормом и водой, выраженное в процентах от суточного поступления

Органы и ткани	Количество ^{90}Sr в органах и тканях, %	
	при поступлении с кормом (группа Б.2.)	при поступлении с водой (группа Б.3.)
Сердце	0,017	0,289
Почки	0,035	0,372
Лёгкое	0,030	0,353
Печень	0,019	0,133
Мыш.тк.	0,017	– *
Семенники	0,028	0,211
Селезёнка	0,015	0,446
Сумма удельной активности	~ 0,16	**~ 1,80**
Примечание: погрешность измерения ^{90}Sr не более 20% * – активность пробы была ниже предела обнаружения.		

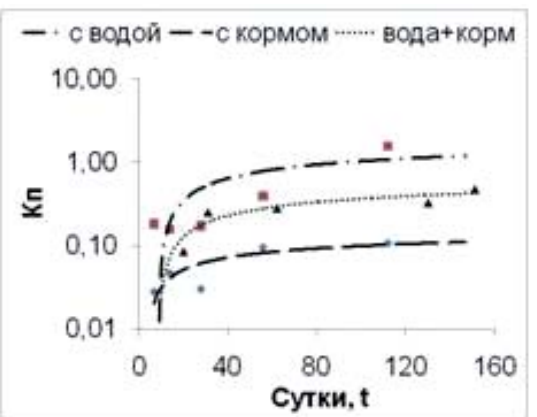


Рисунок 6. Коэффициент перехода ^{90}Sr в костной ткани овец при различных условиях и сроках поступления

Биологическая доступность ^{90}Sr для костной ткани овец, поступившего со штольневой водой, выше приблизительно на один порядок, чем ^{90}Sr, поступившего с кормом. В случае поступления ^{90}Sr в организм животных с водой и кормом вместе, $К_п$ ^{90}Sr в костную ткань близок к средним отдельным значениям (Рисунок 6). Необходимо также отметить, что ни по одному из условий содержания временных интервалов, соответствующих периодам пастбищного сезона на данных территориях, не было установлено равновесного состояния ^{90}Sr в костной ткани овец.

2.2.1.4. Расчет допустимой концентрации ^{90}Sr в суточном рационе.

Необходимо отметить, что при содержании на максимально загрязненных ^{90}Sr участках бывшего СИП, даже при длительном ежедневном поступлении в организм овец (до 7×10^4 Бк/сут), концентрация радионуклида в мышечной ткани не превышала санитарно–гигиенических нормативов (50 Бк/кг)[59].

2.2.2. Исследование особенностей перехода ^{137}Cs в организм овец

2.2.2.1. Содержание ^{137}Cs в организме опытных животных

В таблице (Таблица 12) представлена удельная активность ^{137}Cs в органах и тканях овец группы Б.1., в организм которых ^{137}Cs поступал с кормом и водой. Удельная активность ^{137}Cs в органах и тканях овец группы Б.2. и Б.3., в организм которых ^{137}Cs поступал с кормом и водой, соответственно, представлена в таблицах (Таблица 13, Таблица 14).

Таблица 12.

Удельная активность ^{137}Cs в органах и тканях овец при различных сроках выпаса на радиоактивно–загрязненных участках, Бк/кг

Органы и ткани	Количество дней содержания, сутки					
	20	31	62	68	130	151
	Среднесуточное поступление с кормом и водой, Бк/кг					
	$3{,}2\times10^4$	$1{,}3\times10^5$	$1{,}8\times10^5$	$1{,}1\times10^5$	$6{,}9\times10^4$	$1{,}1\times10^5$
	Удельная активность, Бк/кг					
Сердце	4600±100	5300±100	1100±110	3800±200	5000±220	1800±140
Почки	8400±300	8600±280	2000±120	7600±350	6600±250	4100±230
Легкие	3700±190	4600±200	1000±40	3200±210	4300±220	1400±120
Печень	4040±190	5200 ± 230	1000±100	3500±200	5000±230	1300±120
Мыш.тк.	7600 ± 290	15500 ± 160	4400±210	9400±300	9800±130	2000±140
Кост.тк.	4700±290	9100±330	1200±130	8100±740	2500±200	2500±250
Шерсть	14 ± 1	–	–	26 ± 1	70 ± 10	190 ± 2

Таблица 13.

Удельная активность ^{137}Cs в органах и тканях овец при различных сроках поступления его с кормом, Бк/кг

Органы и ткани	Количество дней содержания, сутки				
	7	14	28	56	112
	Среднесуточное поступление с кормом, Бк/кг				
	$3{,}66\times10^2$	$2{,}94\times10^2$	$1{,}02\times10^2$	$4{,}17\times10^2$	$1{,}60\times10^3$
	Удельная активность, Бк/кг				
Сердце	4,2 ± 1,0	10,2 ± 1,3	14,4 ± 2,0	11,6±1,7	326,7±6,3
Почки	8,2 ± 1,4	18,2 ± 2,1	14,9 ± 2,0	31,2±3,4	562,3±11,0

Органы и ткани	Количество дней содержания, сутки				
	7	14	28	56	112
	Среднесуточное поступление с кормом, Бк/кг				
	$3,66\times10^2$	$2,94\times10^2$	$1,02\times10^2$	$4,17\times10^2$	$1,60\times10^3$
	Удельная активность, Бк/кг				
Лёгкое	2,1 ± 0,8	6,9 ± 1,1	6,2 ± 1,2	8,4±1,2	191,5±4,5
Печень	4,6 ± 1,1	9,0 ± 1,1	15,2 ± 1,2	12,4±1,3	352,7±5,8
Мыш.тк.	3,71 ± 0,16	6,40 ± 0,21	8,63 ± 0,23	39,7±2,0	220,3±4,8
Кост.тк.	3,68 ± 0,57	28,4 ± 1,3	12,0 ± 2,0	11,76±0,58	116,6±4,1
Семенники	4,1 ± 1,1	5,7 ± 1,1	7,1 ± 1,1	11,9±1,9	301,3±5,6
Селезёнка	9,0 ± 2,1	5,1 ± 2,2	7,1 ± 2,0	13,5±2,9	307,1±5,6
Шерсть	2,77 ± 0,19	< 0,19	< 0,48	0,68 ± 0,13	< 0,45

Таблица 14.

Удельная активность ^{137}Cs в органах и тканях овец при различных сроках поступления его с водой, Бк/кг

Органы и ткани	Количество дней содержания, сутки				
	7	14	28	56	112
	Среднесуточное поступление с водой, Бк/кг				
	$1,11\times10^2$	$9,90\times10^1$	6,45	3,56	$2,32\times10^1$
	Удельная активность, Бк/кг				
Сердце	7,3 ± 1,1	2,7 ± 1,1	< 1,5	<1,6	10,3±1,5
Почки	10,3 ± 2,4	6,2 ± 1,4	< 1,8	<2,0	20,7±2,5
Лёгкое	6,6 ± 1,2	3,9 ± 1,0	< 1,1	<1,1	5,0±0,9
Печень	6,1 ± 1,0	3,4 ± 0,9	< 1,1	<1,0	6,6±1,1
Мыш.тк.	6,29 ± 0,18	4,88 ± 0,16	0,71± 0,09	<0,9	3,9±0,9
Кост.тк.	2,78 ± 0,49	29,2 ± 2,3	< 1,1	<1,7	<2,8
Семенники	7,5 ± 1,2	1,9 ± 0,9	< 0,9	<0,9	5,5±1,0
Селезёнка	6,2 ± 2,0	< 4,0	< 2,0	<2,6	<3,8
Шерсть	1,26 ± 0,32	< 0,24	< 1,02	< 0,41	0,12±0,05

2.2.2.2. Распределение ^{137}Cs в организме овец

Характер распределения удельной активности ^{137}Cs между органами и тканями изменяется в зависимости от сроков выпаса животных на радиоактивно–загрязненной территории. При малом количестве поступления ^{137}Cs (до 400 Бк в сут.) имеет место равномерное распределение его по органам и тканям. Однако, если концентрация увеличивается, то распределение ^{137}Cs по органам становится неравномерным. Так, при выпасе до 30 дней наиболее высокая активность ^{137}Cs отмечается в почках, а при выпасе животных в течение 60 дней и более наибольшая удельная активность ^{137}Cs отмечается в мышечной ткани.

При длительном поступлении удельная активность ^{137}Cs в различных частях практически всех животных уменьшается в ряду: мышцы > почки > кости ≥ сердце > печень ≥ легкие > семенники > селезенка. Представленный характер распределения ^{137}Cs в органах и тканях овец аналогичен данным, полученным в зоне аварии Чернобыльской АЭС [60].

В работе, проведенной под руководством В.П. Бурова [61] отмечено, что концентрация ^{137}Cs в костной ткани примерно в 5–10 раз ниже, чем в мышечной ткани. В нашей работе существенных различий удельной активности ^{137}Cs в костной и мышечной тканях не обнаружено. Концентрация ^{137}Cs в костной ткани примерно в 2 раза ниже, чем в мышечной ткани, иногда значения примерно одинаковы.

Установлено, что независимо от времени и вида поступления распределение ^{137}Cs в органах, относительно удельной активности в шерсти, имеет слабо выраженную закономерность. Отношение удельной активности ^{137}Cs в органах к удельной активности в шерсти представлены в таблице (Таблица 15).

Таблица 15.

Отношение удельной активности ^{137}Cs в органах к удельной активности в шерсти ^{137}Cs

Органы и ткани	Среднее	min	max	Кол–во значений
Сердце	75	16	190	5
Почки	130	29	290	5
Легкие	60	12	160	5
Печень	80	15	190	5
Мыш.тк.	140	50	380	5
Кост.тк.	70	17	180	5

Независимо от времени и вида поступления, распределение ^{137}Cs в органах и тканях имеет определенную взаимозависимость, что дает возможность прогнозирования содержания этого радионуклида в одном органе по содержанию в другом. Например, если принять удельную активность печени за единицу, то средние относительные концентрации ^{137}Cs в сердце, почках, легких, костях, семенниках и селезенке овец будут 1,08±0,05; 1,99±0,16; 0,82±0,06; 1,28±0,25; 0,80±0,09; 0,99±0,22 соответственно. Зависимость распределения ^{137}Cs между мышечной тканью и печенью отсутствует.

2.2.2.3. Особенность перехода ^{137}Cs при различных условиях и сроках поступления

На рисунке (Рисунок 7) представлены $К_п$ ^{137}Cs в мышечную ткань, сердце, почки и печень овец групп Б.1. и Б.2., которых кормили растительностью с различных штолен ОЭП "Дегелен". Результаты эксперимента показали, что в условиях длительного ежедневного поступления ^{137}Cs в организм овец с различными компонентами окружающей среды, концентрация ^{137}Cs в органах увеличивается до определенной величины. В случае длительного поступления (20 суток и более), несмотря на продолжающееся поступление изотопа, наступает динамическое равновесие между накоплением и выведением его, в результате чего дальнейшего увеличения содержания ^{137}Cs в органах не происходит. Похожая динамика изменения $К_п$ во времени установлена также для легких, селезенки и семенников.

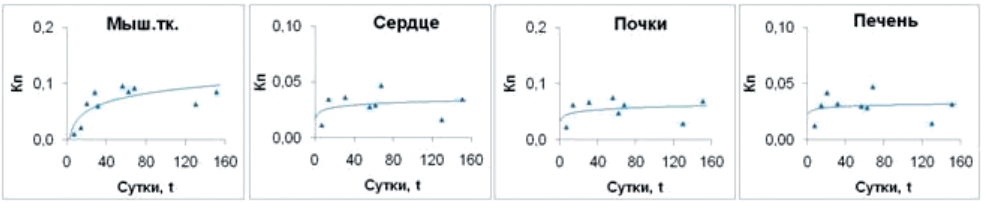


Рисунок 7. Динамика перехода ^{137}Cs в органы и ткани овец (группы Б.1. и Б.2.)

Отсутствуют явные различия $К_п$ ^{137}Cs в мышечную ткань овец при содержании животных на шт. № 176 и № 177. Некоторые расхождения $К_п$ объясняются допустимыми ошибками при учете поступления. Хотя у животных группы Б.1. в рационе кроме загрязненного корма была и загрязненная вода, считаем, что данный фактор не имел значительного влияния, так как доля загрязненной воды в рационе составляла менее 0,01% от среднесуточного поступления. Это позволяет сравнивать полученные значения перехода ^{137}Cs в органы и ткани овец групп Б.1. и Б.2.

Сравнение значений $К_п$ ^{137}Cs в органы овец при поступлении его с кормом на различных радиоактивно–загрязненных участках представлено в таблице (Таблица 16). Необходимо отметить, что, несмотря на существенные различия суточного поступления концентрации ^{137}Cs в организм животных (5×10^4 раза) при содержании на различных штольнях, $К_п$ оказались практически одинаковыми или близкими.

Таблица 16.

Средние значения $К_п$ ^{137}Cs в органы и ткани овец при поступлении с кормом на различных участках

Органы и ткани	Средние значения $К_п$ при равновесном состоянии, $\times10^{-2}$		
	при поступлении с кормом и водой (группа Б.1.)	при поступлении с кормом (группа Б.2.)	Среднее
Сердце	3,7	6,8	5,2
Почки	6,7	9,4	8,1
Лёгкое	3,0	3,5	3,3
Печень	3,3	7,0	5,1
Мыш.тк.	7,5	6,7	7,1
Кост.тк.	4,7	8,1	6,4
Семенники	–	3,9	3,9
Селезёнка	–	4,0	4,0
Примечание: ошибка среднестатистического значения не превышает 30%			

Результаты, представленные в таблице (Таблица 17), показывают, что переход ^{137}Cs в органы овец при поступлений с водой может быть больше до двух раз, чем при поступлении с кормом.

Таблица 17.

Распределение ^{137}Cs в органах и тканях овец при поступлении с кормом и водой, выраженное в процентах от суточного поступления

Органы и ткани	Количество ^{137}Cs в органах и тканях*, %	
	при поступлении с кормом (группа Б.2.)	при поступлении с водой (группа Б.3.)
Сердце	8,3	17,9
Почки	14,5	34,9
Легкие	4,9	10,5
Печень	8,8	12,5
Мыш.тк.	5,6	9,1
Кост.тк.	6,0	17,9
Семенники	7,3	10,8
Селезёнка	7,8	5,6
Сумма удельной активности	~63	~119
Примечание: погрешность измерения ^{137}Cs не более 30%; * – средние значения по 3 животным		

2.2.2.4. Расчет допустимой концентрации ^{137}Cs в суточном рационе

Полученные данные о динамике концентрации ^{137}Cs в органах овец при содержании на радиоактивно–загрязненых территориях СИП позволяют регламентировать допустимые уровни скармливания радиоактивного корма, что обеспечивает получение продукции животноводства, соответствующей санитарным правилам и нормам.

Для оценки допустимого уровня содержания ^{137}Cs в суточном рационе овец можно принять требования к пищевым продуктам, по которым удельная активность ^{137}Cs в мышечной ткани не должна превышать 160 Бк/кг. Исходя из того, что максимальное значение $К_п$ ^{137}Cs в мышечную ткань равно – 0,17, то допустимый уровень ^{137}Cs в суточном рационе овец составит ~900 Бк.

2.2.3. Исследование особенностей перехода Т в организм овец

2.2.3.1. Содержание Т в организме опытных животных

В таблице (Таблица 18) представлена удельная активность Т в органах и тканях овец группы Б.1., в организм которых Т поступал с кормом и водой. Удельная активность Т в органах и тканях овец группы Б.2. и Б.3., в организм которых Т поступал с кормом и водой, соответственно, представлена в таблицах (Таблица 19, Таблица 20).

Таблица 18.

Удельная активность Т в свободной воде органов овец при различных сроках выпаса на радиоактивно–загрязненных участках

Органы и ткани	Количество дней содержания, сутки					
	20	31	62	68	130	151
	Среднесуточное поступление с кормом и водой, Бк/кг					
	$5{,}6\times10^5$	$5{,}6\times10^5$	$5{,}6\times10^5$	$5{,}6\times10^5$	$5{,}6\times10^5$	$5{,}6\times10^5$
	Удельная активность, кБк/кг					
Сердце	111 ± 10	200 ± 20	155 ± 14	135 ± 11	148 ± 13	92 ± 10
Почки	131 ± 11	130 ± 11	153 ± 14	168 ± 15	136 ± 12	108 ± 10
Легкие	102 ± 10	146 ± 12	173 ± 15	164 ± 15	176 ± 16	102 ± 10
Печень	116 ± 10	141 ± 12	179 ± 17	145 ± 15	173 ± 16	96 ± 10
Мыш.тк.	114 ± 10	139 ± 12	189 ± 17	131 ± 12	164 ± 16	146 ± 13
Кост.тк.	62 ± 6,0	28 ± 3,0	33 ± 3,0	33 ± 3,0	28 ± 3,0	27 ± 3,0

Таблица 19.

Удельная активность Т в свободной воде органов овец при различных сроках поступления с кормом

Органы и ткани	Количество дней содержания, сутки				
	7	14	28	56	112
	Среднесуточное поступление с кормом, Бк				
	$1{,}90\times10^5$	$2{,}25\times10^5$	$3{,}10\times10^5$	$4{,}36\times10^5$	$3{,}72\times10^5$
	Удельная активность, кБк/кг				
Сердце	67 ± 6,2	26 ± 0,8	43 ± 4,0	50 ± 4,1	70 ± 6,3
Почки	40 ± 4,0	30 ± 1,8	39 ± 3,0	65 ± 5,2	61 ± 5,1
Лёгкое	21 ± 0,8	21 ± 1,7	52 ± 4,1	63 ± 5,2	54 ± 4,1
Печень	16 ± 1,7	24 ± 1,8	52 ± 4,0	59 ± 5,1	80 ± 7,3
Мыш.тк.	18 ± 1,7	21 ± 1,7	43 ± 3,0	62 ± 5,2	56 ± 4,0
Кост.тк.	5 ± 0,5	11 ± 1,2	9 ± 8,5	6 ± 0,7	7 ± 0,6
Семенники	20 ± 2,1	19 ± 1,7	н/о	65 ± 5,1	72 ± 6,0
Селезёнка	40 ± 4,0	23 ± 1,8	47 ± 3,0	60 ± 5,2	122 ± 10

Таблица 20.

Удельная активность Т в свободной воде органов овец при различных сроках поступления с водой

Органы и ткани	Количество дней содержания, сутки				
	7	14	28	56	112
	Среднесуточное поступление с водой, Бк/кг				
	$1{,}24\times10^6$	$1{,}64\times10^6$	$1{,}41\times10^6$	$1{,}21\times10^6$	$1{,}31\times10^6$
	Удельная активность, кБк/кг				
Сердце	75 ± 6,0	117 ± 10	144 ± 14	140 ± 17	126 ± 10
Почки	93 ± 8,0	99 ± 10	162 ± 20	123 ± 11	144 ± 13
Лёгкое	101 ± 10	109 ± 10	163 ± 20	123 ± 11	101 ± 10
Печень	77 ± 6,0	101 ± 10	141 ± 14	120 ± 11	113 ± 10
Мыш.тк.	78 ± 7,0	93 ± 8,0	147 ± 14	125 ± 11	152 ± 14
Кост.тк.	3 ± 0,4	10 ± 1,0	16 ± 1,0	9 ± 0,8	6 ± 0,7
Семенники	89 ± 7,4	106 ± 10	159 ± 20	140 ± 13	138 ± 12
Селезёнка	77 ± 6,3	н/о	160 ± 20	128 ± 11	66 ± 5,0

2.2.3.2. Распределение Т в организме овец

Проведенные исследования показали, что при длительном поступлении Т с кормом и водой имеет место равномерное распределение его между органами (легкие, печень, почки, сердце, семенники, селезенка, мышечная ткань) овец. Однако распределение Т между мышечной и костной тканями различается и зависит от формы поступления. Так, при поступлении со свободной водой растений концентрация Т в костной ткани в 6 раз меньше, чем в мышечной ткани, а при поступлении с водой концентрация Т в костной ткани в 18 раз меньше, чем в мышечной ткани.

Очевидно, что равномерное распределение Т в органах и тканях овец позволяет с точностью до ~90% сделать прогноз его содержания в органах и тканях овец, зная лишь активность одного органа (например, по печени). Отношение удельной активности Т в органах и тканях к удельной активности его в печени представлены в таблице (Таблица 21).

Таблица 21.

Средние значения отношения удельной активности Т в органах и тканях к удельной активности его в печени

Органы и ткани	Сердце	Почки	Лёгкое	Мыш.тк.	Кост.тк.	Семенники	Селезёнка
Среднее значение	1,01±0,04	1,05±0,04	1,04±0,04	1,02±0,05	0,20±0,04	1,08±0,05	1,19±0,19

2.2.3.3. Особенность перехода Т при различных условиях и сроках поступления

Установлено, что поступление Т в органы со свободной водой растений и водой проходит более интенсивно, и очень быстро наступает динамическое равновесие между количеством поступившего Т и количеством выведенного. После чего увеличение Т в органах не происходит (Рисунок 8).

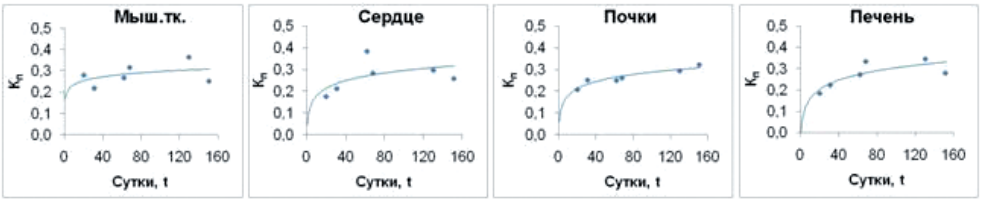


Рисунок 8. Динамика перехода ^{137}Cs в органы овец (группа Б.1.)

Особое внимание привлекает переход Т со свободной водой растений, так как биологическая доступность Т, поступившего со свободной водой растений, больше, чем Т, поступившего с водой. Аналогичные результаты были получены на лабораторных животных, которым длительное время давали загрязненную Т пищу или тритиевую воду [62]. Возможно, это связанно с тем, что в организме происходит интенсивное накопление органически связанного трития, поступившего в значительном количестве с кормом (Таблица 22).

Таблица 22.

Распределение Т в органах и тканях овец при поступлении с кормом и водой, выраженное в процентах от суточного поступления

Органы и ткани	Количество Т в органах и тканях*, %	
	при поступлении с кормом* (группа Б.2.)	при поступлении с водой* (группа Б.3.)
Сердце	18,1	8,9
Почки	15,5	9,2
Легкие	13,2	8,8
Печень	14,1	8,2
Мыш.тк.	12,4	8,8
Кост.тк.	2,8	0,6
Семенники	13,2	9,4
Селезёнка	18,5	8,3
Сумма удельной активности	~108	**~62**
Примечание: погрешность измерения Т не более 20% * – средние значения по 5 животным.		

2.2.3.4. Допустимые концентрации радионуклида в суточном рационе

Известно, что при поступлении тритиевой воды в организм животных лишь незначительная часть (1%) преобразуется в органически связанный Т [63], поэтому считаем, что полученные нами данные при исследовании поступления тритиевой воды в организм овец позволяют делать прогноз ожидаемых концентрации Т, а также регламентировать допустимые сроки поения радиоактивной водой. Поступление Т с суточным рационом овец не должно превышать 4×10^4 Бк, во избежание повышения предела

поступления Т в организм человека с продукцией овцеводства (мясо, субпродукты). Расчет проведен на основании предела годового поступления неорганически связанного Т с пищей для населения [64].

2.2.4. Исследование особенностей перехода $^{239+240}$Pu и ^{241}Am в организм овец

Содержание радионуклидов в организме опытных животных. В таблице (Таблица 23) представлены данные удельной активности $^{239+240}$Pu в органах и тканях овец при различных сроках его поступления с кормом и водой.

Таблица 23.

Удельная активность $^{239+240}$Pu в органах и тканях овец при различных сроках его поступления с кормом и водой

Органы и ткани	Среднесуточное поступление с кормом, Бк/кг					Среднесуточное поступление с водой, Бк/кг				
	$4{,}68\times10^{1}$	7,79	9,7	5,8	$1{,}0\times10^{1}$	$1{,}7\times10^{1}$	9,8	$6{,}9\times10^{-1}$	$5{,}4\times10^{-1}$	3,0
	Количество дней содержания, сутки					Количество дней содержания, сутки				
	7	14	28	56	112	7	14	28	56	112
	Активность органов, Бк/кг									
Сердце	< 0,1	< 0,1	< 0,1	<0,080	<0,080	< 0,1	< 0,1	< 0,073	<0,078	<0,079
Почки	< 0,1	< 0,1	< 0,1	<0,076	<0,080	< 0,1	< 0,1	< 0,072	<0,075	<0,072
Лёгкое	< 0,1	< 0,1	< 0,1	<0,076	<0,079	< 0,1	< 0,1	< 0,068	<0,076	<0,074
Печень	< 0,1	< 0,1	< 0,1	<0,079	<0,079	< 0,1	< 0,1	< 0,073	<0,072	<0,079
Мыш.тк.	< 0,006	0,01±0,004	< 0,004	<0,075	<0,068	< 0,1	0,012±0,002	< 0,070	<0,073	<0,069
Кост.тк.	< 1,0	< 1,0	< 1,0	<1,3	<1,3	< 1,0	< 1,1	< 0,94	<1,3	<1,1
Семенники	< 0,1	< 0,1	< 0,1	<0,080	<0,079	< 0,1	< 0,1	< 0,072	<0,077	<0,070
Селезёнка	< 0,2	< 0,1	< 0,1	<0,066	<0,080	< 0,1	< 0,1	< 0,070	<0,082	<0,10
шерсть	1,3±0,3	< 0,37	< 0,40	< 0,36	< 0,31	0,93±0,24	< 0,37	< 0,41	<0,56	< 0,41

В таблице (Таблица 24) представлены данные по удельной активности органов овец при различных сроках поступления ^{241}Am с кормом и водой.

Таблица 24.

Удельная активность ^{241}Am в органах и тканях овец при различных сроках его поступления с кормом и водой

Органы и ткани	Среднесуточное поступление с кормом, Бк/кг					Среднесуточное поступление с водой, Бк/кг				
	$1{,}2\times10^{1}$	$1{,}4\times10^{1}$	$2{,}0\times10^{1}$	$2{,}8\times10^{1}$	$2{,}4\times10^{1}$	4,8	8,3	4,4	2,4	2,6
	Количество дней содержания, сутки					Количество дней содержания, сутки				
	7	14	28	56	112	7	14	28	56	112
	Активность органов, Бк/кг									
Сердце	< 0,3	<0,2	< 0,3	<0,6	<0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	<0,4	<0,4
Почки	< 0,3	<0,2	0,7±0,03	<0,5	<0,6	< 0,3	< 0,4	< 0,4	<0,3	<0,4
Лёгкое	< 0,3	<0,2	< 0,3	<0,3	<0,4	< 0,3	< 0,3	< 0,3	<0,3	<0,3
Печень	< 0,2	<0,2	< 0,3	0,7±0,03	<0,4	< 0,3	0,7±0,02	< 0,3	<0,2	<0,3
Мыш.тк.	< 0,2	<0,02	< 0,03	<0,03	<0,05	< 0,2	< 0,2	< 0,03	<0,02	<0,03
Кост.тк.	< 0,7	<0,6	< 0,9	<1,9	<2,4	< 0,4	< 0,4	1,2±0,4	<0,7	<1,3

Органы и ткани	Среднесуточное поступление с кормом, Бк/кг					Среднесуточное поступление с водой, Бк/кг				
	$1,2\times10^1$	$1,4\times10^1$	$2,0\times10^1$	$2,8\times10^1$	$2,4\times10^1$	4,8	8,3	4,4	2,4	2,6
	Количество дней содержания, сутки					Количество дней содержания, сутки				
	7	14	28	56	112	7	14	28	56	112
	Активность органов, Бк/кг									
Семенники	< 0,4	0,6±0,02	< 0,3	<0,8	<0,3	< 0,4	0,6±0,02	< 0,3	<0,3	<0,3
Селезёнка	0,7±0,03	< 0,5	< 0,5	<0,7	<0,6	< 0,4	< 0,7	< 0,5	<0,8	<0,5
шерсть	0,15±0,06	< 0,07	< 0,19	<0,183	0,22±0,09	0,25±0,1	< 0,08	0, 9±0,34	< 0,16	< 0,074
Кожа	0,23±0,09	0,18±0,08	< 0,14	<0,09	<0,09	< 0,10	< 0,11	< 0,11	< 0,11	0,37±0,09

В большинстве случаев удельная активность $^{239+240}$Pu и ^{241}Am в органах и тканях была ниже предела обнаружения, но полученные количественные данные позволяют дать предварительную оценку перехода $^{239+240}$Pu и ^{241}Am в органы и ткани овец. Так, средний $К_п$ $^{239+240}$Pu в мышечную ткань составляет $<1,3\times10^{-4}$, а $К_п$ ^{241}Am в мышечную ткань составляет $<1,5\times10^{-3}$.

Наибольшие концентрации ^{241}Am зафиксированы лишь в костной ткани одного животного, также численные значения обнаружены в почках, печени, селезенке и семенниках нескольких животных. Удельная активность ^{241}Am в мышечной ткани ниже предела обнаружения, что составляет 0,02 Бк/кг. Аналогичный характер распределения отмечен в работе по исследованию кинетики обмена ^{241}Am в организме собак [65]. Установлено, что при длительном поступлении с кормом или водой в малых концентрациях процесс депонирования $^{239+240}$Pu и ^{241}Am в органах и тканях овец отсутствует.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В целом, изложенные в настоящей работе результаты исследований подтверждают уже имеющееся данные о характере метаболизма радионуклидов в организме животных. Однако полученные коэффициенты перехода ^{90}Sr и ^{137}Cs в мышечную ткань овец, в равновесном состоянии оказались на порядок меньше, чем средние значение $К_п$, представленные в базе данных МАГАТЭ. Возможно, это зависит от разных форм перорального поступления. Так, $К_п$ радионуклидов, по нашим данным, при различном поступлении, то есть с водой или с кормом, могут различаться до одного порядка. Возможно, на значение $К_п$ оказывают воздействие природно-климатические особенности (различия микро-, макроэлементного состава компонентов окружающей среды, прежде всего концентраций стабильных Sr и Cs и их химических аналогов в кормах), а также формы нахождения радионуклидов в компонентах окружающей среды. Все это указывает на то, что нельзя использовать $К_п$ как константу, не зная, при каких условиях он был получен. Несмотря на то, что в данных исследованиях не удалось в достаточной степени изучить особенности перехода радионуклидов $^{239+240}$Pu и ^{241}Am, на основании полученных результатов можно сказать, что данные радионуклиды не представляют особой опасности с точки зрения дозообразования для населения, использующего животноводческую продукцию полученную в условиях ОЭП "Дегелен".

Полученные результаты позволяют регламентировать суточную норму радионуклидов, исключающую превышение гигиенических требований к пищевым продуктам, что крайне необходимо при передаче земель СИП в народное хозяйство.

Установленная зависимость распределения радионуклидов ^{90}Sr, ^{137}Cs и Т между органами и тканями дает возможность по одному органу определить содержание радионуклидов в целом организме или даже, не забивая животного, дать предварительную оценку концентрации радионуклидов в органах и тканях по шерсти. Хотелось бы отметить, что аналогичных работ, проведенных ранее, нами не найдено.

Территория СИП является уникальной "природной лабораторией", где есть возможность в натурных условиях изучить и решить ряд открытых вопросов радиоэкологии. Это исследование является лишь первым шагом в данном направлении. В дальнейшем необходимо создание полигона сельскохозяйственных радиоэкологических исследований на территории СИП.

Авторы статьи выражают благодарность сотрудникам лаборатории инженерной экологии Института ядерной физики (г. Алматы) за проведение спектрометрических и радиохимических анализов, всем сотрудникам отдела комплексных исследовании экосистем ИРБЭ за помощь в организации и проведении радиоэкологических работ, а также выражают особую признательность Магашевой Р.Ю. за научные консультации и поддержку.

ЛИТЕРАТУРА

1. *Москалев Ю.И.* О кинетике накопления и выведения стронция–90 / Ю.И.Москалев, Л.А. Булдаков // Радиобиология. – 1967. – т. 7. – № 3. – с. 381–384.
2. *Анненков Б.Н.* О накоплении и распределении стронция–90 у собак при длительном поступлении изотопа через рот / Б.Н. Анненков // Радиобиология. – 1965. – т. 5. – №2. – с. 316–317.
3. *Панченко И. Я.* Миграция стронция–90 в цепи "рацион – организм" у сельскохозяйственных животных / И.Я. Панченко, Н.И. Буров, А.Н. Сироткин, Н.Н. Антакова // Теор. и практ. аспекты действия малых доз ионизирующей радиации: в сб. материалы Всесоюз. симпоз 1973. – Сыктывкар, 1973. – с. 144–145.
4. *Сироткин А.Н.* Закономерности поведения стронция–90, стронция стабильного, кальция, цезия–137 и калия в системе почва–растение–организм крупного рогатого скота – продукция скотоводства / А.Н. Сироткин, Н.А. Корнеев, И.Я. Панченко, Е.М. Николаева // Теор. и практ. аспекты действия малых доз ионизирующей радиации: в сб. материалы Всесоюз. симпоз. 1973. – Сыктывкар, 1973. – с. 11–46.
5. *Буров Н.И.* Закономерности трансплацентарного перехода стронция–90 у некоторых видов сельскохозяйственных животных / Н.И. Буров, И.Я. Панченко, Н.Н. Антакова // Теор. И практ. аспекты действия малых доз ионизирующей радиации: в сб. материалы Всесоюз. симпоз 1973. – Сыктывкар, 1973. – с. 153–154.

6. Сельскохозяйственная радиоэкология // под ред. Р.М. Алексахина, Н.А. Корнеева. – М.: Экология, 1991. – с. 397
7. Особенности определения коэффициента всасывания радионуклидов в желудочно-кишечном тракте жвачных животных / под ред. Н.А. Корнеев, А.Н., Сироткин, И.М. Расин [и др.]. // Докл. ВАСХНИЛ. – 1986. – №2. – с. 41–42.
8. *Анненков Б.Н.* О влиянии кальция в рационе на накопление и выведение стронция–90 у молодых крыс в хроническом эксперименте /Б.Н. Анненков // Радиобиология. – 1966. – т. 6. – № 4. – с.622–623.
9. *Дубровина З.В.* К вопросу о расчете активности скелета по содержанию стронция–90 в отдельных костях / З.В. Дубровина [и др.]. // Радиобиология. – 1963. – т. 3. – № 5. – с.773–777.
10. *Добрякова Г.В.* Взаимоотношение стронция и кальция при переходе их из рациона в скелет собак / Г.В. Добрякова, И.Я. Панченко // Радиобиология. – 1966. – т. 6. – №4. – с.625–627.
11. *Сарапульцев И.А.* Формирование тканевых доз от стронция–90 в скелете телят в зависимости от содержания кальция в рационе / И.А. Сарапульцев, И.Я. Панченко, А.Н. Сироткин // Радиобиология. – 1967. – т. 7. – №6. – с.860–865.
12. *Дубровина З.В.* К вопросу о защитном эффекте кальция против отложения в организме радиостронция / З.В. Дубровина, П.М. Амлкин // Радиобиология. 1966. – т. 6. – №2. – с.284–287.
13. *Иванкова А.Т.* Защитное действие альгината кальция при хроническом поступлении ^{90}Sr в организм / А.Т. Иванкова, Алтухова, Е.с.Жорова, И.М. Парфенова // Радиобиология. – 1993. – т. 33. – № 2. – с.297–301.
14. *Дубровина З.В.* Влияние кальция, магния, фосфора и жира на усвоение стронция–90 организмом крыс / З.В. Дубровина, П.М. Малкин, Л.П. Андреева // Радиобиология. – 1965. – т. 5. – №2. – с.183–185.
15. *Анненков Б.Н.* Влияние сульфата магния на удаление стронция–90 из организма некоторых лабораторных животных / Б.Н. Анненков // Радиобиология. – 1965. – т. 5. – №4. – с.620–621.
16. *Анненков Б.Н.* К вопросу об ускорении выведения стронция–90 из организма млекопитающих / Б.Н. Анненков // Радиобиология. – 1966. – т. 6. – №5. – с.753–754.
17. *Буров Н.И.* // Радиоэкология позвоночных животных / Буров Н.И., Н.Н. Антакова, И.Я. Панченко. – М.: Наука, 1978. – с.80–89.
18. Миграция цезия–137 в цепи "рацион – организм сельскохозяйственных животных – продукты животноводства" / под.ред. В.П. Буров, В.П. Прилов, А.Н. Сироткин, И.Я. Панченко, Н.Н. Антакова //Теор. и практ. аспекты действия малых доз ионизирующей радиации: в сб. материалы Всесоюз. симпоз. – Сыктывкар, 1973. – с.147–148.
19. *Кудрявцев В.Н.* Распределение и накопление ^{137}Cs в органах и тканях овец при хроническом поступлении с кормом в зоне аварии Чернобыльской АЭС / В.Н. Кудрявцев, А.В. Васильев, Е.Г. Краснова, М.Ю. Фадеев // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2006. – т. 46. – №1. – с.45–49.

20. Transfer to farm animals (Ruminants) and their products of Cs–134, Cs–137 and 1–131 after the Chernobyl accident / J. Vankerkom, M. Van Hees, c.M. Vande–casteele, J. Colard, J. P. Culot, R. Kirchmann //4e Symp. int. radioecol. Cadarache "lmpact accidents orig. nucl. environ, 14–18 mars, 1988 . – Cadarache ,1988 .– C 111– 119.
21. *Асташева Н. П.* Некоторые особенности депонирования и выведения радионуклидов из организма сельскохозяйственных животных / Н.П. Асташева, Л.М. Романов // 1– Всесоюз. радиобиол. съезд Москва, 21–27 авт., 1989 : тез. докл. – т. 2. – Пущино,1989. – с.1171–1172 .
22. Radiocaesium metabolism in pregnant ewes and their progeny / c.M. Vande-casteele, M. Van Hees, J. P. Culot, J. Vankerkom // Sci. Total Environ. – 1989. –V. 85 . – P. 213–223.
23. Changes with age in the absorption of radiocaesium by sheep: [Pap.] Workshop Age–Depend. Factors Biokinet. and Dosim. Radionuclides, Schloss Elmau, Nov. 5–8, 1991 / R. W. Mayes, H. F. Eayres, N. A. Beresford, C. S. Lamb, B. J. Howard // Radiat. Prot. Dosim. .– 1992 . –V – 41. – № 2–4 .– p. 83–85.
24. The bioavailability of different forms of radio–caesium for transfer across the gut of ruminants ;[Pap.: Workshop Age–Depend. Factors Biokinet. and Dosim. Radionuclides, Schloss Elmau, Nov. 5–8, 1991 /Beresford N. A., Mayes R. W., Howard B. J., Eayres H. F., LamD C. S., Barnett C. L, Segal M. G. //Radiat. Prot. Dosim. .– 1992 .– V.41. – № 2–4. p. 87–90.
25. *Свинцев Ю.В.* Изменение концентрации Cs^{137} в организме человека / Ю.В. Свинцев, В.А. Канарейкин, О.М. Арутинов // Радиобиология. – 1966. – т. 6. – № 6. – с.822–825.
26. *Корнеев Н.А.* Основы радиоэкологии сельскохозяйственных животных / Н.А. Корнеев, А.Н. Сироткин. – М.: Энетгоатомиздат, 1987. – 208 с.
27. *Запольская Н.А.* Некоторые стороны поведения цезия–137 / Н.А. Запольская, Г.С. Смородинцева, В.Г. Михайлов / Н.А.Запольская, Г.С. Смородинцева, В.Г. Михайлов // Радиобиология. – 1967. – т.7. – №4. – с.605–608.
28. *Шахиджанян Л.Г.* Уровень загрязнения и особенности распределения радиоцезия в организме человека и сельскохозяйственных животных в природных условиях / Л.Г. Шахиджанян // Радиобиология. – 1962. – т. 2. – №6. – с.840–842.
29. *Шахиджанян Л.Г.* Избирательная способность организма человека и животных к радиоактивным изотопа /Л.Г. Шахиджанян // Радиобиология. – 1967. – т. 7. – № 6. – с.850–856.
30. Влияние формы вводимого соединения и изотопного носителя на кинетику обмена ^{14}C, ^{T} и $^{125}1$ /Ю.И. Москалев, В.С. Калистратова, И.Я. Василенко, П.Ф. Бугрышев, Н. С. Кал язи на, В. Ф. Журавлев "Rept. Staatl. Amtes Atomsicherheit mid Strahlenschutz. DDR.". – 1981. – № 280. – 181 – 196.
31. Biokinetics of tritium incorporation into the tissues of rats during continuous ingestion of trifiated water or tritium–labeled food /Lu Hui–min, H. Takeda // Zhonghua yixue zazhi =Chin. Med. J. –1992 .– 105. – № 7 .– C. 594– 597.

32. Age dependence of excretion and tissue distribution of tritium after single oral administration of tritiated water to rats of various ages. J. Inaba, Y. Nishimura, H. Takeda, Y. Kasida, R. Ichikawa, "J. Radiat. Res." – 1981.– 22. – № 3. – 287–296.
33. *Van Bruwaene R.* Contamination of farm animals by different tritiated precursors and influence on the food chain / R.Van Bruwaene, R. Kirchmann, J. Van den Hoek //"Int. J. Radiat. Biol." – 1976. – 29c.
34. Tritium metabolism in young pigs after exposure of the mothers to tritium oxide during pregnancy / R. Van Bruwaene, G. B. Gerber, R. Kirchmann, J. van den Hoek, J. Vankerkom // "Radiat. Res.". – 1982. – 91. – № 1. c.124–134.
35. Метаболизм трития у млекопитающих. Tritium metabolism in mammals. Commerford S.L. "Eur. Semin. Risks Tritium Exposure. Proc. Meet., Mol 22–24 Nov., 1982". – Luxembourg, 1984. – p. 235–250.
36. Possible parameters in the urinary excretion of tritium / C.N. Cawley, B.A. Lewis, L.A. Cannon // "Trans. Amer. Nucl. Soc.", 1985, 50^ Winter Meet. – San Francisco, Calif., 1985. – Nov. 10–14. p. 39.
37. Tritium metabolism in animals / J. van den Hoek //"Radiat. Prot. Dosin. – 1986. – 16. – № 1–2. p. 117—121.
38. Metabolism of ingested organically bound tritium in organic milk constituents and in tissues of two species of ruminants /J.Van den Hoek, G.B. Gerber //"Radiat. – Risk. – Protect. 5 th Int. Cogrr., Berlin (West), 7–12 May, 1984. –Vol. 1. – Koln, 1984. – p. 470–472.
39. *Moghissi A.A.* Biological concentration of tritium // A.A. Moghissi, R. E. Stanley, J. C. McFarla–ne, E. W. Bretthauer, R. G. Patzer, S. R. Lloy'd // "Radiat. Res.". – 1974. – 59. – № 1.
40. *Журавлев В.Ф.* Органический связанный тритий / В.Ф. Журавлев // Медицинская радиология. – 1981. – 26. – № 6. – с.67–71.
41. Проблемы токсикологии плутония / Л.А. Булдаков, Э.Р. Любчанский, Ю.И. Москалев, А.П. Нифатов. – М.: Агропромиздат, 1969. – 368 с.
42. Mechanisms of intestinal absorption of ingested plutonium in neonatal mammals :[Pap.] Workshop Age–Depend. Factors Biokinet. and Dosim. Raaionuch'des, Schloss Elmau, Nov. 5–8, 1991 / P. Fritsch, K. Moutairou, J. D. Harrison // Radiat. Prot. Dosim. .–1992. – 41 .– № 2–4. – c.77–82.
43. *Санжаров Н.И.* Пересмотр параметров миграции радионуклидов в агроэкосистемах / Н.И. Санжаров, С.Ф. Фесенко, О.А. Шубина, Н.И. Исамов, А.И. Санжаров // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2009. – т.49. – № 3. – с.268–276.
44. The distribution of ^{137}Cs, plutonium and americium in sheep / G. J. Ham, J. D. Harrison, D. S. Popplewell, E. J, C. Curtis // Sci. Total Environ. –1989. – 85. – C. 235–244.
45. Relationship between blood flow, bone structure, and ^{239}Pu deposition in the mouse skeleton / E. R. Humphreys, D. Green, G. R. Howe1Is, M. C. Thorne // Calcified Tissue lnt. – 1982. – 34. – № 4. – p. 416–421.
46. Transfer of aged Pu to cattle grazing on a contaminated environment / O. Gilbert Richard, W. Engel David, D. Smith Donald, H. Shinn Joseph, Lynn R. Anspaugh, R. Eisele Gerhard // Health Phys. – 1988. – 54. – № 3. – p. 323—335.

47. *Любчанский Э.Р.* Поведение Pu^{239} в организме крыс после однократной ингаляции некоторых его химических соединений / Э.Р. Любчанский // Радиобиология. – 1967. – т. 7. – № 4. – с.541–547.
48. *Булдаков Л.А.* Всасывание Pu^{239} через кожу и из подкожной клетчатки поросят / Л.А. Булдаков, А.П. Нифатов, Н.М.Толочкова, Н.И. Буров // Радиобиология. – 1967. – т.7. – № 4. – с.591–601.
49. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Quantification of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments for radiological assessments, IAEA –TECDOC–1616, IAEA, Vienna (2009)
50. *Ахметов М.А.* Радиационный мониторинг водотоков и проблемы реабилитации на горном массиве Дегелен Семипалатинского испытательного полигона / М.А. Ахметов, О.И. Артемьев, Л.Д. Птицкая // Вестник НЯЦ РК. Радиоэкология. Охрана окружающей среды. – 2000.– Вып.3 (9). – с.23–28.
51. Отчет о научно–технической деятельности Института радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, выполненного по республиканской бюджетной программе 011 "Обеспечение радиационной безопасности на территории РК" Задание 1, Задача 1.2. "мониторинг хозяйственной деятельности на территории СИП и прилегающих территориях" 2009 г. – 12 с.
52. *Овсянников А.И.* Основы опытного дела в животноводстве // А.И. Овсянников – М.: Колос, 1976. – 304 с.
53. Временные допустимые уровни содержания радионуклидов в объектах контроля Минсельхоза Республики Казахстан не вошедшие в перечень Минздрава Республики.
54. Нормы радиационной безопасности (НРБ–99): СП 2.6.1. 758–99. – Алматы: Агентство по делам Здравоохранения РК, 1999. – 80 с.
55. Отчет о научно–технической деятельности Института радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, выполненного по НТП 0346 "Развитие атомной энергетики в Республике Казахстан" за 2005 год: отчет информационный / рук. Птицкая Л.Д. – Курчатов. – 2005. – 39 с.
56. *Раушенбах Ю.О.* Значение различных механизмов терморегуляции для теплоустойчивости скота // Физиолого–генетические исследования адаптаций у животных / Ю.О. Раушенбах, П.И. Ерохин. – Л.: Наука, 1967. –160 с.
57. *Калашников А. П.* Нормы и рационы кормления сельскохозяйственных животных: Справочное пособие / А.П. Калашников, Н.И. Клейменов, В.Н. Баканов [и др.]. – М.: Агропромиздат, 1985. – 352 с.
58. *Садыкулов Т.* Практикум по разведению и селекций животных / Т. Садыкулов, А. Байжуманов. – Алматы: Кайнар, 1998.
59. Гигиенические требования к безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов, (Приложение 1, стр. 5): Санитарные правила и нормы от 11 июня 2003 года N 4.01.071.03: утв. приказом Министра здравоохранения РК от 11 июня 2003 г. N 447 "Об утверждении санитарных правил и норм "Гигиенические требования к безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов".
60. *Кудрявцев В.Н.* Распределение и накопление ^{137}Cs в органах и тканях овец при хроническом поступлении с кормом в зоне аварии Чернобыльской АЭС

/ В.Н. Кудрявцев, А.В. Васильев, Е.Г. Краснова, М.Ю. Фадеев // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2006. – т. 46. – №1. – с.45–49.
61. Миграция цезия–137 в цепи рацион–организм сельскохозяйственных животных–продукты животноводства / В. П Буров, В. П. Прилов, А. Н. Сироткин, И. Я. Панченко, Н. Н. Антакова // Теор. и практ. аспекты действия малых доз ионизирующей радиации: в сб. материалы Всесоюз. симпоз. 1973. – Сыктывкар, 1973. – с.147–148.
62. Tritium incorporation in rats chronically exposed to tritiated food or tritiated water for three successive generations / Z. Pietrzak–Flis, I. Radwan, Z. Major, M. Kowalska //"J. Radiat. Res.". – 1981. – 22. – № 4. –p. 434—442.
63. Rewiew of processes and parameter uncertainties of present tritium modelling RODOS (WG3) – TN (98)–07 / Dan Galeriu, N. Paunescu and W. Rascob Draft. – BUCHAREST– ROMANIA, 1998.
64. Нормы радиационной безопасности (НРБ–99): СП 2.6.1. 758–99. – Алматы: Агентство по делам Здравоохранения РК, 1999. – 80 с. (Приложение №2).
65. *Москалев Ю.И.* Кинетика обмена в организме собак и биологическое действие ^{241}Am / Ю.И. Москалев [и др.]. // Радиобиология. – 1974. – т.19. – № 2. – с.261–265.

