

*25-летию закрытия  
Семипалатинского испытательного  
полигона посвящается...*

**Назарбаев Н.А., Школьник В.С., Батырбеков Э.Г.,  
Березин С.А., Лукашенко С.Н., Скаков М.К.**

**ПРОВЕДЕНИЕ КОМПЛЕКСА  
НАУЧНО-ТЕХНИЧЕСКИХ И ИНЖЕНЕРНЫХ  
РАБОТ ПО ПРИВЕДЕНИЮ БЫВШЕГО  
СЕМИПАЛАТИНСКОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО  
ПОЛИГОНА В БЕЗОПАСНОЕ СОСТОЯНИЕ**

**Том II**

**г. Курчатова, 2016**

УДК 621.039 (035.3)

ББК 31.4

П 42

*Рецензенты:* **Мукашев Б.Н.** – академик НАН РК, д.ф.-