ССП ЖАҒДАЙЫНДА ЖАСАНДЫ РАДИОНУКЛИДТЕРДІҢ ҚОЙДЫҢ ОРГАНДАРЫ МЕН ҰЛПАЛАРЫНА АУЫСУ ЕРЕКШЕЛІКТЕРІН ТӘЖІРИБЕЛІ ЗЕРТТЕУ

Ж.А. Байғазинов, А.В. Паницкий, С.Н. Лукашенко, И.Ю. Силачев, С.А. Келлер, С.С. Қаратаев, О.Р. Иванова

Бұл жұмыста жасанды радионуклидтердің әр түрлі түсу жағдайы мен мерзімі кезіндегі қойдың органдары мен ұлпаларына ауысуын зерттеу бойынша табиғи зерттеу нәтижелері ұсынылған. Т, ^{137}Cs, ^{90}Sr, $^{239+240}$Pu және ^{241}Am радионуклидтерінің қоршаған орта құраушыларымен: "Дегелең" таулы массивінің ауасы, суы және экожүйесі өсімдіктерімен түсуінің сандық бағасы берілген. Штольня суларымен түскен ^{137}Cs және ^{90}Sr биологиялық қолжетімділігі қойдың органдары мен ұлпалары үшін жемшөп өсімдіктеріне қарағанда жоғары. Жемшөппен түскен Т биологиялық қолжетімділігі сумен түскен Т қарағанда көп. Түсу мерзімі мен түріне қарамастан, ^{137}Cs , ^{90}Sr және Т органдар мен ұлпаларда таралуының нақты тәуелділігі бар, бұл олардың біреуі бойынша түрлі органдардағы радионуклидтердің құрамын бағалауға мүмкіндік береді.

Түйін сөздер: Семей сынақ полигоны (ССП), өту коэффициенті ($Ө_к$), қойлар, мүшелері мен ұлпалары, радионуклидтің биологиялық қол жетімділігі, тритий (Т), цезий–137 (^{137}Cs), стронций–90 (^{90}Sr), плутоний–239+240 ($^{239+240}$Pu), америций–241 (^{241}Am).

EXPERIMENTAL STUDY OF FEATURES OF TRANSITION OF ARTIFICIAL RADIONUCLIDES THE ORGANS AND TISSUES OF SHEEP IN THE CIP

Z.A Baigazinov, A.V. Panitsky, S.N. Lukashenko, I.Y. Silachov, S.A. Keller, S.S. Karatayev, O.R. Ivanova

The results of field studies on the characteristics of the transition of artificial radionuclide's in the organs and tissues of sheep under different conditions and timing of their receipt. A quantitative assessment of uptake of T, ^{137}Cs, ^{90}Sr, $^{239+240}$ Pu and ^{241}Am with components of the environment: air, water and vegetation ecosystems mountain "Degelen". Found that the bioavailability of ^{137}Cs and ^{90}Sr to organs and tissues of sheep, filed by water, higher than from food plants. Bioavailability T, received with more food than T–incoming water. It was determined that regardless of the time and type of income, the distribution of ^{137}Cs, ^{90}Sr and T in the organs and tissues, has a dependency that makes it possible to assess the content of these radionuclide's in various organs of one of them.

Keywords: Semipalatinsk test site (STS), transition coefficient (T_c), sheep, organs and tissues, the bioavailability of the radionuclide, tritium (T), cesium-137 (^{137}Cs), strontium-90 (^{90}Sr), plutonium-239 +240 ($^{239+240}$ Pu), americium-241 (^{241}Am).

УДК 577.391:504.74:591.146:546.11.02.3

ИССЛЕДОВАНИЕ ДИНАМИКИ ИЗМЕНЕНИЯ КОНЦЕНТРАЦИИ ТРИТИЯ В СЫВОРОТКЕ МОЛОКА КРУПНОГО РОГАТОГО СКОТА ПРИ РАЗЛИЧНЫХ ФОРМАХ ЕГО ПОСТУПЛЕНИЯ В ЕСТЕСТВЕННЫХ УСЛОВИЯХ

Ж.А. Байгазинов, А.В. Паницкий, С.Н. Лукашенко, С.А. Келлер, С.С. Каратаев, О.Н. Ляхова, Л.Ф. Субботина

Исследования проведены на опытно-экспериментальной площадке "Дегелен", расположенной на территории бывшего СИП. В работе представлены результаты по изучению динамики перехода трития (далее – Т) в молочную сыворотку при различных условиях и сроках поступления его в организм КРС с компонентами окружающей среды: воздухом, водой и растительностью. Установлено, что равновесное состояние концентрации Т в молочной сыворотке при его длительном поступлении с кормом устанавливается на 5-6 сутки. Изучено снижение концентрации Т в молочной сыворотке после прекращения его поступления. Выявлено, что при длительном поступлении Т с растительным кормом время снижения его содержания в сыворотке молока в 2 раза составляет ~14 дней, а при поступлении с водой – 2 дня.

Ключевые слова: тритий (Т); крупнорогатый скот (КРС); сыворотка молока; органически связанный Т (ОСТ); свободная вода; коэффициент перехода ($К_п$).

ВВЕДЕНИЕ

В современной литературе, посвященной оценкам риска от радиационного воздействия, все чаще встречается термин "тритиевая проблема", изучению которой посвящено значительное количество работ. Т, как изотоп водорода может замещать его в любых молекулах внутри клетки. Его радиоактивный β-распад приводит к нарушению молекулярных структур и межмолекулярных связей под действием β-излучения, а также в результате превращения Т в изотоп гелия.

Т относится к числу важнейших дозообразующих радионуклидов, имеющихся на территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона (СИП). Особую опасность представляет поступление Т в организм человека через продукты животноводства, полученных в условиях выпаса животных на загрязненных тритием участках горного массива Дегелен и реки Шаган, что обуславливает необходимость тщательного исследования перехода Т в различную продукцию животноводства.

До настоящего времени проведены единичные работы, посвященные исследованию перехода Т в разные компоненты молока коров (далее - молоко) [1]. При однократном поении коров тритиевой водой максимальное содержание Т найдено в водной фракции молока и небольшое количество − в сухом веществе. Содержание Т в органической фракции молока после длительного поступления (25 дней) становится значительным и может достигать >4% [2]. Коэффициент перехода Т в молоко при длительном оральном поступлении тритиевой воды в организм коров в 8 раз выше, чем после однократного поступления [3]. После прекращения хронического введения тритиевой воды периоды снижения его концентрации в цельном молоке и его сухом веществе молока в 2 раза составляли 6–6,5 и 7,5–8 дней, соответственно [4].

Проводились исследования включения Т в органические компоненты молока – белок, жир и лактозу, и жировую ткань – сальник и жировую капсулу почек при кормлении коров в течение 28 и 160-170 суток высушенной травой, выращенной в вегетационных сосудах в условиях полива тритиевой водой [5]. Выяснено, что при суточном потреблении 1 кБк органически связанного Т (далее – ОСТ) ~50% его в молоке включалось в органические фракции, а другая половина содержалась в водной фракции. В случае эксперимента [6], где двум коровам через фистулу в рубец вводили сено, загрязненное тритием, в течение 4 недель, коэффициент перехода Т в отдельные фракции молока составляли: 0,84 для жира, 0,49 – казеина, 0,05 – лактозы, 0,10 — воды.

Сведений по этому вопросу, полученных в максимально приближенных условиях к естественным, т.е. при реальном загрязнении биологических компонентов – воздуха, воды и растительности, нами не найдено. Отсутствуют комплексные натурные исследования, включающие в себя различные условия и сроки поступления Т в организм КРС. Необходимо отметить, что работ, проведенных при ингаляционном поступлении Т в организм животных и перехода его в молоко нами не обнаружено.

Данная работа посвящена исследованию особенностей перехода Т в сыворотку молока при различных условиях и сроках поступления путем постановки натурных экспериментов в естественных условиях радиоактивного загрязнения.

1. Общая методология исследования

Для изучения динамики изменения концентрации Т в сыворотке молока КРС в естественных условиях выбрана экосистема водотока штольни №177 (далее – шт. №177) опытно-экспериментальной площадки "Дегелен". Схема территории экосистемы водотока, где проводился эксперимент, представлена на рисунке (Рисунок 1). Водоток образован грунтовыми водами, которые протекают через полость взрыва, перенося радионуклиды на дневную поверхность [7], тем самым формируя основное загрязнение экосистемы тритием и другими радионуклидами на значительной территории. В шт. №177 30 марта 1983г. было осуществлено испытание ядерного заряда мощностью 0,001-20 кт с целью совершенствования ядерного оружия [8].

Ширина водотока шт. №177, в основном, не превышает 1 м. Среднегодовой дебит воды составляет – $4{,}4*10^8$ л (более 500 л/мин) [9]. По работам, выполненным в 2007-2008 гг., известно, что концентрация Т за этот период в штольневой воде составляла 300-350 кБк/л, в атмосферном воздухе до 1400 Бк/м^3, а наибольшая концентрация Т в растительности достигает $2{,}4*10^5$ Бк/кг [10].

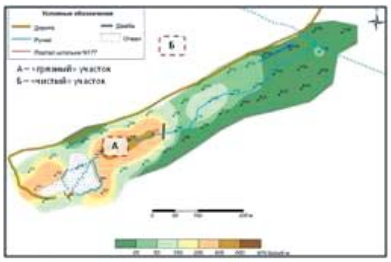


Рисунок 1. Схема территории экосистемы водотока шт. № 177

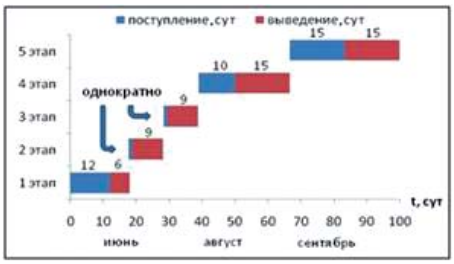


Рисунок 2. Этапы проведения эксперимента

Место проведения эксперимента условно разделено на два участка. "Чистая" – участок с фоновыми концентрациями Т в воздухе и растениях (0,6±0,06 Бк/м^3, 60±7 Бк/ кг, соответственно), "грязная" – участок, где по результатам предыдущих работ зафиксированы самые большие концентрации Т в атмосферном воздухе, растениях и воде (русло водотока шт.№177). На данных участках были установлены загоны для содержания скота. Территории исследовательских участков разграничены по разным видам поступления Т в организм животного:

- при длительном поступлении с атмосферным воздухом (1 этап);
- при однократном поступлении с водой (2 этап);
- при однократном поступлении с луговой травой (3 этап);
- при длительном поступлении с водой (4 этап);
- при длительном поступлении с луговой травой (5 этап).

Схема проведения эксперимента и продолжительность этапов представлены на рисунке (Рисунок 1).

В качестве объекта исследования была выбрана одна местная помесная корова 8-9 летнего возраста живым весом 250-260 кг со среднесуточным удоем 6-8 кг. На всем протяжении исследования применяли привязное содержание. Доение и подкормку концентрированными кормами (отруби) проводили утром и вечером. В период проведения эксперимента общее состояние животного оценивалось как нормальное, поведение было активное, отмечена хорошая реакция на звук и болевое раздражение, поза естественная, однако на 10-15 сутки эксперимента было отмечено уменьшение среднесуточного удоя до 5-6 кг, которое сохранялась до окончания исследования. По-видимому, это связано с изменением условий содержания. Основными источниками поступления Т в организм животного являлись воздух, штольневая вода и луговая растительность радиоактивно-загрязненной экосистемы водотока шт. №177.

2. МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЯ ПО ЭТАПАМ

2.1. При длительном поступлении с атмосферным воздухом

Животное содержали в течение 12 суток на "грязном" участке с высоким содержанием Т в атмосферном воздухе, после чего его перевели на "чистый" участок и продолжали наблюдение. Доение проводилось два раза в сутки, утром и вечером. Для радионуклидного анализа отбиралось 1,5 л молока каждый день после утреннего доения. Для определения поступления Т в организм КРС с атмосферным воздухом проведено исследование динамики изменения концентрации Т в атмосферном воздухе на месте содержания скота.

Определение концентрации Т в атмосферном воздухе проводилось методом криогенного вымораживания. В основу методики положена способность водяных паров, содержащихся в воздухе, конденсироваться на поверхности с температурой ниже точки росы. С этой целью радиатор с хладопроводом помещают в сосуд Дьюара на 30-50 минут, наполненный жидким азотом. Контакт водяных паров, содержащихся в воздухе, с поверхностью пластин радиатора завершается кристаллизацией. Пластины радиатора располагались на высоте порядка 60-70 см от поверхности. После оконча-

ния процесса вымораживания пробу помещают в сосуд для оттаивания, затем отфильтровывают. Отбор проб проводился круглосуточно с интервалом 2 часа, на третий и восьмой день эксперимента.

2.2. При однократном поступлении с водой

Экспериментальному животному выпаивалось одноразово ~20±0,5 литров штольневой воды. Предварительно отобрана контрольная проба молока. Первые 3 суток после поступления штольневой воды доение и отбор проб молока проводились через каждые 4 часа. Далее в течение 6 дней доение проводилось два раза в день, утром и вечером. На анализы молоко отбиралось после утреннего доения.

2.3. При однократном поступлении с луговой травой

Для экспериментального животного было заготовлено (скошено) ~10 кг луговой растительности с "грязного" участка. Сразу после утреннего доения животному начали скармливать свежескошенную траву. Время интенсивного поедания травы составило 3 часа, после чего были собранны и взвешены остатки корма, которые составили около 2,0±0,2 кг. Уже с вечера того же дня поение и кормление животного проводилось заготовленным "чистым" сеном и водой. В течение следующих девяти суток наблюдали динамику изменения концентрации Т в молочной сыворотке. Первые 4 суток доение и отбор проб молока проводилось через каждые 6 часов после начала скармливания "грязной" травы. Дальнейшие пять дней доение проводилось два раза в день, утром и вечером, на анализы отбиралось молоко после утреннего доения.

2.4. При длительном поступлении с водой

Ежедневно в течение 10 суток экспериментальное животное поили "грязной" водой. Далее животное переводили на поение "чистой" водой, и в течение 30 дней наблюдали выведение Т с молоком. Кормили животное на всем протяжении только "чистой" травой. Доение проводилось два раза в день, утром и вечером. На анализы отбиралось молоко после утреннего доения. В процессе поения проводился ежедневный учет количества воды, выпиваемого экспериментальным животным.

2.5. При длительном поступлении с луговой травой

Ежедневно в течение 15 суток два раза в день экспериментальному животному выкашивали и скармливали растительность, произрастающую на "грязном" участке. В дальнейшем, животное перевели на кормление "чистой" травой и в течение 20-дней продолжали наблюдение за изменением концентрации Т в сыворотке молока. Доение проводилось 2 раза в день, утром и вечером. На анализы отбиралось молоко после утреннего доения. В процессе кормления проводился ежедневный учет количества травы, съеденной экспериментальным животным. Проведена оценка содержания Т в растительности, скармливаемой животному.

2.6. Подготовка проб и методика измерения Т

При каждом доении на всем протяжении эксперимента корова выдаивалась полностью. Подготовка проб на радиологические анализы проводилась путем

створаживания молока, выдерживая ~2 суток при температуре 20-22 ºС (без подкисления). Створоженное молоко пропускали через сито размером 1 мм. Из полученной молочной сыворотки готовился аналитический образец для определения Т, который получали методом дистилляции при температуре 100 ºС. Первый полученный конденсат в количестве 10 мл удаляли, а на анализы отбирали следующие 5-6 мл. Активность трития в штольневой воде, воздухе, водной фракции молочной сыворотки и свободной воде растений измеряли на бета-спектрометре TRI CARB 2900 TR, жидкосцинтилляционным методом исследования по международному стандарту ISO 9698 [11]. Аналитическая ошибка измерений составляет не более 30 %.

2.7. Расчет коэффициента перехода Т в сыворотку молока

В качестве параметра уровня поступления Т из внешней среды в сыворотку молока использовали коэффициент перехода радионуклида $К_п$, рассчитываемый как отношение удельной активности сыворотки молока (Бк/л) к суммарному количеству радионуклида, поступившего в течение дня в организм животного с воздухом или рационом (Бк/сут), выраженной в процентах:

$$К_п = \frac{А_{мс}}{А_{сут}} * 100 \text{ , где}$$

$А_{мс}$ – удельная активность Т в молочной сыворотке, (Бк/л); $А_{сут}$ – суммарная активность Т, поступившего в организм животного за 24 часа, Бк/сут.

3. РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ

3.1. Исследование динамики изменения концентрации Т в сыворотке молока при длительном поступлении с атмосферным воздухом.

3.1.1. Оценка поступления Т в организм животного

На основании средних значений, полученных по результатам двух измерений, построена динамика изменения концентрации Т в атмосферном воздухе. Как видно из рисунка (Рисунок 3), концентрация Т в атмосферном воздухе в течение суток сильно изменяется. Поэтому при расчете суточного поступления средние значения были разделены на 2 отрезка, так как объем вдыхаемого воздуха меняется во время отдыха, бодрствования и кормления. Так, средние концентрации Т в воздухе в дневное время с 06.00 ч по 18.00 ч и ночное время с 18.00 ч по 06.00 ч составили ~133 Бк/м^3 и ~55 Бк/м^3, соответственно. Согласно литературным данным [12], объем вдыхаемого воздуха в дневное время в течение 12 часов составляет ~72 м^3, ночью ~36 м^3. В среднем, поступление Т за 24 часа с атмосферным воздухом в организм коровы составило ~11,5 кБк/сут.

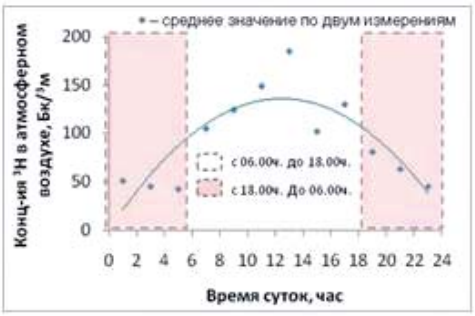


Рисунок 3. Динамика изменения концентрации Т в атмосферном воздухе на месте содержания скота в течение суток

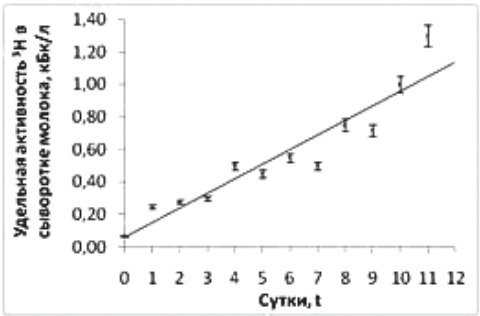


Рисунок 4. Активность Т в сыворотке молока при поступлении с атмосферным воздухом

3.1.2. Оценка концентрации Т в сыворотке молока

Результаты исследования по первому этапу представлены на рисунке (Рисунок 4), из которого видно, что при поступлении Т с атмосферным воздухом в организм КРС в течение 12 дней происходит практически линейное увеличение концентрации Т в сыворотке молока и равновесного состояния не достигнуто. При этом на 11 день после начала эксперимента концентрация Т в молочной сыворотке составляла 1,3±0,1 кБк/л ($К_п$=~11,3%).

Полученные нами результаты показывают, что аэральное поступление Т в организм животного может вносить значительный вклад в формирование загрязнения продуктов животноводства.

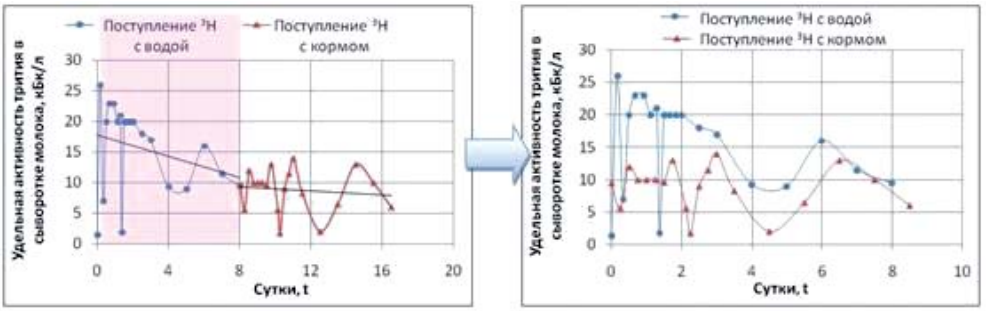
3.2. Исследование динамики изменения концентрации Т в сыворотке молока при однократном поступлении со штольневой водой

3.2.1. Оценка поступления Т в организм животного

На основании данных о концентрации Т в штольневой воде, которая в среднем составила 330 кБк/л, и количестве выпоенной воды рассчитано поступление Т в организм экспериментального животного, что составило ~6500 кБк/сут.

3.2.2. Оценка содержания Т в молочной сыворотке

Динамика изменения концентрации Т в сыворотке молока при однократном поступлении с водой представлена на рисунке (Рисунок 5, а). В результате поступления Т с водой, максимальная концентрация Т в молочной сыворотке составило – 26±2,6 кБк/л ($К_п$=~0,4) и зафиксирована через 4 часа после выпаивания. Далее отмечается снижение концентрации Т в молочной сыворотке и резкими падениями на 8 ч и 33 ч после перевода животного на "чистый" рацион. На третьи сутки характер снижения концентрации становится скачкообразным.



а) б)

Рисунок 5. Динамика концентрации Т в сыворотке молока при однократном поступлении с водой и луговой травой

3.3. Исследование динамики изменения концентрации Т в сыворотке молока при однократном поступлении с луговой травой

3.3.1. Оценка поступления Т в организм животного

Для оценки поступления Т в организм животного было рассчитано поступление Т со свободной и органически связанной водой растения. Определение свободной воды растения проводилось по стандартной методике определения первоначальной и гигроскопической влаги [13]. Было определено, что количество свободной воды растения в среднем составляет 70±10% (min – 56%, max – 83%). По результатам определения концентрация Т в свободной воде растения, отобранной из общей массы корма перед скармливанием, установлено, что активность Т в среднем составляет 270±30 кБк/л. Определение органически связанной воды было проведено расчетным методом. Исходили из того, что органически связанная вода в сухом веществе растения составляет ~60%. Активность Т в органически связанной воде растения была принята равной активности Т в свободной воде растения. Так, общее количество Т, поступившего при однократном поступлении (в течение 3-х часов) составило ~1900 кБк.

3.3.2. Оценка содержания Т в молочной сыворотке

Динамика изменения концентрации Т в сыворотке молока при однократном поступлении с травой представлена на рисунке (Рисунок 5, а). Кривая имеет сложный характер, на данном этапе не поддающийся объяснению и требующий дополнительных исследований. Однако, если сравнить обе кривые (Рисунок 5, б), можно увидеть однообразность колебаний, начиная с третьего дня после скармливания и выпаивания, что может говорить о физиологических особенностях животного при образовании молока. Максимальные концентрации Т в молочной сыворотке – 14 кБк/л ($К_п$=~0,6) установлены только через 72 часа с начала скармливания.

3.4. Исследование динамики изменения концентрации Т в сыворотке молока при длительном поступлении с питьевой водой

3.4.1. Оценка поступления Т в организм животного

Для оценки поступления Т с водой в течение 10 дней проводился учет ежедневно выпиваемой "грязной" воды. Всего за десять суток было выпоено ~220 литров воды. Для оценки поступления в организм экспериментального животного Т с водой проводилось исследование динамики изменения концентрации Т в воде водотока шт. №177. Установлено, что концентрация Т в воде на протяжении эксперимента не изменялась и была довольно постоянной (320-340 кБк/л). На основании этих данных был проведен расчет среднесуточного поступления Т с водой, которое составило ~ 7300 кБк/сут.

3.4.2. Оценка содержания Т в молочной сыворотке

Динамика концентрации Т в сыворотке молока при длительном поступлении с водой представлена на рисунке (Рисунок 6).

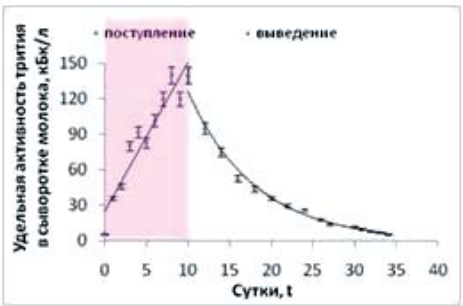


Рисунок 6. Динамика концентрации Т в сыворотке молока при длительном поступлении с водой

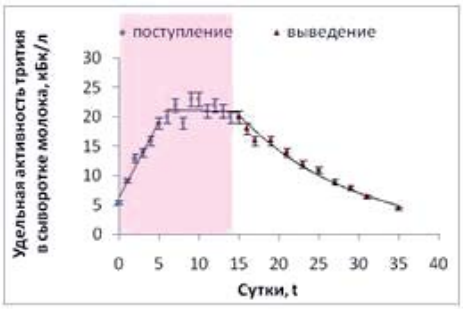


Рисунок 7. Динамика концентрации Т в сыворотке молока при длительном поступлении с луговой травой

Как видно из рисунка, концентрация Т в молочной сыворотке продолжала нарастать в течение всех 10 дней поступления с водой и не достигла равновесного состояния. Однако в последние дни поступления концентрации Т в сыворотке молока колебались в пределах 120–140 кБк/л. Возможно, в этот период происходит насыщение организма радионуклидом и наступает фаза равновесного состояния концентрации Т в молочной сыворотке. Максимальная концентрация Т в молочной сыворотке на 8-10 день поступления составила 140 кБк/л ($К_п$=~2%). После прекращения выведения штольневой воды динамика изменения концентрации Т в молочной сыворотке имеет экспоненциальный характер снижения, который можно аппроксимировать следующим уравнением (1):

$$A=410e^{-0,12t} \quad (1)$$

Таким образом, время уменьшения концентраций Т в сыворотке молока в два раза составляет ~ 2,5 дня.

3.5. Исследование динамики изменения концентрации Т в сыворотке молока при длительном поступлении с луговой травой

3.5.1. Оценка поступления Т в организм животного

Для контроля поступления Т в организм животного проводился ежедневный учет съеденной луговой травы. Определение активности Т в свободной воде растений проводили на основании анализа проб растений, отбиравшихся через каждые три дня. Средняя концентрация Т в свободной воде растений составила 80±9 кБк/л. Расчет количества органически связанной воды в растении и активности Т в нем проводили аналогично методике, описанной выше. С учетом поедаемого количества корма, среднего количества свободной и органически связанной воды в нем рассчитано общее суточное поступление Т в организм (Таблица 1). Для расчета перехода Т в сыворотку молока использовали среднесуточную активность радионуклида в корме, составляющую ~ 1100 кБк/сут.

Таблица 1.

Суточное поступление Т в организм опытного животного с луговой травой

Кол-во дней	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Кол-во скормленной травы , кг	18	18	15	15	16	16	14	13	15	15	16	15	15	16	16
Сточное поступление Т со СВР*, кБк	1033	1033	861	861	918	918	804	746	861	861	918	861	861	918	918
Сточное поступление Т с ОСВР, кБк**	266	266	221	221	236	236	207	192	221	221	236	221	221	236	236
Общее поступление, Бк/сут	1299	1299	1082	1082	1155	1155	1010	938	1082	1082	1155	1082	1082	1155	1155
Примечание: *СВР – свободная вода растения; **ОСВР – органически связанная вода растения;															

3.5.2. Оценка содержания Т в молочной сыворотке

Кривую динамики (Рисунок 7) концентрации Т в сыворотке молока при хроническом введении с луговой травой на этапе "поступление" можно условно разделить на 2 фазы: с 1 по 5 сутки – фаза интенсивного повышения концентрации Т в сыворотке молока, с 6 по 15 сутки – фаза равновесного состояния концентрации Т в молочной сыворотке. Максимальная концентрация Т в сыворотке молока установлена на 9-10 сутки (23 кБк/л, $К_п$=~1,8%). После прекращения кормления животного загрязненной тритием луговой травы динамика снижения концентрации Т в молочной сыворотке может быть описана экспоненциальной кривой, описываемой уравнением (2):

$$y=58e^{-0,07t} \quad (2)$$

Таким образом, время уменьшения концентраций Т в сыворотке молока в два раза при длительном поступлении с луговой травой составляет ~ 14 дней, что в 6-7 раз дольше, чем при длительном поступлении с водой.

ВЫВОДЫ

При поступлении Т с атмосферным воздухом в организм КРС в течение 12 дней происходит практически линейное увеличение концентрации Т в сыворотке молока, при этом равновесного состояния не достигнуто. Полученные результаты показывают, что аэральное поступление Т в организм животного может вносить значительный вклад в формирование загрязнения продуктов животноводства.

Динамика концентрации Т в сыворотке молока при однократном поступлении с луговой травой и водой имеет сложный неоднозначный характер, возможно связанный с физиологическими особенностями животного при образовании молока, что требует дополнительных исследований.

Проведенными исследованиями определено, что в условиях горного массива Дегелен при хроническом поступлении Т с луговой травой, равновесное состояние его концентрации в сыворотке молока наступает на 5-6–й день. При хроническом поступлении Т с атмосферным воздухом и питьевой водой равновесное состояние концентрации Т на выбранных временных интервалах так и не наступило.

В свою очередь, снижение концентрации Т в молочной сыворотке после хронического поступления Т с луговой травой происходит гораздо медленней, чем после хронического поступления с питьевой водой. Так, снижение концентрации Т на 50% после длительного поступления с водой произошло через ~2 суток, после длительного поступления с луговой травой − через ~14 суток.

ЛИТЕРАТУРА

1. 3rd Meeting of the EMRAS II Working Group 7, “Tritium”, IAEA Headquarters, 25 – 29 January. - Vienna, Austria, 2010.
2. *Van den Hoek J.* Excretion of organic inorganic tritiated compounds in cow`s milk after ingestion of tritium oxide / Van den Hoek J., Gerber G.B., Kirchmann R. // Radiat. Prot. Syst. Approach Safety. Proc. 5th Congr. Int. Radiat. Prot. Soc., Ierusalem, 1980. - Vol. 2. – Oxford, 1980. – P. 1068-1071.
3. *Van Bruwaene R.* Contamination of farm animals by different tritiated precursors and influence on the food chain / Van Bruwaene R., Kirchmann R., Van den Hoek J. // Int. J. Radiat. Biol. – 1976. – 29. - № 6. – P – 582.
4. *Kistner G.* Asscheidung von Tritium uber die Milch nach Dauerinkorporation von Tritium-Wasser (1. Mitt) / G.Kistner , Zur Frage der // Atomkernenergie . – 1974. – 23. - №3. - P. 167-171.
5. *Van den Hoek J.* Metabolism of ingested organically bound tritium in organic milk constituents and in tissues of two species of ruminants / Van den Hoek J., G.B. Gerber // Radiat. – Risk. – Protect. 5 th Int. Cogrr., Berlin (West), 7-12 May, 1984. - Vol. 1. - Koln, 1984. - P. 470-472.
6. *Van Den Hoek J.* The transfer of tritium-Labeled organic material from grass into cow`s milk / Van Den Hoek J., Ten Have M.N. J., G.B.Gerber, R. Kirchmann // Radiat. Res. – 1985. – 103. - № 1. - P. 105—113.
7. *Ахметов М.А.* Радиационный мониторинг водотоков и проблемы реабилитации на горном массиве Дегелен Семипалатинского испытательного по-

лигона / М.А. Ахметов, О.И. Артемьев, Л.Д. Птицкая // Вестник НЯЦ РК. Радиоэкология. Охрана окружающей среды. – 2000. - Вып.3(9). - С. 23-28.
8. Ландшафтно-экологические, радиоэкологические карты с таблицами надфоновых значений радиометрических параметров: отчет о НИР / ИРБЭ. НЯЦ РК; исп. Хасанов Э.Г. – 1999. - Инв. № 0-284.
9. Отчет о научно-технической деятельности Института радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, выполненного по НТП 0346 "Развитие атомной энергетики в Республике Казахстан" за 2005 год : отчет о НТД (информационный) / рук. Птицкая Л.Д. – Курчатов. – 2005. – 39 с.
10. Комплексное изучение миграции радионуклидов в почве, воде, растениях, животных и влияние малых хронических доз радиации на биологические объекты в местах водопроявлений штолен горного массива "Дегелен"" за 2008 год: / отчет о НИР (информационный) / ИРБЭ НЯЦ РК; рук. Лукашенко С.Н. – Курчатов. – 2008. – 34 с.
11. Качество воды – определение активности Т, соответствующей данной концентрации – жидкостной метод сцинтилляционного счета: Международный стандарт ISO 9698.
12. Физиология животных: учеб. пособие /под ред. А.Г. Хрипковой, А.Б. Когана, А.П. Костина. - М: Просвещение, 1972. – с. 190.
13. Методическое указание для лабораторных занятий по зоотехническому анализу Абанова М.Н. - Семипалатинск, 1984. – 25с.

ТРИТИЙДІҢ ТАБИҒИ ЖАҒДАЙЛАРДА ТҮСУІНІҢ ӘР ТҮРЛІ ФОРМАЛАРЫ КЕЗІНДЕГІ ОЛАРДЫҢ ІҚМ СҮТІ САРЫСУЫНДАҒЫ ШОҒЫРЛАНУЫНЫҢ ӨЗГЕРУ ДИНАМИКАСЫН ЗЕРТТЕУ

Ж.А. Байғазинов, А.В. Паницкий, С.Н. Лукашенко, С.А. Келлер, С.С. Қаратаев, О.Н. Ляхова, Л.Ф. Субботина

Зерттеу бұрынғы ССП аумағында орналасқан "Дегелең" тәжірибелік-эксперименттік алаңда жүргізілді. Бұл жұмыста тритийдің (ары қарай Т) қоршаған орта құраушылары: ауа, су және өсімдіктермен ІҚМ ағзасына әр түрлі түсу жағдайлары мен мерзімі кезінде сүт сарысуына ауысуының динамикасын зерттеу бойынша нәтижелер берілген. Т сүт сарысуында шоғырлануының тепе-теңдік жағдайы оның жемшөппен ұзақ уақыт түсуі кезінде 5-6 тәулікте анықталатыны белгіленді. Т сүт сарысуында шоғырлануының оның түсуі тоқталған соң төмендеуі зерттелді. Т өсімдік жемшөбімен ұзақ уақыт түсуі кезінде оның сүт сарысуындағы құрамының төмендеу уақыты екі реттен ~ 14 күн, ал ұзақ уақыт сумен түскенде – 2 күн құрайтыны анықталды.

Түйін сөздер: тритий (Т); ірі қара мал (ІҚМ); сүттің сарысуы; органикалық байланысқан Т (ОБТ); еркін су; өту коэффициенті ($Ө_к$).

RESEARCH TRENDS TRITIUM CONCENTRATION IN THE SERUM OF CATTLE MILK IN VARIOUS FORMS OF ITS INCOME IN NATURAL CONDITIONS

Z.A. Baigazinov, A.V. Panitsky, S.N. Lukashenko, S.A. Keller, S.S. Karatajev, , O.N. Lyakhova, L.F. Subbotina

Studies conducted at a pilot site "Degelen", located in the former test site. The results on the dynamics of the transition of tritium (hereinafter - T) in the milk serum under various conditions and timing of his body in the cattle with the components of the environment: air, water and vegetation. Established that the equilibrium concentration of T in the whey when it is prolonged entry of feed is set for 5-6 days. Studied the reduction of the concentration of T in the whey after the cessation of its receipt. Found that after prolonged entry of T vegetable feeds while reducing its content in the serum of milk a factor of 2 is ~ 14 days, and admission to the water - 2 days.

Key words: tritium (T), cattle, lactoserum, organically bound T (OST) free water, transition coefficient (T_c).

РАЗДЕЛ : "НЕРАДИАЦИОННЫЕ" ФАКТОРЫ ОПАСНОСТИ НА СИП

УДК 577.4: 622.278: 621.039.9

ОЦЕНКА ВОЗМОЖНОСТЕЙ ПРОТЕКАНИЯ ПРОЦЕССОВ КАТАСТРОФИЧЕСКОГО ХАРАКТЕРА НА ПЛОЩАДКЕ "БАЛАПАН"

С.Б. Субботин, С.Н. Лукашенко, С.В. Генова, Л.А. Русинова[*], А.В. Дроздов[*], Л.М. Чернова[**]

В статье представлены результаты исследования последствий подземных ядерных взрывов (ПЯВ) связанных просадочными явлениями и процессами подземной газификацией горных пород. Сбор сведений о "боевых" скважинах на участке Балапан по литературным и фондовым источникам позволил составить полный их каталог и построить схему размещения. По результатам рекогносцировочных работ установлены провальные явления на ряде скважин, по данным топографического мониторинга эпицентральных зон впервые получены сведения об их динамике. В статье также представлены результаты по изучению состава и концентрации газов поступающих и блоков горных пород, вмещающих центральные зоны ПЯВ, на дневную поверхность. Дана оценка значимости опасностей, связанных с эффектами остаточных проявлений долговременной геотермальной активности в эпицентральных зонах ПЯВ, как локальных процессов катострафического характера. Для повышения информативности проводимых работ разработаны рекомендации по использованию дополнительных методов исследований.

Ключевые слова: Семипалатинский испытательный полигон, оксид углерода, метан, сероводород, подземная газификация, термическая деструкция, газовыделение.

ВВЕДЕНИЕ

Кроме опасности радиационного воздействия, на территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона (СИП) присутствует и ряд других опасностей, связанных с эффектами остаточных проявлений долговременной геотермальной активности в эпицентральных зонах подземных ядерных взрывов (ПЯВ) и наличием необрушенных "котловых" полостей.

По свидетельству военных и гражданских специалистов, работающих в г. Курчатове во время проведения ПЯВ, из скважин нередко происходило бурное выделение газов. Было несколько случаев самовозгорания газов и их многосуточного, устойчивого горения. Наиболее мощное катастрофическое проявление газоносности территории произошло в апреле 1992 года на площадке "Балапан" на приустьевом участке боевой скважины "Глубокая" (ПЯВ произведен в 1977 г.). В апреле 1992 года произошло внезапное воронкообразное проседание (провал) поверхности земли возле устья этой боевой скважины. Образование провала поверхности сопровождалось взрывом и пожаром. В настоящее время образовавшаяся воронка имеет диаметр более 200 м и глубину до 20 м. Данное событие можно оценить как локальное явление катастрофического характера. Это произошло спустя 15 лет после проведения в этой скважине ядерного взрыва. В истории проведения ПЯВ на СИП подобных эффектов не наблюдалось ни в момент взрыва, ни после их проведения.

* Институт геофизических исследований НЯЦ РК, Курчатов
** Институт Институт атомной энергии НЯЦ РК, Курчатов

Долгое время событие на скважине "Глубокая" обрастало слухами и разговорами, но системное и детальное изучение данной проблемы началось только в 2007 г. в рамках отраслевой программы 011 "Обеспечение безопасности СИП". На повестке дня встал логический вопрос: могут ли такие явления повторяться и как обстоят дела на других "боевых" скважинах.

1. ПРЕДПОСЫЛКИ ВОЗНИКНОВЕНИЯ ЯВЛЕНИЙ КАТАСТРОФИЧЕСКОГО ХАРАКТЕРА НА ПЛОЩАДКЕ "БАЛАПАН"

1.1. Геологическое строение и гидрогеологические условия площадки "Балапан"

Территория СИП входит в состав восточного сектора обширного палеозойского Урало-Монгольского пояса. Известные в пределах рассматриваемой территории складчатые сооружения принадлежат двум главным тектоническим структурам: каледонскому Чингиз-Тарбагатайскому мегантиклинорию и герцинской Зайсанской складчатой системе. Граница между этими структурами проходит по крутопадающему глубинному Калба-Чингизскому разлому. Эти складчатые структуры различаются не только по истории своего развития, но и по возрасту и строению складчатого комплекса основания. Ниже приводится их краткая характеристика.

Площадка Балапан расположена в пределах СИП, в его юго-восточной части, в 100 км от г. Курчатова. Геологическое строение площадки Балапан (Рисунок 1) определяется ее положением на юго-западном склоне Жарминского синклинория, сформировавшегося в герцинский цикл геотектогенеза.

Кембрийская система. На юге района, за Калба-Чингизским разломом, обнажаются каледониды Чингиз-Тарбагатайского мегантиклинория, сложенные породами среднего кембрия, прорванными крупной средне-верхнекаменноугольной гранитной интрузией. Отложения этого возраста объединены в майданскую свиту, подразделенную на две толщи: нижнюю вулканогенно-терригенную и верхнюю − терригенно-кремнистую. Мощность отложений до 1120 м.

Каменноугольная система. Отложения каменноугольной системы занимают большую часть территории площадки Балапан. На юго-западе территории площадки в основном распространены отложения коконьской свиты, в пределах Чинрауского геоблока, заключенного между Калба-Чингизским и Чинрауским разломами. Породы обнажены плохо и расчленены многочисленными разломами на тектонические блоки. Под воздействием интрузий и тектонических процессов осадочные породы свиты ороговикованы, рассланцованы и окварцованы. Состав свиты карбонатно-кремнисто-песчано-сланцевый с редкими прослоями лав и туфов андезитовых и андезито-базальтовых порфиритов. Внутреннее строение свиты осложнено фациальной неустойчивостью разрезов, широким развитием контактового и дислокационного метаморфизма. Общая мощность отложений достигает 2300 м.

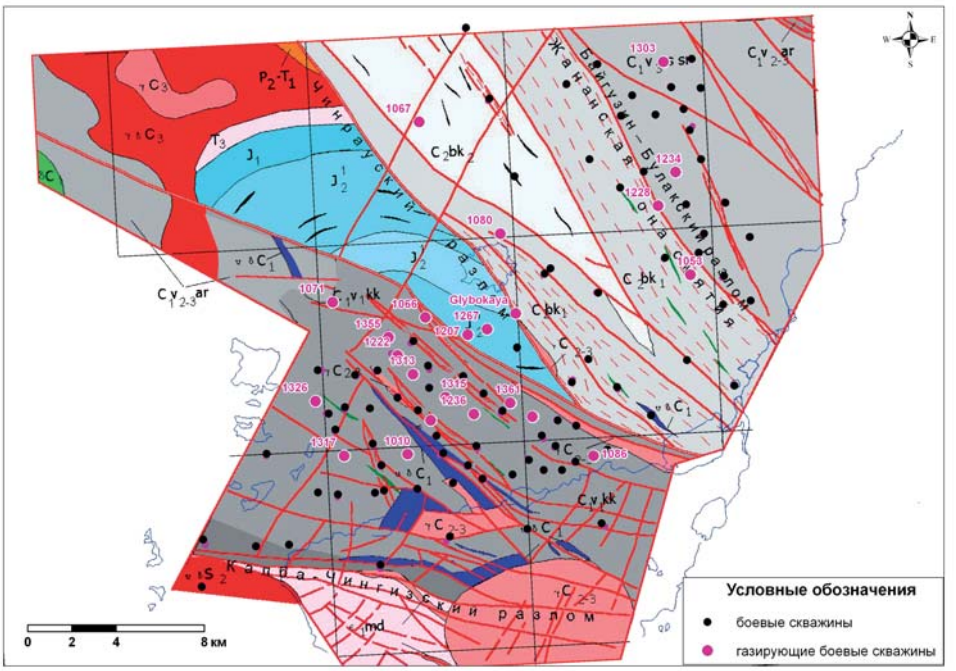


Рисунок 1. Геологическая карта площадки Балапан масштаба 1:50 000

Отложения аркалыкской свиты в пределах площадки Балапан имеют выходы на дневную поверхнось в виде полосы северо-западного простирания установлены в Жарминской зоне, на северо-востоке участка, за Байгузин-Булакским разломом. Здесь образования аркалыкской свиты с северо-востока несогласно перекрываются (с базальными конгломератами в основании) отложениями сиректасской свиты, а с юго-запада

- конгломератами среднего-верхнего карбона. Отложения представлены конгломератами, гравелитами, песчаниками и алевролитами с прослоями базальтовых порфиритов и их туфов, известково-кремнистыми алевропесчаниками. Отложения аркалыкской свиты образуют наиболее мощные толщи, суммарная мощность которых составляет около 4000 м.

Отложения Сиректаусской свиты имеют широкое площадное распространение на северо-востоке территории и занимают тектонический блок, ограниченный Байгузин-Булакским и Северо-Жананским разломами. Контакты с нижележащими толщами тектонические. В разрезе свиты преимущественное распространение имеют туфы основного и среднего состава. Туфы андезитовых порфиритов зеленовато-серого, участками светло-серого цвета псаммо-псефитовой структуры беспорядочной текстуры. Отложения свиты смяты в складки северо-западного направления и разбиты на отдельные блоки многочисленными разнонаправленными разрывными нарушениями. Суммарная мощность свиты 1500-3700 м.

Отложения буконьской свиты слагают Жананский геоблок, заключенный между Байгузин-Булакским и Чинрауским разломами. В строении отложений принимают участие континентальные и субконтинентальные от-ложения, подразделяющиеся по литологическому составу на две подсвиты. Разрез ее представлен частым пере-слаиванием песчаников, конгломератов, алевролитов, углистых сланцев с пластами и линзами углей. Общая мощ-ность отложений буконьской свиты составляет 2500-3000 м.

Триасовая система. Отложения триасовой системы выявлены в северной части участка, где они слагают южную часть Акботинского приразломного прогиба шириной 1,5-2 км, прослеживающегося в юго-западном борту Чинрауского разлома на протяжении 30 км. В основании разреза отложений присутствуют базальные конгломераты. На них залегают мелкозернистые песчаники и алевролиты с линзами и пропластками угля. Здесь же отмечаются маломощные горизонты базальтов и андезитов. Верхняя часть разреза представлена переслаиванием грубозернистых песчаников и гравелитов. Мощность отложений - до 350 м.

Юрская система. Осадки нижней юры согласно залегают на породах верхнего триаса, либо непосредствен-но на гранитном фундаменте и подразделяются на две свиты.

Верхняя угленосная свита представлена преимущественно алевролитами и песчаниками с пластами углей. Реже встречаются гравелиты, конгломераты и горючие сланцы. Мощность пород средней юры достигает 100 м. Надугленосная свита характеризуется переслаиванием пестроцветных конгломератов, гравелитов и песчаников. Алевролиты и аргиллиты встречаются реже. Мощность свиты 180 м.

Неогеновая система. Практически вся территория участка Балапан перекрыта чехлом неогеновых глин. Исключение составляют северо-западная и южная ее части. Мощность чехла глин варьирует - от 10 до 70-80 м.

Четвертичная система. Образования этого возраста представлены гравийно-галечными породами, разно-зернистыми песками, суглинками, глинами. Мощность осадков на разных участках - от 5 до 70 м.

Гидрогеологические условия. На описываемой территории выделяются два гидрогеологических комплекса, нередко связанных между собой. К первому комплексу относятся воды, залегающие в локальных гидрогеологических бассейнах. Вмещающие

породы представлены рыхлыми образованиями от неогенового до современного возраста. Второй комплекс входит в состав региональной гидрогеологической системы. К нему относятся трещинные воды палеозойского фундамента, воды мезозойской коры выветривания и воды палеогеновых отложений. Обычно они образуют единый водоносный горизонт мощностью до 100-150 м.

На периферии участка Балапан, где расположены дренируемые формы рельефа, уровень трещинных вод приближается к дневной поверхности. На участках, перекрытых водоупорными неогеновыми глинами, трещинные воды приобретают свойства артезианских. Величина напора прямо пропорциональна мощности глин, которая колеблется от нескольких метров до 80 м.

Вышеописанный характер геологического строения и гидрогеологических условий территории дает основание предполагать, что горные породы, распространенные в пределах площадки Балапан, в результате воздействия поражающих факторов ПЯВ, предрасположены к возникновению и протеканию процессов подземного горения. В большей степени к участию в этом процессе предрасположены отложения, распространенные в центральной части площадки, это отложения юры, а также отложения каменноугольной системы (пласты углей, углистые алевролиты и сланцы). На схеме расположения "боевых" скважин (Рисунок 1) можно отметить, что часть скважин расположена в непосредственной близости от угольной структуры мезозойской Юбилейной мульды, а часть скважин непосредственно в отложениях буконьской свита. Горные породы на данных участках характеризуются повышенным содержанием углистого материала, что является одним из основных факторов возможного возникновения процессов подземной газификации и пиролиза после проведения ПЯВ [1, 2].

1.2. Ядерные испытания на площадке "Балапан" и их последствия

1.2.1. Механические последствия проведения ПЯВ (техногенные изменения земной поверхности))

Освобождение энергии ядерного взрыва происходит за период времени порядка одной микросекунды, увеличивая температуру заряда до десятков миллионов градусов. Вещество заряда, нагретого до таких высоких температур, испускает энергию в виде электромагнитного излучения самого широкого спектра – от рентгеновского до длинноволнового [3]. Оценки, выполненные для взрыва Рейниер [4], показали, что через несколько микросекунд температура в камере взрыва составляла 106 К, а давление 107 атм. В таких условиях вещество заряда и часть прилегающей к камере породы превращается в частично ионизированную плазму.

Совместное действие мощной ударной волны и интенсивного теплового излучения испаряет прилегающую к камере породу и образует сферу пара, называемую полостью испарения [5]. Размер полости определяется в основном мощностью взрыва и свойствами породы. При этом в среднем испаряется около 70 тонн силикатной породы на килотонну мощности взрыва. При распространении сферической ударной волны она плавит около 350 тонн породы на килотонну мощности взрыва и нагревает

приблизительно до температуры 8000К около 600 т/кт. Температура в породах после прохождения ударной волны распределена неравномерно: она уменьшается от температуры испарения породы на внутренних стенках стабилизировавшейся полости до температуры окружающих формаций в нескольких десятках и сотнях метров от полости [6]. Радиус полости можно представить эмпирическим соотношением, связывающим мощность взрыва W, глубину заложения заряда и плотность вышележащих слоев породы ρ:

$$R_c = C\frac{W^{1/3}}{(ph)^{1/4}}$$, где

W – мощность взрыва;

C- коэффициент, определяемый эмпирически;

p - плотность вышележащих слоев породы;

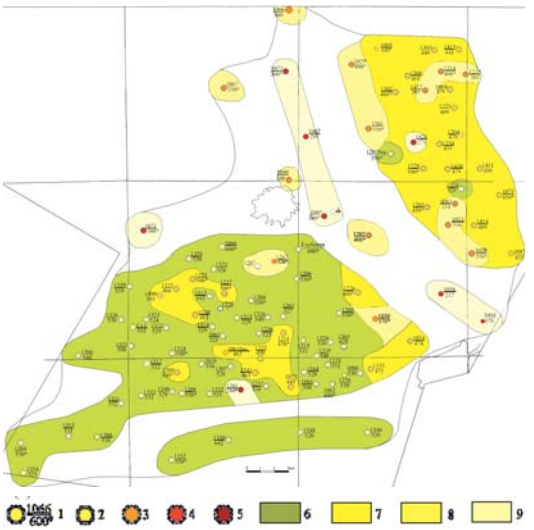
h - глубина заложения заряда.

Результаты расчетов радиусов полостей ПЯВ на площадке Балапан представлены в таблице (Таблица 3). По данным, представленным в таблице, видно, что количественные значения радиусов полостей изменяются от 10 до 40 м.

В процессе обрушения составляющие парогазовой смеси входят в контакт с относительно холодными поверхностями падающих обломков породы. Начиная с этого момента, процессы переноса масс управляют формированием радиоактивного загрязнения породы в столбе обрушения, обломки породы падают в застывший расплав, выталкиваемые через столб обрушении, газы и пары очень быстро охлаждаются, соприкасаясь с обломками. Формирование столба продолжается до тех пор, пока в его вершине не образуется квазистабильный свод, что в ряде экспериментов приводит к образованию пустого пространства ниже этого свода [7]. При проведении взрывов в слабых породах (осадочных горных породах) возможен рост столба обрушений до дневной поверхности. В этих случаях образуется так называемая воронка оседания. Согласно проведенным исследованиям столб обрушений имеет форму, близкую к цилиндрической, с радиусом, незначительно отличающимся от радиуса первоначальной полости. Сверху он ограничен куполом слабо разрушенной породы. Нижняя часть столба представляет собой сохранившуюся или слабо трансформированную нижнюю полусферу полости.

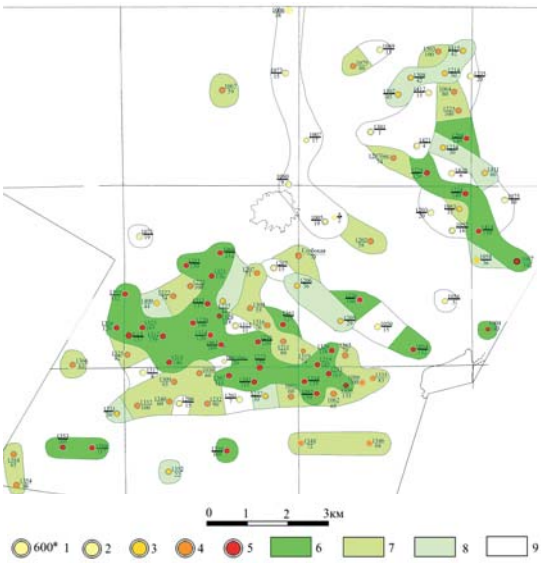
1.2.2. Общая информация о ядерных испытаниях на площадке "Балапан"

Всего на площадке Балапан 106 "боевых" скважин, в которых были проведены ПЯВ [8]. На геологической карте (Рисунок 1) показана схема расположения скважин. С целью типизации условий в объеме пород, охваченном влиянием ПЯВ, данные по "боевым" скважинам были систематизированы по глубине, мощности и магнитуде взрывов. Полученные схемы техногенной нагрузки на недра в зависимости от глубины заложения ядерного заряда представлены на Рисунке 2, а, распределение мощности ядерных зарядов на Рисунке 2, б, плотности боевых скважин на Рисунке 2, в [9].



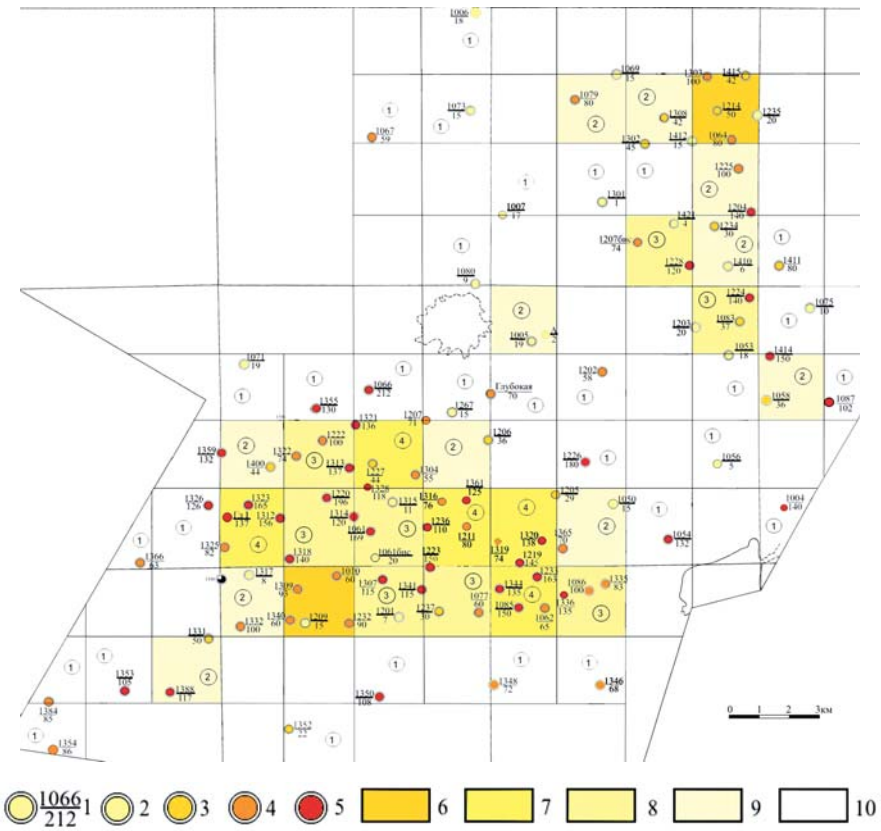
1 – боевая скважина (номер/глубина заложения ядерного заряда).
Глубина заложения ядерного заряда: 2 - свыше 500 м; 3 - 400 – 500 м; 4 - 300 – 400 м;
5 - менее 300 м. Область с ядерными взрывами на глубине: 6 - свыше 500 м; 7 - свыше 500 м;
8 - 400 – 500 м; 8 - 400 – 300 м; 9 - менее 300 м.

а



1 – боевая скважина. Мощность ядерного взрыва: 2 – до 20 кт; 3 – 21 -5 0 кт; 4 – 51 – 100 кт;
5 – более 100 кт. Область с ядерными взрывами мощностью: 6 - более 100 кт; 7 – 51 – 100 кт;
8 – 21 – 50 кт; 9 –. до 20 кт

б



1 – боевая скважина (номер/мощность ядерного заряда).
Мощность ядерного взрыва (кт): 2 – до 20; 3 – 21 - 50; 4 – 51 – 100; 5 – более 100.
Область с количеством ядерных взрывов (взрыв): 6 – 5 - 6; 7 – 4; 8 – 3; 9 – 2; 10 – 1
в

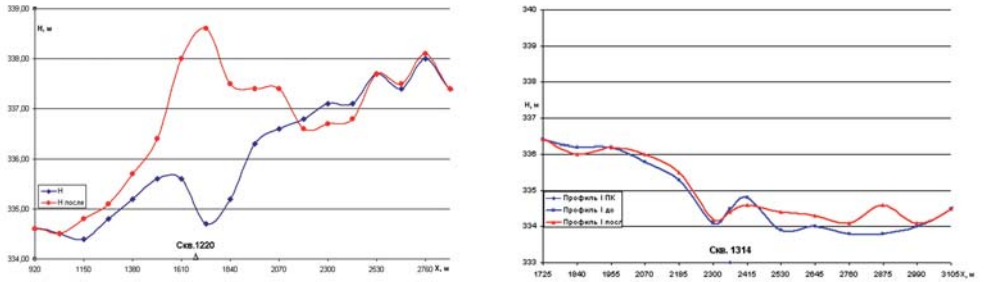
Рисунок 2. Участок Балапан.
Схема техногенной нагрузки: а - от глубины заложения ядерного устройства;
б – от мощности ядерного заряда; в - от плотности взрывов

Анализ имеющихся данных показал, что после испытания ядерного устройства техногенные проявления отмечаются, в основном, в виде вспучивания грунта (скважины 1062, 1075, 1079, 1087, 1220, 1225, 1227, 1235, 1400, 1410), реже в виде незначительных провалов (1233, 1236, 1314, 1316).

На некоторых скважинах значения абсолютных отметок остались неизмененными (1061бис, 1080, 1202, 1237, 1317). Максимальные изменения дневной поверхности произошли у устьев скважин 1062 и 1220, где вспучивание грунта составило 2,8 м и 3,9 м, соответственно. Техногенные изменения, как правило, отмечаются в радиусе 500 м от устья скважины, но на некоторых скважинах провалы и вспучивание грунта

происходили в радиусе более 1500 м (скважина 1062). На пяти площадках (1061бис, 1080, 1202, 1237, 1317) инструментально не зарегистрированы техногенные изменения дневной поверхности после проведения испытания ядерного устройства.

На рисунке (Рисунок 3) приведены примеры изменения дневной поверхности (в абсолютных отметках); по одному из четырех профилей, пройденных через устье скважин 1220 и 1314 - до и после проведения ПЯВ.



а б

Рисунок 3. Участок Балапан. Скважины 1220 и 1314.
Характер изменения дневной поверхности после проведения ПЯВ

Как видно из Рисунка 3, после проведения ПЯВ на дневной поверхности образовывались как вспучивание грунта, так и провалы с колебанием абсолютных отметок от (-0,4) м до (+3,9) м.

На Рисунке 4 показано изменение дневной поверхности под воздействием ПЯВ, построенное в плане как разность результатов топогеодезических измерений до и после проведения взрыва в скважине 1206 [9]

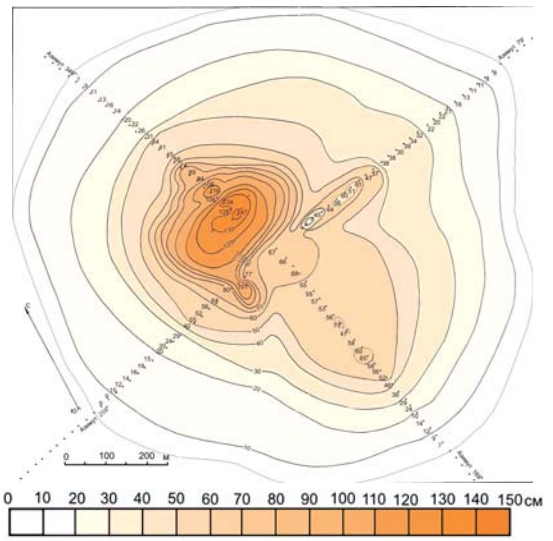


Рисунок 4. Участок Балапан. Скважина 1206.
Разница в высоты дневной поверхности до и после ПЯВ

1.2.3. Температурные изменения в результате проведения ПЯВ

Результаты работ по исследованию термического режима подземных ядерных взрывов на дневной поверхности представлены в работах [10, 11]. Тогда впервые были обнаружены кольцеобразные светящиеся в ИК-спектре полосы, охватывающие откольные зоны подземных ядерных взрывов. Было установлено, что котловые полости после проведения ПЯВ не является абсолютно герметичными. Наличие техногенных воздействий: зоны максимальной трещиноватости, столба обрушения и зоны разрушения породы – делают ее доступной для выноса тепла и присутствующих газов на поверхность, а при наличии больших температур в котловых полостях и медленному их остыванию этот процесс становится достаточно долгим. Тепловая съемка поверхности показала, что практически у всех исследованных ПЯВ на поверхности в эпицентральной зоне наблюдались кольцеобразные или дугообразные тепловые структуры, охватывающие откольные зоны взрывов. В остальных случаях, соответствующих, как правило, взрывам малой энергии или выполненных в скважинах, тепловые аномалии не имеют выраженной геометрической формы, а представляют собой отдельные тепловые пятна. Максимальный радиус тепловой аномалии изменяется в пределах от 80 до 250 м, а ширина теплового кольца – от 20 до 60 м.

Обзор материалов по долговременному температурному режиму в блоках горных пород, вмещающих центральные зоны ПЯВ, показывает, что они многие годы имеют высокую внутреннюю температуру, медленно убывающую с течением времени [12, 13]. Детальные исследования поля температур, выполненные для взрыва "Рейниер" (США) мощностью 1,7 кт, показывают, в частности, что максимальная температура в котловой полости через полгода после взрыва составила 940 ˚С, а при взрыве "Рулисон" температура в полости за 6 лет упала лишь до 290 ˚С [14]. т. е. котловые полости ПЯВ являются долговременными хранителями и источниками тепловой энергии.

1.3. Процессы подземной газификации и термической деструкции углесодержащих пород

Все угли состоят в основном из углерода (60 - 90 %), водорода (<4 – 8 %) и кислорода (2 – 30 %); присутствуют также небольшие количества азота (0,5 – 2 %) и серы (0,5 – 3 %). При наличии повышенных температур угли, а также и углесодержащие вещества могут подвергаться термической деструкции, пиролизу. Состав газообразных продуктов в процессе пиролиза или термической деструкции угля в отсутствии каких-либо реагентов, в том числе и кислорода, существенно зависит от скорости нагревания частицы угля и температуры.

Термические превращения угля начинаются при температурах около 200 ˚С. Однако уже при нагревании до 120 ˚С выделяются физически связанная влага, адсорбируемые углем газы (диоксид углерода, метан и др.). При этом не наблюдается заметного разложения органической массы угля, хотя не исключены определённые изменения её внутренней структуры. При температурах более 200 ˚С начинается выделение некоторого количества воды, образующейся при термическом разложении органической массы угля, а также оксида и диоксида углерода. Это является результатом достаточно сложных химических превращений. В диапазоне 250-325 ˚С процессы разложения

угольного вещества усиливаются. Идёт интенсивное выделение паров воды, оксидов углерода, выделяется некоторое количество сероводорода и органических соединений серы. Глубокое разложение органической массы угля, выделение жидких в обычных условиях веществ (смолы) завершается при температуре около 550 ˚С. При высокотемпературном (до 850 ˚С) превращении меняется состав газа: в нём уменьшается содержание метана и более высокомолекулярных углеводородов при значительном увеличении содержания водорода, в газе появляется HCN. Таким образом, при пиролитическом разложении углесодержащих материалов следует ожидать выделения CO_2, CO, H_2, CH_4 [15].

Другим процессом, который способен привести к образованию газов является процесс газификации углесодержащих материалов, то есть превращение твердых топлив (углей, торфа, сланцев) в газы при высокой температуре в присутствии окислителей (газифицирующих агентов), в роли которого, в том числе может выступать вода. При этом может протекать множество различных реакций, которые условно можно представить следующим образом [16]:

$$(C, CnH_2n) + H_2O \rightarrow CO, CO_2, CH_4, H_2$$

Необходимо также учесть и возможность протекания вторичных реакций, типа:

$$(CH_4, CO) + (H_2, H_2O) \rightarrow CO_2, CH_4, H_2O, H_2$$

При этом часть этих реакций является экзотермическими, что может приводить к повышению температуры в реакционном объеме.

Таким образом, сочетание следующих условий: наличие углесодержащих материалов, высоких температур и наличие вод являются фактором, способствующим возникновению процессов бескислородной деструкции горных пород. Другими словами в данных условиях мы имеем место с процессом частичной или неполной газификации углесодержащих горных пород без доступа воздуха в сочетании пиролитическими процессами, в результате которых могут образовываться следующие газы: CO, CO_2, H_2, CH_4 и др., некоторые из которых являются горючими (CO, H_2, CH_4).

2. ВЫЯВЛЕНИЕ "КРИТИЧЕСКИХ" СКВАЖИН НА ОСНОВЕ АРХИВНЫХ ДАННЫХ И ДАННЫХ РЕКОГНОСЦИРОВОЧНОГО ОБСЛЕДОВАНИЯ

Сбор сведений о боевых скважинах на участке Балапан по литературным и фондовым источникам позволил составить полный их каталог и построить схему размещения. Всего на участке насчитывается 105 боевых и 13 неиспользованных скважин. Наибольшая часть подземных ядерных испытаний проведена с 1965 г. по 1989 г. в скважинах большого диаметра, на глубине 400-600 м. Кроме боевых, пробурено свыше 200 скважин-спутников (структурных, приборных, гидрогеологических, картировочных и др.).

Наряду с изучением данных по боевым скважинам, проведен сбор и систематизация архивных первичных геофизических наземных и скважинных данных, выполненных в окрестности и непосредственно в боевых и структурных скважинах участка Балапан. С использованием этих данных построена схема изученности участка наземными геофизическими методами в масштабе 1:50000. Довзрывное состояние геологической среды и поствзрывные деформации в окрестности боевых скважин изучались партией № 27 Второго гидрогеологического управления Министерства геологии СССР.

В период с 1964 г. по 1974 г. выполнены геофизические работы в масштабе 1:50000, что позволило построить карту СИП масштаба 1:200000. После 1974 г. проводилось изучение центральной зоны ПЯВ по боевым скважинам в радиусе 0,3 – 5 км с применением комплексных геофизических работ. Как правило, измерения проводились до и после взрыва, что позволяло зафиксировать деформации, сопряженные как с эпицентральной зоной ПЯВ, так и с различными структурными границами (разрывными нарушениями, литологическими контактами и др.). Частично они прослеживались на дневной поверхности (вспучивание грунта, провальные понижения, трещины различной интенсивности и протяженности).

Ревизия "боевых" скважин. Для опознания на местности и уточнения состояния устьев боевых скважин на участке Балапан проведены работы ревизии "боевых" скважин. Исходными данными являлись каталог и схема размещения 106 боевых скважин, подготовленные по результатам сбора и анализа данных по боевым скважинам (раздел 1). В состав рекогносцировочных работ входили поиск боевых скважин на местности, снятие координат устья (с использованием GARMIN GPS+), фотографирование устья (оголовков) скважин и визуально наиболее заметных особенностей рельефа в окрестности скважины. По результатам привязки 106 устьев скважин составлен каталог координат и построена карта масштаба 1:50000.

2.1. Аппаратурно-методическое обеспечение работ

2.1.1. Аппаратурно-методическое обеспечение работ по оценке изменений на дневной поверхности

В начальной стадии работ на всех "боевых" скважинах на площадке Балапан проведено предварительное обследование. В состав обследования входили: поиск скважин, фотодокументирование оголовков скважин и особенностей рельефа, описание и оценка размеров зафиксированных воронок. Работы проведены на 106 скважинах участка Балапан. Фотодокументирование дневной поверхности вблизи скважин проведено в одном и том же ракурсе, с южной стороны площадок. По сделанным описаниям и замерам определен перечень скважин с провальными явлениями, который дан в таблице 1.

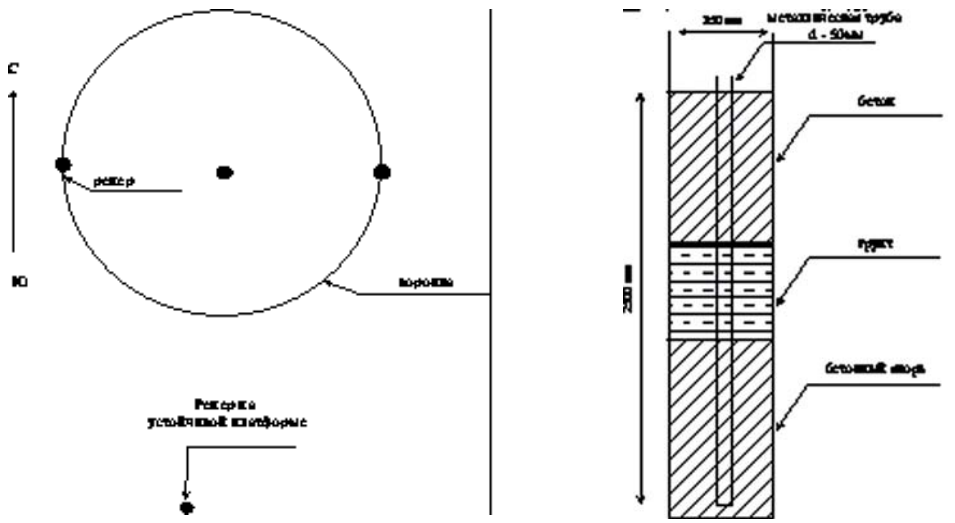
Таблица 1.

Участок Балапан. Перечень скважин с воронками на и вблизи устья скважины

№ п/п	№ скважины	Мощность, кт	Диаметр воронки, м		Глубина воронки, м	
			2005 г.	2008 г.	2005 г.	2008 г.
1	1004	140	>200	500		
2	1066	212	~200	250		17
3	1069	15	~10	8		4,5
4	1203	20	>50	50		До 30
5	1204	140	~200	300	25-30	15-17
6	1207	140	~200	250	25-30	15
7	1226	180	~150	200	~15	20
8	1301	3	~10	10		6

№ п/п	№ скважины	Мощность, кт	Диаметр воронки, м		Глубина воронки, м	
			2005 г.	2008 г.	2005 г.	2008 г.
9	1414	150	~10	10		3
10	Глубокая	70	>200	250		15
11	1355	130	-	20	-	8

Для слежения за динамикой глубины воронок на площадках трех скважин: 1207, 1066 и 1414 - установлены долговременные реперы. Схема расположения реперов и их конструкция приведены на (Рисунок 5 а, б).



а б

Рисунок 5. Участок Балапан. Скважина 1414.
К проведению топографического мониторинга на провалах:
а – конфигурация расстановки реперов; б – конструкция реперов

Во всех случаях по два репера установлены на краях воронок, один – на ее дне. На скважине 1207 и 1066 расстоянием между реперами на краях воронок – порядка 250 м, глубина центрального репера – 16 и 17 м, на скважине 1414 - 6 и 3 м, соответственно. Спустя год на данных скважинах был начат топографический мониторинг.

На скважинах 1053, 1066, 1207, 1236, 1222, 1414 на площадках размером 1000х1000 проведена тахеометрическая съемка масштаба 1:2000. На всех площадках в качестве самостоятельной геодезической основы создана планово-высотная съемочная геодезическая сеть. Сеть развита полярным способом, длина полярных направлений не превышала 1000 м. Точки съемочной геодезической сети на местности закреплены временными знаками – металлическими штырями высотой 40 см. Измерения выполнены электронным тахеометром SOKKIA SET 510 № 33746. Точность измерения углов:

5″ (ISO 12857-2:1997). Точность измерения расстояний: ±(2мм+2ppm x D, где D – измеряемое расстояние в километрах). Координаты и высоты точек съемочного обоснования получены в системе координат 1985 г. Система высотных отметок Балтийская. Средние погрешности изображений предметов и контуров местности на инженерно-топографическом плане не превышают 0,5 мм в масштабе плана. Топографические планы построены с использованием программы AutoCAD 2005 и программного комплекса GeoniCS Тополан v. 5.1.

2.1.2. Аппаратурно-методическое обеспечение работ по определению газового состава

Определение содержания метана, диоксида углерода в почвенном и атмосферном воздухе проводилось на интерференционном газоанализаторе ИГА. Действие прибора основано на измерении смещения интерференционной картины, происходящего вследствие изменения состава исследуемой пробы воздуха, находящегося на пути одного из двух лучей, способных интерферировать. Пределы измеряемых прибором ИГА концентраций различных газов следующие: CH_4 – от 0 до 6 %; CO_2 – от 0 до 6 %; O_2 – от 5 до 20,9 % (по объему). Прибор дает правильные показания при температуре окружающей среды от +10 до +30˚С и атмосферном давлении от 720 до 800 торр.

Определение сероводорода (H_2S), оксида углерода (CO) проводилось на газоанализаторе АНКАТ-7664М, предназначенном для непрерывного автоматического измерения объемной доли кислорода, оксида углерода II, сероводорода, концентраций суммы предельных углеводородов (Ex). Способ забора пробы диффузный или принудительный, принудительный забор пробы обеспечивается встроенным побудителем расхода или с помощью меха резинового.

При определении концентраций диоксид углерода, сернистого ангидрида использовался метод индикаторных трубок [17]. Сущность метода заключается в образовании цветной реакции определяемых веществ, присутствующих в пробе воздуха, при ее прохождении через индикаторную трубку с реагентами на твердом носителе. Длина окрашенного столбика индикаторного порошка в трубке пропорциональна концентрации анализируемого газа в воздухе и измеряется по шкале, отградуированной в мг/м^3. Измерительная система состояла из индикаторной трубки и универсального газоанализатора УГ-2, осуществляющего функции насоса. Конструкция трубок, согласно паспортным данным, обеспечивала длину пятна окрашивания не менее 15 мм при максимальной концен-трации определяемого вещества в диапазоне измерения и имела точность не менее ± 25 %. Принцип работы универсального анализатора УГ-2 основан на просасывании воздуха, содержащего примеси, через индикаторную трубку воздухозаборным устройством.

Определение содержания водорода в газовой пробе проводилось с использованием переносного газоанализатора ВТИ-2 [18], действие которого основано на фракционном сжигании водорода над окисью меди в пределах температуры 260-270 ˚С, при скорости протекания газа через трубку печи 20 мл/мин. Метрологические параметры приборов и методик, используемых при определении газового состава приведены в Таблице 2.

Таблица 2.

Метрологические параметры приборов и методик, используемых при определении газового состава

Измерительный канал	Единица физической величины	Диапазон измерений	Участок диапазона измерения, в котором нормируется основная абсолютная погрешность	Предел допускаемой основной, абсолютной погрешности Δо
O_2	объемная доля, %	0-30	Во всем диапазоне	± 0,9
Ex	%, НКПР	0-50	Во всем диапазоне	± 5
CO	мг/м^3	0-200	0-20	± 5
			20-200	± (5+0,25*(Свх-20))
H_2S	мг/м^3	0-40	0-10	± 2,5
			10-40	± (2,5+0,25*(Свх-10))
CH_4	объемная доля, %	0-6		

Отбор проб почвенного воздуха. Отбор проб почвенного воздуха проводился при помощи накопительных емкостей (полиэтиленовые канистры объемом 10 л, снабженные патрубками для отбора проб воздуха). Герметичность достигалась путем заглубления емкости на 5-7 см и уплотнения грунта, прилегающего к ее стенкам. Продолжительность накопления газов составляла не менее одних суток. По истечении суток осуществлялся отбор проб газовой смеси из накопительных емкостей.

Для транспортировки, хранения проб почвенного воздуха применялся аспиратор стеклянный. Принцип действия этого прибора основан на вытеснении газа водой при помощи уравнительной склянки [19]. Отбор проб газа в аспиратор стеклянный из скважины 1010 представлен на рисунке (Рисунок 6).

Рисунок 6. Площадка Балапан. Отбор проб газа из скважины

2.2. Результаты работ

2.2.1. Результаты рекогносцировочного обследования скважин площадки "Балапан"

В 2008 г. на ряде скважин с наличием углефицированных пород в районе гипоцентра ПЯВ, где были отмечены потенциально опасные деструктивные процессы, для слежения за динамикой провальных явлений установлены долговременные реперы и проведена тахеометрическая съемка. Ниже представлены результаты проведения топографических работ на выбранных скважинах.

2.2.1.1. Результаты топографических работ

Скважина 1236. Скважина расположена в центральной части участка, в районе наибольшей плотности испытаний. Современный вид приустьевой площадки дан на рисунке (Рисунок 7).

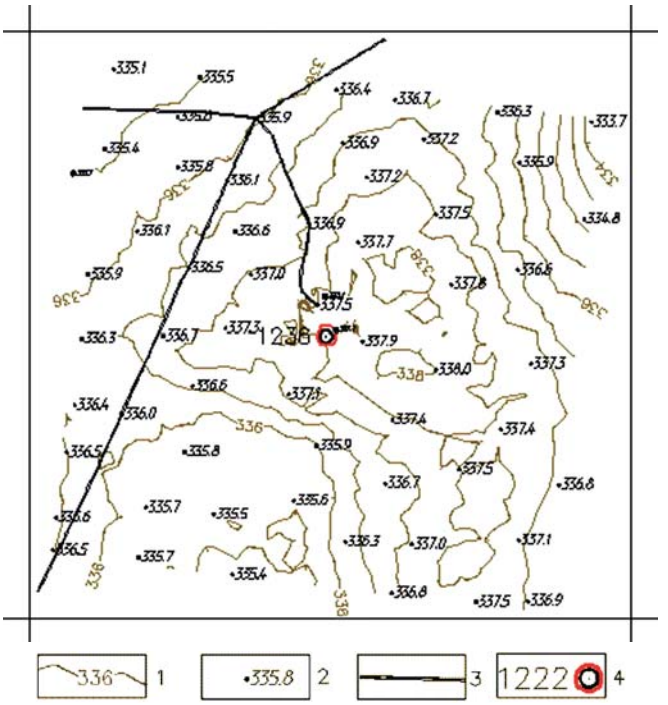
а

б

в

Рисунок 7. Площадка Балапан. Боевая скважина 1236: а – устье; б - вид с юга; в – проседание рельефа с западной стороны от устья

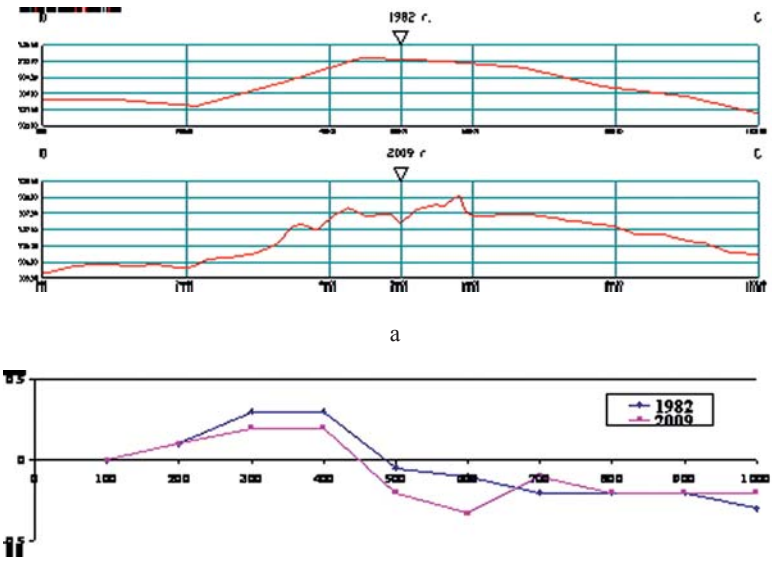
Ранее, при проведении рекогносцировочных работ в 2005 и 2008 гг., зафиксированы поствзрывные изменения дневной поверхности, в основном, к западу от устья скважины, в виде вспучиваний провалов и трещин с колебаниями высотных отметок до 1,5 м. (Рисунок 7 в). Результаты обработки тахеометрической съемки представлены на Рисунке 8.



1 – изолиния высотных отметок, м; 2 – точка плановой привязки с высотной отметкой; 3 – грунтовая дорога; 4 – скважина и ее номер

Рисунок 8. Участок Балапан. "Боевая" скважина 1236. Результаты тахеометрии на приустьевой площадке (внемасштабная копия карты масштаба 1:2000)

Центральная часть площадки с устьем скважины 1236 является небольшой возвышенностью со слабым уклоном на северо-восток. Абсолютные отметки изменяются в пределах 336,5 – 333,7 м. Максимальные значения абсолютных отметок 338,0 м (по архивным данным – 336 м [17]). По данным тахеометрической съемки абсолют-ная отметка устья скважины – 337,7 м (по данным 1982 г. - 335 м). По имеющимся материалам 1982 г. и 2009 г. (полученным с использованием аппаратуры разного класса точности, и, по-видимому, с привязкой к разным опор-ным тригопунктам) построены меридиональные профили (Рисунок 9, а) и график градиента абсолютных значений высотных отметок (Рисунок 9, б).



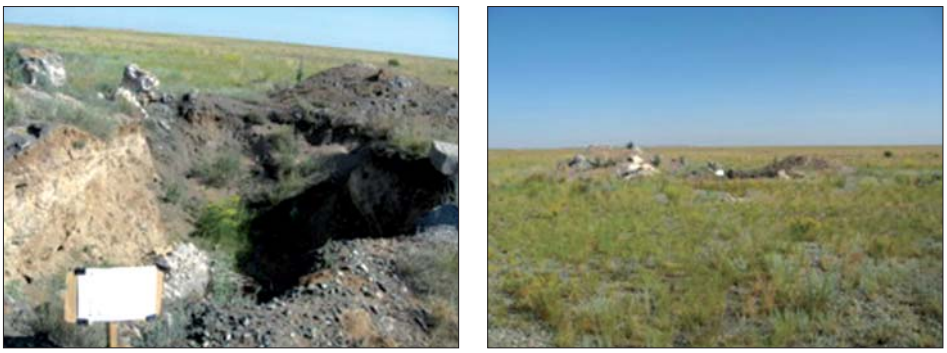
а

б

Рисунок 9. Участок Балапан. Скважина 1236. Рельеф приустьевой части площадки: а – абсолютные отметки, м; б – градиент высотных отметок, м

Видно, что за период с 1982 г. произошло проседание дневной поверхности непосредственно вокруг устья боевой скважины в радиусе 200 - 250 м.

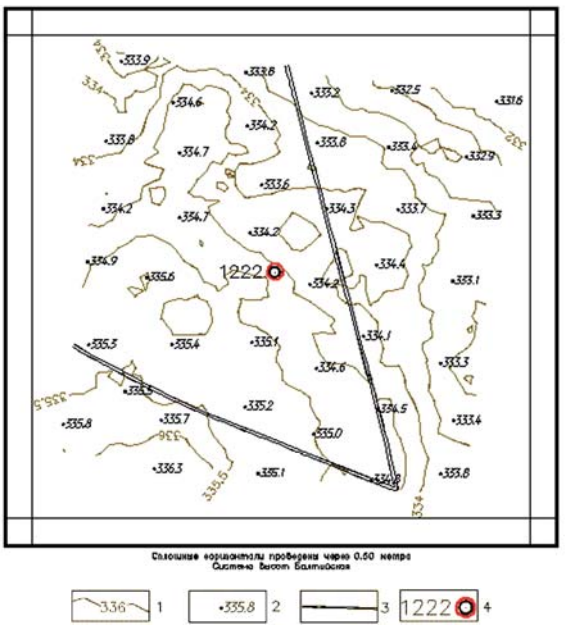
Скважина 1222. Боевая скважина 1222 находится практически в центре участка Балапан, в районе с наибольшей плотностью испытаний. Рекогносцировочные работы на скважине 1222 проведены в 2005, 2008 и в 2009 годах. Дневная поверхность слабоволнистая, колебания абсолютных отметок до 0,5 м. Современный вид приустьевой площадки показан на рисунке 10 - обсадка демонтирована (котлован глубиной 4 м, диаметром 8 м).



а б

Рисунок 10. Участок Балапан. "Боевая скважина" 1222 (2009 г.): а – устье: б - общий вид с юга

На рисунке 11 приведены результаты обработки тахеометрии, из которых видно, что приустьевая площад-ка представляет слабоволнистую поверхность со слабым уклоном на северо-восток. Высотные отметки изменяют-ся в диапазоне 336,3 - 331,6 м. Отмечаются локальные понижения в рельефе.

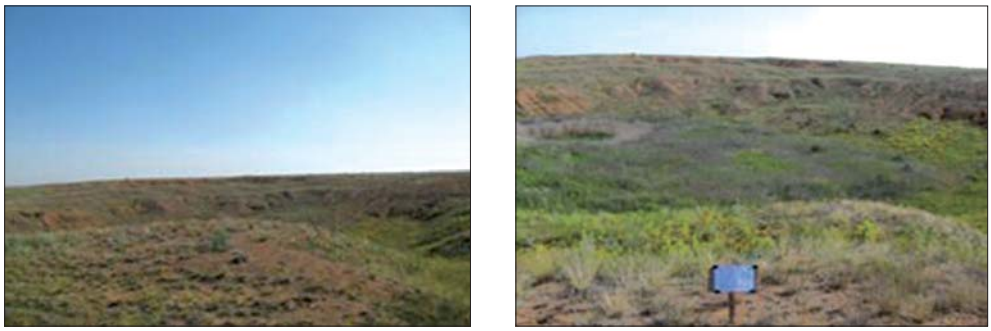


1 – изолиния рельефа, м; 2 – точка плановой привязки и ее высотная отметка, м;
3 – грунтовая дорога; 4 – скважина и ее номер

Рисунок 11. Участок Балапан. "Боевая" скважина 1222. Результаты тахеометрии на приустьевой площадке (внемасштабная копия карты масштаба 1:2000)

Скважина 1207. Боевая скважина 1207 расположена в центре участка Балапан. Рекогносцировочные работы на скважине 1207 проведены в 2005, 2008 и в 2009 гг. Современный вид приустьевой площадки показан на рисунке 25. Дневная поверхность после взрыва изменена существенно. В устье скважины образовалась провальная воронка глубиной до 15 м, диаметром до 250 м.

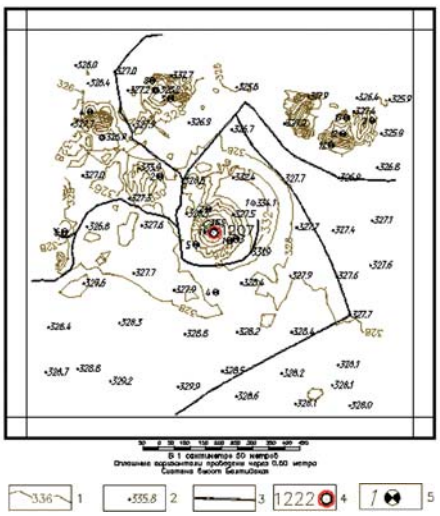
По результатам тахеометрической съемки участок скважины представляет собой плоскую равнину с абсолютными отметками от 329,9 до 325,6 м, с небольшим уклоном с юго-запада на северо-восток (Рисунок 12). На севере рельеф осложнен техногенными формами в виде капониров и ям, которые образовались в результате унич-тожения инфраструктуры военно-промышленного комплекса на СИП. В центре участка рельеф значительно изменен. Здесь образовалась провальная воронка от ядерного испытания. По данным тахеометрии размеры воронки – (150 – 200) х (150 – 250) м (в пределах воронки изолинии разрежены), глубина воронки составляет 12 м (отметки 332 – 320 м). Общая площадь деформаций - 300 х 450 м. На северо-западе от воронки отмечается значительная по площади область вспученного грунта, максимальная абсолютная отметка которого – 334,1 м.



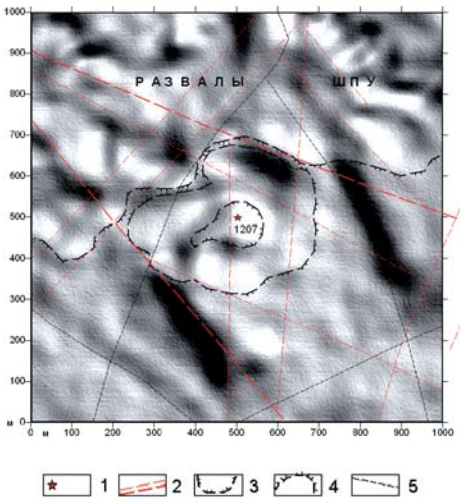
а б

Рисунок 12. Участок Балапан. " Боевая" скважина 1207 (2009 г.):
а - вид на участок с юга; б - вид на скважину с юга

На детальном полутоновом панхроматическом снимке (Рисунок 13, б) хорошо видна овальная граница провала земной поверхности размером 350 × 450 м. Размеры центральной воронки в плане - 100 × 120 м, глубина до 10 м.



1 – изолинии равных значений, м;
2 – точки плановой привязки и значения высотных отметок, м; 3 – грунтовые дороги;
4 – скважина и ее номер;
5 – постоянный репер типа ГР



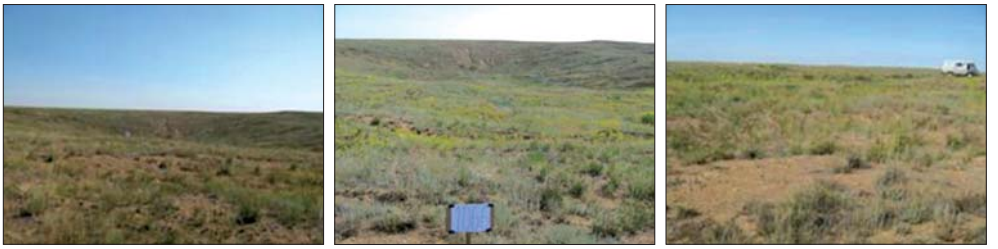
1 – боевая скважина; 2 – тектонические трещины и разломы; 3 – контур провальной воронки; 4 – контур возвышения рельефа и основного выброса пород;
5 – старые полевые дороги

а б

Рисунок 13. Участок Балапан. "Боевая скважина" 1207: а - результаты тахеометрической съемки (внемасштабная копия карты масштаба 1:2000); б - псевдорельефное изображение поверхности участка боевой скважины с элементами геоморфологического дешифрирования

В 2008 г. в районе скважины 1207 установлены долговременные реперы типа 2-ГР для геоморфологического мониторинга (Рисунок 13). В ноябре 2009 года создана локальная нивелирная сеть в виде замкнутого полигона малого размера и проведено нивелирование II класса.

Скважина 1066. Боевая скважина 1066 расположена в центре участка Балапан. В этой скважине был произведен самый мощный взрыв на площадке Балапан. Рекогносцировочные работы на скважине 1066 проведены в 2005, 2008 и в 2009 гг. Современный вид приустьевой площадки показан на рисунке (Рисунок 14).



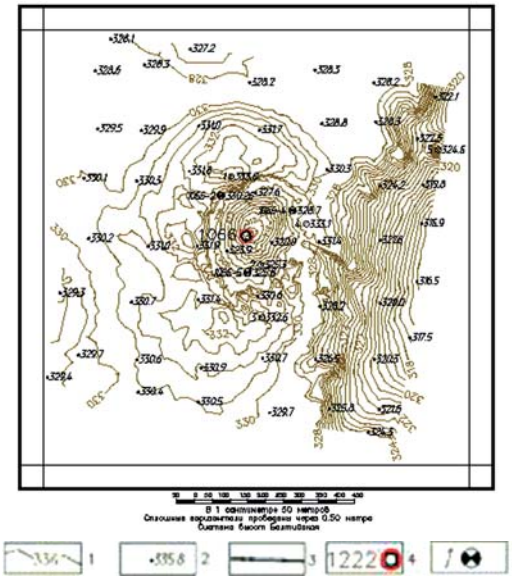
а б в

Рисунок 14. Площадка Балапан. "Боевая скважина" 1066 (2009 г.):
а – общий вид с юга; б – вид на устье; в - провалы и вспучивания земной поверхности южнее воронки в 100 -150 м

Зафиксирована провальная воронка, заполненная водой (диаметр 200 - 250 м, глубина до 17 м). Деформация поверхности наблюдается в радиусе до 500 м от боевой скважины. Существенно изменен рельеф с южной стороны воронки. Сплошные провалы и вспучивания земной поверхности наблюдаются южнее на расстоянии 100 - 150 м от воронки.

Результаты тахеометрической съемки приведены на рисунке (Рисунок 15).

По данным съемки, участок представляет собой равнину с абсолютными отметками от 329,7 до 327,2 м, с небольшим уклоном с юга на север (Рисунок 15). На востоке рельеф осложнен резким понижением (329,2 – 316,5 м). В центре участка рельеф значительно изменен. Здесь оконтурены провальная воронка, имеющая размер 200х250 м (в пределах воронки изолинии разрежены). Глубина воронки достигает 21 м. Общая площадь деформаций – (550 – 600) х (700 – 800) м. На севере, востоке и юге этой крупной области деформаций зафиксировано довольно значи-тельное вспучивание грунта. Юго-западнее провальной воронки наблюдаются более мелкие формы рельефа в виде провалов и вспучиваний земной поверхности. В 2008 г. на скважине установлены долговременные реперы типа 2-ГР для проведения систематического геоморфологического контроля.



1 – изолинии равных значений, м; 2 – точки плановой привязки и значения их высотных отметок, м; 3 – грунтовые дороги; 4 – скважина и ее номер; 5 – постоянные репера типа ГР.

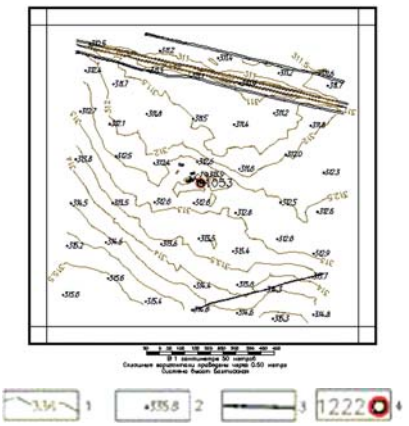
Рисунок 15. Площадка Балапан. Боевая скважина 1066: а - результаты тахеометрической съемки на приустьевой площадке (внемасштабная копия карты масштаба 1:2000)

Скважина 1053. Боевая скважина 1053 расположена на востоке участка Балапан. Из приведенных данных следует, что взрыв проведен на средней глубине и не сопровождался выбросом в атмосферу паро-газовых продуктов. Рекогносцировочные работы на скважине 1053 проведены в 2005, 2008 и в 2009 гг. Современный вид приустьевой площадки показан на рисунке (Рисунок 16).

а б

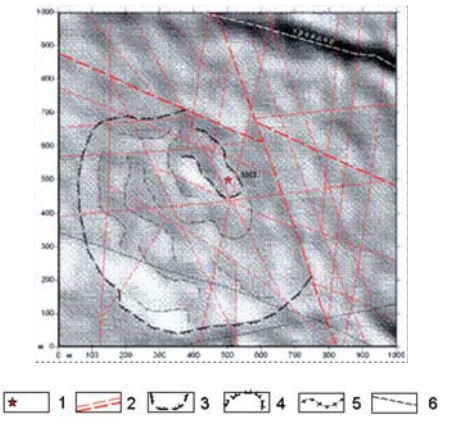
Рисунок 16. Площадка Балапан Скважина 1053:
а - общий вид с юга; б - устье скважины, 2009 г.

В 2005 г. было отмечено, что поверхность не подвержена техногенным изменениям. В 2008 г. в районе устья скважины отмечено проседание дневной поверхности примерно на 3 м по отношению к общему рельефу.



1 – изолинии равных значений, м;
2 – точки плановой привязки и значения их высотных отметок, м;
3 – грунтовые дороги;
4 – скважина и ее номер

а



1 – скважина; 2 – тектонические трещины и разломы. Контуры локальных изменений рельефа: 3 – понижения; 4 – возвышения (вспучивания);
5 – волнообразного вспучивания.
6 – полевая дорога

б

Рисунок 17. Участок Балапан. "Боевая скважина" 1053: а - результаты тахеометрической съемки на приустьевой площадке (внемасштабная копия карты масштаба 1:2000); б - псевдорельефное изображение поверхности участка боевой скважины с элементами геоморфологического дешифрирования

Результаты тахеометрической съемки подтвердили, что рельеф представляет слабоволнистую поверхность с плавным уклоном с юго-запада на северо-восток. На севере он осложнен грейдером, по обеим сторонам которого проходят полевые дороги. В центральной части отмечается плавный провал, появление которого, вероятно, связано с проведенным ПЯВ в скважине 1053. Здесь колебание значений абсолютных отметок составляет 2,5 м (от 314,5 до 312 м).

По данным дешифрирования космоснимков (Рисунок 17, б) участок скважины находится в зоне интенсивной трещиноватости. Вероятно, поэтому контур возвышения рельефа имеет значительные размеры по простиранию (650х650 м). С северо-востока контур ограничен двумя тектоническими трещинами северо-западного простирания. Внутри этого контура отмечаются волнообразные гривы локального вспучивания поверхности. Непосредственно у скважины хорошо виден контур понижения рельефа, имеющий вытянутую на северо-запад форму размерами примерно 50х200 м.

Скважина 1414. Боевая скважина 1414 находится на востоке участка Балапан, в центре куста боевых скважин (1087, 1058, 1053, 1083 и 1075). Современный вид приустьевой площадки показан на рисунке (Рисунок 18).

а б

Рисунок 18. Участок Балапан. "Боевая скважина" 1414 (2009 г.): а – устье; б - общий вид с юга

Рекогносцировочные выезды на скважину 1414 проведены в 2005, 2008 и в 2009 гг. Поствзрывные изменения дневной поверхности отмечены в виде вспучиваний провалов и трещин в радиусе 200 - 300 м от устья скважины. В 5 м от устья образовалась провальная воронка, заполненная водой, глубиной 3 м [20].

Таким образом, результаты топографических работ в эпицентральных зонах "боевых" скважин показывают, что в результате проведения большинства ПЯВ вокруг большинства скважин образовались своего рода кольцевые поствзрывные структуры, а также другие деформации земной поверхности. Причем техногенные элементы рельефа (валы, уступы и др.) достигают размеров до первых километров в плане и нескольких метров по высоте. В приустьевой части боевых скважин часто образуются воронки проседания диаметром до 30 м и глубиной в несколько метров. По ряду отмеченных фактов установлено, что процессы, связанные с деформацией земной по-верхности в эпицентральных зонах боевых скважин, не завершены.

2.2.1.2. Результаты газового обследования "боевых" скважин

Первичное обследование эпицентральных зон "боевых" скважин проводилось с целью установления наличия в почвенном воздухе газов характерных при протекании процессов подземной газификации углесодержащих горных пород. Обследование приустьевых площадок проводилось в радиусе до 50 м. Отборы проб проводились в нескольких точках как в непосредственной близости, так и на определённых расстояниях от устья скважин. В 2008 году на предмет газовыделения были обследованы все 105 "боевых" скважин на площадке Балапан, где были проведены ПЯВ. В таблице (Таблица 3) представлены общие сведения о проведенных ядерных испытаниях в скважинах и данные рекогносцировочной оценки газового состава воздуха на приустьевых площадках скважин.

По представленным в таблице данным о горных породах, вмещающих центральные зоны ПЯВ, можно отметить, что для скважин, где котловые полости находятся в осадочных горных породах, возникновение процессов газификации их не вызывает сомнений, то для скважин в туфах андезитовых порфиритов (1361, 1234, 1303, 1319, 1071) наличие признаков данного процесса пока объяснения не находит и требует более детального изучения. Одним из объяснений возникновения газификации пород на

отмеченных скважинах может являться то, что в туфах распространенных на площадке Балапан, как правило, имеют место включения (ксенолиты) представленные углистыми алевролитами.

Таким образом, по результатам первичного обследования на площадке "Балапан" выявлено ряд скважин, в районе расположения которых наблюдаются превышения фоновых концентраций метана (скважин 1234, 1207), окиси углерода (скважины 1317, 1303, 1228, 1066, 1267, 1236, 1086, 1326, 1319, 1207, 1222, "Глубокая"), двуокиси углерода (скважины 1067, 1303, 1228), сероводорода (скважина 1326, 1080), сернистого ангидрида (скважины 1071, 1326, 1317), углеводородов (скважины 1317, 1010). Максимальные концентрации по всем измеряемым газам установлены на скважине № 1010 [20].

Стоит отметить, что в представленных общих данных условий проведения ПЯВ не просматривается каких-либо характерных факторов, влияющих на возникновение провальных явлений и процессов газификации. Так в большинстве ПЯВ мощностью более 100 кт. проведенных в осадочных горных породах не отмечено ни проваль-ных явлений, ни признаков газификации. С другой стороны, в ряде выделенных газящих скважинах (1067, 1071, 1080, 1234, 1267,1317,1319, "Глубокая"), проведены ПЯВ мощностью менее 100 кт. При этом, практически во всех скважинах отмечено наличие подземных вод, которые в большинстве случаев воды напорные, залегают на глуби-нах от 5,8 до 34 м. Фактор наличия чехла рыхлых отложений так же никаких выраженных влияний не оказывает.

По всей видимости, одним из основных факторов, влияющих на наличие явных и скрытых признаков протекания процессов подземной газификации, являются особенности структурно-тектонического строения массивов горных пород, вмещающих центральные зоны ПЯВ на площадке Балапан. Дело в том, что территория площадки представляет собой сложный тектоно-магматический узел развития интрузий и долгоживущих разломов. Она находится на стыке ряда региональных разломов северо-западного простирания и крупных разломов меридионального и северо-восточного простирания. Внедрение гранитоидных межразломных интрузий способствовало разуплотнению пород герцинского основания с образованием ослабленных зон. В итоге комплекс факторов, объединяющий особенности геологического строения территории и результатов воздействия подземных ядерных взрывов на геологическую среду, способствовал образованию сложного геолого-физического состояния среды возникновения провальных явлений и процессов газификации горных пород. Данное утверждение дает основание предполагать о наличии процессов газификации на всех скважинах, пробуренных в осадочных горных породах и, в меньшей степени, в туфах андезитовых порфиритов. В данном контексте также находят место аргументы, объясняющие возможность протекания процессов подземной газификации в катастрофическом проявлении. Дело в том, что наличие тектонических нарушений в пределах центральных зон ПЯВ способствует образованию газопроводящих зон. В данном случае возникают условия для плавной разгрузки центральных зон от образующихся газов. В более монолитных блоках горных пород в результате роста давления, скорее всего, происходит эпизодический ("залповый") выброс нарабатывающихся газов. К одному из ярко выраженных фактов "залповой" разгрузки газов можно отнести описанный выше случай на скважине "Глубокая".

Таблица 3

Характеристики скважинам площадки "Балапан" по архивным данным и по результатам их рекогносцировочного обследования

№ скважины	CnH_2n, мг/м^3	CO мг/м^3	CO_2, мг/м^3	H_2, мг/м^3	SO_2, мг/м^3	H_2S, мг/м^3	CH_4, мг/м^3	дата взрыва	мощность взрыва, кт	глубина заложения заряда, м	Радиус полости, м	уровень подземных вод, м	горная порода	мощность рыхлых пород, м	наличие провальных явлений
1005	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	16.10.1974	43	535	24,5	21,4	Переслаивание песчаников и сланцев	55	н/д
1006	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	01.02.1979	18	309	18,3	12	Переслаивание конгломе-ратов и песчаников	20	н/д
1007	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	10.02.1972	16	295	17,6	9,5	Песчаник	20	Провал в 15 м от устья
1010	850	47	574,5	8,3	92,07	303,6	7,14	11.06.1978	60	556	27,4	13,2	Переслаивание песчаников и алевролитов	58	н/д
1050	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	29.07.1974	15	535	17,3	30	Порфирит на 405 м	88,8	н/д
1053	отс.	отс.	1,94	0,31	57,1	отс.	отс.	19.06.1968	22	316	19,6	н/д	Песчаник		н/д
1054	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	30.11.1969	160	472	38	11,5	Конгломерат на 391 м	84,6	н/д
1056	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	30.06.1971	8	217	14	н/д	Конгломерат	До 50	н/д

№ скважины	C_nH_{2n}, мг/м³	CO мг/м³	CO_2, мг/м³	H_2, мг/м³	SO_2, мг/м³	H_2S, мг/м³	CH_4, мг/м³	дата взрыва	мощность взрыва, кт	глубина заложения заряда, м	Радиус полости, м	уровень подземных вод, м	горная порода	мощность рыхлых пород, м	наличие провальных явлений
1058	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	27.12.1974	51	535	26	12	Конгломерат на 393 м	86,5	Небольшой провал у устья
1061	отс.	7	3,02	отс.	отс.	отс.	0,92	02.11.1972	165	521	38,4	11,1	Аргиллит черный	35	Рельеф бугристый, колебания абсолютных отметок до 1м
1062	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	04.07.1976	90	535	31,4	9	Песчаник	39	Рельеф бугристо-волнистый, колебания абсолютных отметок до 1м
1064	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	14.12.1973	150	478	37,2	15,8	Туф диабазового порфирита	33	н/д
1066	отс.	5	2,05		отс.	отс.	3,57	23.07.1973	60	535	27,4	26,7	Гранит на 422, конгломерат на 574 м	27	Провальная воронка. Глубина до 17 м, диаметр – до 250 м.
1067	отс.	отс.	7,95		отс.	отс.	отс.	25.12.1975	90	535	31,4	19,9	Переслаивание конгломерата и песчаника	33	н/д
1069	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	04.11.1973	15	535	17,3	16,6	Кристаллолитокластические туфы андезитовых порфиритов на 490 м	26	Провальная воронка. Глубина до 4,5 м и диаметр – 8 м

№ скважины	C_nH_{2n}, мг/м3		CO мг/м3		CO_2, мг/м3		H_2, мг/м3		SO_2, мг/м3		H_2S, мг/м3		CH_4, мг/м3		дата взрыва	мощность взрыва, кт	глубина залегания заряда, м	Радиус полости, м	уровень подземных вод, м	горная порода	мощность рыхлых пород, м	наличие провальных явлений
1071	отс.		отс.		2				3,5		отс.		отс.		25.04.1980	19	330	18,7	8,4	Туф кварцевых порфиров на 331 м	2	н/д
1073	отс.		отс.		отс.				отс.		отс.		отс.		12.11.1977	15	535	17,3	10,1	Песчаник на 306 м	37,5	н/д
1075	отс.		отс.		отс.				отс.		отс.		отс.		09.06.1976	25	298	20,5	8,9	Туф андезитовых порфиритов	60	н/д
1077	отс.		отс.		отс.				отс.		отс.		отс.		05.07.1978	60	445	27,4	15,4	Алевролит	29	Рельеф бугристый, колебания абсолютных отметок до 0,5 м
1079	отс.		отс.		отс.				отс.		отс.		отс.		05.09.1977	80	535	30,2	16,5	Алевролит на 498 м	50	н/д
1080	отс.		отс.		отс.				отс.		отс.		отс.		29.06.1977	9	340	14,6	5,2	Конгломерат	н/д	н/д
1083	отс.		отс.		отс.				отс.		отс.		отс.		12.06.1980	37	354	23,3	13	Туфопесчаник	65	Рельеф волнистый, высота валов до 0,5 м
1085	отс.		отс.		отс.				отс.		отс.		отс.		04.08.1979	150	590	37,2	16	Песчаник карбонатизированный	40	Рельеф изменен
1086	отс.		28		2,01		0,17		отс.		отс.		отс.		14.12.1980	100	530	32,5	14	Сланец	70	Рельеф волнистый, высота валов до 0,5 м

№ скважины	C_nH_{2n}, мг/м3	CO мг/м3	CO_2, мг/м3	H_2, мг/м3	SO_2, мг/м3	H_2S, мг/м3	CH_4, мг/м3	дата взрыва	мощность взрыва, кт	глубина заложения заряда, м	Радиус полости, м	уровень подземных вод, м	горная порода	мощность рыхлых пород, м	наличие провальных явлений
1087								12.10.1980	102	436	32,7	н/д	н/д	н/д	н/д
1201	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	21.04.1976	20	535	19	13,5	Андезитовый порфирит	30	н/д
1202	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	28.08.1976	58	535	27,1	12,5	Песчаник на 455 м	90	Волнистая форма рельефа.
1203	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	27.05.1981	20	535	19	11,6	Алевролиты на 485 м	62	Провальная воронка. Глубина до 30 м, диаметр – до 50 м.
1204	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	10.12.1972	140	478	36,3	12,2	Туф андезитовых порфиритов	30	Провальная воронка. Диаметр - 300 м, глубина – до 20 м
1205	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	27.04.1975	60	535	27,4	13,6	Алевролиты	29	Провал к ЮВ от устья скважины, 2009 г.
1206	отс.	3	отс.		отс.	отс.	отс.	29.10.1975	90	535	31,4	8,5	Порфирит	70	н/д
1207	отс.	6	отс.		отс.	отс.	отс.	31.05.1974	140	535	36,3	н/д	Конгломерат	До 90 м	Провальная воронка, глубина до 15 м, диаметр – до 250 м
1209	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	07.12.1976	15	535	17,3	11,6	Микродиорит	53	н/д

№ скважины	C_nH_{2n}, мг/м3	CO мг/м3	CO_2, мг/м3	H_2, мг/м3	SO2, мг/м3	H2S, мг/м3	CH_4, мг/м3	дата взрыва	мощность взрыва, кт	глубина заложения заряда, м	Радиус полости, м	уровень подземных вод, м	горная порода	мощность рыхлых пород, м	наличие провальных явлений
1211	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	15.09.1978	80	535	30,2	15	Алевролит на 520 м	н/д	Рельеф бугристый
1214	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	29.10.1977	50	535	25,8	18,7	Туф андезитовых порфиритов на 446 м	н/д	Рельеф слабо волнистый
1219	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	25.04.1982	145	548	36,8	15,5	Сланец	н/д	Рельеф бугристый
1220	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	14.09.1980	190	483	40,2	10,8	Плагиогранит	25	Рельеф волнисто-бугристый
1222	отс.	3	отс.		отс.	отс.	отс.	29.11.1978	100	535	32,5	9,3	Сланец	н/д	н/д
1223	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	23.06.1979	150	490	37,2	18	Песчаник	16	н/д
1224	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	28.10.1979	140	529	36,3	12	Туфопесчаник	н/д	Изменения в виде бугров и валов высотой до 2,5 м,
1225	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	07.07.1979	100	469	32,5	22	Туф андезитовых порфиритов	н/д	Рельеф бугристый, колебания абсолютных отметок до 1,0

№ скважины	C_nH_{2n}, мг/м3	CO мг/м3	CO_2, мг/м3	H_2, мг/м3	SO_2, мг/м3	H_2S, мг/м3	CH_4, мг/м3	дата взрыва	мощность взрыва, кт	глубина заложения заряда, м	Радиус полости, м	уровень подземных вод, м	горная порода	мощность рыхлых пород, м	наличие провальных явлений
1226	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	18.08.1979	180	535	39,5	19,8	Конгломерат	н/д	Провальная воронка, глубина до 20 м, диаметр – до 200 м
1227	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	29.06.1980	44	535	24,7	5,8	Сланец	н/д	н/д
1228	отс.	25	8,3		отс.	отс.	отс.	29.08.1978	120	535	34,5	14,2	Туффит	н/д	Обширный провал в 20 м от устья скважины с южной стороны
1232	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	22.04.1981	90	535	31,4	н/д	Лавобрекчия	97	Рельеф бугристый, колебания абсолютных отметок до 1,0
1233	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	13.09.1981	163	531	38,2	16	Алевропелит	н/д	Рельеф волнисто-бугристый
1234	отс.	отс.	2,43		отс.	отс.	3,57	29.03.1981	30	433	21,8	24,5	Туф кристаллолитокластический	44	н/д
1235	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	20.11.1983	20	305	19	23,7	Туф андезитовых порфиритов	н/д	н/д
1236	отс.	35	2,9	0,53	1,22	отс.	отс.	18.10.1981	110	525	33,5	н/д	Сланец	15	н/д

№ скважины	CnH2n, мг/м3	CO мг/м3	CO2, мг/м3	H2, мг/м3	SO2, мг/м3	H2S, мг/м3	CH4, мг/м3	дата взрыва	мощность взрыва, кт	глубина заложения заряда, м	Радиус полости, м	уровень подземных вод, м	горная порода	мощность рыхлых пород, м	наличие провальных явлений
1237	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	29.11.1981	30	538	21,8	19,5	Песчаники	50	н/д
1267	отс.	8	1,81	0,97	59,4	отс.	0,74	20.09.1973	15	535	17,3	16,7	Аргиллит на 372 м	58	н/д
1301	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	16.04.1974	3	535	10,1	20,5	Конгломерат на 500 м	40	Провальная воронка. Диаметр 10 м, глубина 6 м.
1302	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	04.11.1978	45	535	24,9	15	Туф на 500 м	45	н/д
1303	отс.	120	38,9		отс.	отс.	отс.	27.12.1980	100	440	32,5	19,1	Туф андезитовых порфиритов	26	н/д
1304	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	07.12.1976	55	520	26,6	11	Конгломерат	н/д	н/д
1307	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	26.10.1983	115	528	34	18,03	Песчаник	32	Рельеф волнистый, высота валов до 1,0 м
1308	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	07.03.1984	42	465	24,3	21,3	Туф андезитовых порфиритов	н/д	н/д
1309	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	02.12.1979	93	535	31,7	10,8	Алевролит углистый	32	н/д

№ скважины	CnH2n, мг/м3	CO мг/м3	CO2, мг/м3	H2, мг/м3	SO2, мг/м3	H2S, мг/м3	CH4, мг/м3	дата взрыва	мощность взрыва, кт	глубина заложения заряда, м	Радиус полости, м	уровень подземных вод, м	горная порода	мощность рыхлых пород, м	наличие провальных явлений
1312	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	27.12.1981	156	529	37,7	13,35	Песчаник метаморфический	20	н/д
1313	отс.	отс.	2,85	1,6	29,64	отс.	3,7	16.12.1984	137	543	36,1	10,85	Порфирит	н/д	Рельеф волнистый - вспучивания, провалы, трещины
1314	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	05.12.1982	120	529	34,5	15	Сланец углистый, ороговикованый	30	н/д
1315	отс.	отс.	0,78	0,09	отс.	отс.	отс.	12.03.1987	58	529	27,1	н/д	Сланец углистый	20	н/д
1316	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	25.04.1984	76	540	29,7	15,3	Песчаник	19	н/д
1317	50	5	4,14	0,09	1	отс.	отс.	31.08.1982	8	532	14	15	Сланец углистый	н/д	н/д
1318	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	03.04.1987	140	535	36,3	н/д	Песчаник	50	Рельеф волнистый, высота валов до 1,0 м
1319	отс.	4	2		отс.	отс.	отс.	25.04.1985	74	531	29,4	29	Туфолава	22	н/д
1320	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	12.06.1983	138	530	36,2	17,4	Сланец	16	Рельеф волнистый, высота валов 0,5 - 1,0 м
1321	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	04.07.1982	136	526	36	17,1	Алевропелит	н/д	Рельеф волнистый, высота валов 0,5 - 1,0 м

№ скважины	C_nH_{2n}, мг/м3	CO мг/м3	CO_2, мг/м3	H_2, мг/м3	SO_2, мг/м3	H_2S, мг/м3	CH_4, мг/м3	дата взрыва	мощность взрыва, кт	глубина залегания заряда, м	Радиус полости, м	уровень подземных вод, м	горная порода	мощность рыхлых пород, м	наличие провальных явлений
1322	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	20.07.1985	74	466	29,4	н/д	Плагиогранит	22	н/д
1323	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	27.10.1984	165	524	38,4	34	Сланец	н/д	Рельеф слаборазвитый
1325	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	06.10.1983	82	508	30,4	н/д	Песчаник	н/д	н/д
1326	отс.	6	5		4	3	отс.	20.06.1987	126	530	35,1	17,32	Сланец	н/д	В эпицентре наблюдается общий подъем.
1328	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	22.01.1989	118	535	34,3	н/д	н/д	н/д	н/д
1331	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	19.02.1984	50	532	25,8	15,4	Лава андезито–дацитовых порфиритов	32	н/д
1332	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	15.11.1987	100	531	32,5	17,1	Гранит	н/д	Рельеф бугристый, колебания абсолютных отметок около 0,5 м
1335	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	29.03.1984	83	475	30,5	17	Лава андезито-дацитового состава	58	Рельеф бугристый, колебания абсолютных отметок около 1,5 м

№ скважины	СnH2n, мг/м3	CO мг/м3	CO2, мг/м3	H2, мг/м3	SO2, мг/м3	H2S, мг/м3	CH4, мг/м3	дата взрыва	мощность взрыва, кт	глубина заложения заряда, м	Радиус полости, м	уровень подземных вод, м	горная порода	мощность рыхлых пород, м	наличие провальных явлений
1336	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	03.04.1988	135	530	35,9	н/д	н/д	н/д	н/д
1340	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	10.02.1985	60	529	27,4	н/д	н/д	н/д	Рельеф слабоволнистый
1341	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	15.06.1985	115	535	34	19	Песчаник туфогенный	39	Рельеф бугристый, колебания абсолютных отметок около 1,0 м
1344	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	14.07.1984	135	528	35,9	н/д	Сланцы песчанистые, углисто–глинистые, ороговикованные	н/д	Рельеф бугристый, колебания абсолютных отметок около 1,0 м
1346								17.12.1988	68	535	28,6	10,65	Алевролит	17	н/д
1348	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	02.08.1987	100	526	32,5	16,36	Хлоритовый сланец	46	Рельеф бугристый, колебания абсолютных отметок около 1,0 м
1350								14.09.1988	108	642	33,3	9	Граносиенит	31	Рельеф волнистый
1352	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	08.07.1989	22	535	19,6	17,7	Граносиенит	5	н/д

№ скважины	CnH2n, мг/м3	CO мг/м3	CO2, мг/м3	H2, мг/м3	SO2, мг/м3	H2S, мг/м3	CH4, мг/м3	дата взрыва	мощность взрыва, кт	глубина заложения заряда, м	Радиус полости, м	уровень подземных вод, м	горная порода	мощность рыхлых пород, м	наличие провальных явлений
1353	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	28.12.1984	105	531	33	17,78	Туфопесчаник алевропсаммитовый	46	Рельеф бугристый, колебания абсолютных отметок около 0,5 м
1354	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	30.06.1985	86	525	30,9	н/д	н/д	н/д	Вокруг устья - понижение рельефа
1355	отс.	отс.	4,09	0,71	55,6	отс.	3,56	13.12.1987	130	530	35,5	н/д	Кремнистый сланец	н/д	Размеры воронки: диаметр – около 20 м, глубина – 12 м
1359	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	04.05.1988	132	519	35,6	н/д	Сланец	н/д	Рельеф слабо бугристый
1361	отс.	отс.	0,4	0,18	59,6	отс.	отс.	13.02.1988	125	527	35	19,2	Песчаник туфогенный	15	н/д
1365	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	19.10.1989	70	628	28,8	20	Песчаник кремнистый на 585 м	22	н/д
1366	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	12.02.1989	135	535	35,9	н/д	Туфобрекчия	н/д	н/д
1384	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	17.04.1987	126	535	35,1	н/д	н/д	н/д	н/д

№ скважины	C_nH_{2n}, мг/м3	CO мг/м3	CO_2, мг/м3	H_2, мг/м3	SO_2, мг/м3	H_2S, мг/м3	CH_4, мг/м3	дата взрыва	мощность взрыва, кт	глубина заложения заряда, м	Радиус полости, м	уровень подземных вод, м	горная порода	мощность рыхлых пород, м	наличие провальных явлений
1388	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	27.12.1987	117	530	34,2	17,76	Брекчия	67	Рельеф бугристый, колебания абсолютных отметок до 1,5 м. Вокруг устья - понижение рельефа
1400	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	29.05.1977	44	393	24,7	7,15	Алевролиты ороговикованные	28	Рельеф бугристый, колебания абсолютных отметок до 0,5 м.
1410	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	02.09.1989	6	478	12,7	н/д	Туфы андезитовых порфиритов	н/д	н/д
1411	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	02.12.1984	80	450	30,2	17,8	Туфы кристаллические андезитовых порфиритов	н/д	Рельеф бугристый, колебания абсолютных отметок до 2м
1412	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	12.11.1988	15	395	17,3	20,6	Туфы андезитовых порфиритов	24	Рельеф бугристый, колебания абсолютных отметок до 1м
1414	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	26.05.1984	150	489	37,2	12,1	Алевролит	87	Провальная воронка - диаметр около 10 м, глубина - 3 м

№ скважины	C_nH_{2n}, мг/м3	CO мг/м3	CO2, мг/м3	H2, мг/м3	SO2, мг/м3	H2S, мг/м3	CH4, мг/м3	дата взрыва	мощность взрыва, кт	глубина заложения заряда, м	Радиус полости, м	уровень подземных вод, м	горная порода	мощность рыхлых пород, м	наличие провальных явлений
1415	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	26.12.1982	42	441	24,3	25	Туф андезитовых порфиритов	20	н/д
1421	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	14.06.1988	4	271	11,1	н/д	Туф андезитовых порфиритов	35	н/д
1061-бис	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	15.06.1985	115	463	34	н/д	н/д	н/д	н/д
1207-бис	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	23.11.1976	74	535	29,4	19,05	Песчаник на 514 м	45	Рельеф слабоволнистый
Глубокая	отс.	отс.	0,78	0,81	28,8	отс.	отс.	30.11.1977	70	535	28,8	74	Конгломерат	59,7	Провальная воронка глубина до 15 м, диаметр – до 250 м
Глубокая-1	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	23.12.1979	137	535	36,1	н/д	н/д	н/д	Над эпицентром наблюдается поднятие до 1м
А	отс.	отс.	отс.		отс.	отс.	отс.	30.06.1975	4	535	11,1	н/д	Алевролит темно-серый	56	н/д

2.2.2. Оценка стабильности газового состава "критических" скважин

Для изучения динамики процесса газификации горных пород в 2009 году на "критических" скважинах проводился газовый мониторинг (№№ 1010, 1355, 1086, 1236, 1061, 1267,1053, 1313) [20]. Для отбора проб воздуха на приустьевых площадках наблюдаемых скважин были пробурены и оборудованы наблюдательные скважины. Мониторинг проводился с августа по ноябрь месяц 2009 г. Пробы воздуха для определения состава и концентрации газов отбирались в трех точках на приустьевых площадках "боевых" скважин: непосредственно из ствола наблюдательной скважины, из предварительно установленной накопительной емкости, непосредственно из атмосферного воздуха в точке установки накопительной емкости.

Результаты газового мониторинга на скважине № 1010 представлены на рисунке (Рисунок 19).

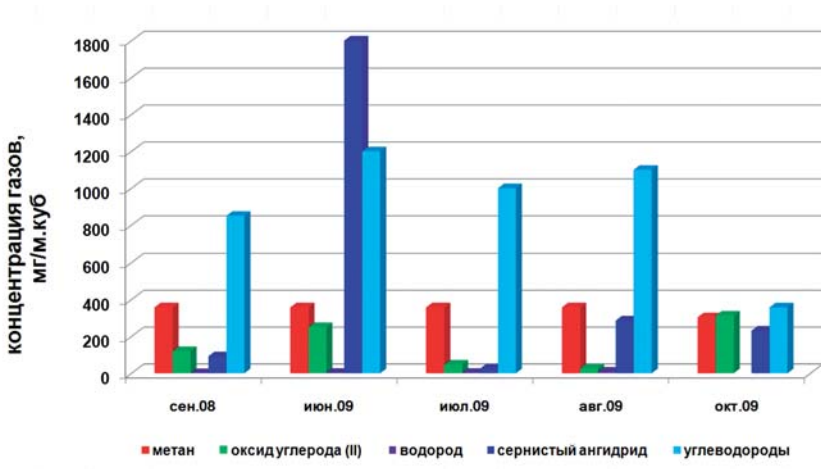
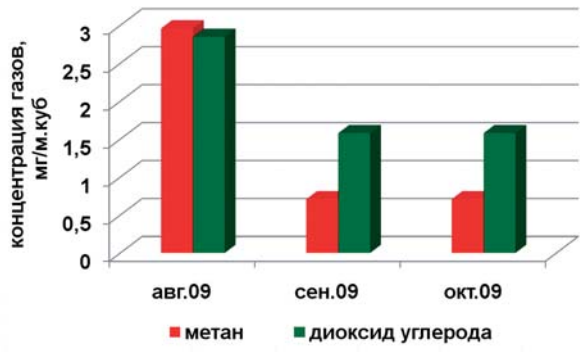


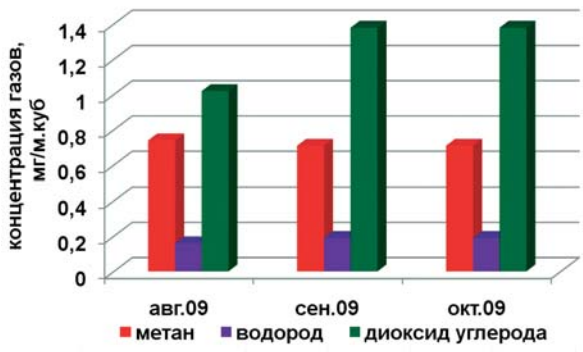
Рисунок 19. Результаты газового мониторинга на скважине 1010

За период проведения газового мониторинга в динамике концентрации газов были отмечены следующие особенности. С июня по октябрь отмечалась относительная стабильность содержания в почвенном воздухе углеводородов, в октябре произошло резкое снижение концентрации с 1100 до 357 мг/м^3. В июле произошло резкое снижение концентрации сернистого ангидрида с 1800 до 25 мг/м^3 , далее в августе было отмечено существенное повышение до 286 мг/м^3 и октябре − опять незначительное снижение концентрации до 230 мг/м^3. В динамике содержания других газов (метан, оксид углерода, диоксид углерода и водород) существенных изменений не наблюдалось. Были отмечены как повышения значений их концентрации в почвенном воздухе, так и снижения.

По результатам наблюдений на других скважинах отмечено, что для большинства скважин характерна относительно стабильная газовая обстановка. Для примера на рисунке (Рисунок 20) представлены результаты газового мониторинга на скважинах 1313 и 1267.



а)



б)

Рисунок 20. Результаты газового мониторинга на скважинах: а) 1313, б) 1267

Отмечены незначительные как снижения, так и повышения концентрации поступающих на дневную поверхность газов. Каких-либо закономерностей в динамике состава газовой смеси обнаружено не было, то есть характерных признаков по усилению либо затуханию процессов подземной газификации горных пород пока не установлено.

2.2.3. Изучение особенностей поступления газов из блоков горных пород на дневную поверхность

Для уточнения особенностей поступления газов из блоков горных пород на дневную поверхность, на приустьевых площадках скважин 1010 и 1355 была проведена площадная газовая съемка [20]. В точках наблюдений проводились измерения концентрации газов метана и диоксида углерода. Данные газы были выбраны потому, что они наиболее характерны для процессов горения углесодержащих пород, а также с учетом того, что значения их концентраций значительно превышают фоновые значения на участке скважины 1010.

Скважина 1010. По результатам обследования, концентрации метана не превышают фоновых значений на всем участке исследований. Результаты анализов по определению концентрации диоксида углерода в точках наблюдений отображены на рисунке (Рисунок 21).

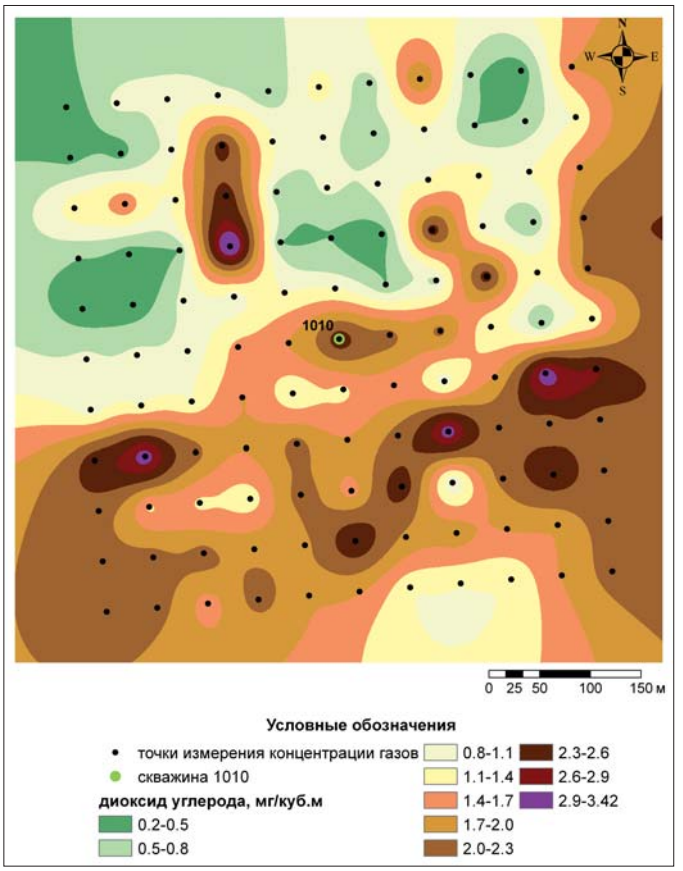
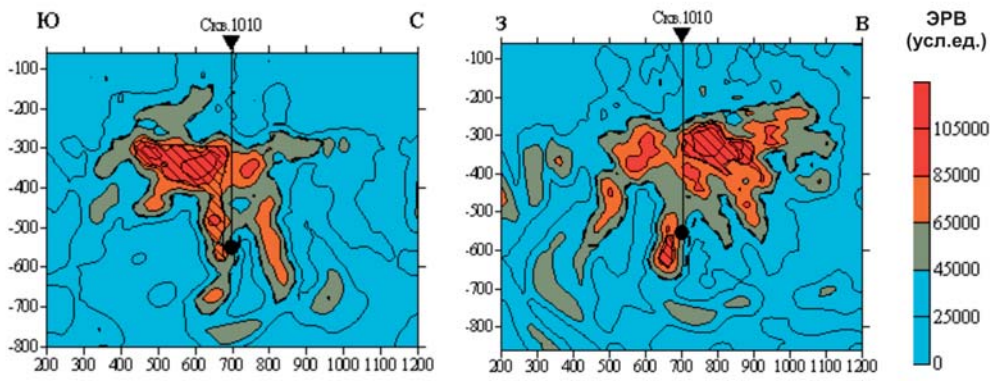
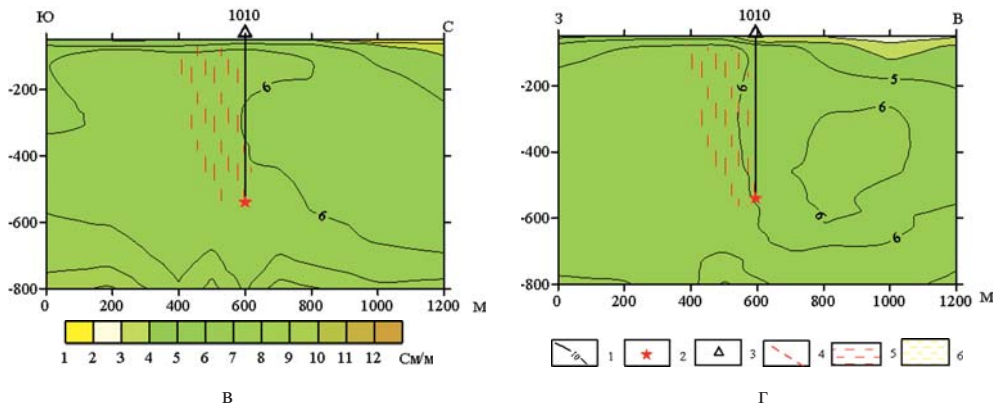


Рисунок 21. Схема распределения концентрации диоксида углерода на участке скважины 1010

По представленным на схеме данным можно отметить, что более высокими значениями концентрации CO_2 характеризуется область, прилегающая к эпицентру ПЯВ с южной стороны. В пределах данной области в юго-восточной и юго-западной частях участка четко выделяется две зоны повышенных значений CO_2. Эти зоны можно охарактеризовать как локально проницаемые структуры с повышенным газопереносом. Данная оценка находит подтверждение в результатах геофизических исследований (Рисунок 22).



1 – зона максимальной трещиноватости и дробления, 2 – зоны повышенной трещиноватости, 3 – изолинии энергии рассеянных (дифрагированных) волн в усл. ед, 4 – гипоцентр ПЯВ



1 – изолинии; 2 – гипоцентр взрыва; 3 – устье скважины; 4 – тектонические нарушения; 5 – ослабленные зоны; 6 – рыхлые отложения

Рисунок 22. Результаты геофизических исследований на скважине 1010. Вертикальные разрезы энергии рассеянных (дифрагированных) волн по данным МДРВ: а – меридиональный; б – широтный. Геоэлектрический разрез кажущейся продольной электрической проводимости по данным ЗСБ: в – меридиональный; г – широтный

Разрез скважины 1010 слагают переслаивающиеся осадочные породы кояндинской свиты нижнекаменно-угольного возраста – песчаники и углисто-глинистые сланцы. По данным сейсморазведки большая часть области включающей зоны дробления и повышенной трещиноватости расположена в юго-восточной и, в меньшей степени, в юго-западной части участка, что, в целом, совпадает с конфигурацией области повышенных значений CO_2. По данным бурения, именно в этом интервале (300 – 450 м) установлено наибольшее проявление тектоники, что указывает на то, что ПЯВ был

проведен в неоднородной толще горных пород с деструктивным воздействием на ослабленные толщи выше его гипоцентра. Достоверность вышеописанной интерпретации существенно повышается данными электроразведки. Геоэлектрическая ситуация в районе скважины 1010 также свидетельствует о наличии структуры, характеризующейся повышенной продольной проводимостью. Это не что иное, как ослабленная зона, которая восстает в южном и восточном направлениях. Вышеописанные обстоятельства дают основания считать, что установленные ослабленные зоны являются основными проницаемыми структурами для газа и могут являться локальными очагами, где происходят процессы газификации горных пород.

Скважина 1355. Характер распределения диоксида углерода и метана на скважине 1355 представлен на рисунке (Рисунок 23) [21].

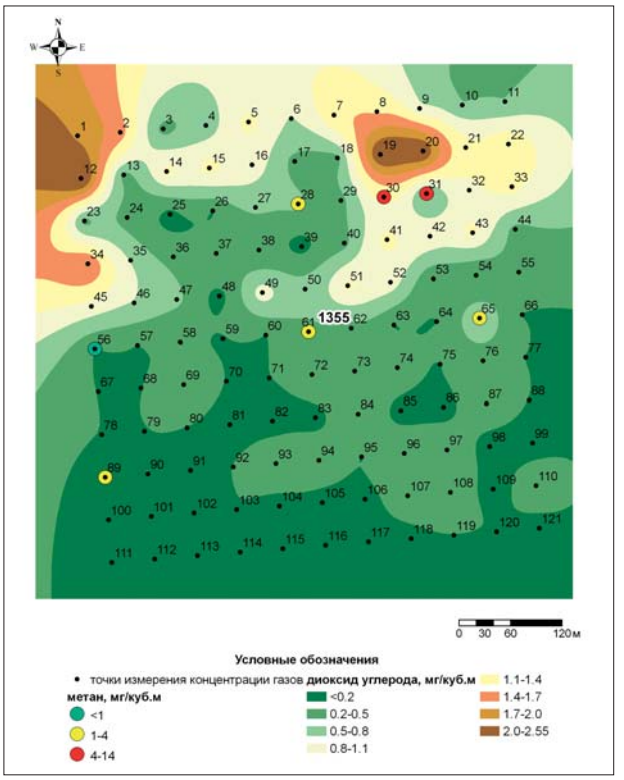


Рисунок 23. Скважина 1355. Площадное распределение диоксида углерода и метана

По представленным на схеме данным можно отметить, что более высокими значениями концентрации диоксида углерода характеризуется область, прилегающая к эпицентру ПЯВ с северной стороны. В пределах данной области четко выделяется две зоны повышенных значений этого газа. Распределение метана на данной площади имеет локальный характер (Рисунок 23). Только в 7 точках были получены количественные значения. При этом максимальные концентрации до 14 мг/м^3 были установлены

в пределах северо-восточной зоны с повышенными значениями диоксида углерода. Таким образом, выделенные зоны можно охарактеризовать как локально проницаемые структуры с повышенным газопереносом.

Тритий. Помимо вышеперечисленных газов, на участках ряда критических скважин было определено содержание трития в почвенном и атмосферном воздухе [21]. В основу методики отбора проб положена способность водяных паров, содержащихся в воздухе, конденсироваться на поверхности пластин радиатора, охлаждаемой жидким азотом до температуры ниже точки росы. Так как температура пластин радиатора гораздо ниже 0 °С, то контакт водяных паров с поверхностью пластин завершается кристаллизацией. После окончания процесса вымораживания достаточного количества водяных паров, радиатор с хладоводом извлекали из сосуда Дьюара и помещали для оттаивания в чашку Петри. Пробу объемом не менее 5 мл после оттаивания переносили во флакон, герметизировали и транспортировали для определения содержания трития. Определение концентрации трития в пробах водяных паров проводилось на жидкосцинтилляционном счетчике "TriCarb-2900 TR". Результаты лабораторных анализов представлены в таблице 4.

Таблица 4.

Содержание трития в почвенном и атмосферном воздухе

Точка отбора	Дата отбора	^{3}H, Бк/м^3	3Нпочв / 3Натм	$^3H_{почв}$ / $^3H_{атм}$
		почвенный	атмосферный	
скв. 1010/1	15.09.2009	0,4 ± 0,04	0,2 ± 0,02	2
скв. 1313/1	15.09.2009	1,8 ± 0,1	1,4 ± 0,1	1,29
скв. 1267/1	16.09.2009	4,6 ± 0,4	0,6 ± 0,06	7,67
скв. 1236/1	16.09.2009	0,1 ± 0,01	0,35 ± 0,03	0,29
скв. 1086/1	16.09.2009	0,9 ± 0,09	0,3 ± 0,03	3
скв. 1061/1	16.09.2009	0,8 ± 0,08	0,2 ± 0,02	4
скв. 1355/1	17.09.2009	2,6 ± 0,2	2,1 ± 0,2	1,24

По представленным данным можно отметить, что на всех скважинах, кроме скважины 1236, концентрация трития в почвенном воздухе выше, чем в атмосферном. Скорее всего, уровень концентрации трития в воздухе зависит от особенностей ПЯВ и степени деформации массива горных пород, поскольку от мощности рыхлых от-ложений в данном случае зависимости не отмечается. Изучение особенностей характера поступления трития из центральных зон ПЯВ на дневную поверхность необходимо продолжить, поскольку данный фактор можно использовать для оценки газовой проницаемости массива горных пород при проведении газового мониторинга "критических" скважин. Стоит учитывать, что описанный выше метод определения концентрации трития в почвенном и атмосферном воздухе не предполагает учета трития, который может находиться в составе водорода, метана и других углеводородов.

3. ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Одним из основных последствий подземной газификации горных пород является образование в области ПЯВ и увеличение в объеме необрушенных котловых полостей. Об этой опасности свидетельствует катастрофический провал горных пород и взрыв на скважине "Глубокая". Следует понимать, что обрушение котловых полостей может произойти в любой момент и сопровождаться:

- проседанием земной поверхности;
- выбросом газа, взрывом и горением;
- выносом из котловой полости высокоактивных продуктов ПЯВ.

Подобное явление основную опасность представляет для предприятий, осуществляющих разработку месторождений полезных ископаемых на площадке Балапан (угольного месторождения "Каражыра" и медно-молибденовое месторождение "Арман"). Дело в том, что ближайшие "боевые" скважины находятся примерно в 2 км от границ разрабатываемых месторождений. Обрушение котловых полостей может быть спровоцировано сейсмическими колебаниями от работы горной техники или ведения взрывных работ. При этом любой газовый выброс из скважин может сопровождаться выносом на дневную поверхность радиоактивных продуктов, что при неблагоприятных метеорологических условиях может привести к загрязнению прилегающих территорий и, следовательно, к аварийному облучению населения.

О развитии и разрастании полостей свидетельствуют процессы проседания дневной поверхности на ряде скважин. Так, на скважине 1355 в 2005 г. была отмечена слабо-бугристая поверхность, а в 2008 г. в 25 м южнее устья скважины зафиксирована воронка, имеющая диаметр около 20 м и глубину – 12 м (Рисунок 24).

а б в

Рисунок 24. Площадка Балапан: а) общий вид на участок скважины 1355 с юга, 2005 г.; б) провальная воронка в 25 м южнее устья, 2008 г.; в) то же самое в 2009 г.

Полученных данных пока недостаточно, чтобы ответить на вопрос о динамике процесса газификации горных пород, вмещающих центральные зоны ПЯВ. По ряду скважин пока остается открытым вопрос о природе и механизме провальных явлений. Провалы могут происходить либо в результате постепенного заполнения горной породой пространства образованного котловой полостью и столбом обрушения, или в результате разрастания центральной зоны ПЯВ в результате подземной газификации горных пород. В любом случае, поскольку данный процесс продолжается уже более 40 лет, правомерно утверждать, что он будет протекать и в ближайшем будущем. Для

прогнозирования процессов, протекающих в котловых полостях ПЯВ, оценки степени опасности и предотвращения возможных чрезвычайных ситуаций требуется разработка и реализация целого комплекса мероприятий.

Исследования показали, что процессы газификации горных пород на площадке Балапан продолжаются и имеют относительно стабильный характер. Отмечены случаи поствзрывных локальных явлений катастрофического характера. В связи с тем, что на площадке Балапан в настоящее время ведется активная хозяйственная деятельность, необходимо провести исследования по оценке сопутствующих процессам подземной газификации горных пород рисков в связи с возможным возникновением пожаров, обрушением котловых полостей ПЯВ и выносом на дневную поверхность законсервированных радиоактивных веществ. Для изучения динамики процесса необходимо организовать круглогодичный газовый мониторинг на всех критических скважинах с периодичностью наблюдений не реже одного раза в месяц. Для повышения информативности проводимых работ, ниже приведены рекомендации по использованию дополнительных методов исследований.

Наблюдательные скважины. Основной проблемой изучения газоносности территорий проведения ПЯВ на площадке Балапан является наличие чехла рыхлых отложений мощностью до 90 м. Рыхлые отложения, такие как глины и суглинки, препятствуют выходу газов на дневную поверхность. Наиболее эффективным методом газового мониторинга могут являться наблюдательные скважины, пробуренные до кровли коренных пород. При этом использование буровых скважин будет более эффективным, если они будут пробурены в местах максимальной газоносности. Для этого в эпицентральных зонах ПЯВ необходимо установить аномалии повышенного газовыделения. Результаты исследований показали, что структуры газовыделения могут находиться на расстояниях более 100 м от устьев "боевых" скважин. Поскольку повышенное газовыделение и теплоперенос происходит по одним и тем же проницаемым структурам, в этой связи целесообразно на всех "газирующих" скважинах провести ртутометрическую, тепловую и газовую съемку.

Математическое моделирование. Самостоятельный интерес представляет задача построения математической модели для количественной оценки воздействия подземных ядерных взрывов на процессы тепломассопереноса в земной коре. Предложенная на стыке смежных наук (геология, механика деформирования и разрушения, фи-зика и химия горения) модель может быть применима для решения прогнозных задач, связанных с оценкой возникновения и пространственно-временного характера развития процессов подземной газификации горных пород, в зависимости от особенностей структурно-тектонического строения массива горных пород.

ВЫВОДЫ

Процессы газификации горных пород в местах расположения выявленных "критических" скважин на площадке Балапан продолжаются и имеют относительно стабильный характер. Особое внимание стоит уделить состоянию скважины 1010.

В связи с тем, что процессы газификации горных пород в местах проведенных ПЯВ на СИП связаны с возможным возникновением явлений катастрофического характера, необходимо продолжить исследования по организации эффек-

тивного мониторинга, а также решения прогнозных задач, связанных с оценкой пространственно-временного характера их развития, в зависимости от особенностей структурно-тектонического строения массива и состава горных пород.

Судя по тому, что на выявленных "критических" скважинах имеет место существенное различие в составе и концентрации газов, правомерно утверждать, что в проходящих процессах газификации большое значение имеют особенности геологического строения и гидрогеологических условий. Проблема дальнейшего изучения этого вопроса осложнена тем, что в настоящее время в Казахстане нет материалов по геологическому строению испытательных площадок СИП. Пользуясь случаем, авторы настоящей статьи обращаются к Российской стороне о предоставлении необходимых документов и принять участии в изучении состояния "критических" скважин на СИП.

Авторы статьи выражают благодарность сотрудникам Национального ядерного центра РК Демину В.Н., Баранову С.А. за предоставление фондовых и архивных материалов; сотрудникам Института геофизических ис-следований Коновалову В.Е., Пестову Е.Ю., Бахтину Л.В. за организацию и проведение работ по тематике; со-трудникам Института радиационной безопасности Айдарханову А.О., Ульянкину В.А, Коровину В.А. за выполнение экспедиционных работ, Кузевановой О.В., Елизарьевой Н.А., Еременко Е.А., Барсуковой С.А. за обработку и систе-матизацию данных. Особую благодарность авторы выражают сотрудникам ИАЭ НЯЦ РК Покровскому В.В., Головко Г.Г. и др. за организацию и проведение полевых анализов по определению состава и концентрации газов.

ЛИТЕРАТУРА

1. Инженерно-геологические условия объекта 905 МО СССР: отчет о результатах инженерно-геологической съемки масштаба 1:200000 / рук. Бардина И.Ю., Ветрова С.И. [и др.]. – 1976.
2. Геологическое строение, гидрогеология и инженерно- геологические условия пл. "Б": отчет за 1975 г. / исп. Бардина И.Ю. [и др.].
3. Броуд Г.Л. Действие ядерного взрыва. В кн.: Действие ядерного взрыва / Г.Л. Броуд. - М., 1971. - С. 153 – 202.
4. Coleburn N.L. Huguenot Equation of State Several Uncreated Explosives / N.L. Coleburn, T.P. Liddiard // J. Chem. Phys. – 1966. - V.44. - N5. - P. 1929 - 1936.
5. Glasstone S. Publish Safety and Underground Nuclear Detonations / S. Glasstone. – Washington: U.S. Atomic Energy Commis, 1971. – 276 p. (TID – 25708).
6. Duff R.E. The Chemistry of Gassbuggy Chimney / R.E Duff, L.M. Shalit // Nuclear Technol. – 1971. - V.11. - N3. - P. 390-399.
7. Derlich S. Underground Nuclear Explosion Effects in Granite Rock Fracturing / S. Derlich // In: Proc. Symp. on Engineer. with Nuclear Explosives, Las Vegas, Nevada, January 14-16, 1970. - Washington, 1970. - P. 505-518 (conf. 700101 (v.1).
8. Семипалатинский испытательный полигон. Создание, деятельность, конверсия / кол. авторов под рук. В.С. Школьника. - А.: Казахстан, 2003.

9. Обеспечение безопасности бывшего семипалатинского испытательного полигона" Республиканская бюджетная программа 011 "Обеспечение радиационной безопасности: отчет за 2006 год.
10. Бусыгин В.П. Многолетние теплорадиационные эффекты подземных ядерных взрывов и их экологический контроль / В.П. Бусыгин, А.И. Андреев, М.В. Щиплецов // Наука и общество: история советского атомного проекта: тез. докладов междунар. симпозиума, 14-17 мая. – Дубна, 1996. -253 с.
11. Бусыгин В.П. Остаточные теплорадиационные проявления в откольной зоне подземного ядерного взрыва / В.П. Бусыгин, А.И. Андреев, С.А. Косолапов [и др.] // Обнаружение и мониторинг подземных ядерных взрывов и землетрясений: докл. на междунар. симпозиуме. - М., 1997. – С. 17-21.
12. Израэль Ю. А. Мирные ядерные взрывы и окружающая среда / Ю. А. Израэль. - Л.: Гидрометеоиздат, 1974. – С. 136 с.
13. Нифонтов Б. И. Подземные ядерные взрывы / Б. И. Нифонтов [и др.]. - М.: Атомиздат, 1965.
14. Taylar R. W. Thermal effects of underground nuclear explosions / R. W. Taylar // Nuclear Technology. - V. 18. - 1973. - P. 185-193.
15. Химические вещества из угля /под ред. Калечица И.В. – М.: Химия, 1980.
16. Химическая энциклопедия. Т. 1. - М.: Советская энциклопедия, 1988.
17. Обеспечение безопасности бывшего семипалатинского испытательного полигона" Республиканская бюд-жетная программа 011 "Обеспечение радиационной безопасности: отчет за 2008г.
18. ГОСТ 12.1.014-84. Метод измерения концентрации вредных веществ индикаторными трубками.
19. Газоанализатор ВТИ-2 Инструкция по эксплуатации. Центральное бюро технической информации. – Москва, 1965.
20. Аспиратор для отбора и хранения проб газа Техническое описание. - В/О: Машприбор.
21. Обеспечение безопасности бывшего семипалатинского испытательного полигона" Республиканская бюд-жетная программа 011 "Обеспечение радиационной безопасности: отчет за 2009 год.
22. Обеспечение безопасности бывшего семипалатинского испытательного полигона, Республиканская бюджетная программа 011 "Обеспечение радиационной безопасности: отчет за 2010 год (полугодовой).

"БАЛАПАН" АЛАҢЫНДАҒЫ АПАТТЫҚ СИПАТТАҒЫ ҮРДІСТЕРДІҢ АҒЫСЫНЫҢ МҮМКІНДІГІН БАҒАЛАУ

С.Б.Субботин , С.Н.Лукашенко , С.В.Генова , *Л.А.Русинова , *А.В.Дроздов , **Л.М.Чернова

Бұл мақалада тау жыныстарының жерасты газдануы үрдістерімен және отырықшы көріністермен байланысты жерасты ядролық жарылыстардың (ЖЯЖ) зардабын зерттеу нәтижелері берілген. "Балапан" сынақ алаңындағы "әскери" ұңғымалар жайлы әдеби және қордағы көздердегі мәліметтер жинағы, олар жайлы толық жинақ құруға және орналастыру сұлбасын құруға мүмкіндік берді. Алдын ала тексеру жұмыстарын өткізу барысында алынған зерттеулердің нәтижелері бойынша бірқатар ұңғымалардағы ойық көріністер анықталды, эпицентралды аймақтарға жасалған топографикалық мониторинг деректері бойынша олардың қарқыны жайлы алғашқы деректер алынды. Бұл мақалада сонымен қатар, ЖЯЖ орталық аймақтары орналасқан, тау жыныстарының қатпарларынан жердің бетіне шығатын газдардың шоғырлануын және құрамын зерттеу бойынша нәтижелер ұсынылды. ЖЯЖ эпицентралды аймақтарындағы ұзақ мерзімді геотермалды белсенділіктің қалдықты көріністеріне байланысты қауіптілік мәніне, апаттық сипаттағы жергілікті үрдістер сипатындағы баға берілді. Өткізіліп жатқан жұмыстардың ақпараттылығын арттыру үшін, зерттеудің қосымша әдістерін қолдану бойынша кеңестер берілді.

Түйін сөздер: Семей сынақ полигоны, көміртегі оксиді, метан, күкіртті сутек, жерасты газдану, термиялық деструкция, газ бөліну.

ASSESSMENT OF OPPORTUNITY PROCESSES OF CATASTROPHIC ON SITE "BALAPAN.

S.B. Subbotin, , S.N. Lukashenko, S.V. Genova, *L.A. Rusinova, * A.V.Drozdov, L.M.Chernova **

The article presents the results of studies on the effects of underground nuclear explosions (UNE) related to subsi-dence phenomena and processes of underground gasification of rocks. Gathering information about the "warfare" boreholes on the test site "Balapan" according to literary sources and data funds allowed compiling a complete catalog and making their location layout. As a result of reconnaissance works there was found subsidence phenomenon in a number of boreholes, according to the topographic monitoring of epicentral zones information was obtained about their dynamics for the first time. The paper also presents the outcomes of the studying the composition and concentration of gases coming from blocks of rocks containing the central zone of UNE, to the surface. The estimation was done for the significance of hazards associated with long-term effects of residual manifestations of geothermal activity in the epicentral areas of UNE as local processes of the catastrophic

nature. To increase the information content of work done, recommendations were developed for the use of additional research methods.

Keywords: Semipalatinsk test site, carbon monoxide, methane, hydrogen sulfide, underground gasification, thermal decomposition, gas emission.

УДК 550.4:577.4:504.53:669.3/.6

ГЕОХИМИЧЕСКИЙ ФОН СИП. МИКРОЭЛЕМЕНТЫ В ПОЧВАХ УЧАСТКОВ, ПРИЛЕГАЮЩИХ К ГОРНОМУ МАССИВУ ДЕГЕЛЕН

А.А. Амиров, С.Н. Лукашенко, С.Б. Субботин, В.Д. Кириллов, В.П. Солодухин *, Н.М. Бердинова *, Д.А. Желтов *

В почвах на участках, прилегающих к горному массиву Дегелен, исследовано валовое содержание более 30 химических элементов. Было установлено аномально высокое содержание ряда элементов по отношению к их кларкам. Выбраны критерии оценки аномалий по превышению средних значений концентраций элементов над их кларковыми значениями и по неоднородности площадного распределения. Установлено, что наибольшее превышение содержания по отношению к их кларкам имеет место для молибдена, мышьяка и кадмия. Площадное распределение элементов по концентрациям имеет дифференцированный характер, выраженный локальными пятнами неправильной формы на всех участках.

Ключевые слова: кларк, элемент, концентрация, аномалия, содержание, распределение, тяжелые металлы, воздействие.

Помимо радиоактивных загрязнений на СИП, существуют места с аномально высоким содержанием нерадиоактивных токсикантов (тяжелые металлы и токсичные элементы). По воздействию на биологические объекты тяжелые металлы занимают особое место [1], т.к. характеризуются высокой токсичностью и канцерогенным действием. Кроме того, последствием их воздействия являются изменения на клеточном уровне живых организмов и генные мутации, аналогичные последствиям при воздействии ионизирующих излучений.

Основанием для проведения исследовательских работ по оценке геохимического фона СИП и выявления участков с аномально высоким содержанием ряда химических элементов, в частности, бериллия, марганца, молибдена в водных объектах (штольни с водопроявлением на площадке Дегелен), почвах (пробы почвы с приустьевых площадок) и донных отложениях послужили данные, полученные в разные годы исследований [2].

В таблице 1 представлены данные о содержании максимальных количеств элементов в водах Дегелена сравнительно со средним значением для аридного климата [3] и ПДК для питьевой воды [4].

Таблица 1.

Таблица сравнения содержания микроэлементов в природной воде Дегелена со средним значением в водах аридного климата и ПДК для питьевой воды

Элемент	Концентрация min-max	Среднее значение концентрации для аридного климата	ПДК для питьевой воды
	мкг/л		
Be	60÷445	0.3	0.2
Li	25÷120	40	3

* Институт ядерной физики НЯЦ РК, Алматы

Элемент	Концентрация min-max	Среднее значение концентрации для аридного климата	ПДК для питьевой воды
	мкг/л		
Mn	20÷87000	135	100
Mo	20÷990	4	240
Zn	50÷8000	85	5000

По данным таблицы 1 был сделан вывод о превышении концентрации микроэлементов в природных водах Дегелена над средним значением для аридного климата и, что более важно, о превышении значений предельно допустимых концентраций для питьевых вод.

Дополнительно сравнивались данные о содержании суммы редкоземельных элементов (РЗЭ) в выщелатах проб почвы приустьевой площадки штольни №176 со средним (кларковым) содержанием их в почве, где зафиксировано превышение почти в 3 раза над кларковым содержанием. Выщелаты представляли собой 1М раствор HCl, содержащий 100 грамм пробы почвы. Данные представлены в таблице 2.

Таблица 2.

Содержание редкоземельных элементов в выщелатах проб почвы штольни №176

Элемент	Среднеарифметическое значение концентрации в пробах	Среднее содержание в почве (кларк)	Элемент	Среднеарифметическое значение концентрации в пробах	Среднее содержание в почве (кларк)
Dy	$6\cdot10^{-4}$	$5{,}2\cdot10^{-4}$	Nd	$0{,}3\cdot10^{-4}$	$0{,}3\cdot10^{-4}$
Er	$3{,}5\cdot10^{-4}$	$2{,}8\cdot10^{-4}$	Pr	$8\cdot10^{-4}$	$6{,}2\cdot10^{-4}$
Eu	$1\cdot10^{-4}$	$1{,}2\cdot10^{-4}$	Sm	$4{,}4\cdot10^{-4}$	$7{,}5\cdot10^{-4}$
Gd	$5\cdot10^{-4}$	$7{,}5\cdot10^{-4}$	Tb	$7{,}2\cdot10^{-3}$	$1{,}2\cdot10^{-4}$
Ho	$0{,}8\cdot10^{-4}$	$1{,}5\cdot10^{-4}$	Tm	$3\cdot10^{-3}$	$0{,}2\cdot10^{-4}$
La	$4{,}8\cdot10^{-3}$	$3\cdot10^{-3}$	Yb	$1\cdot10^{-4}$	$0{,}8\cdot10^{-4}$
Lu	$0{,}4\cdot10^{-4}$	$0{,}8\cdot10^{-4}$	∑ РЗЭ	$1{,}8\cdot10^{-2}$	$6{,}5\cdot10^{-3}$

По данным таблицы 2 можно сделать предположение о более высоком содержании суммы РЗЭ в почве, так как при использовании метода выщелачивания в водную фазу переходит незначительная часть от их общего количества.

1. МЕСТОРОЖДЕНИЯ ПОЛЕЗНЫХ ИСКОПАЕМЫХ, ПРИЛЕГАЮЩИЕ К ГОРНОМУ МАССИВУ ДЕГЕЛЕН

По геологическим данным наиболее характерными элементами для горного массива Дегелен являются вольфрам, бериллий и молибден. Встречаются цирконий, сурьма и олово. На западном склоне гор Дегелен расположена группа грейзеновых тел с вольфрамовым оруднением, образующих рудное поле. Наибольшее количество грейзеновых тел, вмещающих редкометаллную минерализацию, сосредоточено на Южном и Северном участках. Руды содержат вольфрамит, гематит, пирит, сфалерит, галенит, шеелит, молибденит,

берилл и другие минералы. Содержание окиси вольфрама составляет 0,5 - 4,5%, молибдена - 0,15%, висмута - 0,1%. На флангах месторождения расположены рудопроявления Дегелен Восточный, Дегелен Западный, Жамбасбулак и циркониевое проявление Сатбай.

В 30 км к северу от гор Дегелен среди позднекарбоновых-раннепермских гранитов находится слабоизученное вольфрам-молибденовое рудопроявление Майлыкара. В пробах почвы содержание окиси вольфрама достигает 3,96%, молибдена - 0,73%.

Месторождение Караджал расположено в северной части горного массива Дегелен. Известно 9 тел рудных скарнов. Самое крупное тело имеет размеры 500 м × 100 м. По минеральному составу выделяются скарны: магнетитовые, гранатовые, гранат-везувиановые, пироксен-гранатовые, гранат-флюоритовые. Содержание железа в магнетитовых скарнах 6,36 - 37%. Сопутствующими металлами являются медь (0,13 - 3%), свинец (до 1,2%) и цинк (0,19 - 1,14%). Бериллиевая минерализация представлена хризобериллом и бериллийсодержащим везувианом, другие бериллиевые минералы присутствуют в небольших количествах. Содержание окиси бериллия - 0,2%, окиси вольфрама - 0,4%, молибдена - 0,02% и олова - 0,02%.

2. ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

Топографически район проведения исследований определялся с учётом геологических данных о разведанных месторождениях, прилегающих к горному массиву Дегелен. Участки исследования были определены с учётом возможного влияния месторождений на геохимический фон. При детальном изучении схемы месторождений были выбраны три участка исследований в непосредственной близости от горного массива Дегелен. Схема участков исследований и мест расположения разведанных месторождений полезных ископаемых представлена на рисунке 1.

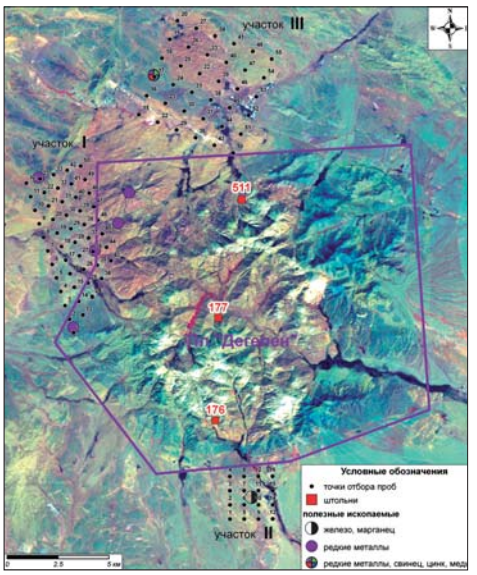


Рисунок 1. Схема участков пробоотбора и расположение разведанных меторождений полезных ископаемых

Для отбора проб с целью выявления аномалий на данных участках исследований была применена литохимическая съёмка по потокам рассеяния масштаба 1:100000 с сеткой 1000×1000 м. Масштабность определялась из условий задачи по выявлению геохимических аномалий. Отбор проб почвы производился с трёх участков, прилегающих к горному массиву Дегелен, и на водотоках штолен №176, №177, №511 площадки Дегелен.

На участке №1 северо-западной стороны горного массива находилось 50 точек отбора проб. Участок №2 с южной стороны содержал 16 точек отбора. Участок №3 с северной стороны - 36 точек.

Отбор проб почвы на водотоках штолен проводился на расстоянии 0,5 м от водотока примерно через каждые 100 м, начиная с выхода водотока.

Отбор проб почвы производился методом укола, с помощью пробоотборника почвы. Глубина отбора пробы составляла 0-5 см, площадь - 100 $см^2$.

Для получения количественных данных о концентрациях элементов в пробах почвы применялось несколько методов анализа: рентгенофлюоресцентный анализ (РФА), нейтронно-активационный анализ (НАА), масс-спектроскопия с источником возбуждения ионов индуктивно-связанной плазмой (ИСП-МС).

Пробы почвы с участков №1 и №2 анализировались методом РФА. Были получены данные о содержании следующих элементов: *As, Ba, Bi, Br, Ce, Co, Cs, Cr, Cu, Fe, Ga , La, Mn, Mo, Nb, Nd, Ni, Pb, Pr, Zn, Rb, Sb, Sn, Sr, Th, Ti, U, Y, Zr* с пределами обнаружения 1-700 мкг/г и неопределенностью 5-20%.

Для подготовки образца к измерению пробу почвы высушивали при 40°С. Полученную пробу измельчали до размера 50 меш и упаковывали в специальные контейнеры для измерения. Измерения проводили в течение 15 минут. Полученные спектрометрические данные обрабатывались программным обеспечением спектрометра для получения количественного результата.

Для определения валового содержания элементов на участке №3 использовался метод ИСП-МС. Данным методом определенны следующие элементы: *Al, As, Ba, Be, Cd, Ce, Co, Cr, Cs, Cu, Dy, Er, Eu, Fe, Gd, Ho, La, Lu, Mo, Nb, Ni, Pb, Pr, Sb, Sc, Sm, Sn, Tb, Ti, Th, Tm, U, W, Y, Yb, Zn* с пределами обнаружения 0,05-5 мкг/г и неопределенностью 5-15%. Определение проводилось на масс-спектрометре "ICP MASS Spectrometer ELAN 9000".

Для приготовления аналитических образцов применялся метод автоклавного разложения проб почв. Метод основан на минерализации почв в герметично замкнутом объеме аналитического автоклава при воздействии повышенной температуры и давления. Для полной минерализации проб почвы проводили автоклавирование в две стадии.

1-ая стадия автоклавирования: навеску пробы 0,2 г помещали во фторопластовый вкладыш (реакционная емкость), приливали последовательно по 5 $см^3$ азотной и фтористоводородной кислоты. Для контрольного (холостая проба) определения в реакционную емкость помещали смесь реактивов без добавления испытуемой пробы. Автоклав герметизировали. Помещали в сушильный шкаф, нагретый до температуры 160 ^{0}С и выдерживали в течение 5 ч. Полученный раствор с осадком переносили в центрифужную пробирку и центрифугировали при скорости 4500 оборотов в минуту в течение 10 мин. Центрифугат количественно переносили

во фторопластовый стакан (объёмом 50 $см^3$), помещали на электрическую плитку и выпаривали до влажных солей. Приливали 2 $см^3$ концентрированной HNO_3, нагревали до растворения осадка, охлаждали до комнатной температуры и количественно переносили в мерную полиэтиленовую пробирку (V=25-30 $см^3$). Промывали стакан 10-15 $см^3$ бидистилированной воды и доводили до объема 20 $см^3$. Те же операции проводили с холостой пробой. Для измерения методом ИСП- МС полученный раствор разбавляли в 10 раз.

2-ая стадия автоклавирования: остаток (после 1-й стадии) из центрифужной пробирки переносили в реакционную емкость, приливали 3 $см^3$ концентрированной азотной кислоты и 1 $см^3$ хлористоводородной кислоты. Автоклав герметизировали и помещали в сушильный шкаф, нагретый до температуры 160 ^{0}C и выдерживали 5 ч. То же самое проводили с холостой пробой. По окончании минерализации автоклав извлекали из сушильного шкафа и охлаждали до комнатной температуры. Для измерения методом ИСП-МС полученный раствор разбавляли в 10 раз.

Использовались реактивы марки ос.ч. Для измерения концентраций РЗЭ использовались растворы только после 1-й стадии разложения.

Пробы почвы с водотоков штолен №176, №177, №511 площадки Дегелен анализировались нейтронно-активационным методом для определения следующих элементов: *Fe, Ce, Co, La, Rb, Lu* с пределами обнаружения 1-50 мкг/г и неопределенностью 5-15%. Метод НАА основан на анализе радиоактивных изотопов, которые образуются в образце под воздействием облучения тепловыми нейтронами. Проба почвы измельчалась на шаровой мельнице (степень измельчения до 50 меш). Навеску 0,3 г взвешивали на аналитических весах и помещали в специальные пластиковые капсулы, затем упаковывали в металлическую фольгу и отправляли на облучение. Облучение проводилось в ИЯФ НЯЦ РК на реакторе ВВР-К в канале № 11 в неактивной зоне, поток тепловых нейтронов составлял $6{,}7 \cdot 10^{12}$ н. $см^{-2}$ $с^{-1}$, время облучения 5 часов. Образцы облучались со стандартным образцом IAEA-Soil-1. Выдерживались в течение 7 дней для распада короткоживущих изотопов. Спектрометрические измерения проб проходили в течение 30 мин. Измерения проходили на HPGe Ortec GMX20 + MCA Ortec DSPEC jr. Концентрации рассчитывались путем сравнения (т.е. относительным методом) с концентрацией элементов в стандарте.

3. РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Обобщающие результаты исследований на валовое содержание 26-ти микроэлементов в пробах почвы с трёх обследованных участков на территории, прилегающей к горному массиву Дегелен, представлены в таблице 3.

Таблица 3.

Таблица результатов анализа проб почвы на штольнях №№ 511, 176, 177

Элемент	Штольня № 511		Штольня № 176		Штольня № 177		Кларк по Виноградову [5]
	(min–max)/ среднее	$\frac{C_{max}}{C_{min}}$	(min–max)/ среднее	$\frac{C_{max}}{C_{min}}$	(min–max)/среднее	$\frac{C_{max}}{C_{min}}$	
Ca, %	(0,3÷3,0)/1,0	10	(0,5÷23,0)/3,0	46			3,3
Fe, %	(2÷7)/4	4	(1÷6)/4	6	(0,60÷3,80)/2	6	4,6
K, %	(1÷2)/2	2,5	(1,0÷2,0)/1,5	2			2,5
Mn, %	(0,04÷0,20)/0,10	4	(0,10÷0,14)/0,10	1,5			0,1
Ti, %	(0,1÷1,0)/0,4	0,1	(0,1÷0,8)/0,4	8	(0,2÷0,7)/0,4	3,7	0,45
Al, ppm					(220÷29000)/18000	135	80000
As, ppm					(2,2÷24)/6	11	1,7
Ba, ppm	(200÷1500)/680	7,5	(220÷835)/620	4	(6÷300)/120	55	650
Be, ppm					(1,0÷20)/4	18	3,8
Cd, ppm					(0,3÷7,5)/0,7	30	0,13
Ce, ppm	(40÷130)/85	3,5	(16÷100)/60	6,5	(0,4÷20)/9	50	70
Co, ppm	(6÷33)/20	5,5	(4÷40)/20	9,5	(3÷14)/8	4,5	18
Cr, ppm	(85÷140)/120	2	(40÷130)/100	3,5	(10÷60)/30	5,7	83
Cu, ppm	(20÷0)/30	3,5	(20÷50)/30	3	(8÷60)/20	7,9	47
La, ppm	(20÷90)/50	5	(20÷40)/30	2	<0,2		49
Lu, ppm	(0,3÷1,0)/1	5	(0,1÷0,8)/0,4	7	<0,1		0,8
Mo, ppm	(4÷50)/10	11,5	(4÷10)/6	2,5	(2÷20)/7	8	1
Nb, ppm	(8÷120)/20	15	(9÷24)/16	3			20
Ni, ppm	(20÷65)/35	3	(25÷50)/34	2	(6÷34)/17	6	58
Pb, ppm	(20÷50)/30	2,5	(20÷30)/25	1,5	(12÷34)/20	3	16
Rb, ppm	(70÷170)/100	2,6	(20÷100)/70	5			150
Sr, ppm	(50÷700)/300	13	(220÷820)/340	4			340
W, ppm					(1,5÷22)/4	15	1,3
Y, ppm	(20÷50)/30	2,2	(5÷40)/30	7	<0,2		29
Zn, ppm	(50÷200)/80	4	(44÷90)/70	2	(50÷120)/90	2,3	83
Zr, ppm	(160÷530)/240	3,3	(30÷270)/210	8,5			170

Значения концентраций редкоземельных элементов были ниже предела обнаружения метода ИСП-МС и не приводились для рассмотрения. Пределы обнаружения для Sm, Dy, Yb, Gd, Pr, Er < 0,2 мкг/г. Для Eu, Ho, Tb, Tm <0,1 мкг/г.

На всех обследованных участках не выявлены такие элементы как германий, селен, бром, олово, сурьма, цезий. Концентрации данных элементов находятся ниже предела обнаружения метода РФА: концентрация Se, Br <10 мкг/г, Sn<700 мкг/г,

Sb<500 мкг/г, Cs<100 мкг/г. Для определения этих элементов необходимо использовать другие аналитические методы с меньшим пределом обнаружения элементов.

В качестве критериев оценки результатов было выбрано следующее: 1-превышение средней концентрации элементов над их кларковым значением; 2-наличие неоднородности распределения элементов на участках исследований.

На исследованных участках обнаружена неоднородность содержания элементов в почвах по площади участков: на участке №1 максимальные концентрации превышают минимальные концентрации в 2-15 раз; на участке №2 превышение концентрации соответственно в 1,5-46 раз; на участке №3 отмечено превышение концентрации по бериллию, церию, алюминию в 18, 50 и 135 раз соответственно.

По данным таблицы 3 значительные превышения над кларковым значением в почве имеет молибден – в 4-50 раз. Концентрации остальных элементов находятся на уровне их кларковых содержаний в почве или ниже пределов определения используемых методов анализа.

На участке №1, северо-западнее горного массива Дегелен, выявлено повышенное содержание молибдена (от 4 ppm до 46 ppm) в почвах относительно кларковых (1,1 ppm) концентраций.

На участке №2, южнее горного массива Дегелен, также зафиксированы повышенные концентрации молибдена (4-10 ppm), что в ~ 10 раз больше кларковых. По остальным элементам не выявлено превышение над кларковым содержанием в почвах, но отмечены максимальные концентрации стронция, превышающие кларк и среднее значение в 2-2,5 раза. Разброс значений средних концентраций элементов на двух участках №1 и №2 равен 5-20%.

На участке №3, севернее горного массива Дегелен, расположенного в непосредственной близости от флюоритового месторождения Караджал, выявлены повышенные содержания молибдена, кадмия, мышьяка. Так, содержание молибдена превышает кларк в 7 раз. Среднее содержание кадмия 0,67 мкг/г превышает кларк 0,13 мкг/г в ~5 раз. Соответственно содержание мышьяка в 3,5 раз превышает кларк 1,7 мкг/г. Другие определяемые элементы находятся на уровне их кларковых содержаний в почве.

На трёх обследованных участках выявлено значительное превышение над кларковым содержания в почве таких элементов как мышьяк, кадмий и молибден: в 3,5; 5 и 7 раз соответственно.

В таблице 4 представлены результаты валового содержания 6-ти элементов с водотоков штолен №176, №177, №511 площадки Дегелен.

Таблица 4.

Таблица результатов анализа проб почвы с водотоков площадки Дегелен

Элемент	Штольня №511		Штольня №176		Штольня №177		Кларк по Виноградову
	(min–max)/среднее	C max / C min	(min–max)/среднее	C max / C min	(min–max)/среднее	C max / C min	
Fe, %	(1,4÷2,1)/1,8	1,5	(1,5÷3,0)/2,2	2	(1,4÷2,4)/2,0	2	46000
Co, ppm	(4÷16)/10	4	(3÷15)/9	5	(3÷10)/6	3,5	18

Элемент	Штольня №511		Штольня №176		Штольня №177		Кларк по Виног-радову
	(min–max)/среднее	C max / C min	(min–max)/среднее	C max / C min	(min–max)/среднее	C max / C min	
Rb, ppm	(30÷60)/50	2	(70÷100)/80	1,5	(12÷80)/50	7	150
Ce, ppm	(70÷170)/120	2,5	(70÷120)/90	2,0	(93÷125)/110	1,5	70
La, ppm	(35÷70)/50	2	(40÷70)/60	2	(40÷60)/50	1,5	49
Lu, ppm	(0,6÷2,4)/1,5	4	(0,5÷1,5)/1	3	(0,6÷2,0)/1,3	3,5	0,80

В пробах почвы с водотоков штолен №176, №177, №511 не выявлено каких-либо аномальных концентраций определяемых элементов.

Исходя из принятых критериев, по участкам № 1, 2 и 3 были выделены элементы: молибден, мышьяк, кадмий. Для этих элементов построены карты площадного распределения по содержанию в почвах, которые представленны на рисунках 2-4.

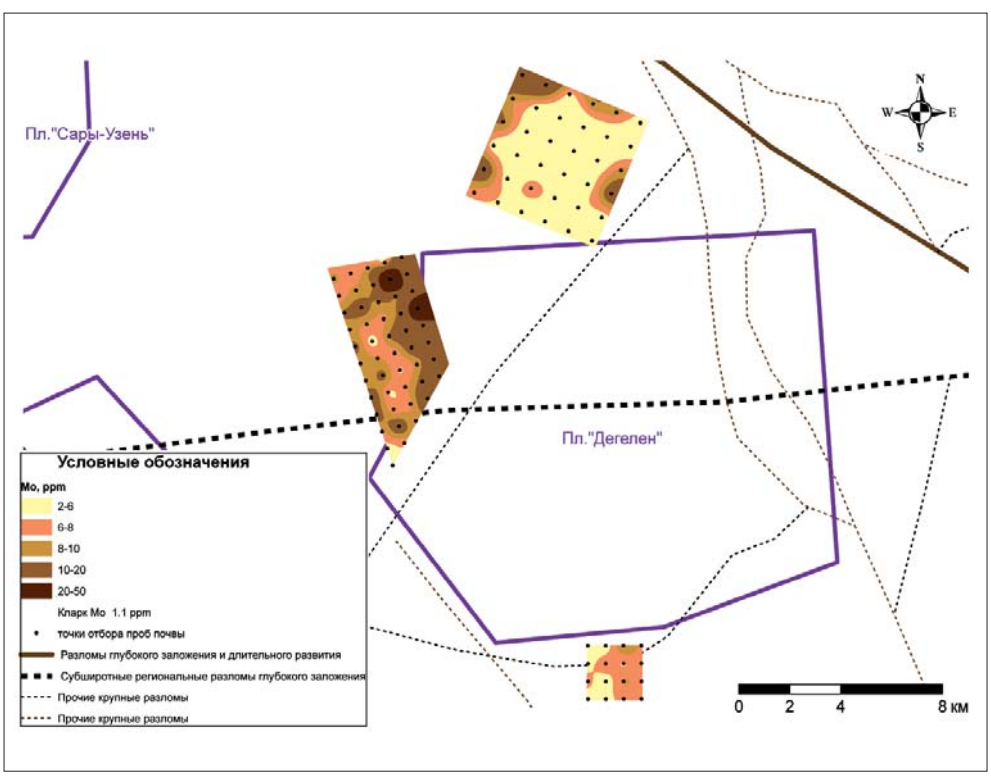


Рисунок 2. Карта-схема содержания молибдена в почве на обследованных участках

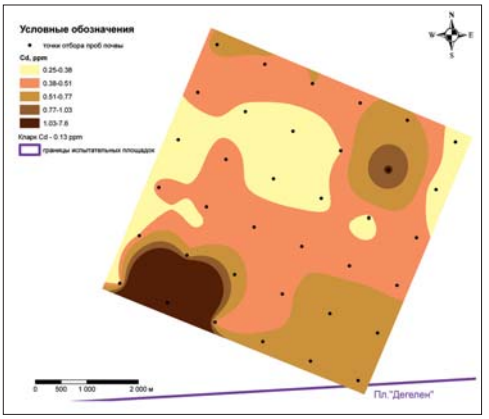


Рисунок 3. Карта-схема содержания кадмия в почве на участке №3

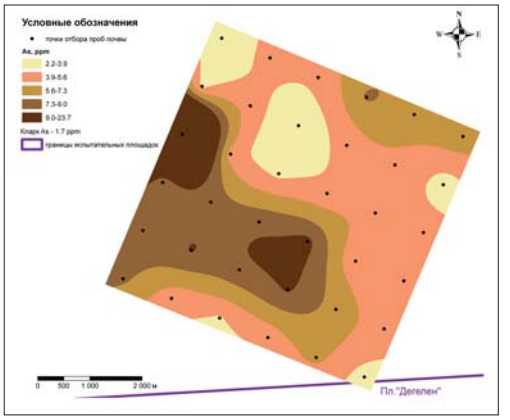


Рисунок 4. Карта-схема содержания мышьяка в почве на участке №3

На картах-схемах, представленных на рисунках 2, 3 и 4, можно отметить следующее: на всех трех исследованных участках имеет место превышение значений содержания Mo. Превышение значений концентраций Cd и As над соответствующими им кларками было зафиксировано на участке №3 и превышения соответственно составили для Mo от 4 до 32 раз, для Cd – от 2 до 33 раз и для As – от 2 до 10 раз.

4. ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В работе обобщены предварительные данные о валовом содержании 30 химических элементов. На трёх обследованных участках выявлено значительное превышение над кларковым содержанием в почве таких элементов как мышьяк, кадмий и молибден: в 3,5; 5 и 7 раз соответственно. Площадное распределение элементов по концентрациям имеет дифференцированный характер, выраженный локальными пятнами неправильной формы на всех участках.

ЛИТЕРАТУРА

1. *Давыдов С.Л.* Тяжелые металлы как супертоксиканты XXI века /С.Л. Давыдов, В.И. Тагасов. - М.: РУДН, 2002.
2. Отчет о научно-технической деятельности Института радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, выполненного в рамках мероприятия 0346 "Развитие атомной энергетики в Республике Казахстан" за 2008 год: отчет НТП (годовой) /ИРБЭ НЯЦ РК; рук. Лукашенко С.Н. – Курчатов, 2008. – 98 с.
3. *Шварцев С.Л.* Гидрогеохимия зоны гипергенеза /С.Л. Шварцев. - М.: НЕДРА, 1998.
4. СанПиН 2.1.4.1074-01.
5. *Виноградов А.П.* Среднее содержание химических элементов в главных типах изверженных горных пород земной коры /А.П. Виноградов //Геохимия. – 1962. - №7.

6. *Шоу Д.М.* Геохимия микроэлементов кристаллических пород /Д.М. Шоу. - Л: НЕДРА, 1969.
7. *Беус А.А.* Геохимия окружающей среды / А.А. Беус, Л.И. Грабовская, Н.В. Тихонова. - М.: НЕДРА, 1976.
8. *Войткевич Г.В.* Справочник по геохимии / Г.В. Войткевич, А.В. Кокин, А.Е. Мирошников, В.Г. Прохоров. - М.: НЕДРА, 1990.
9. *Энерглин У.* Аналитическая геохимия /У. Энерглин , Л. Брили. - Л.: НЕДРА, 1975.
10. *Соловов А.П.* Геохимические методы поисков месторождений полезных ископаемых / А.П. Соловов. - М.: НЕДРА, 1976.

ССП ГЕОХИМИЯЛЫҚ АЯСЫ. ДЕГЕЛЕҢ ТАУЛЫ МАССИВІНЕ ЖАҚЫН ЖАТҚАН ТЕЛІМДЕРДІҢ ТОПЫРАҒЫНДАҒЫ МИКРОЭЛЕМЕНТТЕР

А.А. Амиров, С.Н. Лукашенко, С.Б. Субботин, В.Д. Кириллов, В.П. Солодухин*, Н.М. Бердинова*, Д.А. Желтов*

Дегелең таулы массивіне жақын жатқан телімдердің топырағы 30-дан аса жалпы химиялық элементтің құрамына зерттелді. Бірқатар элементтердің олардың кларктарына байланысты құрамы ауытқушылығы жоғарғы деңгейде белгіленді. Алаңдық таралудың әртектілігі және олардың кларкты мәні бойынша, элементтердің орта мәнінің шоғырлану мәнінің жоғарылауы бойынша ауытқуды бағалау критерийлері іріктеп алынды. Олардың кларктарына қатысты құрамының молибден, мышьяк және кадмийге қатысты жоғарылаудың орын алғаны анықталды. Шоғырлану бойынша элементтердің алаңдық таралуы барлық телімдерде анық байқалатын жергілікті дұрыс емес пішіндегі дақтары бар, диффренциалды сипатта орын алған.

Түйінді сөздер: кларк, элемент, шоғырлану, ауытқу, құрамы, таралу, ауыр металлдар, әсер ету.

GEOCHEMICAL BACKGROUND OF STS. TRACE ELEMENTS IN SOILS OF SITES ADJACENT TO DEGELEN MOUNTAIN MASSIF

A.A. Amirov, S.N. Lukashenko, S.B. Subbotin, V.D. Kirillov, V.P. Solodukhin*, N.M. Berdinova*, D.A. Zheltov*.

The total content of more than 30 chemical elements in the soils in areas adjacent to Degelen mountain massif was studied. There was found abnormally high content of several elements in relation to their clarke. A criterion was selected for evaluating anomalies exceeding the average values of trace elements concentrations on their values and the heterogeneity of areal distribution. It was found that the greatest excess of content in relation to their clarkes holds for molybdenum, arsenic and cadmium. Areal distribution of elements on the concentration has a differentiated character, expressed in local patches of irregular shape at all sites.

Keywords: clark, element, concentration, anomaly, content, distribution, heavy metals, exposure.

РАЗДЕЛ: ОБЩИЕ ВОПРОСЫ ОБЕСПЕЧЕНИЯ РАДИАЦИОННОЙ БЕЗОПАСНОСТИ

УДК 504.75.05:577.4:615.849:612.461:546.799.4

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

В статье представлена модель расчета доз внутреннего облучения населения от изотопов плутония в зависимости от их содержания в моче. Для расчетов использованы биокинетические модели МАГАТЭ и МКРЗ. Рассмотрены различные сценарии поступления изотопов плутония в организм и выполнена оценка дозы внутреннего облучения на основе этих сценариев. Рассмотрено влияние различных соотношений изотопов плутония на величину дозы. Показано, что при содержании $^{239+240}$Pu в моче на уровне 1 мкБк/л доза внутреннего облучения от изотопов плутония составит оценочно $n*10^{-1}$- $n*10^{-2}$ мЗв. Максимальный вклад в дозу внутреннего облучения дают изотопы $^{239+240}$Pu – 96-97% от суммарной дозы.

Ключевые слова: радионуклиды плутония, внутреннее облучение, поглощение, выведение, доза внутреннего облучения, биокинетическая модель.

ВВЕДЕНИЕ

Задачам радиационной безопасности населения, проживающего на территориях бывшего Семипалатинского испытательного полигона (СИП), уделяется большое внимание. В местах проведения ядерных испытаний население подверглось воздействию хронического облучения за счет ингаляционного поступления радионуклидов, а также поступлению радионуклидов с пищевыми продуктами. В настоящее время актуальным является получение объективных данных о дозовых нагрузках населения, проживающего в течение длительного периода ядерных испытаний и после их окончания в районах, прилегающих к СИП.

Одним из наиболее биологически опасных радионуклидов является плутоний. Токсичность плутония связана прежде всего с облучением α-частицами тканей, в которых идет его накопление после попадания в организм. Период биологического выведения половины накопленного плутония сопоставим с длительностью человеческой жизни. Прямое определение плутония в организме, как, например, для гамма-излучающих радионуклидов ^{137}Cs или ^{241}Am, невозможно. По данным некоторых исследователей, моча, образующаяся в почках, отражает концентрацию плутония в системе кровообращения, поэтому измерение содержания плутония в моче является основным источником данных по общему отложению плутония в организме [1].

В литературе содержится очень мало данных по расчетам доз внутреннего облучения населения от изотопов плутония, определяемых по содержанию их в моче. В основном, такие расчеты проводились для работников атомной промышленности, по роду своей деятельности сталкивающихся с плутонием. Так, документы Международной комиссии по радиационной защите (МКРЗ) и Международного агентства по атомной энергии (МАГАТЭ) предлагают биокинетические модели для оценки доз так называемого "стандартного" работника [2]: взрослый мужчина с нормальным носовым дыханием, при легкой работе скорость дыхания составляет 1,2 м^3/ч, средний аэроди-

намический диаметр активности (САДА) вдыхаемых частиц равен 5 мкм. Оценка доз внутреннего облучения рассматривается за период мониторинга рабочего места – от нескольких дней до нескольких месяцев, в зависимости от типа радионуклидов, поступающих в организм.

Для населения такие модели в литературе практически отсутствуют. В публикации МАГАТЭ [3] рассмотрена оценка доз внутреннего облучения для населения в течение длительного времени после попадания радионуклидов в организм – до 20 000 дней (приблизительно 55 лет), используемый средний аэродинамический диаметр активности вдыхаемых частиц равен 1 мкм. Данные методы оценки доз рекомендуется использовать при изучении дозовых нагрузок населения спустя длительный промежуток времени, прошедший после облучения. Приведенные в этой публикации рекомендации можно использовать для оценки дозовых нагрузок населения, подвергавшегося воздействию наземных ядерных испытаний на СИП в течение 1949-1963 гг.

1. ТЕОРЕТИЧЕСКАЯ ЧАСТЬ

1.1. Содержание плутония в организме

Согласно документам МАГАТЭ и МКРЗ [2, 3, 4, 5, 6], расчет поступления радионуклидов в организм и доз внутреннего облучения осуществляется с использованием биокинетических моделей - математических моделей, описывающих поступление, поглощение и удержание радионуклидов в различных органах или тканях тела и последующее выделение из организма различными путями. Биокинетические модели, описывающие поведение различных радионуклидов в организме, опубликованы в изданиях МКРЗ и основаны на условном человеке и наблюдениях за поведением радионуклидов в людях и животных.

При ингаляционном пути поступления радионуклиды попадают в верхние дыхательные пути, а затем грудной отдел легких. Степень депонирования вдыхаемых частиц рассчитывается по каждому отделу дыхательных путей. При использовании ингаляционной модели необходимо учитывать скорость растворения и поглощения различных радионуклидов кровью. Соединения плутония по типу поглощения относятся к умеренно и медленно растворимым. Поступление и депонирование частиц в отделах дыхательных путей зависят только от размеров частиц. Особенностью изотопов плутония является их способность накапливаться в костной ткани. При ингаляционном поступлении попавший в легкие плутоний частично оседает на поверхности легких, частично переходит в кровь. Организмом удерживается примерно 5-25% вдыхаемых частиц. В зависимости от размера частиц и химической формы поступающий через органы дыхания плутоний локализуется в легких или лимфатической системе либо поглощается кровью и переносится, главным образом, в печень и кости. Примерно 60% попадает в костную ткань, 30% - в печень и примерно 10% выводится естественным путем [1]. Скорость выведения инкорпорированного плутония из организма очень невысока. По некоторым данным, период полувыведения плутония, отложившегося в костной ткани, составляет около 50-100 лет, а в печени – примерно 20-40 лет [1, 7].

При пероральном поступлении радионуклиды поступают в желудок, тонкий кишечник, верхний и нижний отделы толстого кишечника. Среднее время присутствия

в секциях желудочно-кишечного тракта (ЖКТ) – 1, 4, 13 и 24 часа, соответственно. Поглощение кровью происходит из тонкого кишечника и определяется коэффициентом дробного поглощения (f_1). Имеются данные, что у взрослых в кровь поступает лишь около 0,05% растворимых соединений плутония и только 0,001% нерастворимых соединений, поступивших с пищей. Остальная часть проходит через ЖКТ и выводится из организма [1].

По данным некоторых исследователей, наиболее интенсивно ^{239}Pu выводится из организма в первые годы после поступления. При однократном поступлении ^{239}Pu в организм через 20 лет с мочой выводится лишь около 9% радионуклида. Причем около половины этого количества выводится из организма уже приблизительно через 3 года, а в дальнейшем процесс выведения существенно замедляется [8]. Моча, образующаяся в почках, отражает концентрацию плутония в системе кровообращения, поэтому измерения содержания плутония в моче является основным источником данных по общему отложению плутония в организме [1].

Согласно исследованиям, проведенным ранее в Институте радиационной безопасности и экологии, можно сделать предположение, что содержание $^{239+240}$Pu в моче находится, в среднем, на уровне $n*10^{-6}$ Бк. Сотрудниками Института были рассчитаны соотношения изотопов плутония-238, 239, 240 и 241 на различных территориях СИП с учетом их периода полураспада на начальный момент времени, на сегодняшний день. В соответствии с проведенными расчетами, отношение ^{238}Pu к сумме ^{239}Pu и ^{240}Pu на северных территориях составляет 0,02, отношение ^{241}Pu к $^{239+240}$Pu составляет 0,75. На горном массиве Дегелен отношение ^{238}Pu к сумме ^{239}Pu и ^{240}Pu составляет 0,01, отношение ^{241}Pu к $^{239+240}$Pu составляет 0,9. На территории испытательной площадки "Балапан" отношение ^{238}Pu к сумме ^{239}Pu и ^{240}Pu составляет 0,4, отношение ^{241}Pu к $^{239+240}$Pu составляет 0,7.

Исходя из этих данных, необходимо учитывать содержание изотопов плутония в моче людей, проживающих на различных территориях СИП. Так, например, можно предположить, что у жителей Северных территорий содержание ^{238}Pu в моче будет составлять порядка $n*10^{-8}$ Бк, а ^{241}Pu - $n*10^{-7}$ Бк.

1.2. Расчет дозы внутреннего облучения

Для оценки перорального или ингаляционного поступления радионуклида в организм с помощью анализа выделений (мочи или кала) используют данные по содержанию радионуклида в выделениях и времени, прошедшего после поступления в организм [2, 3, 4].

В соответствии с определенным поступлением ожидаемая эффективная доза за период, прошедший со времени поступления, рассчитывается:

$$E = \frac{M}{m(t)} e(g)_j \text{ , где}$$

$e(g)_j$ – 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 М – величина, получаемая после анализа мочи и показывающая содержание в моче того или иного радионуклида, то основное внимание следует уделить 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.

Таким образом, по сути, правильный выбор параметров биокинетической модели, а затем на ее основе выбор величин $e(g)_j$ и m(t) будет являться базой для всех проводимых расчетов.

1.3. Обоснование и выбор биокинетической модели для расчета дозы внутреннего облучения

Для выбора биокинетической модели можно использовать следующую схему:

1) Выбор дозового коэффициента:

а) Определение пути и времени поступления радионуклида (пероральный, ингаляционный).

При пероральном пути поступления будет использоваться коэффициент поглощения кишечником f_1.

При ингаляционном поступлении будет использоваться величина размера частиц, т.е. САДА (средний аэродинамический диаметр активности).

б) В обоих случаях необходимо учитывать химическую форму (тип) поступающих соединений, которая определяет поведение радионуклида при поступлении и его последующую биокинетику в организме. Различают три типа соединений: F – соединения с быстрым периодом полувыведения, М – соединения с умеренным периодом полувыведения и S – соединения с длинным периодом полувыведения (Таблица 1).

Таблица 1.

Типы химических соединений

	Период полувыведения	**Примеры**
Тип F	100% поглощения с периодом полувыведения порядка 10 минут. Быстрое поглощение почти всего материала, депонированного в легких. Половина депонированного материала выводится в желудочно-кишечный тракт переносом частиц, а половина поглощается.	Все соединения цезия, йод
Тип М	10% поглощения с периодом полувыведения 10 минут и 90% - с периодом полувыведения 140 дней. Налицо быстрое поглощение приблизительно 10% материала, депонированного в бронхиальном отделе легких и бронхиолах, и 5% материала, депонированного в нижних дыхательных путях Приблизительно 70% радионуклидов, депонированных в альвеолярном отделе легких, достигает общей воды организма.	Все соединения радия и америция
Тип S	0,1% поглощения с периодом полувыведения 10 минут и 99,9% - с периодом полувыведения 7000 дней. Незначительный процент поглощения из дыхательных путей, бронхиального и альвеолярного отдела легких, приблизительно 10% депонированных радионуклидов достигает общей воды организма.	Нерастворимые соединения урана и плутония

в) В зависимости от САДА, f_1 и типа поглощения делается выбор дозового коэффициента $e(g)_j$ (Таблица 2).

Таблица 2.

Коэффициенты доз для радионуклидов плутония в зависимости от САДА и типа соединения при ингаляционном поступлении

Радионуклид	Тип/форма	Ингаляционное поступление		Пероральное поступление	
		$e(g)_{inh}$ (Зв/Бк)		f_1	$e(g)_j$ (Зв/Бк)
		САДА=1 мкм	САДА=5 мкм		
Pu-238	M	$4{,}3*10^{-5}$	$3{,}0*10^{-5}$	$5*10^{-4}$	$2{,}3*10^{-7}$
	S	$1{,}5*10^{-5}$	$1{,}1*10^{-5}$	$1*10^{-5}$	$8{,}8*10^{-9}$
Pu-239	M	$4{,}7*10^{-5}$	$3{,}2*10^{-5}$	$5*10^{-4}$	$2{,}5*10^{-7}$
	S	$1{,}5*10^{-5}$	$8{,}3*10^{-6}$	$1*10^{-5}$	$9{,}0*10^{-9}$
Pu-240	M	$4{,}7*10^{-5}$	$3{,}2*10^{-5}$	$5*10^{-4}$	$2{,}5*10^{-7}$
	S	$1{,}5*10^{-5}$	$8{,}3*10^{-6}$	$1*10^{-5}$	$9{,}0*10^{-9}$
Pu-241	M	$8{,}5*10^{-7}$	$5{,}8*10^{-7}$	$5*10^{-4}$	$4{,}7*10^{-9}$
	S	$1{,}6*10^{-7}$	$8{,}4*10^{-8}$	$1*10^{-5}$	$1{,}1*10^{-10}$

2) Выбор величины m(t) будет зависеть от пути поступления, времени, прошедшего после поступления, типа поглощения радионуклида (Таблица 3).

Таблица 3

Доля выведения радионуклида $^{239+240}$Pu из организма с мочой m(t) в зависимости от времени, прошедшего после поступления, (Публикация 37, МАГАТЭ)

Время, прошедшее после поступления, дни	m(t) - доля радионуклида, выводимая из организма в зависимости от времени					
	Пероральное поступление		Ингаляционное поступление			
	Коэффициент переноса кишечником f_1		САДА = 1 мкм		САДА = 5 мкм	
	$1*10^{-5}$	$5*10^{-4}$	Тип M	Тип S	Тип M	Тип S
1	6,7E-07	3,4E-06	2,0E-04	2,0E-06	2,3E-04	2,3E-06
2	5,2E-07	2,6E-06	1,1E-04	1,2E-06	1,3E-04	1,4E-06
10	3,6E-08	1,8E-07	1,9E-05	3,2E-07	1,5E-05	2,3E-07
20	1,7E-08	8,7E-08	1,4E-05	2,9E-07	1,0E-05	1,8E-07
30	1,6E-08	7,8E-08	1,4E -05	2,8E-07	9,5E-06	1,7E-07
40	1,4E-08	7,1E-08	1,3E-05	2,8E-07	9,0E-06	1,7E-07
50	1,3E-08	6,6E-08	1,3E-05	2,8E-07	8,5E-06	1,7E-07
60	1,2E-08	6,1E-08	1,2E-05	2,8E-07	8,1E-06	1,6E-07
70	1,1E-08	5,7E-08	1,2E-05	2,8E-07	7,7E-06	1,6E-07
80	1,1E-08	5,3E-08	1,1E-05	2,8E-07	7,4E-06	1,6E-07
90	1,0E-08	5,0E-08	1,1E-05	2,8E-07	7,1E-06	1,6E-07
100	9,5E-09	4,7E-08	1,0E-05	2,9E-07	6,9E-06	1,6E-07
300	5,6E-09	2,8E-08	6,6E-06	3,1E-07	4,2E-06	1,6E-07
500	4,8E-09	2,4E -08	5,1E-06	3,3E-07	3,3E-06	1,7E-07
1000	3,8E-09	1,9E-08	3,6E-06	3,4E-07	2,4E-06	1,8E-07

Время, прошедшее после поступления, дни	m(t) - доля радионуклида, выводимая из организма в зависимости от времени					
	Пероральное поступление		Ингаляционное поступление			
	Коэффициент переноса кишечником f_1		САДА = 1 мкм		САДА = 5 мкм	
	$1*10^{-5}$	$5*10^{-4}$	Тип М	Тип S	Тип М	Тип S
3000	2,0E-09	1,0E-08	1,8E-06	2,6E-07	1,3E-06	1,4E-07
5000	1,5E-09	7,6E-09	1,4E-06	2,1E-07	9,4E-07	1,1E-07
10000	1,1E-09	5,5E-09	9,9E-07	1,6E-07	6,8E-07	8,2E-08
20000	7,8E-10	3,9E-09	7,0E-07	1,1E-07	4,8E-07	5,8E-08

Данная таблица показана в качестве примера для иллюстрации доли выведения радионуклида $^{239+240}$Pu из организма m(t). В публикациях 78 МКРЗ и 37 МАГАТЭ приведены значения коэффициентов выведения ^{238}Pu, $^{239+240}$Pu и ^{241}Pu из организма m(t) при пероральном, а также ингаляционном поступлении в зависимости от времени, прошедшего после поступления, различных коэффициентах переноса кишечником и различных САДА.

При отсутствии каких-либо данных используют консервативную оценку и берут максимальные значения дозовых коэффициентов и f_1. Для расчета доз внутреннего облучения населения МАГАТЭ рекомендует использовать САДА равный 1 мкм (в случае ингаляционного поступления).

2. РАСЧЕТ ДОЗ ВНУТРЕННЕГО ОБЛУЧЕНИЯ НАСЕЛЕНИЯ, ПРОЖИВАЮЩЕГО В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ СИП, ПО РЕЗУЛЬТАТАМ СОДЕРЖАНИЯ $^{239+240}$PU В МОЧЕ

Рассмотрим подробно каждый этап предложенной схемы применительно к расчетам доз внутреннего облучения от попадания изотопов плутония для населения, проживающего в зоне влияния СИП.

Сценарии внутреннего облучения населения могут быть различными:

1. Внутреннее облучение от радионуклидов, попавших в организм по пищевым цепочкам.
2. Внутреннее облучение от непреднамеренного перорального поступления загрязненной почвы.
3. Ингаляционный путь поступления радионуклидов с подстилающей поверхности почвы в местах нахождения населения.
4. Ингаляционное поступление радионуклидов с наиболее загрязненных участков СИП на менее загрязненные (например, при ветровом переносе).

Таким образом, для населения, проживающего в зоне влияния СИП, можно выделить две основных модели поступления радионуклидов в организм: ингаляционная и пероральная.

Рассмотрим несколько сценариев поведения человека, проживающего в зоне влияния СИП, и, соответственно, несколько биокинетических моделей поступления изотопов плутония в организм.

2.1. Пероральное поступление

Предположим, что основной путь поступления изотопов плутония в организм – поступление с пищей при сельскохозяйственном сценарии, когда человек употребляет в пищу мясо и овощи, содержащие изотопы плутония.

2.1.1. Сценарий (консервативный)

Параметры биокинетической модели можно представить следующим образом:

1) Выбор дозового коэффициента:

а) Путь поступления плутония – пероральный, следовательно, необходимо использовать коэффициент переноса кишечником f_1. При консервативной оценке для перорального пути поступления медленно растворимых соединений плутония (S) будет использован коэффициент переноса кишечником $f_1 = 1*10^{-5}$ (Таблица 2).

б) Тип соединений – медленно растворимые.

При пероральном поступлении медленно растворимых соединений плутония дозовый коэффициент $e(g)_j$ для $^{239+240}$Pu будет равен $9{,}0*10^{-9}$ Зв/Бк (Таблица 2).

2) Территория проживания – Северная часть СИП. Предположим, что поступление изотопов плутония произошло 55 лет назад (20 000 дней). В этом случае доля выведения, например, $^{239+240}$Pu с мочой составит $7{,}8*10^{-11}$ (Таблица 3).

Таким образом, параметры биокинетической модели для данного сценария поступления изотопов плутония в организм можно представить в виде таблицы (Таблица 4).

Таблица 4.

Параметры биокинетической модели для изотопов плутония

Изотоп	Путь поступления	Тип поглощения	Время t, прошедшее после поступления	Доля выведения из организма m(t)	Содержание в моче (M), Бк	Дозовый коэффициент $e(g)_j$, Зв/Бк при $f_1=1*10^{-5}$
^{238}Pu	С пищей	S	20 000 дней	$5{,}1*10^{-11}$	$1*10^{-8}$	$8{,}8*10^{-9}$
$^{239+240}$Pu	С пищей	S	20 000 дней	$7{,}8*10^{-11}$	$1*10^{-6}$	$9{,}0*10^{-9}$
^{241}Pu	С пищей	S	20 000 дней	$5{,}6*10^{-12}$	$1*10^{-7}$	$1{,}1*10^{-10}$

На основе имеющихся данных, а также, предполагая, что содержание $^{239+240}$Pu в моче составит 1 мкБк/л, рассчитываем дозу внутреннего облучения. Для $^{239+240}$Pu она составит:

$$E = \frac{M}{m(t)} e(g)_j = \frac{1 \cdot 10^{-6}}{7{,}8 \cdot 10^{-11}} \cdot 9{,}0 \cdot 10^{-9} = 1{,}2 \cdot 10^{-1}\ мЗв$$

Так же рассчитываются дозы внутреннего облучения от изотопов ^{238}Pu и ^{241}Pu. Для ^{238}Pu доза составит $1{,}7*10^{-3}$ мЗв, для ^{241}Pu – $2{,}0*10^{-3}$ мЗв. Суммарная доза от рассмотренных изотопов плутония составит $1{,}2*10^{-1}$ мЗв. Проведенные расчеты показывают, что изотопы $^{239+240}$Pu дают максимальный вклад в дозу внутреннего облучения – 97% от суммарной дозы.

В данных расчетах использовался консервативный сценарий с наихудшими условиями, то есть соединения плутония с длительным периодом полувыведения (S) и медленное выведение из организма (низкая величина m(t)).

2.1.2. 2 сценарий ("мягкий")

При рассмотрении соединений с умеренным периодом полувыведения (М) будут использованы следующие параметры биокинетической модели (Таблица 5):

Таблица 5.

Параметры биокинетической модели для изотопов плутония

Изотоп	Путь поступления	Тип поглощения	Время t, прошедшее после поступления	Доля выведения из организма m(t)	Содержание в моче (М), Бк	Дозовый коэффициент $e(g)_1$, Зв/Бк при $f_1=5*10^{-4}$
^{238}Pu	С пищей	М	20 000 дней	$2,5*10^{-9}$	$1*10^{-8}$	$2,3*10^{-7}$
$^{239+240}$Pu	С пищей	М	20 000 дней	$3,9*10^{-9}$	$1*10^{-6}$	$2,5*10^{-7}$
^{241}Pu	С пищей	М	20 000 дней	$2,8*10^{-10}$	$1*10^{-7}$	$4,7*10^{-9}$

При расчете доз внутреннего облучения с использованием параметров данной модели доза от ^{238}Pu составит $9,2*10^{-4}$ мЗв, $^{239+240}$Pu – $6,4*10^{-2}$ мЗв, ^{241}Pu – $1,7*10^{-3}$ мЗв. Суммарная доза от всех изотопов будет равна $6,7*10^{-2}$ мЗв. Вклад изотопов $^{239+240}$Pu в дозу составит 96% от общей дозы.

Таким образом, при наихудших условиях дозовая нагрузка будет практически в два раза выше. Если принять, что со времени проведения наземных воздушных испытаний на СИП прошло приблизительно 50-55 лет, и все время, прошедшее после этих испытаний, человек проживал в зоне влияния СИП, ведя фермерское хозяйство и потребляя в пищу продукты питания, выращенные на загрязненных территориях, то доза внутреннего облучения от изотопов плутония при содержании $^{239+240}$Pu в моче на уровне 1 мкБк/л составит оценочно $n*10^{-1}$- $n*10^{-2}$ мЗв.

Данные расчеты приведены для расчетов доз внутреннего облучения населения, проживающего на Северных территориях СИП. Применив аналогичные сценарии к населению, проживающему на других территориях СИП, в частности, на Дегелене и Балапане, получим следующее:

Таблица 6.

Суммарная доза от радионуклидов плутония при различных сценариях

Время после поступления	Доза, мЗв					
	1 сценарий (консервативный)			2 сценарий ("мягкий")		
	Северные территории	Дегелен	Балапан	Северные территории	Дегелен	Балапан
10 лет	$5,4*10^{-2}$	$5,5*10^{-2}$	$7,6*10^{-2}$	$3,0*10^{-2}$	$3,1*10^{-2}$	$4,2*10^{-2}$
30 лет	$8,3*10^{-2}$	$8,7*10^{-2}$	$12*10^{-2}$	$4,6*10^{-2}$	$4,9*10^{-2}$	$6,9*10^{-2}$
55 лет	$12*10^{-2}$	$14*10^{-2}$	$20*10^{-2}$	$6,7*10^{-2}$	$8,1*10^{-2}$	$11*10^{-2}$

Таким образом, на различных территориях СИП дозы, полученные населением, будут различаться за счет различного соотношения изотопов ^{238}Pu, $^{239+240}$Pu и ^{241}Pu. При выполнении расчетов необходимо учитывать территорию, на которой развивается сценарий поступления изотопов плутония в организм.

2.2. Ингаляционное поступление

Предположим, что основной путь поступления изотопов плутония в организм – ингаляционное поступление, произошедшее 50-55 лет назад.

По рекомендациям МКРЗ, если размер частиц неизвестен, при расчетах дозовых нагрузок для населения используется САДА равный 1 мкм. Следовательно, параметры использованной биокинетической модели для консервативного сценария можно представить в виде таблицы (Таблица 7).

Таблица 7.

Параметры биокинетической модели для изотопов плутония

Изотоп	Путь поступления	Тип поглощения	Время t, прошедшее после поступления	Доля выведения из организма m(t)	Содержание в моче (M), Бк	Дозовый коэффициент $e(g)_j$, Зв/Бк при САДА=1 мкм
^{238}Pu	Ингаляционный	S	20 000 дней	$7{,}1*10^{-8}$	$1*10^{-8}$	$1{,}5*10^{-5}$
$^{239+240}$Pu	Ингаляционный	S	20 000 дней	$1{,}1*10^{-7}$	$1*10^{-6}$	$1{,}5*10^{-5}$
^{241}Pu	Ингаляционный	S	20 000 дней	$7{,}8*10^{-9}$	$1*10^{-7}$	$1{,}6*10^{-7}$

На основе имеющихся данных, рассчитываем дозу внутреннего облучения от ингаляционного поступления $^{239+240}$Pu в организм:

$$E = \frac{M}{m(t)} e(g)_j = \frac{1 \cdot 10^{-6}}{1{,}1 \cdot 10^{-7}} \cdot 1{,}5 \cdot 10^{-5} = 1{,}4 \cdot 10^{-1} \text{ мЗв}$$

Аналогично рассчитываются дозы внутреннего облучения от изотопов ^{238}Pu и ^{241}Pu. Для ^{238}Pu доза составит $2{,}1*10^{-3}$ мЗв, для ^{241}Pu – $2{,}1*10^{-3}$ мЗв. Суммарная доза от рассмотренных изотопов плутония составит $1{,}4*10^{-1}$ мЗв. Вклад изотопов $^{239+240}$Pu в дозу внутреннего облучения составляет 97% от всей дозы.

При использовании сценария для соединений плутония с умеренным периодом полувыведения параметры биокинетической модели можно представить в виде таблицы (Таблица 8):

Таблица 8.

Параметры биокинетической модели для изотопов плутония

Изотоп	Путь поступления	Тип поглощения	Время t, прошедшее после поступления	Доля выведения из организма m(t)	Содержание в моче (M), Бк	Дозовый коэффициент $e(g)_j$, Зв/Бк при САДА=1 мкм
^{238}Pu	Ингаляционный	M	20 000 дней	$4{,}6*10^{-7}$	$1*10^{-8}$	$4{,}3*10^{-5}$
$^{239+240}$Pu	Ингаляционный	M	20 000 дней	$7{,}0*10^{-7}$	$1*10^{-6}$	$4{,}7*10^{-5}$
^{241}Pu	Ингаляционный	M	20 000 дней	$5{,}0*10^{-8}$	$1*10^{-7}$	$8{,}5*10^{-7}$

При расчете доз внутреннего облучения с использованием параметров данной модели доза от ^{238}Pu составит $9{,}3*10^{-4}$ мЗв, $^{239+240}$Pu – $6{,}7*10^{-2}$ мЗв, ^{241}Pu – $1{,}7*10^{-3}$ мЗв. Суммарная доза от всех изотопов будет равна $7{,}0*10^{-2}$ мЗв. Вклад $^{239+240}$Pu в дозу – 96%.

Таким образом, доза внутреннего облучения от изотопов плутония при ингаляционном поступлении при содержании $^{239+240}$Pu в моче на уровне 1 мкБк/л составит оценочно $n*10^{-1}$- $n*10^{-2}$ мЗв.

Данные расчеты были приведены для населения, проживающего на Северных территориях СИП, с учетом того, что содержание $^{239+240}$Pu в моче находится на уровне 10^{-6} Бк при соотношении ^{238}Pu к сумме ^{239}Pu и ^{240}Pu равном 0,02 и отношении ^{241}Pu к $^{239+240}$Pu 0,75. При этом период, прошедший после поступления изотопов плутония в организм, составляет 55 лет. При расчете доз населения, проживающего на территории Дегелена и Балапана, получим следующее:

Таблица 9.

Суммарная доза от радионуклидов плутония при различных сценариях

Время после поступления	Доза, мЗв					
	1 сценарий (консервативный)			2 сценарий ("мягкий")		
	Северные территории	Дегелен	Балапан	Северные территории	Дегелен	Балапан
10 лет	$6,6*10^{-2}$	$6,7*10^{-2}$	$9,5*10^{-2}$	$3,2*10^{-2}$	$3,3*10^{-2}$	$4,4*10^{-2}$
30 лет	$9,5*10^{-2}$	$9,9*10^{-2}$	$14*10^{-2}$	$4,8*10^{-2}$	$5,1*10^{-2}$	$7,1*10^{-2}$
55 лет	$14*10^{-2}$	$16*10^{-2}$	$24*10^{-2}$	$7,0*10^{-2}$	$8,4*10^{-2}$	$12*10^{-2}$

Таким образом, как и при расчете доз от перорального поступления изотопов, дозы, полученные населением, будут различаться за счет различного соотношения изотопов ^{238}Pu, $^{239+240}$Pu и ^{241}Pu. Следует учитывать этот фактор при выполнении расчетов.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Расчет поступления радионуклидов в организм и доз внутреннего облучения осуществляется с использованием биокинетических моделей, описывающих поведение различных радионуклидов в организме и опубликованных в изданиях МКРЗ и МАГАТЭ. Для оценки поступления радионуклида в организм с помощью анализа выделений (мочи или кала) используют данные по содержанию радионуклида в выделениях и времени, прошедшего после поступления в организм. Основное внимание следует уделить правильному выбору величин дозового коэффициента $e(g)_j$ и величины m(t), которые определяются используемой биокинетической моделью поведения радионуклида в организме и выведения из него. Правильный выбор биокинетической модели, а затем на ее основе выбор величин $e(g)_j$ и m(t) будет являться базой для всех проводимых расчетов. Основным фактором, влияющим на неопределенность в расчетах доз внутреннего облучения, является значение коэффициента переноса кишечником f_1, а также распределение и удержание плутония в органах и тканях. Различия в питании и химической форме поглощенных радионуклидов влияет на степень их адсорбции в организме. Кроме того, большой вклад в погрешность вычислений вносит длительный период выведения изотопов плутония из организма.

Для населения, проживающего в зоне влияния СИП, основными путями поступления радионуклидов в организм являются ингаляционный и пероральный. Проведенные расчеты показывают, что доза внутреннего облучения от изотопов плутония при

содержании $^{239+240}$Pu в моче на уровне 1 мкБк/л составит оценочно n*10^{-1}- n*10^{-2} мЗв. Максимальный вклад в дозу внутреннего облучения дают изотопы $^{239+240}$Pu – 96-97% от суммарной дозы. При выполнении расчетов доз внутреннего облучения необходимо учитывать территорию проживания населения, так как соотношение изотопов ^{238}Pu, $^{239+240}$Pu и ^{241}Pu для различных территорий СИП будет варьироваться.

ЛИТЕРАТУРА

1. Плутоний. Фундаментальные проблемы /под ред. Б.А.Надыкто, Л.Ф.Тимофеевой. – Саров, 2003.
2. 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.
3. Assessment of doses to the public from ingested radionuclides. Safety Reports series No. 14. International Atomic Energy Agency. – Vienna: International Atomic Energy Agency, 1999.
4. Оценка профессионального облучения вследствие поступления радионуклидов. Руководство по безопасности. №RS-G-1.2. - Вена: Международное агентство по атомной энергии, 1999.
5. Methods for Assessing Occupational Radiation Doses Due to Intake of Radionuclides. Safety Report series No.37. - Vienna: International Atomic Energy Agency, 2004.
6. Indirect Methods for Assessing Radionuclides Causing Occupational Exposure. Safety Report series No.18.- Vienna: International Atomic Energy Agency, 2000.
7. http://www.tpu.ru/html/pluton.htm
8. *Лисин В.А*. О проблеме реконструкции доз при внутреннем облучении плутонием-239 работников Сибирского химического комбината / В.А. Лисин [и др.]. //Ресурс Интернета http://sbrc.ru/data.cgi?i=/publ/thesis2004.html

ПЛУТОНИЙ ИЗОТОПТАРЫНАН ЗЕРТТЕУ НӘТИЖЕЛЕРІ БОЙЫНША ССП ӘСЕР ЕТЕТІН АЙМАҒЫНДА ӨМІР СҮРІП ЖАТҚАН ТҰРҒЫНДАРДЫҢ НЕСЕПТЕРІНДЕГІ ОНЫҢ ДОЗАЛАРЫН ЕСЕПТЕУ

Н.В. Брянцева, А.В. Топорова, А.А. Жадыранова, С.Н. Лукашенко

Бұл мақалада плутоний изотоптарынан тұрғындардың ішкі сәулелену дозасын есептеу үлгісі, олардың несептегі құрамына байланысты келтірілген. Есептеу үшін АТЭХАГ және РҚХК биокинетикалық үлгілері пайдаланылды. Ағзаға плутоний изотопының түсуінің түрлі сценарийі қарастырылды және бұл сценарийлер негізінде ішкі сәулелену дозасына бағалау жасалды. Плутоний изотоптарының түрлі қатынастарының дозаның шамасына әсер етуі қарастырылды. Несептегі $^{239+240}$Pu құрамының 1 мкБк/л деңгейі барысында плутоний изотопынан түскен ішкі

сәулелену дозасының бағамы n*10^{-1}- n*10^{-2} мЗв құрайтыны көрсетілді. Ішкі сәуленеу дозасының максималды үлесін, жиынтық дозасының 96-97%-ын $^{239+240}$Pu изотопы қосады.

Түйін сөздер: плутоний радионуклиды, ішкі сәулелену, сіңіру, шығару, ішкі сәуелену дозасы, биокинетикалық үлгі.

CALCULATION OF DOSES FROM PLUTONIUM ISOTOPES AS PER THE STUDY OF ITS CONCENTRATION IN URINE FOR THE POPULATION LIVING WITHIN THE STS

N.V. Bryantseva, A.V. Toporova, A.A. Zhadyranova, S.N. Lukashenko

The article presents a model for calculating internal doses from plutonium isotopes of the population, depending on their content in the urine. IAEA and ICRP biokinetic models were used for the calculations. Various scenarios of intake of plutonium isotopes into the body have been considered and there were done assessment of internal dose based on these scenarios. Influence of different ratios of plutonium isotopes at the quantity of the dose has been given. It was shown that when the content of $^{239+240}$ Pu in urine is at 1 mcBq/l the dose of internal radiation from plutonium isotopes will be n * 10^{-1} - n * 10^{-2} mSv. The maximum contribution to internal dose is done by isotopes $^{239+240}$ Pu - 96-97% of the total dose.

Key words: plutonium radionuclides, internal exposure, absorption, excretion, dose of internal exposure, biokinetic model.

УДК 615.849:504.75.05

К ВОПРОСУ О МЕТОДОЛОГИИ ИЗУЧЕНИЯ ДОЗОВЫХ ПОЛЕЙ В РЕНТГЕНОДИАГНОСТИЧЕСКИХ КАБИНЕТАХ

Е.В. Мустафина, А.Ю. Осинцев, В.В. Божко

Данная работа проведена для разработки методологии изучения дозовых полей в кабинетах лучевой диагностики и основана на экспериментальных исследованиях формирования полей доз при проведении рентгенодиагностических процедур. Данные о формировании дозовых полей в кабинетах лучевой диагностики позволят не только оценить дозы, получаемые медицинским персоналам при проведении рентгенодиагностических исследований, но и дать оценку доз специалистов, задействованных при проведении исследований, не входящих в состав персонала рентгенкабинета, и населения, помогающего пациентам при проведении исследований.

Ключевые слова: рентгенодиагностика, медицинское облучение, дозы, формирование дозовых полей.

ВВЕДЕНИЕ

Нагрузка на население, связанная с развитием атомной энергетики и проведением ядерных испытаний, составляет лишь малую долю радиации, порождаемой деятельностью человека, значительно большие дозы население получает от других источников – при применении источников ионизирующего излучения в медицине для диагностических процедур и лечения. На международной конференции "Радиационная безопасность в медицине" привели результаты расчетов, которые показали, что дозовые нагрузки на население России после Чернобыльской аварии составят за 50 лет 150 000 чел.-Зв, а от медицинского облучения - такую же дозу 150 000 чел.-Зв только за один 2001 г.! [1] В Казахстане также остро стоит вопрос учета доз как медперсонала, так и населения при проведению рентгенодиагностических исследований. Рентгенодиагностические исследования значительно сокращают время на постановку диагноза, что делают данный вид диагностики все более популярным и еще больше усугубляет проблему.

Цель данной работы – разработка методологии изучения дозовых полей в рентгенодиагностических кабинетах. Данные о формировании дозовых полей в кабинетах лучевой диагностики позволят оценить дозы, получаемые медицинским персоналам при проведении рентгенодиагностических исследований с использованием различных рентгенаппаратов. Также результаты изучения дозовых полей позволят дать оценку доз специалистов задействованных при проведении исследований, не входящих в состав персонала рентгенкабинета, и населения, помогающего пациентам при проведении исследований.

1. ОБЩИЕ ПРИНЦИПЫ

Большая часть рентгенодиагностических аппаратов представляет собой стационарные установки, работающие на импульсных источниках рентгеновского излучения (энергетический диапазон − от 0,1 до 250 кэВ). Минимальная заявленная экспозиционная доза на один снимок в плоскости приемника рентгеновского излучения для данных

приборов составляет 50 мкЗв, даже если учесть ослабление при прохождении в воздухе, то на удалении на 2 м доза упадет до 12,5 мкЗв, следовательно, для изучения дозовых полей необходимо использовать приборы с низким приделом регистрации дозы, либо приборы суммирующие дозу.

В ходе разработки методологии изучения дозовых полей были рассмотрены принципы пространственного распространения рентгеновского излучения. Для изучения пространственного распределения полей доз в помещении рентгенкабинета, в вертикальной и горизонтальной плоскости в помещении кабинета, на основных предполагаемых лучах распределения излучения, размещаются дозиметры на высотах 1; 1,5 и 1,8 м от уровня пола, что соответствует гонадам, груди и голове. Данный выбор расположения дозиметров в вертикальной плоскости был принят из указанных точек радиационного контроля на рабочих местах [2]. В горизонтальной плоскости дозиметры располагались по направлениям наиболее вероятного распространения рентгеновского излучения создаваемого рентген-аппаратом и равномерно между этими областями. Для исключения влияния радиационного фона в помещениях на формирование дозовых полей, формируемых работой рентген-аппарата, перед измерениями необходимо определять мощность дозы радиационного фона при отключенном аппарате [3] и вычитать его вклад из измеренных значений доз.

Исходя из поставленной задачи, было решено использовать дозиметры, накапливающие дозу и не нуждающиеся в постоянном контроле оператора – индивидуальные термолюминесцентные (ТЛ) дозиметры или прямопоказывающие дозиметры. Для изучения дозовых полей в кабинетах лучевой диагностики наиболее оптимально использовать ТЛ дозиметры, так как прямопоказывающие дозиметры не позволяют регистрировать весь спектр рентгеновского излучения в связи с тем, что диапазон энергий для данных дозиметров начинается с 60 кэВ. Для ТЛ дозиметров данный диапазон начинается с 1 кэВ. Также, ТЛ дозиметры более просты в обслуживании, энергонезависимы.

Исследования формирования полей доз проводились в натурных условиях, при нормальной работе рентгенодиагностического кабинета. По итогам проводимых измерений эффективной дозы, сформированной n-количеством "пусков", рассчитывается пространственное распределение доз для одного условного "пуска" (под "пуском" принимается однократное проведение исследования или 1 сканирование пациента на рентген аппарате). По результатам измерений вычисляется среднее значение дозы для одного условного "пуска".

Учитывая минимальную заявленную экспозиционную дозу на один снимок в плоскости приемника, чувствительность дозиметров (100 мкЗв) и возможное удаление дозиметра от источника рентгеновского излучения (до 4 метров), для получения репрезентативных результатов, количество проведенных "пусков" должно быть порядка 70 (так как данные расчеты проводились без учета ослабления при прохождении излучения через тело пациента и корпуса установки количество "пусков" было определено с двойным запасом).

2. ПРОВЕДЕНИЕ ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНОЙ ОЦЕНКИ ПРИМЕНИМОСТИ МЕТОДОЛОГИИ

Для проверки применимости методологии были проведены экспериментальные работы по изучению полей доз.

Экспериментальные работы проводились на двух видах рентгенодиагностического оборудования – флюорографических аппаратах и аппаратах компьютерной томографии. Выбор данного оборудования основывается на следующих фактах:

- флюорографические исследования являются одним из самых распространенных видов исследований в Казахстане;
- томографические исследования характерны высокими дозовыми нагрузками на пациентов.

По итогам проведения рекогносцировочного исследования в кабинете, оборудованном компьютерным флюорографическим аппаратам, было установлено, что для получения репрезентативных результатов количество проведенных "пусков" должно быть не менее 100.

Экспериментальные работы проводились в кабинетах, оборудованных (Рисунок 1):

- пленочным флюорографическим аппаратом 12Ф7К – 2 исследования, 400 "пусков" флюорографической установки;
- компьютерным флюорографическим аппаратом "Флюарком" 12ФК1 – 2 исследования, 270 "пусков" флюорографической установки;
- компьютерным томографом CTHISPEED CT/E – 3 исследования, 1196 "пусков".

Рисунок 1. Проведение экспериментальных работ

По результатам, полученным при проведении исследований, был произведен расчет усредненной дозы, приходящейся на один "пуск" флюорографических установок и томографа (Таблица 1, Таблица 2, Таблица 3, Рисунок 5, Рисунок 6, Рисунок 7). Для оценки разброса измеренных доз относительно усредненной дозы было рассчитано стандартное отклонение (Таблица 1, Таблица 2, Таблица 3).

Таблица 1.

Среднее значение дозы на 1 "пуск" в помещении, оборудованном пленочным флюорографическим аппаратом 12Ф7К (стандартное отклонение), мкЗв

Точка	На высоте 1 м	На высоте 1,5 м	На высоте 1,8 м
1	0,30(0)	0,28(0,04)	0,35(0,11)
2	0,26(0)	0,28(0,01)	0,28(0,08)
3	0,30(0,07)	0,39(0,03)	0,36(0,07)

Точка	На высоте 1 м	На высоте 1,5 м	На высоте 1,8 м
4	0,24(0,07)	0,38(0,04)	0,34(0,04)
5	0,41(0,04)	0,48(0,11)	0,29(0,06)
6	0,46(0,08)	0,39(0,06)	0,32(0,06)
7	0,40(0,07)	0,19(0,03)	0,37(0,06)
8	0,34(0,06)	0,36(0,03)	0,47(0,08)
9	0,24(0,01)	0,22(0,07)	0,36(0,06)
10	0,38(0,03)	0,47(0,05)	0,17(0,01)
11	0,20(0,01)	0,45(0,04)	0,27(0,04)
12	0,39(0,05)	0,43(0,04)	0,27(0,19)
13	0,24(0,06)	0,29(0,01)	-

Таблица 2.

Среднее значение дозы на 1 "пуск" в помещении, оборудованном компьютерном флюорографическим аппаратом "Флюарком" 12ФК1 (стандартное отклонение), мкЗв

Точка	На высоте 1 м	На высоте 1,5 м	На высоте 1,8 м
1	0,75(0,21)	1,60(0,14)	1,20(0,07)
2	0,71(0,05)	0,84(0,08)	0,64(0,11)
3	0,69(0,16)	0,71(0,15)	0,80(0,13)
4	0,95(0,01)	0,76(0,13)	0,88(0,06)
5	-	1,20(0,23)	-
6	0,69(0,11)	-	1,30(0,14)
7	0,41(0,06)	0,84(0,17)	1,10(0,16)
8	0,60(0,08)	1,20(0,07)	0,85(0,10)
9	1,00(0,12)	0,63(0,10)	0,85(0,04)
10	0,77(0,08)	0,65(0,17)	0,81(0,09)
11	0,99(0,05)	1,07(0,11)	0,85(0,01)
12	0,92(0,29)	1,28(0,74)	2,34(1,50)

Таблица 3.

Среднее значение дозы на 1 "пуск" в помещении, оборудованном компьютерным томографом CTHISPEED CT/E(стандартное отклонение), мкЗв

Точка	На высоте 1 м	На высоте 1,5 м	На высоте 1,8 м
1	0,36(0,09)	0,35(0,11)	0,35(0,03)
2	0,28(0,10)	0,27(0,02)	0,27(0,14)
3	0,23(0,02)	0,27(0,10)	0,24(0,04)
4	1,70(0,25)	1,30(0)	0,85(0,03)
5	0,93(0,18)	1,10(0,29)	0,96(0,23)
6	0,80(0,20)	0,85(0,12)	0,75(0,04)
7	0,84(0,05)	1,00(0,25)	0,88(0,09)
8	1,00(0,25)	0,96(0,15)	0,90(0,17)

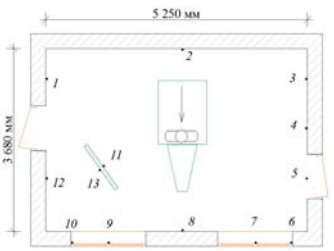


Рисунок 2. Схема расположения точек контроля эффективной дозы в кабинете, оборудованном флюорографическим аппаратом 12Ф7К

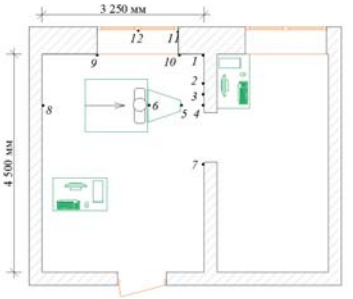


Рисунок 3. Схема расположения точек контроля эффективной дозы в флюорографическом кабинете, оборудованном флюорографическим аппаратом "Флюарком" 12ФК1

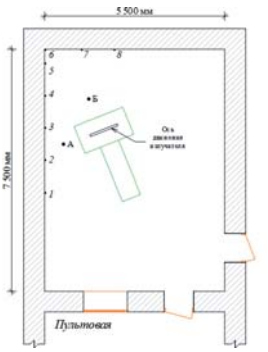
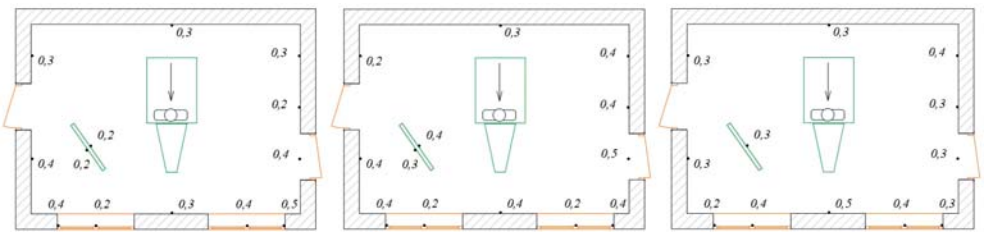


Рисунок 4. Схема расположения точек контроля эффективной дозы в кабинете компьютерной томографии

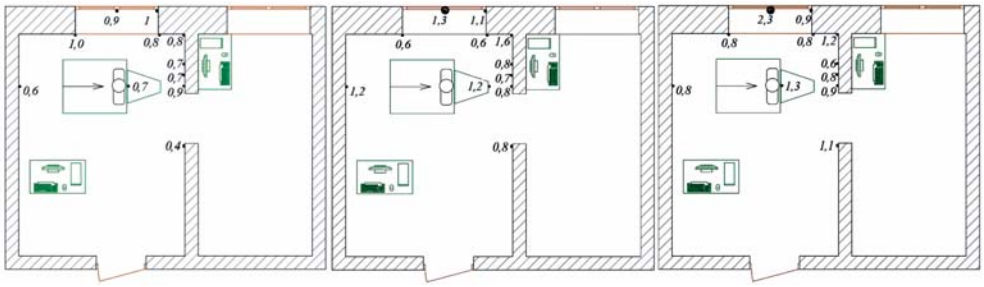
Анализ измеренных данных показал, что для получения достоверной картины пространственного распределения полей доз, при незначительном расхождении результатов, достаточно проводить два исследования, с одинаковым расположением дозиметров. В случае значительного расхождения результатов (выше погрешности средств измерений), необходимо проводить третье исследование. Однако данная методология основана на предположении, что во время проведения исследований аппарат исправен, эксплуатационные параметры находятся в пределах нормы, и за период работ проводится весь спектр среднестатистических исследований. При значительных отклонениях данных параметров во время проведения исследований полученные пространственные распределения доз могут быть, как завышены, так и занижены.

При позиционировании дозиметров на окнах получены результаты со значительным разбросом данных (Таблица 2, точка 12). Данные измерения не могут использоваться для оценки полей доз в кабинете, так как не характеризуют дозу, сформированную работой рентгенаппарата. Это может быть связанно с техническими особенностями используемых для исследований дозиметров. Для ТЛ дозиметров критичным является нагрев, при постоянном расположении дозиметра на солнце, как было в случае с расположением в цифровом флюорографическом кабинете, часть информации может быть искажена (в кабинете, оборудованном пленочным флюорографическим аппаратом, окна расположены на теневой стороне).



на высоте 1 м | на высоте 1,5 м | на высоте 1,8 м

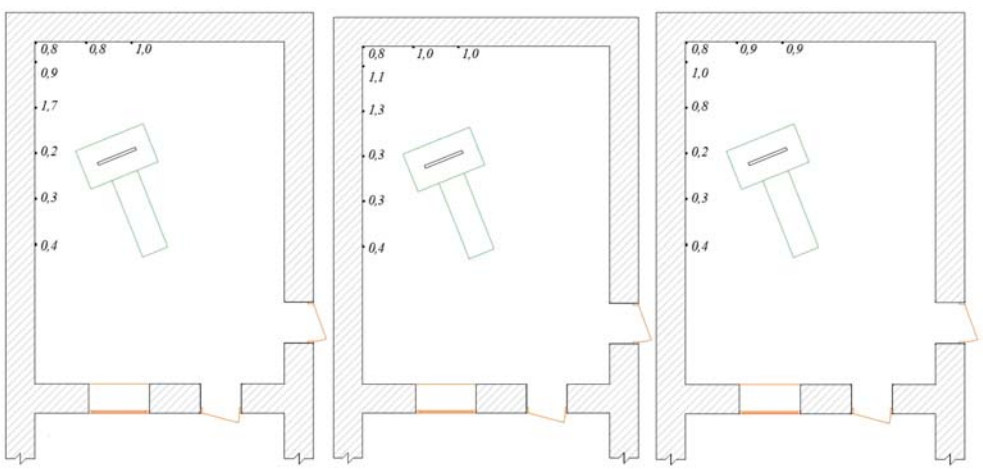
Рисунок 5. Схема распределения доз в флюорографическом кабинете, оборудованном флюорографическим аппаратом 12Ф7К, мкЗв



на высоте 1 м на высоте 1,5 м на высоте 1,8 м

– точки контроля, в которых получены неудовлетворительные результаты

Рисунок 6. Схема распределения доз в флюорографическом кабинете, оборудованном флюорографическим аппаратом "Флюарком" 12ФК1, мкЗв



на высоте 1 м на высоте 1,5 м на высоте 1,8 м

Рисунок 7. Схема распределения доз в кабинете компьютерной томографии, мкЗв

Все сотрудники медицинских учреждений, на базе которых производились данные исследования, были поставлены на индивидуальный дозиметрический контроль.

Для проверки применимости методологии в оценке формирования индивидуальных доз медперсонала было проведено сравнение измеренных индивидуальных доз медперсонала с дозами, рассчитанными по изученным радиационным полям (Таблица 4). Расчет доз проводился с учетом фоновых значений в помещениях (влияние 24 ч в сутки), значений доз на рабочем месте в момент "пуска" рентген-установки (влияние только во время "пуска" рентген-аппарата) и количества "пусков" за контрольный период и включал в себя следующие этапы:

- определение места нахождения медицинского персонала во время проведения обследования пациента;
- расчет дозы, приходящейся на один "пуск" в точке нахождения персонала;

- сбор информации о количестве проводимых исследований ("пусков") за квартал;
- расчет суммарной дозы, полученной персоналом за квартал, сформированной работой рентгенаппарата;
- по результатам измеренных значений МЭД при выключенном рентгенаппарате расчет дозы, сформированной радиационным фоном в помещениях;
- расчет дозы за квартал (сумма дозы, сформированной радиационным фоном в помещениях и дозы, сформированной работой рентгенаппарата).

Сравнение доз проводилось только для персонала флюорографических кабинетов, так как при проведении компьютерной томографии персонал не находится непосредственно в кабинете.

Таблица 4.

Результаты индивидуального дозиметрического контроля и расчетной дозы

Тип оборудования	Ф.И.О.	Индивидуальный эквивалент эффективной дозы $H_p(10)$ за квартал, мЗв	Расчетная доза за квартал, мЗв
Пленочный флюорографический аппарат 12Ф7К	Рентген-лаборант	0,52±0,15	0,85±0,25
Цифровой флюорографический аппарат 12ФК1	Рентген-лаборант	0,34±0,10	0,45±0,14

Исходя из проведенного анализа, следует, что медицинский персонал данных учреждений получает дозу либо меньшую расчетной, либо на уровне расчетной, при этом разница между расчетными значениями дозы и данными, полученными при проведении индивидуального дозиметрического контроля, лежат в области неопределенности измерения данных величин. Дозы, полученные расчетным путем, в обоих случаях превышают измеренные, так как при расчете принималось, что данный персонал присутствовал при всех исследованиях, что не является действительностью.

Учитывая сходимость результатов, можно произвести оценку предполагаемой дозы персонала либо родных пациента, помогающих при проведении исследований и находящихся в поле воздействия рентгеновского излучения во время проведения компьютерной томографии при нахождении в точках А и Б (Рисунок 4). Из расчета, что при обследовании одного пациента производится порядка 30-34 "пусков" доза вспомогательного персонала, находящегося в выбранных точках, составит 0,04 мЗв для точки А и 0,23 мЗв для точки Б.

ВЫВОДЫ

Использование данной методологии измерений дозовых полей позволяет одновременно проводить энергонезависимые измерения по всему периметру кабинета, в одинаковых условиях, без участия оператора.

Для получения репрезентативных результатов количество проведенных "пусков" должно быть не менее 100.

Данная методология не учитывает возможные технические неисправности аппарата и разницу настроек при проведении различных видов исследований. При значительных отклонениях данных параметров во время проведения исследований полученные пространственные распределения доз могут быть, как завышены, так и занижены. Так как наибольшее влияние оказывают технические неисправности, то для снижения погрешности определения полей доз до начала исследований необходимо провести оценку технического состояния аппарата и контроль эксплуатационных параметров.

Возможны искажения показаний дозиметров при размещении их на окнах, расположенных на солнечной стороне, либо у нагревательных приборов или приборов, при работе которых выделяется значительное количество теплоты (источники питания и т.п.).

Данные об изученных радиационных полях можно использовать для оценки ожидаемых доз, полученных медперсоналом, либо родными пациента, помогающего при проведении исследований и находящегося в поле воздействия рентгеновского излучения.

ЛИТЕРАТУРА

1. *Иванов Е.В., Кальницкий С.А*. Международная конференция "Радиационная безопасность в медицине", 2003
2. Санитарно - эпидемиологические правила и нормы № 303 "Санитарно – эпидемиологические требования к проектированию, содержанию и эксплуатации кабинетов лучевой диагностики и терапии", 23.05.2008.
3. Методика измерения гамма-фона территорий и помещений./Утверждена Зам. Главного Государственного санитарного врача РК М.Б. Спатаев/, 25.08.1997.

РЕНТГЕН-ДИАГНОСТИКАЛЫҚ КАБИНЕТТЕРДЕГІ ДОЗАЛЫҚ АЛАҢДАРДЫ ЗЕРТТЕУ ӘДІСНАМАСЫН ӘЗІРЛЕУ

Е.В. Мустафина, А.Ю. Осинцев, В.В. Божко

Аталған жұмыс сәулелену диагностикасы кабинеттеріндегі доза алаңдарын зерттеу әдістемесін әзірлеу үшін жүргізілді және рентген-диагностикалық процедуралар жүргізу кезіндегі доза алаңдарының қалыптасуын тәжірибелі зерттеуге негізделген. Сәулелену диагностикасы кабинетіндегі доза алаңдарының қалыптасуы туралы деректер тек медициналық қызметкердің рентген-диагностикалық зерттеу жүргізу кезінде алған дозасын бағалауға ғана емес, сондай-ақ рентген кабинетінің қызметкер құрамына кірмейтін, зерттеу жүргізу кезінде қамтылған мамандардың және зерттеу жүргізу кезіндегі пациенттерге көмектесетін тұрғындардың дозаларына баға беруге мүмкіндік береді.

Түйін сөздер: рентген-диагностика, медициналық сәулелену, дозалар, дозалық алаңдардың қалыптасуы.

DEVELOPMENT OF METHODOLOGY FOR STUDY OF DOSE FIELDS IN X-RAY ROOMS

E.V. Mustafina, A.Yu. Osintsev, V.V. Bozhko

This work has been carried out to develop a methodology for studying the dose fields in the offices for roentgen diagnostics and is based on experimental studies on the formation of fields of doses during X-ray procedures. The data on the formation of dose field in the offices for roentgen diagnostics will allow not only to assess the doses uptaken by medical personnel during X-ray studies but also to assess the doses of specialists involved in research, but not the staff of the X-ray room, and the population helping the patients in research.

Key words: X-ray, medical X-ray, dose, dose field formation.

УДК 621.039.58:621.039.7:541.28:539.16

К ВОПРОСУ ОБ ЭФФЕКТИВНОСТИ ТЕХНОЛОГИИ ПЕРЕРАБОТКИ ЖИДКИХ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ РЕАКТОРНОЙ УСТАНОВКИ БН-350

О.Ю. Коровина, С.Н. Лукашенко, В.В. Каширский

Данная статья посвящена технологии переработки жидких радиоактивных отходов (ЖРО), образовавшихся в результате деятельности реакторной установки на быстрых нейтронах (РУ БН-350), расположенной в г. Актау (Казахстан). Работа основана на теоретических расчетах и экспериментальных исследованиях эффективности основных технологических этапов переработки ЖРО РУ БН-350. Экспериментальные исследования проведены на базе лаборатории радиохимических исследований Института радиационной безопасности и экологии и лаборатории инженерной экологии Института ядерной физики Национального ядерного центра Республики Казахстан. Для исследований использовались образцы жидких радиоактивных отходов, отобранные из емкостей на РУ БН-350, а также модельные растворы, имитирующие химический состав ЖРО. В результате работы были сделаны выводы об эффективности технологии переработки ЖРО РУ БН-350.

Ключевые слова: переработка жидких радиоактивных отходов, реактор на быстрых нейтронах, радионуклидный состав ЖРО БН-350, оценка эффективности очистки ЖРО.

ВВЕДЕНИЕ

Одной из основных проблем, определяющих существование и дальнейшее развитие атомной энергетики, является решение задачи эффективной переработки жидких радиоактивных отходов и их надежной утилизации.

Жидкие радиоактивные отходы реакторных установок представляют собой растворы различной степени минерализации, загрязненные продуктами деления, радионуклидами коррозионного происхождения, различными веществами, используемыми для поддержания водно-химического режима и дезактивации оборудования.

Традиционными методами переработки ЖРО являются: глубокое упаривание, цементирование и битумирование. Эти методы позволяют перевести ЖРО в инертную форму, пригодную для захоронения, но не решают проблему больших объемов радиоактивных отходов.

Наибольшее распространение в настоящее время получила технология переработки ЖРО с использованием селективной сорбции, позволяющей сконцентрировать радиоактивные изотопы Cs, составляющие основную радиоактивность ЖРО, в небольшом объеме сорбента. Согласно литературным источникам [1, 2], основными технологическими стадиями процесса очистки ЖРО при использовании селективной сорбции являются: предварительная фильтрация и подготовка исходного раствора, окисление органической составляющей ЖРО, фильтрация и непосредственно сорбция. После окисления и фильтрации очищаемый раствор направляют на селективную сорбцию цезия на ферроцианидных сорбентах, в качестве которых, чаще всего, используют неорганический сорбент марки Термоксид-35.

Для переработки ЖРО, накопленных на реакторной установке БН-350, было предложено использовать именно метод селективной сорбции [3]. Согласно исходным данным [4], солесодержание ЖРО составляет 70-605 г/л, объемная активность 10^7-10^8 Бк/л. Радиоактивность ЖРО, в основном, обусловлена радионуклидами Cs, Co и Mn.

В 2000-2001 гг. на Мангистауском атомном энергокомбинате были проведены лабораторные и стендовые испытания указанного метода переработки ЖРО. Опытная установка, используемая в экспериментах, состояла из узлов озонирования, фильтрации и сорбции. Конструктивно установка выполнена в виде отдельных модулей: блока емкостей, насосов, арматуры, сорбционных колонок, озонатора [5]. В результате экспериментальных исследований по очистке ЖРО РУ БН-350 было установлено, что стендовая установка позволяет очистить ЖРО по ^{137}Cs до значений 10^{-9}-10^{-10} Ки/л (3,7-37 Бк/л), по ^{60}Co – 10^{-8}-10^{-9} Ки/л (37-370 Бк/л) [5]. По другим радионуклидам информация дана в недостаточном объеме. Отсутствовали исходные данные, необходимые для комплексной оценки степени радиационной опасности переработанных отходов.

На основе исходных данных о составе ЖРО в 2002 г. был разработан проект на промышленную установку ионоселективной очистки ЖРО РУ БН-350. Технологический процесс переработки ЖРО, согласно проекту, заканчивался получением очищенного от радионуклидов раствора, который планируется упаривать и в виде сухой соли направлять на хранение на действующий полигон бытовых отходов "Карьер 400" [4].

Используя данные литературного обзора материалов по технологии переработки ЖРО РУ БН-350, а также отчетные исходные данные по составу ЖРО РУ БН-350, можно ожидать присутствие в составе ЖРО радионуклидов, содержание которых необходимо будет учитывать при проведении категоризации отходов и их очистки.

1. ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

С целью оценки эффективности основных технологических процессов на стадии переработки ЖРО РУ БН-350 были проведены следующие исследования:

- Определение радионуклидного состава ЖРО РУ БН-350 (теоретическая и экспериментальная оценка).
- Оценка эффективности использования процесса озонирования ЖРО с целью разрушения комплексообразующей составляющей отходов.
- Оценка эффективности очистки ЖРО от изотопов Cs на стадии ионообменной сорбции.

1.1. Определение радионуклидного состава ЖРО РУ БН-350

1.1.1. Теоретическая оценка

При работе в реакторе образуется около 200 радионуклидов (от цинка до гадолиния), состоящих из продуктов деления – радиоизотопов средней части Периодической системы Д.И.Менделеева, неразделившегося урана и радионуклидов наведённой активности [6].

Помимо общеизвестных радионуклидов, образующихся в результате работы ядерного реактора (^{137,134}Cs, ^{60}Co, ^{54}Mn, ^{90}Sr, изотопы Pu), в отработанном ядерном то-

пливе присутствует множество короткоживущих и долгоживущих радионуклидов, содержание которых обычно не учитывается при разработке основных технологических операций по переработке радиоактивных отходов. В статье [7] представлен ориентировочный радионуклидный состав отработанного ядерного топлива (ОЯТ), только что извлеченного из реактора типа ВВЭР после нескольких лет облучения, согласно которому в 1 тонне ОЯТ содержится 950-980 кг $^{235+238}$U, 5-10 кг Pu, 1,2-1,3 кг ^{137}Cs, около 770 г ^{99}Tc, около 500 г ^{90}Sr, 500 г ^{237}Np, 120- 350 г ^{241}Am, около 200 г ^{129}I, около 60 г ^{242}Cm и ^{244}Cm, 12-15 г ^{151}Sm и т.д.

Согласно данным работы [8], сравнение характеристик РАО реакторов на тепловых и быстрых нейтронах показало, что состав и уровни активности РАО аналогичны. Определены особенности РАО реакторов БН: объем жидких РАО в 2-2,5 раза ниже, твердых РАО – в 1,5-3 раза выше, чем на реакторах ВВЭР, специфические твердые РАО реакторов БН – жидкометаллический натриевый теплоноситель, ловушки и адсорберы, содержащие натрий.

Таким образом, используя вышеприведенные данные по ориентировочному составу ОЯТ реактора на тепловых нейтронах типа ВВЭР [7], был проведен расчет возможного радионуклидного состава 1 тонны ОЯТ РУ БН-350 на настоящий момент. Учитывая тот факт, что основным радионуклидом, составляющим большую радиоактивность отходов, является ^{137}Cs, был проведен расчет соотношения каждого долгоживущего радионуклида к активности ^{137}Cs. По данным соотношениям и количественным данным об активности ^{137}Cs в ЖРО РУ БН-350 (10^7-10^8 Бк/кг, [3]), был определен ориентировочный радионуклидный состав ЖРО РУ БН-350. При этом было принято, что:

- при переходе радионуклидов из ОЯТ в растворы ЖРО происходит их равномерное растворение, т.е. отношение радионуклидов друг к другу не меняется;
- момент извлечения топлива из реактора – 01.12.1999 г.;
- данные по короткоживущим радионуклидам и радионуклидам наведенной активности не используются в расчете;
- при условии присутствия нескольких изотопов одного элемента активность рассчитывалась по радионуклиду с большим периодом полураспада.

Результаты расчетов представлены в таблице (Таблица 1).

Таблица 1.

Результаты расчетов ориентировочного радионуклидного состава ОЯТ и ЖРО РУ БН-350 на 01.01.2010 г.

Радионуклид	Расчетная удельная активность в ОЯТ, Бк/т	Отношение Радионуклид / ^{137}Cs	Расчетная удельная активность в ЖРО, Бк/кг	Удельная активность в декантате на 01.09.03 г., Бк/кг	УВ (НРБ-99), Бк/кг
^{238}U	$1{,}2\cdot10^{10}$	1:215 000	$2{,}2\cdot10^{3}$	Не определялась	3,1
^{239}Pu	$2{,}3\cdot10^{13}$	1:114	$4{,}2\cdot10^{6}$	Не определялась	$5{,}6\cdot10^{-1}$
^{137}Cs	$3{,}4\cdot10^{15}$	1:1	$4{,}8\cdot10^{8}$	10^7-10^8	11,0
^{99}Tc	$4{,}8\cdot10^{11}$	1:5400	$8{,}9\cdot10^{4}$	Не определялась	$2{,}2\cdot10^{2}$
^{90}Sr	$2{,}0\cdot10^{15}$	1:1,3	$3{,}8\cdot10^{8}$	Не определялась	5,0
^{237}Np	$1{,}3\cdot10^{10}$	1:200 000	$2{,}4\cdot10^{3}$	Не определялась	1,3

Радионуклид	Расчетная удельная активность в ОЯТ, Бк/т	Отношение Радионуклид / ^{137}Cs	Расчетная удельная активность в ЖРО, Бк/кг	Удельная активность в декантате на 01.09.03 г., Бк/кг	УВ (НРБ-99), Бк/кг
^{241}Am	$4{,}4\cdot10^{13}$	1:59	$8{,}1\cdot10^{6}$	Не определялась	$6{,}9\cdot10^{-1}$
^{129}I	$1{,}3\cdot10^{9}$	1:1 995 000	$2{,}4\cdot10^{2}$	Не определялась	1,3
^{244}Cm	$1{,}3\cdot10^{14}$	1:20	$2{,}3\cdot10^{7}$	Не определялась	1,2
^{151}Sm	$1{,}4\cdot10^{13}$	1:190	$2{,}5\cdot10^{6}$	Не определялась	$1{,}4\cdot10^{3}$

Проведенные теоретические расчеты показывают, что значения активности основных долгоживущих радионуклидов в ЖРО РУ БН-350 значительно превышают нормативные уровни (НРБ-99). При разработке технологии переработки данных ЖРО следует ожидать в составе отходов следующие радионуклиды: ^{238}U, ^{239}Pu, ^{137}Cs, ^{99}Tc, ^{90}Sr, ^{237}Np, ^{241}Am, ^{129}I, ^{244}Cm, ^{151}Sm. Причем, наибольший вклад в радиоактивность отходов будут вносить ^{137}Cs и ^{90}Sr.

С целью подтверждения расчетных данных, были проведены экспериментальные исследования по определению радионуклидного состава ЖРО РУ БН-350.

1.1.2. Экспериментальная оценка

Объектом исследований являлись образцы жидких радиоактивных отходов РУ БН-350, отобранные из емкостей Б-02/2, Б-02/3, Б-02/5, а также модельные растворы.

Методология исследований

Для определения радионуклидного состава ЖРО РУ БН-350 были отобраны 3 образца ЖРО. Для проведения лабораторного анализа радионуклидного состава ЖРО использовались как аттестованные методики [9, 10, 11, 12], так и модифицированные. Содержание гамма-излучающих радионуклидов определялось с помощью гамма-спектрометра, состоящего из полупроводникового детектора Canberra GX-2020 расширенного диапазона с относительной эффективностью регистрации 20%. Для более чувствительного определения ^{241}Am использовалась дополнительная операция предварительного удаления ^{137}Cs соосаждением на фосфомолибдате аммония. Для этого после последовательного выделения радионуклидов $^{239+240}$Pu методом экстракционной хроматографии из фильтрата выделялся ^{134,137}Cs двух-, трехкратным соосаждением с фосфоромолибдатом аммония. Фильтрат поступал на гамма-спектрометрический анализ с целью определения ^{241}Am, ^{60}Co, ^{54}Mn, ^{22}Na, ^{125}Sb. Затем, после измерений из фильтрата выделялся ^{90}Sr с использованием метода соосаждения ^{90}Sr с карбонатом кальция. Определение содержания ^{90}Sr проводилось на бета-спектрометре TriCarb-2900.

Определение содержания изотопов Pu проводилось альфа-спектрометрическим методом с предварительной радиохимической очисткой образца. Измерения спектрометрического образца проводились на альфа-спектрометре Canberra 7401.

Лабораторные исследования состава ЖРО

В результате лабораторных исследований образцов ЖРО РУ БН-350 были получены количественные данные по радионуклидному составу отходов из емкостей Б-02/2, Б-02/3, Б-02/5. В таблице представлены усредненные данные, полученные в результате анализов, проведенных двумя лабораториями Национального ядерного цен-

тра РК, а также результаты исследований, полученные при разработке рабочего проекта комплекса по переработке жидких радиоактивных отходов РУ БН-350 (Таблица 2).

Таблица 2.

Радионуклидный состав ЖРО РУ БН-350

Радионуклид (ед.изм.)	Содержание радионуклида, Ауд					
	Емк.Б-02/2		Емк.Б-02/3		Емк.Б-02/5	
	*	**	*	**	*	**
^{241}Am, (кБк/л)	9 ± 2	нет данных	18 ± 1	нет данных	18 ± 2	нет данных
^{134}Cs, (кБк/л)	39 ± 6	270	20 ± 3	96	15 ± 2	260
^{137}Cs, (МБк/л)	123 ± 18	63	53 ± 8	185	113 ± 17	22
^{60}Co, (кБк/л)	15 ± 3	11	6 ± 1	37	25 ± 4	1,9
^{54}Mn, (кБк/л)	< 5	нет данных	< 2	1,5	< 8	нет данных
^{125}Sb, (кБк/л)	< 12	нет данных	< 13	нет данных	< 20	нет данных
^{22}Na, (кБк/л)	< 7	нет данных	< 3	нет данных	< 5	нет данных
$^{239+240}$Pu, (кБк/л)	< 1	нет данных	2,1 ± 0,5	нет данных	6,2 ± 1,3	нет данных
^{90}Sr, (кБк/л)	65 ± 15	нет данных	30 ± 10	нет данных	80±20	нет данных
Примечание: * - результаты исследований Национального ядерного центра Республики Казахстан ** - результаты исследований, представленные в [13]						

В результате проведения дополнительных исследований были подтверждены расчетные и литературные данные, свидетельствующие о том, что основным загрязняющим радионуклидом ЖРО РУ БН-350 является Cs. В целом, подтверждены и проектные данные по ряду других гамма-излучающих радионуклидов: ^{60}Co, ^{54}Mn, ^{125}Sb, ^{22}Na [14]. Однако в ходе лабораторных исследований также были получены данные, свидетельствующие о наличии значительного количества таких радионуклидов, как ^{241}Am, изотопы Pu и ^{90}Sr.

При определении содержания ^{90}Sr по находящемуся с ним в равновесии ^{90}Y были получены данные, по которым можно предположить, что в ЖРО РУ БН-350 содержится ^{151}Sm. При проведении исследований образцов ЖРО наблюдалось отклонение от ожидаемой кривой распада ^{90}Y, что свидетельствовало о наличии другого радиоактивного изотопа, по химическим свойствам сходным с иттрием и имеющим больший период полураспада. Таким изотопом может являться ^{151}Sm.

В ходе экспериментальных исследований ЖРО РУ БН-350 не определялось содержание ^{99}Tc, ^{237}Np, ^{129}I, ^{244}Cm, однако, согласно теоретической оценке, наличие данных радионуклидов в отходах ЖРО РУ БН-350 следует ожидать и учитывать при разработке технологии переработки ЖРО.

Для оценки эффективности очистки ЖРО от основных загрязняющих радионуклидов (изотопов Cs, ^{60}Co, ^{54}Mn) были проведены экспериментальные исследования эффективности основных технологических операций, предлагаемых проектом по переработке ЖРО РУ БН-350: процесса озонирования и ионообменной сорбции. Исследования проводились с использованием модельных растворов с известным радионуклидным составом.

1.2 Оценка эффективности использования процесса озонирования ЖРО с целью разрушения комплексообразующей составляющей отходов

В рамках данной задачи проводилась экспериментальная оценка технологии окисления комплексообразующей составляющей ЖРО путем озонирования. В результате озонирования происходит разрушение органической составляющей ЖРО и "высвобождение" органически связанных радионуклидов, таких как ^{60}Co и ^{54}Mn.

Из литературных источников известно, что обычно в качестве окислителя используется перманганат калия в щелочной среде. Применение других окислителей, таких как перекись водорода, азотная кислота в присутствие катализатора и других химических окислителей, оказалось малоэффективным [15, 16, 17, 18]. Высокоэффективным окислителем трилона Б является гидроксильный радикал, образующийся, например, в реакции разложения перекиси водорода под действием УФ света. Однако его применение оказывается неэффективным для растворов с высоким содержанием солей [19], к которым относятся ЖРО РУ БН-350.

Наиболее эффективно применение в качестве окислителя озона. Озон обладает более высокой окисляющей способностью, чем большинство применяемых окислителей. Кроме того, озон эффективно окисляет органические вещества в растворах с высоким солевым фоном [20].

Задачей данных исследований являлась оценка эффективности применения процесса озонирования при очистке ЖРО РУ БН-350 от радионуклидов. При проведении исследований основное внимание было уделено изучению деструкции этилендиаминтетраацетату натрия – ЭДТА (трилон Б), который чаще всего используется в атомной отрасли в качестве дезактивирующего вещества.

Для окисления трилона Б использовался озонатор, производительность которого составляет 10,5 г/час по озону. Озонолиз проводился в реакционной емкости объемом 2000 мл. Температура исследуемых растворов составляла около 20ºС.

Для экспериментальной оценки эффективности окисления комплексосоставляющей ЖРО был приготовлен модельный раствор, где содержание трилона Б составляло 130 г/л. Использование растворов с большей концентрацией нецелесообразно, т.к. происходит перенасыщение раствора и выпадение осадка.

Результаты исследований

По теоретическим расчетам, согласно стехиометрии реакции окисления, на окислительное разложение 1 г трилона Б расходуется 1,412 г озона:

$(CH_2COO\text{-})_2N\text{-}CH_2CH_2\text{-}N(CH_2COO\text{-})_2 + 9O_3 \rightarrow$ (промежуточные продукты окисления: карбоновые кислоты - щавелевая и муравьиная) $\rightarrow 2NO_3^- + 2OH^- + +2CO_2 + 5H_2O+O_2$

Результаты экспериментальных исследований окисления трилона Б озоном, полученные в лабораторных условиях, представлены на рисунке (Рисунок 1).

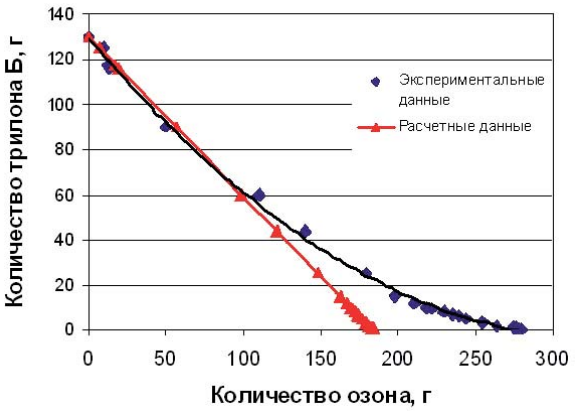


Рисунок 1. Изменение содержания трилона Б при озонолизе

Согласно полученным данным установлено, что для окислительного разложения 1 г трилона Б при его концентрации в растворе от 130 до 60 г/л расходуется 1,4 г озона, при уменьшении концентрации трилона Б в растворе от 60 до 1 г/л расход озона увеличивается от 1,4 до 2,2 г на 1 г трилона Б.

Учитывая полученные экспериментальные данные (среднее соотношение трилона Б к озону при окислении 1:2), а также производительность промышленного озонатора (2,5 кг/час по озону [1]), планируемого при переработке ЖРО РУ БН-350, при типичной концентрации трилона Б в растворе ЖРО (30 г/л, [2]) и объеме декантата ЖРО в одной емкости около 1500 м^3 (1 500 000 л) потребуется 99 000 кг озона. Если при реализации проекта будет использована одна озонирующая установка данной мощности, то для переработки 1500 м^3 ЖРО РУ БН-350 потребуется 1650 дней непрерывной работы (около 4,5 лет). Принимая во внимание тот факт, что работа с данными ЖРО будет проходить во вредных условиях (1700 часов в год), то время окисления отходов с помощью одной озонирующей установки может увеличиться до 23 лет.

Следует учитывать, что проведенные расчеты не принимают во внимание наличие в растворах ЖРО других соединений, которые также необходимо будет разрушить для очистки ЖРО от радионуклидов и для которых потребуется дополнительное количество озона. При этом необходимо учитывать, что при уменьшении pH раствора на стадии окисления трилона Б при образовании промежуточных продуктов окисления (щавелевой и муравьиной кислот) расход озона в кислой среде будет увеличиваться.

Таким образом, исследования процесса окисления комплексообразующей ЖРО, в качестве которой использовался трилон Б, показали, что расход озона изменяется в зависимости от общего количества комплексообразователя в растворе. По консервативному расчету, для окисления комплексообразующей ЖРО из одной емкости при работе во вредных условиях труда потребуется 23 года работы одной озонирующей установки. Согласно полученным результатам, учитывая проектные данные [13], где расчетное время переработки ЖРО РУ БН-350 составляет 5 лет, а расчетное количество накопленных ЖРО – 5000 м^3, необходимое количество озонирующих установок должно быть не менее 16 штук.

1.3. Определение эффективности очистки ЖРО на стадии ионообменной сорбции

После разрушения органической составляющей ЖРО и очистки отходов от ^{60}Co и ^{54}Mn проектом предусмотрена сорбционная очистка ЖРО РУ БН-350 от основного радиоактивного загрязнителя – изотопов Cs.

В проекте переработки ЖРО РУ БН-350 [5] рекомендуется в качестве ферроцианидного сорбента использовать Термоксид-35: сферогранулированный сорбент на основе ферроцианида никеля на неорганическом носителе – гидроксиде циркония.

При проведении экспериментальной оценки эффективности очистки ЖРО от радионуклидов Cs на стадии ионообменной очистки использовались модельные растворы с различными концентрациями трилона Б и известной активностью радиоактивного носителя ^{134}Cs. Модельные растворы пропускали через неподвижный слой сорбента (Термоксид-35) с постоянной скоростью, pH среды составляла 3÷4. Результаты проведенных исследований представлены на рисунке (Рисунок 2). Для более детального исследования процессов сорбции Cs ферроцианидами были проведены экспериментальные исследования извлечения изотопов Cs из растворов с различным содержанием трилона Б с помощью свежеприготовленной суспензии ферроцианида меди. Результаты представлены на рисунке (Рисунок 3).

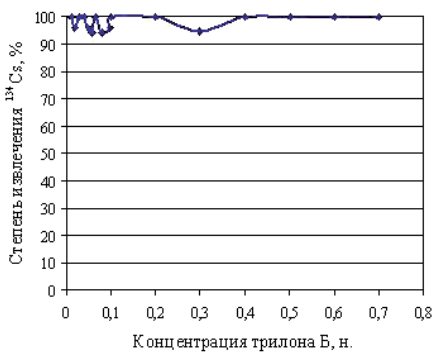


Рисунок 2. Зависимость степени извлечения ^{134}Cs от содержания в растворе трилона Б с использованием Термоксида-35 при pH=3÷4

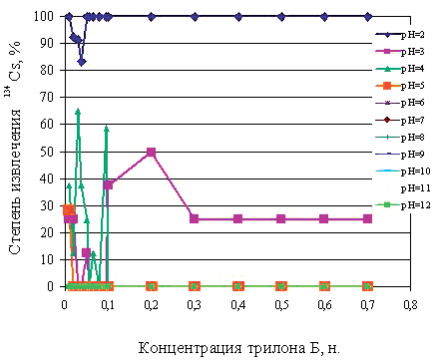


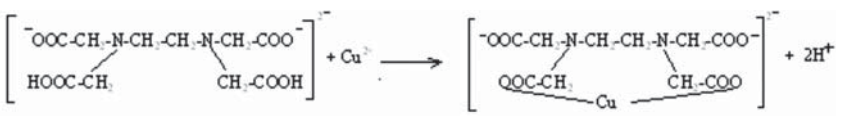
Рисунок 3. Зависимость степени извлечения ^{134}Cs от содержания в растворе трилона Б с использованием ферроцианида меди при различных значениях pH

Полученные результаты показали, что в кислой среде при pH=3÷4 цезий хорошо сорбируется на Термоксиде-35 из растворов трилона Б различной концентрации (очистка 90-100%). Установлено, что наименьшая степень очистки растворов от Cs (90%) при pH=3-4 происходит при концентрации в растворе трилона Б 0,04 н. (7 г/л).

Осаждение Cs из раствора при использовании ферроцианида меди наиболее полно протекает в присутствии трилона Б в диапазоне концентраций от 0,05 н. (9 г/л) до 0,7 н. (130 г/л) и значении pH=2. При концентрации трилона Б от 0,02 до 0,05 н. при pH=2 извлечение Cs составляет ниже 100%. В остальных случаях степень извлечения Cs из раствора в присутствии трилона Б не превышает 65%, а начиная с pH=6 сорбция

Cs из раствора вообще не происходит. При данных условиях сорбент, извлекающий Cs из раствора (ферроцианид меди), растворяется.

Степень извлечения ^{134}Cs зависит от pH среды. При низких значениях pH (до 3,5-4 при добавлении суспензии) в растворе трилона Б происходит диссоциация этилендиаминтетраацетата натрия с образованием комплексон-иона и иона натрия, при этом комплексон-ион взаимодействует с ионом меди, входящей в состав гексацианоферрата меди. Результат данного взаимодействия – растворение суспензии - сорбента ^{134}Cs. Согласно справочным данным [1], соединение комплексон-иона с ионом меди (этилендиаминтетраацетат меди) имеет константу устойчивости 18,8, в связи с чем, обладает большей химической устойчивостью, чем комплексонат натрия, константа устойчивости которого равна 1,66. Химическая реакция, протекающая при данном взаимодействии, представлена в виде химического уравнения реакции:



Таким образом, при различных значениях pH среды происходит смещение химического равновесия в системе сорбент – раствор, результатом чего является растворение сорбента и уменьшение степени извлечения Cs из растворов ЖРО.

Так как известно, что pH среды, предлагаемое технологией по переработке ЖРО РУ БН-350, составляет 9-10 [5], было исследовано влияние данного параметра на степень извлечения Cs из модельных растворов при очистке с помощью Термоксида-35. Учитывая описанные выше результаты исследований на Термоксиде-35, был выбран модельный раствор с концентрацией трилона Б 0,03 н. (5,4 г/л), при которой очистка от Cs составила 100%. На основе данного модельного раствора было приготовлено 13 растворов с различным значением pH (от 1 до 13). Растворы были пропущены через ионообменные колонки с Термоксидом-35. Результаты исследований представлены графически на рисунке (Рисунок 4).

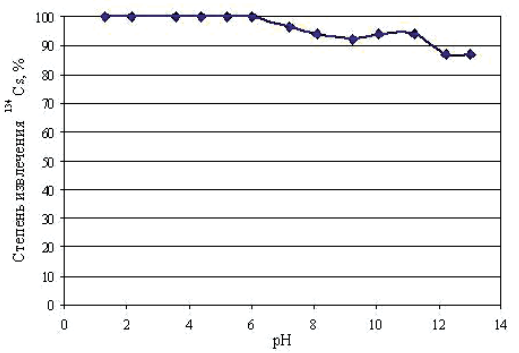


Рисунок 4. Зависимость степени извлечения ^{134}Cs из модельного раствора с помощью Термоксида-35 от pH раствора при содержании трилона Б 5,4 г/л

Из приведенного графика видно, что степень сорбции ^{134}Cs на Термоксиде-35 из модельных растворов на основе трилона Б в диапазоне pH среды от 2 до 6 составляет

100%. Уменьшение степени очистки до 87% происходит при увеличении pH от 7 до 13. Из паспортных данных на Термоксид-35 известно, что при pH более 11 происходит разрушение ферроцианидного сорбента, в связи с чем, предпочтительным диапазоном pH являются значения от 2 до 6.

Отдельно был рассмотрен случай при pH=12 и концентрации трилона Б 0,03 н. (5,4 г/л). Так как в результате исследований определено, что при данном значении pH наблюдается наименьшая степень очистки от ^{134}Cs при использовании Термоксида-35, то было проведено экспериментальное исследование с целью определения стадийности очистки модельного раствора при пропускании через сорбент порций модельного раствора. Общий объем раствора составил 120 мл, удельная активность ^{134}Cs в растворе 0,08 Бк/мл. 1 порция раствора составила 1 колоночный объем (40 мл). Скорость пропускания растворов через колонку составила 1 колоночный объем в час. После прохождения одного колоночного объема через Термоксид-35, раствор, прошедший через сорбент, отправлялся на гамма-спектрометрические исследования. Результаты исследований представлены на рисунке (Рисунок 5).

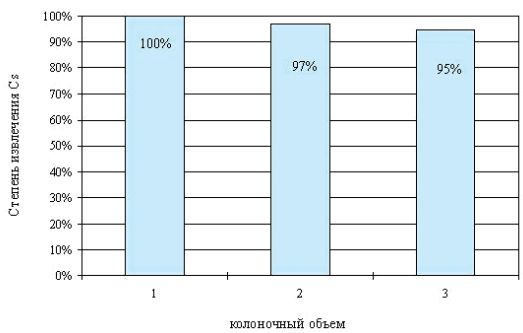


Рисунок 5. Зависимость степени извлечения ^{134}Cs из модельного раствора с помощью Термоксида-35 от колоночного объема раствора при содержании трилона Б 5,4 г/л и pH=12

Из полученных данных видно, что при прохождении через сорбент (Термоксид-35) одного колоночного объема модельного раствора с удельной активностью ^{134}Cs 0,08 Бк/мл происходит 100 % извлечение ^{134}Cs из раствора. При увеличении колоночного объема раствора, проходящего через тот же самый сорбент, степень извлечения ^{134}Cs из раствора уменьшается до 95 %. При этом, если учесть все количество ^{134}Cs, прошедшее через сорбент, степень очистки раствора от ^{134}Cs составит около 89 %.

Таким образом, установлено, что при содержании в растворе комплексообразователя трилона Б в количестве до 20 г/л степень извлечения изотопов цезия сорбентом (Термоксид-35) не постоянна и составляет около 90 %. Если учитывать, что в настоящее время в среднем на РУ БН-350 содержатся отходы с активностью по ^{137}Cs 10^7-10^8 МБк, то 10 % активности ^{137}Cs, которые останутся в растворе, составят 10^6-10^7 МБк. Очищенные с помощью сорбента жидкие отходы все равно будут попадать под категорию ЖРО.

Проведенные исследования показывают, что наилучшие результаты по очистке ЖРО от изотопов цезия были получены при pH от 2 до 6. В материалах по технологии

переработки ЖРО РУ БН-350 данный диапазон смещен в сторону щелочной среды (9-10), что в сравнении с экспериментальными данными является неоправданным, т.к. при данных значениях pH происходит неполная очистка ЖРО, при которой около 10% активности Cs останется в растворе.

ВЫВОДЫ

1. В результате теоретической и экспериментальной оценки радионуклидного состава ЖРО РУ БН-350 были подтверждены проектные данные, свидетельствующие о том, что основным загрязняющим радионуклидом ЖРО РУ БН-350 является Cs. В целом, подтверждено наличие в ЖРО других радионуклидов: ^{60}Co, ^{54}Mn, ^{125}Sb, ^{22}Na. В результате исследований получены количественные данные о присутствии в ЖРО РУ БН-350 таких радионуклидов, как ^{241}Am, изотопы Pu и ^{90}Sr, содержание которых не учтено при разработке проекта по переработке ЖРО. В ходе исследований не определялось содержание ^{99}Tc, ^{237}Np, ^{129}I, ^{244}Cm, ^{151}Sm, однако, согласно теоретической оценке, наличие данных радионуклидов в отходах ЖРО РУ БН-350 следует ожидать и учитывать при разработке технологии переработки ЖРО.
2. Согласно проведенным экспериментальным исследованиям по консервативной оценке определено, что для окисления комплексообразующих веществ ЖРО РУ БН-350 объемом 5000 м^3, при использовании озонирующих установок с проектной мощностью 2,5 кг/час по озону, потребуется 16 озонаторов, которые будут эксплуатироваться в течение 5 лет (с учетом рабочего времени во вредных условиях труда). При оптимистичном расчете, где озонирующая установка будет использоваться непрерывно в течение 5 лет, количество установок должно быть не менее 3 штук.
3. При очистке ЖРО РУ БН-350 от изотопов Cs методом ионоселективной сорбции важным контролируемым параметром является концентрация в отходах трилона Б и pH среды. При концентрации в ЖРО трилона Б 20 г/л в растворе остается около 10% изотопов Cs, что по активности может составить 10^6-10^7 МБк. Наилучшие показатели очистки ЖРО на стадии ионоселективной сорбции изотопов Cs из растворов ЖРО получены при pH от 2 до 6. При повышении pH до 9-10 в растворе останется до 10% активности Cs.

Авторы статьи выражают благодарность сотрудникам "МАЭК-Казатомпром", оказавшим неоценимую помощь в проведении данной работы и предоставившим возможность отобрать образцы ЖРО БН-350 для исследований, а именно: Пустобаеву С.Н., Пугачеву Г.П., Ровнейко А.В., Пшеничных В.С., Нестерцову Г.Д., а также сотрудникам Института ядерной физики, участвующим совместно в лабораторных экспериментах по данной работе.

ЛИТЕРАТУРА

1. Технология переработки плавов, накопленных на АЭС / А.П. Кобелев, А.Е. Савкин, О.Г. Синякин, Е.А. Качалова, А.Н. Сороколетова, В.Р. Нечаевч // Стратегия безопасности использования атомной энергии: междунар. конф. - Санкт-Петербург: ГУП МосНПО "Радон", 2006.
2. Метод ионоселективной очистки жидких радиоактивных отходов атомных станций /А.Э.Арустамов, А.В.Зинин, П.В. Красников, Ю.П. Прилепо, В.В. Перевезенцев, А.Е. Савкин, А.А. Свитцов, С.Б. Хубецов. - Москва: ЗАО "РАОТЕХ", 2006.
3. Проведение сравнительного анализа методов обращения с солевыми растворами, выбор конкретного метода и разработка технологии обращения с очищенными солевыми растворами, включая схему откачки, способ транспортировки и требования к хранению: отчет /Д.И. Зеленский, Ю.Л. Истомин. – Москва: ЗАО "МЭТР", 2003.
4. Комплекс по переработке жидких неорганических радиоактивных отходов РУ БН-350. Проект. Оценка воздействия на окружающую среду. Пояснительная записка. 8702-ОВОС-ПЗ. - Москва: ЗАО "МЭТР", 2004.
5. Исследования режимов переработки жидких радиоактивных отходов реактора БН-350: отчет о НИР. – Москва: МосНПО "Радон", 2001. - С. 11-28.
6. Медицинские последствия аварии на Чернобыльской АЭС (16 лет спустя) / И.Я.Василенко, О.И.Василенко. Москва: Государственный научный центр. Институт биофизики, 2002.
7. Неизбежная связь атомной энергетики с атомным оружием / под.ред А.В. Яблоков. - Москва: СРАН Беллона, 2005. Интернет-ресурс http://www.bellona.ru/reports/yablokov.
8. *Скворцов А.И.* Обращение с радиоактивными отходами при выводе из эксплуатации реактора на быстрых нейтронах / А.И. Скворцов. - СПб., 2007. - 182 с. Интернет-ресурс http://www.rsl.ru/index.php?doc=104.
9. МИ 2143-91 РК “Активность радионуклидов в объемных образцах. Методика выполнения измерений на гамма-спектрометре”.
10. "Методика измерения активности радионуклидов с использованием сцинтилляционного бета-спектрометра с программным обеспечением "Прогресс".
11. "Методика определения содержания искусственных радионуклидов плутония-(239+240), стронция-90 и цезия-137 в природных водах методом концентрирования", Алматы, 2001 г.
12. Методика определения искусственных радионуклидов $^{239+240}$Pu, ^{90}Sr в объектах окружающей среды, KZ.07.00.00471-2005.
13. Разработка рабочего проекта комплекса по переработке жидких радиоактивных отходов РУ БН-350, включающий установку ионоселективной очистки и установку цементирования ЖРО с их размещением в отдельном здании. Техническое задание. – Москва: ЗАО "РАОТЕХ", 2002. - С.21-22.
14. Комплекс по переработке жидких неорганических радиоактивных отходов РУ БН-350. Здания 157, 157А, 155. Проект. Технологические решения. Т. 4. Ч. 1. Книга 1. – Москва, ЗАО "МЭТР", 2004. - С.11-12.

15. *Шилов В.П.* // ЖПХ. - 1990. - Т.63. - N2. - С. 348-353.
16. *Крот Н.Н.* // Радиохимия. - 1994. - Т.36. - N1. – С. 19-24.
17. *Shilov V.P.* Investigation on Application of Homogeneous and Heterogeneous Catalysis for Alkaline Waste Treatment: Report PNNL-11623 UC-2030 / V.P. Shilov, A.A. Bessonov, A.Y. Garnov [et al.]. - Richland, Washington (USA): Pacific Northwest National Laboratory, 1997.
18. *Гарнов А. Ю.* // Радиохимия. - 2002. - Т.44. - N5. - С. 437-442.
19. *Селиверстов А.Ф.* // Радиохимия. - 2008. - Т.50. - N1. - С.62-65.
20. *Рабинович В.А.* Краткий химический справочник /В.А. Рабинович, Хавин З.Я. - М.: Химия, 1977. - С.376.
21. Комплекс по переработке жидких неорганических радиоактивных отходов РУ БН-350. Здания 157, 157А, 155. Проект. Технологические решения. Т. 4. Ч. 1. Книга 1. - Москва: ЗАО "МЭТР", 2004. - С.13.
22. *Ампелогова Н.И.* // Дезактивация в ядерной энергетике /Н.И. Ампелогова, Ю.М. Симановский, А.А. Трапезников. - М.: Энергоатомиздат, 1982. - С.256.
23. *Никольский Б.П.* Справочник химии / Б.П. Никольский. Т.3. - М.: Химия, 1966. – С.162-163.

ЖН-350 РЕАКТОРЛЫҚ ҚОНДЫРҒЫСЫН СҰЙЫҚ РАДИОАКТИВТІ ҚАЛДЫҚТАРМЕН ҚАЙТА ӨҢДЕУ ТЕХНОЛОГИЯСЫНЫҢ ТИІМДІЛІГІ ЖАЙЛЫ МӘСЕЛЕГЕ

С.Н.Лукашенко, О.Ю.Коровина, В.В.Каширский

Бұл мақала Ақтау қ. (Қазақстан) орналасқан жылдам нейтрондардағы реакторлық қондырғының (ЖН-350 РҚ) қызметі нәтижесінде пайда болған сұйық радиоактивті қалдықтарды (СРҚ) қайта өңдеу технологиясына арналған. Зерттеулердің мақсаты: ұсынылатын технологияның тиімділігін бағалау.

Түйін сөздер: сұйық радиоактивті қалдықтарды қайта өңдеу, жылдам нейтрондардағы реактор, ЖН-350 РҚ радионуклидті құрамы, СРҚ тазалаудың тиімділігін бағалау.

ON THE PROBLEM OF THE EFFICIENCY OF REPROCESSING TECHNOLOGY FOR LIQUID RADIOACTIVE WASTE OF REACTOR PLANT BN-350

S.N. Lukashenko, O. Yu. Korovina, V.V. Kashirskiy

This article focuses on technology for reprocessing the liquid radioactive waste (LRW), formed as a result of the fast neutron reactor plant's work (RU BN-350) that is located in City of Aktau (Kazakhstan). Objective is to evaluate the effectiveness of the proposed technology.

Keywords: liquid radioactive waste reprocessing, fast neutron reactor, radionuclide composition of LRW BN-350, evaluation of LRW cleaning efficiency.

УДК 577.4:504.75.05:539.16

УТИЛИЗАЦИЯ ИСТОЧНИКОВ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ НА БЫВШЕМ ВОЕННОМ АРСЕНАЛЕ В П. ТОКРАУ

В.Н. Дмитропавленко, А.Ю. Осинцев, О.Ю. Коровина, Е.В. Мустафина

В 2001 г. на военной базе "Арсенал", расположенной в Актогайском районе Карагандинской области, произошел пожар, вследствие которого пострадали склады с боеприпасами. После пожара в двух сооружениях арсенала были обнаружены источники повышенной радиационной опасности. В 2006 г. было принято решение о проведении ликвидационно-консервационных работ, включающих утилизацию образовавшихся радиоактивных отходов и их захоронение. Данные работы были проведены Национальным ядерным центром РК совместно со специалистами Министерства обороны РК. В результате проведения работ была исключена опасность распространения радиоактивного загрязнения, образовавшегося в результате чрезвычайной ситуации. Все имеющиеся на объекте радиоактивные отходы (РАО) утилизированы и размещены на длительное хранение на комплексе "Байкал". В результате заключительного обследования подтверждена безопасность проведенных работ и отсутствие отрицательного антропогенного воздействия на существующую экосистему. За все время проведения радиационно-опасных работ персонал, выполнявший работы по утилизации источников радиоактивного загрязнения на территории бывшего военного арсенала, не получил дозы радиоактивного облучения, превышающей нормируемые величины.

Ключевые слова: п. Токрау, "Арсенал", боеприпасы из обедненного урана, радиоактивное загрязнение, радиоактивные отходы, утилизация.

ВВЕДЕНИЕ

Военная база "Арсенал" территориально находится в Карагандинской области, в Актогайском районе. В географическом отношении база расположена на северном побережье озера Балхаш, на расстоянии менее 10 км от берега.

В 2001 г. на военной базе "Арсенал" произошел пожар, вследствие которого пострадали склады с боеприпасами. Общий боезапас, хранившийся на складах в п. Токрау, по информации министерства обороны РК составлял несколько десятков тысяч тонн. Это снаряды и мины, заложенные на хранение еще советской армией во время войны в Афганистане и частично вывезенные на хранение из Армении после Спитакского землетрясения в 1988 г. Весь боезапас предназначался для дальнейшей утилизации.

После пожара в двух сооружениях арсенала были обнаружены источники повышенной радиационной опасности. Для решения проблемы утилизации источников радиоактивного загрязнения и проведения природоохранных мероприятий на территории сооружений были привлечены специалисты Национального ядерного центра РК. В сентябре 2006 г. специалистами НЯЦ РК и МО РК было проведено совместное радиационное обследование хранилищ № 9 и № 18. В ходе обследования было определено:

- в хранилищах находятся фрагменты от боеприпасов, укупорки боеприпасов различной степени сохранности и фрагментации;

- хранилища № 9 и № 18 представляют собой опасность для окружающей территории, так как часть радиоактивных материалов находится в мелкодисперсном состоянии и легко переносима ветром.

Радиационный фон внутри хранилищ существенно (в сотни раз) превышал естественный радиационный фон местности. Плотность потока бета-частиц превышала допустимые уровни загрязнения поверхностей, установленные НРБ-99 [1].

По результатам обследования было рекомендовано провести ликвидационно-консервационные работы, включающие утилизацию образовавшихся радиоактивных отходов (РАО) и их захоронение. Данные работы были проведены Национальным ядерным центром РК совместно со специалистами Министерства обороны РК.

1. ХАРАКТЕРИСТИКА ОБЪЕКТОВ

1.1. Общая информация

Хранилища боеприпасов до пожара представляли собой железобетонные сооружения, частично обвалованные землей. В качестве опорных стен и перекрытия использовались железобетонные арки, скрепленные между собой. Пол в хранилище – бетонный. Длина хранилища – 70 м, внутренняя ширина – 12 м, высота – 7 м. На потолке каждого хранилища, с использованием массивных двутавров, были смонтированы пути перемещения электроталей, а также система автоматического пожаротушения. Под воздействием высоких температур двутавр и трубы подачи воды значительно деформировались и местами обрушились (Рисунок 1).

Рисунок 1. Потолочные металлические конструкции

Также на обоих хранилищах имело место локальное обрушение арок перекрытия крыши (обвал). При обследовании территории хранилищ были обнаружены наконечники боеприпасов с радиоактивным материалом, а также большое количество снаряженных боеприпасов.

1.2. Характер радиоактивного загрязнения

1.2.1. Характер распределения радиационных параметров на территории хранилищ

При проведении радиометрического обследования были измерены следующие радиационные параметры: мощность эквивалентной дозы (МЭД), плотность потока β-частиц, эквивалентная равновесная объемная активность (ЭРОА) дочерних продуктов распада радона и торона внутри хранилищ. Результаты измерений составили:

- МЭД варьирует в диапазоне 0,13-3,2 мкЗв/ч;
- плотность потока β-частиц – от 40 до 4000 част/(мин•см2);
- ЭРОА дочерних продуктов распада радона – от 10 до 28 Бк/м3;
- ЭРОА дочерних продуктов распада торона не превысила предела обнаружения используемого оборудования (8 Бк/м3).

Наряду с измерениями внутри хранилищ, было проведено радиометрическое обследование прилегающей к ним территории, которая также подверглась радиоактивному загрязнению. В результате обследования было определено, что загрязнению подверглись не только сами хранилища, но и прилегающая территория общей площадью более 10 га.

Исходя из полученных результатов, было сделано заключение, что радиационный фон внутри хранилищ по МЭД и плотности потока β-частиц существенно (в сотни раз) превышал естественный радиационный фон местности. Повышенный радиационный фон регистрировался не только на территории хранилищ, но и на прилегающих территориях на расстоянии до 200 м от хранилищ.

Полученные результаты позволили провести классификацию и отнести данный объект к разряду представляющих радиационную опасность как для населения, так и для окружающей среды.

1.2.2. Анализ источников радиоактивного загрязнения

Оценка уровня радиоактивного загрязнения грунта внутри хранилища № 9 не проводилась, так как по результатам предварительного осмотра было установлено, что большая часть хранящихся на данном складе 30 мм наконечников боеприпасов не подверглась горению (окислению). Как следствие, они не могли явиться источником радиоактивного загрязнения грунта продуктами горения (оксидами урана). Радиоактивное загрязнение на данном хранилище обусловлено непосредственно сердечниками 30 мм боеприпасов, хаотично разбросанных по хранилищу как в снаряженном состоянии, так и после их разрыва, вызванного термическим воздействием.

Для оценки уровня радиоактивного загрязнения грунта внутри хранилища № 18 было отобрано и проанализировано 2 образца грунта. Первый образец – остатки продуктов горения 125 мм боеприпаса, содержащегося в транспортном тубусе; второй образец – грунт, содержащий остатки продуктов горения боеприпасов. Результаты гамма-спектрометрического анализа приведены в таблице (Таблица 1).

Таблица 1.

Результаты гамма-спектрометрического анализа

Объект исследования	МЭД, мкЗв/ч	Удельная активность, Бк/кг	
		^{238}U	^{235}U
Остатки продуктов горения 125 мм боеприпаса, содержащегося в транспортном тубусе	2	$1{,}7 \cdot 10^5$	$1{,}7 \cdot 10^3$
Грунт, содержащий остатки продуктов горения боеприпасов	0,5	$4{,}7 \cdot 10^4$	$3{,}2 \cdot 10^3$
Фоновая площадка	0,14-0,15	–*	–*
*Примечание: * – затруднение идентификации радионуклидов в образцах обусловлено их низким содержанием*			

Исходя из результатов анализа, было сделано заключение, что остатки продуктов горения 125 мм боеприпасов, находящихся в транспортных тубусах, а также грунт, содержащий эти остатки, могут представлять радиационную опасность для работающего персонала, формируя как внешнюю дозу облучения, так и внутреннюю, при ингаляционном поступлении в организм.

Повышенные дозы облучения обусловлены радионуклидами U. Других естественных и техногенных радионуклидов в значимых концентрациях не обнаружено.

1.2.3. Анализ физико-химических параметров радиоактивного загрязнения

1.2.3.1. Исследование физических параметров радиоактивных объектов

Для проведения исследований физико-химического состава радиоактивного загрязнения в лабораторию были отправлены образцы сердечников 30 и 125 мм снарядов. Масса сердечника 30 мм снаряда составила 235 г, 125 мм снаряда – 4,5 кг.

Образцы представляли собой твердые металлические стержни. Сердечник 125 мм снаряда был черного цвета с фрагментами стальных конструкций (хвостовое оперение, наконечник), длина 470 мм, диаметр средней части 30 мм (представлен на Рисунке 2). Сердечник 30 мм снаряда – серого цвета со следами окисления по поверхности. Длина снаряда составляла 110 мм, диаметр 30 мм (представлен на Рисунке 3 и Рисунке 4). Часть образцов имела следы термического воздействия, такие как: изменение структуры материала (образование на поверхности порошкообразного вещества черного цвета), следы окисления на поверхности металла (образовавшийся налет желтого цвета).

Рисунок 2. Образец сердечника 125 мм снаряда

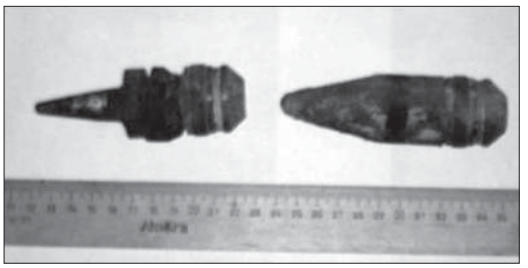


Рисунок 3. Образец 30 мм снаряда

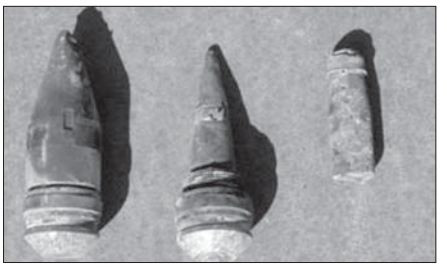


Рисунок 4. Образец сердечника 30 мм снаряда

В связи с различной структурой материала образцов было определено два типа объектов исследований – металлические стержни и порошкообразное вещество черного цвета. Порошкообразное вещество имело мелкодисперсную структуру, частицы неразличимы невооруженным глазом, размер частиц – менее 50 мкм.

Оба типа объектов исследований были переданы на гамма-спектрометрический анализ для определения радионуклидного состава. Кроме того, часть порошкообразного вещества была передана на масс-спектрометрический анализ для определения изотопного состава материала.

Проведенные лабораторные анализы сердечника 30 мм снаряда массой 235 г и сердечника 125 мм снаряда массой 4,5 кг показали наличие продуктов распада ^{238}U – ^{234m}Pa и ^{234}Th, также был обнаружен ^{235}U. Результаты гамма-спектрометрического анализа представлены в таблице (Таблица 2).

Таблица 2.

Результаты гамма-спектрометрического анализа сердечников 30 мм и 125 мм снарядов

р/н	^{238}U	^{234}Th	^{234m}Pa	^{235}U
С, Бк/кг	$(1,5\pm0,8)\cdot10^{6}$	$(1,5\pm0,8)\cdot10^{6}$	$(1,5\pm0,8)\cdot10^{6}$	$(9,5\pm3,5)\cdot10^{4}$

Массовое содержание ^{235}U в исследуемых образцах, по нашим оценкам, составило 0,31% от общего количества урана. Контрольные измерения порошка, собранного с обгоревшего сердечника 125 мм, проведенные в лаборатории Института ядерной физики (г. Алматы), показали тот же радионуклидный состав и практически такую же удельную активность (Таблица 3).

Таблица 3.

Результаты гамма-спектрометрического анализа порошка с 125 мм сердечника

р/н	^{238}U	^{234}Th	^{234}Pa	^{226}Ra	^{235}U	^{223}Ra	^{228}Ac
С, Бк/кг	$(1,5\pm0,2)\cdot10^6$	$(1,5\pm0,2)\cdot10^6$	$(1,5\pm0,2)\cdot10^6$	$< 7,0\cdot10^2$	$(1,0\pm0,1)\cdot10^5$	$< 1,0\cdot10^3$	$< 1,3\cdot10^3$

По результатам гамма-спектрометрического исследования было определено, что в порошке черного цвета и сердечниках содержится смесь изотопов урана (^{235}U, ^{238}U) и дочерние продукты распада ^{238}U (^{234}Pa и ^{234}Th). Удельная активность составляет: по ^{235}U ~105 Бк/кг, по ^{238}U ~1,5•106 Бк/кг. Содержание ^{235}U в образцах по массе составляет 0,30%. Эти данные подтверждаются результатами анализа, проведенного масс-спектрометрическим способом, который показал наличие изотопов урана в соотношении радионуклидов урана по массе ^{238}U – 99,72%, ^{235}U – 0,28%.

Из результатов анализа следует, что в образцах находится "обедненный уран", используемый при изготовлении артиллерийских снарядов, так как природное содержание ^{235}U по массе составляет порядка 0,7%.

1.2.3.2. Исследование химических параметров радиоактивных объектов

В лаборатории Института радиационной безопасности и экологии были проведены предварительные исследования образцов, поступивших с территории хранилищ № 9 и № 18 бывшего военного арсенала в п. Токрау.

Гамма-спектрометрический анализ образцов грунта свидетельствует о наличии в одном образце, отобранном в точке с максимальными радиационными параметрами, незначительного количества ^{238}U и ^{235}U. Содержание техногенного радионуклида ^{137}Cs в исследуемых образцах не превышает 2 Бк/кг, что ниже фоновых значений для территории Казахстана.

После гамма-спектрометрических исследований образцов был проведен химический анализ с целью определения возможного состава исследуемых материалов.

Порошок с обгоревшего сердечника представлял собой рассыпчатое вещество черного цвета, напоминающее внешне активированный уголь. Исследуемое вещество легко поддавалось измельчению и в большей степени представлено мелкой пылевидной фракцией. Для уточнения химического состава данного вещества были изучены следующие свойства:

- растворимость в воде;
- растворимость в кислотах (азотной, плавиковой, серной, соляной).

Для определения растворимости в воде навеска исследуемого вещества помещалась в стакан с дистиллированной водой, тщательно перемешивалась. По прошествии некоторого времени порошок оседал на дне стакана. Видимых изменений

замечено не было. Далее образец нагревался в течение 1 часа, видимые изменения отсутствовали. Для подтверждения факта отсутствия растворения порошка в воде и возможного перехода радионуклидов, содержащихся в порошке, в раствор, осадок отфильтровывался через фильтр "белая лента" и полученный раствор отправлялся на гамма-спектрометрический анализ. Анализ подтвердил визуальные наблюдения. Обнаруженных в порошке радионуклидов (^{235}U, ^{238}U, ^{234}Pa и ^{234}Th) в водной вытяжке не оказалось. Исходя из этого, были сделаны выводы о слабой растворимости изучаемого вещества в воде.

Для изучения отношения данного порошка к кислотам была проведена серия опытов с использованием основных минеральных кислот. Результаты анализов представлены в таблице (Таблица 4).

Таблица 4.

Результаты опытов с использованием основных минеральных кислот

Вещества	**HCl, конц.**	**HNO_3, конц.**	**H_2SO_4, конц.**		**HF, конц.**
			холодная	**горячая**	
Исследуемый порошок	Не реагирует	Реагирует	Слабо реагирует с образованием зеленовато-серого осадка, с выделением бесцветного газа, реакция экзотермическая	Реагирует с образованием зеленовато-серого осадка, выделяется бесцветный газ	Реагирует с растворением осадка и образованием зеленовато-голубого раствора

Анализ полученных данных позволил сделать предварительный вывод о возможном химическом составе образца порошка с обгоревшего сердечника. Данный образец содержит смесь двух оксидов урана (диоксид урана – UO_2 и окись-закись урана U_3O_8), образование которых было спровоцировано процессом горения артиллерийских снарядов. В результате чего уран, входящий в состав данных образцов, окислился до указанных оксидов. По литературным данным, уран горит на воздухе с образованием именно этих оксидов [2]. Химические свойства данных оксидов полностью совпадают с описанием их свойств в литературе [3].

Для определения типа загрязнения металлической поверхности (снимаемое, не снимаемое), поврежденную гильзу 30 мм снаряда, предварительно измеренную на гамма-спектрометре, промыли в мыльном растворе, высушили и затем снова измерили. Измерение до дезактивации показало наличие в образце ^{234}Pa и ^{235}U, после дезактивации данных радионуклидов обнаружено не было.

Обзор физико-химических свойств образцов, поступивших с территории хранилищ № 9 и № 18 бывшего военного арсенала, показал, что основную опасность в данном случае может представлять черный порошок с обгоревшего сердечника. В связи с наличием в пробе обедненного урана в виде диоксида и окиси-закиси возникают две проблемы: с одной стороны – радиация, с другой – токсичность. Существование мелкой пылевидной фракции обостряет данную ситуацию.

Наличие снимаемого загрязнения на металлических поверхностях поврежденных снарядов дает реальную возможность провести дезактивацию данных материалов, а факт плохого растворения соединений урана в воде позволит очистить промывные воды методом фильтрования. Образующиеся твердые радиоактивные отходы будут менее объемны и компактны.

Таким образом, исследованные образцы являются сердечниками артиллерийских снарядов. Данные образцы подверглись термическому воздействию, в результате которого произошло изменение структуры материала. Появился дополнительный объект исследования – черный порошок. Как показали гамма-спектрометрические исследования, радионуклидный состав сердечников и черного порошка идентичен и представляет собой смесь изотопов урана. Массовое содержание ^{235}U составляло порядка 0,3% от общего количества урана, что классифицирует материал образцов, как "обедненный" уран.

1.3. Объем загрязненных материалов и их категоризация

1.3.1. Боеприпасы

По данным, предоставленным главным управлением боеприпасов Вооруженных Сил Республики Казахстан, в войсковой части 89533 (п. Токрау) стояли на хранении 125 мм бронебойные подкалиберные и 30 мм бронебойные выстрелы.

Образец 30 мм снаряда представляет собой урановый металлический наконечник коричневато-серого цвета со следами окиси урана желто-зеленого цвета. Некоторые наконечники имеют обтекатели белого цвета. В ходе визуальной оценки было обнаружено небольшое количество уцелевших наконечников, из чего были сделаны выводы, что большая часть снарядов была разрушена, а наконечники из металлического урана разбросаны и перемешаны с обгоревшим упаковочным материалом (металлические тубы, крепление ящиков и др.), в том числе, с почвой. Наконечники от 30 мм боеприпасов различного типа встречались на поверхности грунта в радиусе до 50 м от хранилища.

По результатам осмотра было установлено, что в хранилищах № 9 и № 18 имелось большое количество, как разорвавшихся, так и снаряженных 30 мм боеприпасов и их наконечников.

МЭД от обнаруженных урановых 30 мм наконечников составляла около 6 мкЗв/ч, плотность потока β- частиц от наконечников составляла 5•103 част/(мин•см2).

Общее количество 30 мм бронебойных выстрелов в войсковой части 89533 составляло 101936 штук. Их тактико-технические характеристики:

- масса выстрела – 0,853 кг;
- масса метательного заряда – 0,127 кг;
- масса окончательного снаряженного снаряда – 0,4 кг.

Таким образом, общая масса 30 мм бронебойных выстрелов составляла 12946 кг.

По МЭД 30 мм снаряды относятся к низкоактивным РАО I группы, в соответствии с ТБпСПиХРО [4] и СПОРО 97 [5] (в соответствии с [4], к низкоактивным РАО относятся вещества с превышением мощности дозы гамма-излучения над фоном от 0,001 мГр/ч до 0,3 мГр/ч (для данной территории фоновые значения МЭД составля-

ют 0,13-0,15 мкЗв/ч), в соответствии с [5] к I группе отходов относятся вещества с МЭД до 0,3 мЗв/ч). По плотности потока β-частиц данные боеприпасы относятся к низкоактивным РАО, в соответствии с ТБпСПиХРО [4] (в соответствии с [4], к низкоактивным отходам относятся вещества с плотностью потока β-частиц от $5•10^2$ до 104 част/(мин•см^2)).

125 мм бронебойные подкалиберные боеприпасы хранились только в хранилище № 18. Внутри некоторых транспортных тубусов присутствовали обгоревшие сердечники от боеприпасов, также сердечники присутствовали и в общей массе металлических изделий.

В отличие от образца 30 мм снаряда, образец 125 мм снаряда был подвержен сильному термическому воздействию, в результате чего сердечник под воздействием окислительных процессов во время горения был частично или полностью разрушен. В результате горения сердечника образовалась смесь двух оксидов урана (диоксид урана – UO_2 и окись-закись урана U_3O_8), представляющая собой порошок черного цвета.

МЭД на поверхности сердечника достигала 14 мкЗв/ч, плотность потока β-частиц – 5•103 част/(мин•см^2).

Общее количество 125 мм бронебойных подкалиберных боеприпасов в войсковой части 89533 составляло 6245 штук. Их тактико-технические характеристики:

- масса выстрела – 20,43 кг;
- масса метательного заряда – 8,86 кг;
- масса окончательного снаряженного снаряда – 7,05 кг.

Таким образом, общая масса 125 мм бронебойных подкалиберных боеприпасов составляла 44027 кг.

По МЭД 125 мм снаряды относятся к низкоактивным РАО I группы, в соответствии с ТБпСПиХРО [4] и СПОРО 97 [5]. По плотности потока β-частиц снаряды относятся к низкоактивным РАО, в соответствии с ТБпСПиХРО [4].

Сводная информация по боеприпасам представлена в таблице (Таблица 5).

Таблица 5.

Общая информация по боеприпасам

Вид боеприпаса	Кол-во	Масса, кг			Активность, Ки	
		снаряда	^{235}U*	^{238}U*	^{235}U	^{238}U
30 мм бронебойного выстрела	101936	0,127	40,13	12905,74	0,09	4,34
125 мм бронебойных подкалиберных	6245	7,05	136,48	43890,77	0,29	14,76
Суммарное значение		57000	176,6	56796,51	0,38	19,1
*Примечание: * – по результатам лабораторных исследований, соотношение изотопов урана в боеприпасах составляет примерно 99,69% ^{238}U и 0,31% ^{235}U по массе*						

Суммарная масса 30 мм бронебойных и 125 мм бронебойных подкалиберных выстрелов составляла ~ 57000 кг. С учетом способа первичной упаковки, объем РАО составляет порядка 85 м^3.

1.3.2. Радиоактивно-загрязненный грунт

Хранилище № 9

Объем грунта в западной части хранилища ориентировочно равнялся 250 м^3, в восточной части – 370 м^3. Общий объем грунта в навалах хранилища составлял порядка 720 м^3.

По результатам гамма-спектрометрических исследований, содержание ^{238}U в грунте не превышало 104 Бк/кг, что не является РАО, а относится к материалам ограниченного использования (МОИ) в соответствии с СанПиН [ ]. По предварительным оценкам, под категорию МОИ было отнесено около 10% от объема грунта, то есть ~70 м^3.

Хранилище № 18

Объем грунта в западной части хранилища ориентировочно равнялся 80 м^3, в восточной части – 540 м^3. Общий объем грунта в навале составлял порядка 620 м^3.

В хранилище № 18, помимо 30 мм снарядов, хранились и 125 мм, которые в результате горения и разрушения привели к радиоактивному загрязнению поверхностного слоя почвы. По измеренным значениям МЭД, данная почва не относится к РАО. По содержанию ^{238}U – относится к радиоактивным отходам, так как значение активности в 4 раза превышает МЗУА, допустимую по НРБ-99 (10000 Бк/кг). По предварительным оценкам, под категорию РАО попадало около 20% от общего объема грунта, то есть ~120 м^3 (часть верхнего слоя почвы, перемешанного с продуктами горения боеприпасов), под категорию МОИ – 25%, то есть ~150 м^3.

1.3.3. Металлические изделия

Объем металлических изделий (транспортные тубусы, осколки боеприпасов и т.д.) в хранилище № 18, по оценкам, мог достигнуть 370 м^3, в хранилище № 9 180 м^3. По результатам исследований было определено, что большая часть металлических изделий после очистки относится к материалам неограниченного использования и будет передана заказчику для утилизации. Часть загрязненных металлических фрагментов, по предварительным оценкам, не должна была превысить 5% и попадет под категорию МОИ. Их ориентировочный объем, по оценкам, не должен был превысить 30 м^3.

2. ПРОВЕДЕНИЕ РАБОТ ПО УТИЛИЗАЦИИ РАО

Проведение работ осуществлялось в соответствии с разработанным проектом. На рабочий проект была проведена оценка воздействия на окружающую среду, на которую было получено заключение независимой экологической экспертизы и проведено согласование в надзорных органах: в Министерстве охраны окружающей среды и Комитете по атомной энергетике РК.

Для осуществления работ на месте их проведения был развернут полевой лагерь со всей соответствующей инфраструктурой (Рисунок 5, Рисунок 6). Работы проводились поэтапно в течение 2 лет. Они начались со сбора и утилизации разлетевшихся радиоактивных боеприпасов с прилегающей территории. Далее проводился разбор и зачистка территорий хранилищ № 18 и № 9, соответственно. По окончании работ было проведено заключительное радиоэкологическое обследование как хранилищ, так и

прилегающей территории. Все работы проводились совместно со специалистами Министерства обороны. Министерством обороны выполнялись работы по обеспечению взрывобезопасности при проведении работ, разбору завалов с использованием тяжелой техники, обеспечению работы инфраструктуры объекта. Необходимо отметить, что, в связи с тем, что на месте работ находилось большое количество снаряженных боеприпасов, все работы по изъятию и утилизации РАО проводились с постоянным сопровождением военных саперов (Рисунок 7).

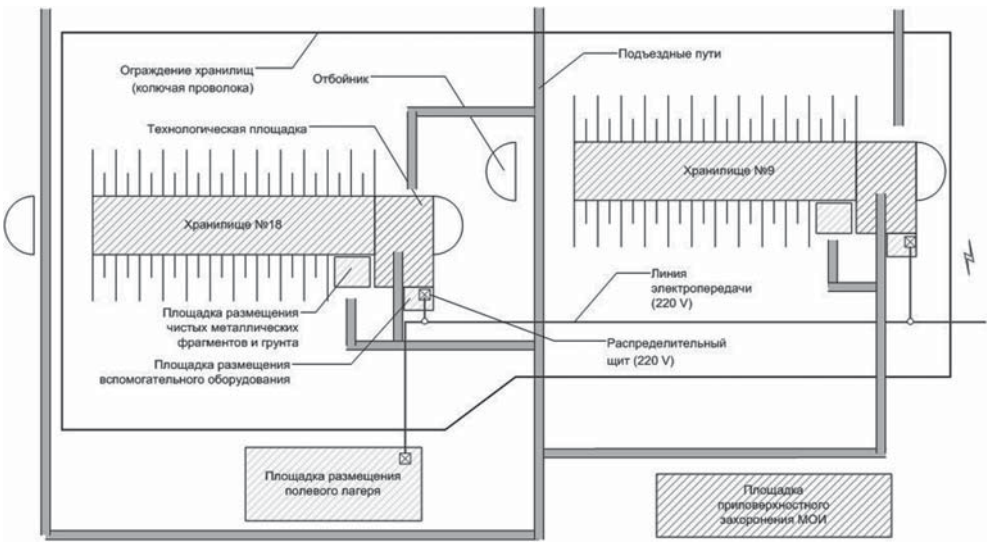


Рисунок 5. Схема расположения технологических площадок и полевого лагеря

Рисунок 6. Вид технологических площадок и полевого лагеря

Рисунок 7. Работа военного специалиста сапера

2.1. Технология изъятия РАО

На основании проведенных исследований была разработана технология изъятия радиоактивных отходов. Изъятие РАО проводилось в четыре этапа по следующей схеме (Рисунок 8).

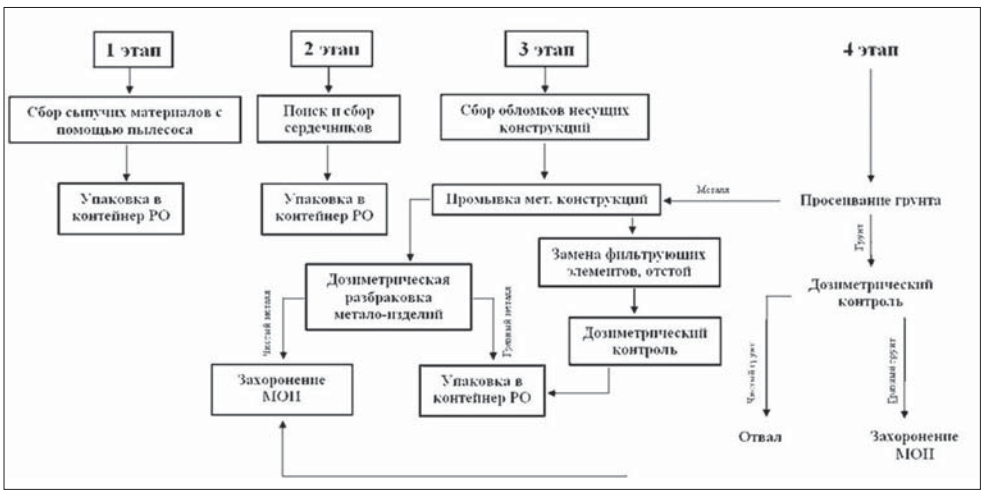


Рисунок 8. Блок-схема поэтапного изъятия РАО

1 этап: сбор сыпучих РАО.

Сбор сыпучих радиоактивных материалов проводился по мере продвижения работ по очистке хранилищ с использованием промышленного пылесоса. Наполненные фильтрующие пакеты помещались в контейнер для сбора РАО.

2 этап: поиск и сбор радиоактивных фрагментов.

По мере разбора навала осуществлялся поиск и сбор радиоактивных фрагментов (сердечников боеприпасов) специальными металлическими манипуляторами (щипцами). Транспортировка до площадки дозиметрического контроля и погрузки в контейнеры с РАО проводилась в металлических ведрах. Радиоактивные фрагменты, относящиеся к РАО, упаковывались в первичную тару и помещались в контейнер для сбора РАО. Фрагменты, относящиеся к МОИ, помещались на площадку размещения МОИ.

3 этап: сбор нерадиоактивных металлических фрагментов.

Данный этап состоял из нескольких подэтапов:

- сбор транспортных тубусов 125 мм подкалиберных боеприпасов;
- сбор других нерадиоактивных фрагментов;
- очистка загрязненных металлических фрагментов.

По мере разбора навала хранилищ производился сбор транспортных тубусов, содержащих в себе радиоактивный материал (остатки сгоревших боеприпасов). Собранный радиоактивный материал из тубусов упаковывался в первичную тару и помещался в контейнер для сбора РАО. Прочие металлические нерадиоактивные фрагмен-

ты (элементы конструкции хранилища, фрагменты разорвавшихся нерадиоактивных боеприпасов и др.) транспортировались до площадки дозиметрического контроля.

На площадке дозиметрического контроля проводилась оценка наличия радиационного загрязнения металлоконструкций. В случае, если радиоактивное загрязнение не было обнаружено, фрагменты утилизировались обычным способом, если радиоактивное загрязнение присутствовало, металлические фрагменты подвергались дезактивации. В случае невозможности дезактивации фрагментов металлоконструкций, радиоактивные фрагменты, относящиеся к РАО, упаковывались в первичную тару и помещались в контейнер для сбора РАО. Фрагменты, относящиеся к МОИ, помещались на площадку размещения МОИ.

Металлические элементы и конструкции, на которых было обнаружено радиоактивное загрязнение, проходили очистку от радиоактивных материалов на специально отведенной и оборудованной площадке. Собранные металлические элементы загружались в специальную мойку (Рисунок 9), где производилась дезактивация с использованием аппарата высокого давления.

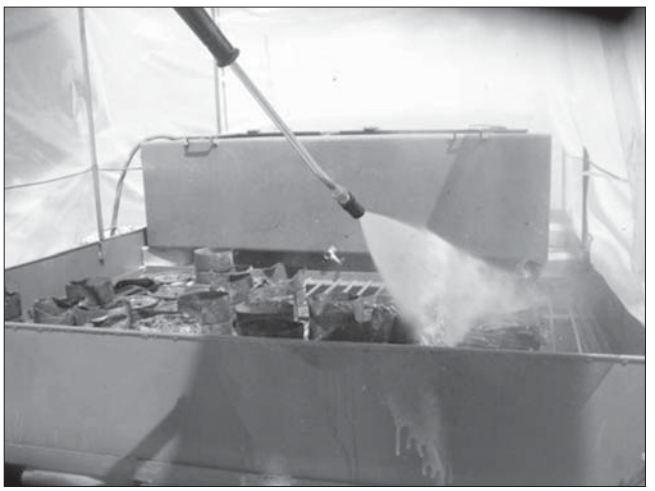


Рисунок 9. Дезактивация металлических элементов

Для исключения разбрызгивания и утечки воды, непосредственно над мойкой была установлена металлическая рамка с закрепленными на ней пластиковыми шторами. Вода после дезактивации металлоконструкций проходила очистку через фильтрующие элементы (щебень, песок или иной фильтрующий материал) и после фильтров тонкой очистки поступала обратно в емкость для мытья. Этим обеспечивался замкнутый цикл циркуляции воды. Для контроля концентрации радионуклидов в рециркулируемой жидкости периодически проводилось определение удельной радиоактивности в воде. По мере забивки фильтрующих емкостей и отстойников воды производилась чистка, а также замена их наполнителей и фильтрующих элементов. Осадок и фильтрующие элементы подвергались дозиметрическому контролю. В случае отнесения материала фильтрующих элементов к РАО они упаковывались в первичную тару и помещались в контейнер для сбора РАО, иначе – помещались на площадку размещения МОИ.

2.1. Технология изъятия РАО

На основании проведенных исследований была разработана технология изъятия радиоактивных отходов. Изъятие РАО проводилось в четыре этапа по следующей схеме (Рисунок 8).

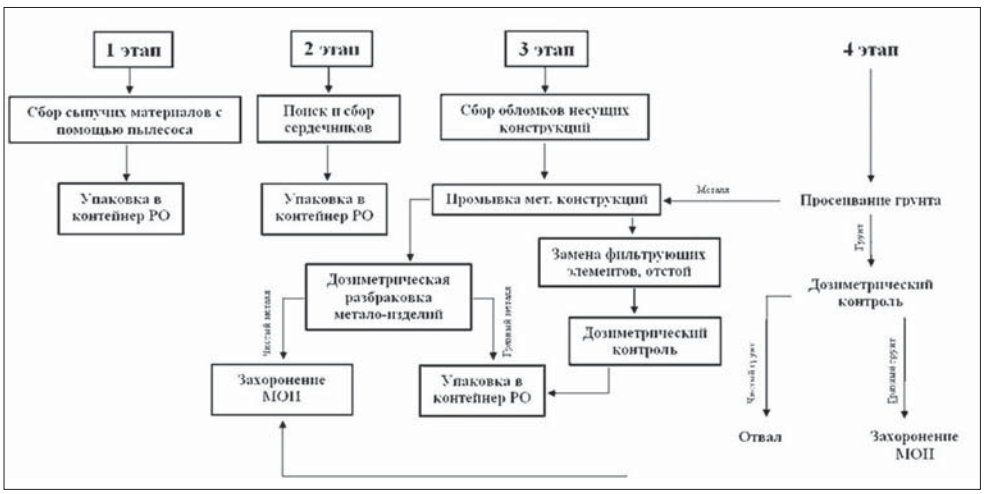


Рисунок 8. Блок-схема поэтапного изъятия РАО

1 этап сбор сыпучих РАО.

Сбор сыпучих радиоактивных материалов проводился по мере продвижения работ по очистке хранилищ с использованием промышленного пылесоса. Наполненные фильтрующие пакеты помещались в контейнер для сбора РАО.

2 этап поиск и сбор радиоактивных фрагментов.

По мере разбора навала осуществлялся поиск и сбор радиоактивных фрагментов (сердечников боеприпасов) специальными металлическими манипуляторами (щипцами). Транспортировка до площадки дозиметрического контроля и погрузки в контейнеры с РАО проводилась в металлических ведрах. Радиоактивные фрагменты, относящиеся к РАО, упаковывались в первичную тару и помещались в контейнер для сбора РАО. Фрагменты, относящиеся к МОИ, помещались на площадку размещения МОИ.

3 этап сбор нерадиоактивных металлических фрагментов.

Данный этап состоял из нескольких подэтапов:

- сбор транспортных тубусов 125 мм подкалиберных боеприпасов;
- сбор других нерадиоактивных фрагментов;
- очистка загрязненных металлических фрагментов.

По мере разбора навала хранилищ производился сбор транспортных тубусов, содержащих в себе радиоактивный материал (остатки сгоревших боеприпасов). Собранный радиоактивный материал из тубусов упаковывался в первичную тару и помещался в контейнер для сбора РАО. Прочие металлические нерадиоактивные фрагмен-

ты (элементы конструкции хранилища, фрагменты разорвавшихся нерадиоактивных боеприпасов и др.) транспортировались до площадки дозиметрического контроля.

На площадке дозиметрического контроля проводилась оценка наличия радиационного загрязнения металлоконструкций. В случае, если радиоактивное загрязнение не было обнаружено, фрагменты утилизировались обычным способом, если радиоактивное загрязнение присутствовало, металлические фрагменты подвергались дезактивации. В случае невозможности дезактивации фрагментов металлоконструкций, радиоактивные фрагменты, относящиеся к РАО, упаковывались в первичную тару и помещались в контейнер для сбора РАО. Фрагменты, относящиеся к МОИ, помещались на площадку размещения МОИ.

Металлические элементы и конструкции, на которых было обнаружено радиоактивное загрязнение, проходили очистку от радиоактивных материалов на специально отведенной и оборудованной площадке. Собранные металлические элементы загружались в специальную мойку (Рисунок 9), где производилась дезактивация с использованием аппарата высокого давления.

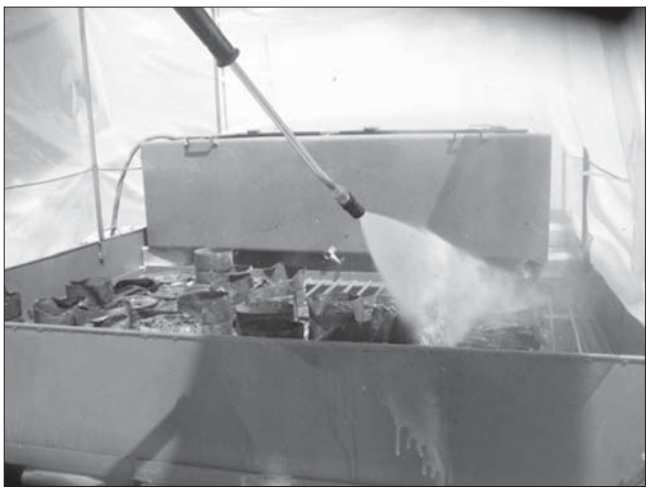


Рисунок 9. Дезактивация металлических элементов

Для исключения разбрызгивания и утечки воды, непосредственно над мойкой была установлена металлическая рамка с закрепленными на ней пластиковыми шторами. Вода после дезактивации металлоконструкций проходила очистку через фильтрующие элементы (щебень, песок или иной фильтрующий материал) и после фильтров тонкой очистки поступала обратно в емкость для мытья. Этим обеспечивался замкнутый цикл циркуляции воды. Для контроля концентрации радионуклидов в рециркулируемой жидкости периодически проводилось определение удельной радиоактивности в воде. По мере забивки фильтрующих емкостей и отстойников воды производилась чистка, а также замена их наполнителей и фильтрующих элементов. Осадок и фильтрующие элементы подвергались дозиметрическому контролю. В случае отнесения материала фильтрующих элементов к РАО они упаковывались в первичную тару и помещались в контейнер для сбора РАО, иначе – помещались на площадку размещения МОИ.

4 этап – контроль наличия в грунте радиоактивных материалов.

После проведения работ по сбору металлических элементов осуществлялось просеивание грунта с использованием вибросита, без перемещения грунта за пределы склада. Данная процедура гарантировала, что в грунте не остались радиоактивные фрагменты (сердечники боеприпасов). Просеивание грунта осуществлялось с помощью вибросита через сетку (ячейка ~0,8-1 см), что обеспечивало отсеивание и сбор металлических элементов размером >0,8-1 см. Подача грунта осуществлялась вручную через приемный бункер вибросита. Просеянные металлические элементы поступали на площадку дозиметрического контроля, где проходили контроль на наличие радиационного загрязнения. Просеянный грунт также подвергался дозиметрическому контролю на наличие радиоактивного загрязнения. В случае, если радиоактивное загрязнение не было обнаружено, фрагменты передавались представителю МО для дальнейшей утилизации обычным способом (Рисунок 10), если радиоактивное загрязнение присутствовало, то проводилась его категоризация. Грунт, относящиеся к РАО, упаковывался в первичную тару и помещался в контейнер для сбора РАО. Отходы, относящиеся к МОИ, помещались на площадку размещения МОИ.

Рисунок 10. Чистый металлолом подготовлен к передаче представителю МО

Рисунок 11. Вид транспортной упаковки

2.2. Упаковка и транспортировка РАО

При проведении работ по изъятию, РАО были упакованы в первичную тару и помещены в транспортную упаковку (Рисунок 11).

Транспортировка РАО проводилась по маршруту п. Токрау – г. Курчатов автомобильным транспортом в соответствии с требованиями в РК. После транспортировки транспортная упаковка с РАО была размещена на длительное хранение на комплексе "Байкал" Института атомной энергии НЯЦ РК (г. Курчатов). Всего за время работ было осуществлено более 30 рейсов по транспортировке РАО. Объем РАО, размещенных на длительное хранение, составил 330 м^3.

2.3. Обеспечение РБ при проведении работ

Так как проведение работ по утилизации источников радиоактивного загрязнения на территории хранилищ № 9 и № 18 связано с реальной радиационной опасностью для персонала, эти работы были отнесены к классу радиационно-опасных. На этом основании были разработаны меры по обеспечению радиационной безопасности персонала с непрерывным радиационным и индивидуальным дозиметрическим контролем.

В процессе работ персонал подвергался комбинированному радиоактивному облучению – внешнему и внутреннему, при ингаляционном поступлении радионуклидов в организм. Основным источником опасности внешнего облучения являлись гамма-излучающие радионуклиды (^{238}U, ^{235}U, ^{234}Th, ^{234}Pa), внутреннего облучения – мелкодисперсные частицы и аэрозоли, содержащие α- и β-излучающие радионуклиды (^{238}U, ^{235}U, ^{234}Th, ^{234}Pa). При проведении работ были учтены все виды лучевого воздействия на персонал, предусмотрены защитные мероприятия, снижающие суммарную дозу от всех источников внешнего и внутреннего облучения до уровней, не превышающих предельно допустимой дозы или предела дозы для соответствующих категорий облучаемых лиц. При проведении работ в условиях загрязнения воздуха радиоактивными веществами персонал обеспечивался дополнительной одноразовой спецодеждой, специальными фильтрующими или изолирующими средствами защиты органов дыхания (Рисунок 12). Радиационный контроль включал организацию и проведение наблюдений за радиационной обстановкой на территории рабочей площадки и в хранилищах.

Рисунок 12. Работа с использованием дополнительных средств индивидуальной защиты

Рисунок 13. Определение удельной активности и мощности дозы

В зависимости от характера проводимых работ устанавливалась следующая номенклатура параметров радиационного контроля:

- измерение мощности дозы гамма-излучения, плотности потоков α-частиц и β-частиц ионизирующего излучения в хранилищах;
- измерение уровней загрязнения радиоактивными веществами рабочих поверхностей, оборудования, транспортных средств, средств индивидуальной защиты, кожных покровов и одежды персонала;
- определение удельной активности и мощности дозы гамма-излучения твердых радиоактивных отходов (Рисунок 13).

На основании этих параметров проводилась оценка вероятной дозовой нагрузки на персонал, работающий в рабочей зоне. Контроль радиоактивного загрязнения рабочей зоны, оборудования, оснастки, транспортных средств осуществлялся прямыми измерениями с помощью переносных приборов и методом снятия мазков.

Индивидуальный контроль облучения персонала включал в себя:

- радиометрический контроль загрязненности кожных покровов и средств индивидуальной защиты;
- контроль доз внешнего бета- и гамма- излучения с использованием индивидуальных дозиметров накопительного типа (ТЛД). При работах на загрязненных участках дополнительно персонал обеспечивался прямопоказывающими дозиметрами;
- контроль внутреннего поступления изотопов U по его содержанию в моче.

Результаты контроля доз внешнего бета- и гамма-излучения показали, что дозы, полученные персоналом во время проведения ликвидационных работ, лежат в диапазоне от 0,3 до 2,4 мЗв/год. Полученные дозы значительно (~ 8 раз) ниже предела доз, установленного для персонала НРБ-99.

Контроль доз внутреннего облучения от возможного поступления изотопов урана в организм проводился посредством анализа проб мочи персонала методом ICP-MS с использованием методики [7]. Содержание урана в исследованных пробах мочи находилось в пределах 0,06-1,9 мкг/л. Среднее содержание составило 1,4 мкг/л, ожидаемая годовая доза внутреннего облучения – 0,2 мЗв, что в 100 раз ниже предела доз, установленного для персонала НРБ-99. Соотношение $^{235}U/^{238}U$ составило 0,0072, что близко к природному соотношению этих изотопов. Этот факт говорит о том, что в данном случае мы регистрировали природный уран, поступавший в организм естественным путем (с пищей, водой и т.д.), а не обедненный (техногенный) уран с изотопным соотношением 0,003 (с которым проводились работы), что свидетельствует об отсутствии внутреннего поступления радионуклидов ингаляционным путем при проведении работ.

Таким образом, проведение мероприятий по обеспечению радиационной безопасности персонала при ведении работ позволило исключить случаи получения повышенных доз внешнего облучения и исключить внутреннее поступление радионуклидов ингаляционным путем.

3. СОВРЕМЕННАЯ РАДИАЦИОННАЯ ОБСТАНОВКА В ХРАНИЛИЩАХ И НА ПРИЛЕГАЮЩЕЙ ТЕРРИТОРИИ

В результате проведенных ликвидационно-консервационных работ, включающих утилизацию образовавшихся радиоактивных отходов и их захоронение, а также природоохранные мероприятия, радиационная обстановка на территории хранилищ и прилегающей территории была восстановлена до нормального уровня. Результаты распределения МЭД на территории хранилищ и прилегающих территориях после проведения работ представлены на рисунке (Рисунок 14).

Диапазон значений МЭД на обследуемых территориях составил:

- на территории, прилегающей к хранилищам – от 0,18 до 0,24 мкЗв/ч;
- на территории хранилища № 9 – от 0,18 до 0,29 мкЗв/ч;
- на территории хранилища № 18 – от 0,15 до 0,45 мкЗв/ч.

На прилегающих территориях МЭД не превышает 0,24 мкЗв/ч. Повышенный уровень МЭД на локальных участках хранилища № 18 обусловлен остаточным наличием продуктов горения урана, инкорпорированных в бетонные конструкции пола. Удельная активность данных конструкций находится ниже уровня радиоактивных отходов и не представляет опасности. Конструкции переданы представителю МО для дальнейшего демонтажа и утилизации обычным способом.

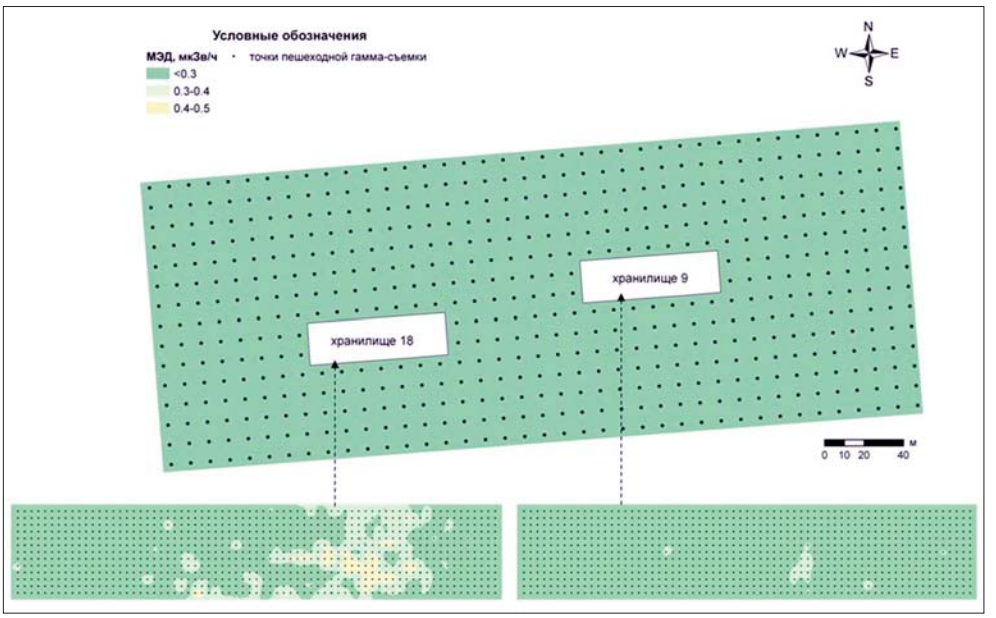


Рисунок 14. Распределение МЭД на территории хранилищ и прилегающей территории

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В результате проведения работ была исключена опасность распространения радиоактивного загрязнения, образовавшегося в результате чрезвычайной ситуации на территории войсковой части 89533 (п. Токрау). Все имеющиеся на объекте радиоактивные отходы утилизированы и размещены на длительное хранение на комплексе "Байкал" Института атомной энергии НЯЦ РК (г. Курчатов).

По результатам радиологического обследования и сравнительного анализа спектрометрических исследований проб, отобранных до и после проведения работ, можно сделать вывод, что радиационная опасность в районе хранилищ № 18 и № 9 и прилегающих к ним территориях ликвидирована. На прилегающих территориях МЭД не превышает 0,24 мкЗв/ч. Повышенный уровень МЭД на локальных участках хранилища № 18 обусловлен остаточным наличием продуктов горения урана, инкорпорированных в бетонные конструкции пола. Удельная активность данных конструкций находится ниже уровня радиоактивных отходов и не представляет опасности. В результате заключительного обследования исследуемого объекта подтверждена безопасность проведенных работ и отсутствие отрицательного антропогенного воздействия на существующую экосистему.

За все время проведения радиационно-опасных работ персонал, выполнявший работы по утилизации источников радиоактивного загрязнения на территории бывшего военного арсенала, не получил дозы радиоактивного облучения, превышающей нормируемые величины в соответствие с НРБ-99.

НЯЦ РК выражает глубокую признательность Министерству обороны за оказанную помощь при проведении работ. Особую благодарность – генерал-майору Даирову М.К., полковнику Уркенову Ж.Ж., подполковнику Коновалову Е.А., подполковнику Казиеву Ш.Ж. и подполковнику Омарову Ж.Ш.

ЛИТЕРАТУРА

1. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99), СП 2.6.1. 758-99. Издание официальное. – Алматы, 2000. – 80 с.
2. *Громов Б.В.* Введение в химическую технологию урана /Б.В. Громов. - М.: Атомиздат, 1978. - С. 228-240.
3. *Несмеянов А.Н.* Радиохимия / А.Н. Несмеянов. - М.: Химия, 1978. - С. 285-286, 290-299, 300.
4. Справочник химика. Основные свойства неорганических и органических соединений. –Т 2.– Л.-М.: Химия, 1964. – С. 232-235.
5. Требования безопасности при сборе, переработке и хранении радиоактивных отходов (ТБСПХ-2003). - Алматы, 2003.
6. Санитарные правила обращения с радиоактивными отходами (СПОРО-97), № 5.01.011-97 от 12.09.97.
7. "Санитарно-гигиенические требования по обеспечению радиационной безопасности": Санитарные правила и нормы, 2003.

8. МУК 4.1.1483-03. Методы контроля. Химические факторы. Определение содержания химических элементов в диагностируемых биосубстратах, препаратах и биологически активных добавках методом масс-спектрометрии с индуктивно связанной аргоновой плазмой. – 26 с.

БҰРЫҢҒЫ ӘСКЕРИ АРСЕНАЛ ОРНАЛАСҚАН ТОҚЫРАУ П. АУМАҒЫНДАҒЫ РАДИОАКТИВТІ ЛАСТАНҒАН КӨЗДЕРДІ КӘДЕГЕ ЖАРАТУ

В.Н. Дмитропавленко, А.Ю. Осинцев, О.Ю. Коровина, Е.В. Мұстафина

2001 ж. Қарағанды облысының Ақтоғай ауданында орналасқан, "Арсенал" әскери базасында өрт шығып, соның есебінен оқ-дәрі қоймаларына зиян келген еді. Өрттен кейін арсеналдың екі ғимаратында жоғары радиациялық қауіптілік көздері анықталды. 2006 ж. жою-жабу жұмыстарын жүргізу туралы шешім қабылданды, оған қалыптасқан радиоактивті қалдықтарды кәдеге жарату және оларды көму бойынша жұмыстар енгізілді. Аталған жұмыстарды ҚР Ұлттық ядролық орталығы ҚР Қорғаныс министрлігінің мамандарымен бірлесе отырып жүргізген болатын. Өткізілген жұмыстардың барысында, төтенше жағдайдың нәтижесінде орын алған радиоактивті ластанудың таралу қауіптілігінің алдын алды. Нысанда орналасқан барлық радиоактивті қалдықтар (РАҚ) кәдеге жаратылды және "Байкал" кешеніне ұзақ мерзім бойы сақтау мақсатында орналастырылды. Қорытынды зерттеулер өткізу барысында өткізілген жұмыстардың қауіпсіздігі және қазіргі экожүйеге теріс антропогенді әсер етпегені анықталды.

Радиациялық-қауіпті жұмыстар жүргізу кезінде бұрыңғы әскери арсеналдың аумағында радиоактивті ластану көздерін кәдеге асыру бойынша жұмыстарды орындаған қызметкерлер, шамасы нормадан асатын радиоактивті сәулелену дозаларын алған жоқ.

Түйін сөздер: Тоқырау п., "Арсенал", біріктірілген ураннан жасалған оқ-дәрі, радиоактивті ластану, радиоактивті қалдықтар, кәдеге асыру.

DISPOSAL OF RADIOACTIVE CONTAMINATION SOURCES IN THE TERRITORY OF FORMER MILITARY ARSENAL IN TOKRAU

V.N. Dmitropavlenko, A.Yu. Osintsev, O. Yu. Korovina, E.V. Mustafina

In 2001 at the military base “Arsenal”, located in Aktogay region of Karaganda oblast a fire occurred which made the stores of ammunition damaged. After the fire increased radiation hazard sources were detected in two buildings of arsenal. In 2006, it was decided

to conduct the liquidation and conservation works including disposal of radioactive waste and their burial. These works were conducted by the National Nuclear Centre of Kazakhstan jointly with specialists of the Ministry of Defense of RK. As a result of the works a danger of the contamination caused by emergency was eliminated. All radioactive wastes (RW) at the site were disposed and placed for long-term storage in "Baikal" complex. The final examination confirmed the safety of the works and the absence of negative artificial impact on the existing ecosystem. For the whole period of radiation-hazardous works the personnel engaged in work on the disposing of radioactive contamination sources at the former military arsenal did not receive radiation doses exceeding normalized levels.

Key words: Tokrau village, “Arsenal”, ammunition made from depleted uranium, radioactive contamination, radioactive wastes, disposal.

АЛФАВИТНЫЙ УКАЗАТЕЛЬ

А

Айдарханов А.О., 9, 245, 321
Амиров А.А., 451

Б

Байгазинов Ж.А., 301,355,387
Бахтин Л.В., 103
Бердинова Н.М., 451
Божко В.В., 475
Брянцева Н.В., 225, 463

Г

Генова С.В., 9, 401, 449

Д

Дмитропавленко В.Н., 157, 225, 499
Дроздов А.В., 401, 449

Ж

Жадыранова А.А., 463
Желтов Д.А., 451

И

Иванова А.Р., 355

К

Кабдыракова А.М., 285, 301
Каратаев С.С., 355, 387
Каширский В.М., 103, 203, 485
Келлер С.А., 355, 387
Кириллов В.Д., 451
Коровикова Т.В., 157
Коровина О.Ю., 203, 485, 499
Кундузбаева А.Е., 285, 301

Л

Ларионова Н.В., 9, 277, 301, 321, 331
Лукашенко С. Н., 9, 57, 103, 203, 245, 277, 285, 301, 321, 331, 355, 387, 401, 449, 451, 463, 485
Ляхова О.Н., 321, 331, 387

М

Магашева Р.Ю., 57
Мустафина Е.В., 157, 225, 277, 475, 499

О

Осинцев А.Ю., 157, 225, 475, 499

П

Паницкий А.В., 57, 301, 355, 387
Пестов Е.Ю., 9

Р

Русинова Л.А., 401, 449

С

Силачев И.Ю., 355
Солодухин В.П., 451
Субботин С.Б., 9, 103, 245, 321, 401, 449, 451
Субботина Л.Ф., 387
Султанова Б.М., 277

Т

Топорова А.В., 9, 463

Ч

Чернова Л.М., 401, 449

Ш

Шатров А.Н., 203

Э

Эдомин В.И., 9, 245

Я

Яковенко Ю.Ю., 103, 157, 277

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-ого года является членом Консультативной Группы по Ядерным Применениям при Генеральном Директоре Международного Агентства по Атомной Энергии. Соавтор более 90 научных работ.

Дмитропавленко В.Н. в 1973 году закончил Московский авиационный институт и был направлен на работу в НИИ тепловых процессов г. Москва в Комплексную экспедицию № 20 (г. Семипалатинск-21), где проработал в должностях от инженера до начальника сектора, занимаясь созданием стенда для испытаний ядерных ракетных двигателей, подготовкой и проведением испытаний первых образцов стендового прототипа двигателя. С 2000 года по 2006 год работал на различных руководящих должностях на предприятиях Национального ядерного центра. Работая на предприятиях НЯЦ РК, занимается реализацией программ по обеспечению радиационной безопасности на территории бывшего Семипалатинского полигона; по радиационному обследованию территорий; по ликвидации инфраструктуры ядерных испытаний. С 2006 года продолжает свою трудовую деятельность в ИРБЭ заместителем директора по производству.

Субботин С.Б. Трудовую деятельность начал дозиметристом в урановом руднике после окончания в 1975 г. Среднеазиатского политехникума по специальности: «Геология поиски и разведка месторождений полезных ископаемых». С 1979 г. работал на Семипалатинском полигоне на работах по инженерно-геологическому сопровождению ядерных взрывов. В 1988 г. закончил Томский политехнический институт по специальности «Гидрогеология и инженерная геология». С 1995 г. работает в ИРБЭ, в настоящее время – начальником лаборатории геоинформационных систем. Основная область научных интересов – исследование последствий воздействия ядерных испытаний на геологические среды, исследование механизмов распространения радионуклидов с подземными водами и др. Соавтор более 30 научных трудов.

Айдарханов А.О. в 2001 году закончил Восточно-Казахстанский Государственный Университет по специальности «Физика». Начинал работу в 2001 году в ИЯФ НЯЦ РК, в 2008 году назначен начальником отдела разработки систем мониторинга окружающей среды ИРБЭ. Основными областями научных интересов являются: изучение радиоэкологической ситуации в местах проведенных ядерных взрывов (Семипалатинский испытательный полигон); проведение радиационного мониторинга хозяйственной деятельности на СИП; изучение миграции техногенных радионуклидов с подземными водами; разработка методов изотопной гидрогеологии.

Паницкий А.В. в 2002 г. закончил Восточно-Казахстанский государственный университет по специальности – экология природопользования, в 2004 г. – магистратуру Павлодарского университета по специальности – прикладная экология. С 2002 г. работает в ИРБЭ НЯЦ РК, в настоящее время - начальником отдела комплексного исследования экосистем. Основная область научных интересов – оценка последствий ядерных испытаний на наземные и водные экосистемы СИП; изучение современного фаунистического, флористического и ценотического состава СИП; изучение особенностей механизмов пространственной и вертикальной миграции техногенных радионуклидов в почвенно-растительном покрове; проведение полевых натурных экспериментов как по изучению поступления и распределения радионуклидов в организме сельскохозяйственных животных на радиационно-загрязненных территориях, так и по исследованию параметров перехода радионуклидов в сельскохозяйственную растениеводческую продукцию. Соавтор 17-ти научных работ.

Осинцев А.Ю. закончил Семипалатинский государственный педагогический институт по специальности химия и биология, магистратуру по специальности экология. В ИРБЭ НЯЦ РК работает с 1996 года, в настоящее время - руководителем отдела радиационных исследований и восстановления экосистем. Научная деятельность связана с изучением радиационной обстановки на территории СИП и других радиационно-опасных объектах на территории Казахстана, изучением распределения в природной среде радионуклидов, оценкой дозовых нагрузок на персонал и население, изучением формирования дозовых нагрузок на население при проведении рентгенодиагностических процедур. Является координатором проектов программы «Закрытых ядерных городов». Соавтор 20 научных работ.

Ларионова Н.В. в 2003 году закончила Семипалатинский Государственный Университет им. Шакарима по специальности «Биология», в 2006 г. там же закончила магистратуру по специальности «Экология». Работает в ИРБЭ с 2003-его года, в настоящее время - руководителем Группы радиоэкологических исследований Отдела комплексных исследований экосистем. Область научных интересов: разработка и постановка полевых экспериментов по изучению перераспределения радионуклидов в системе «почва-растение» и оценке характера радиоактивного загрязнения растительного покрова территории СИП. Соавтор 15 научных работ.

Мустафина Е. В. в 2000 г. закончила Семипалатинский государственный университет им. Шакарима, по специальности физика, с 2005 года работает в ИРБЭ НЯЦ РК. В настоящее время является руководителем лаборатории радиологических исследований отдела радиационных исследований и восстановления экосистем. Научная деятельность связана с оценкой дозовых нагрузок на персонал и население, изучением формирования дозовых нагрузок на население при проведении рентгенодиагностических процедур.

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 2

Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007-2009 гг.

Под общей редакцией зам. генерального директора
по радиоэкологии РГП НЯЦ, директора ИРБЭ С. Н. Лукашенко

Технический редактор: Г. Трубицкая
Компьютерная верстка: Е. Горкин

Подписано в печать 20.08.2010 г.
Формат 70x100/16. Бумага офсетная. Усл. печ. л. 33.
Тираж 400 экз. Заказ № 389 ц.
Отпечатано в ТОО "Дом печати".
140000, г. Павлодар, ул. Ленина, 143.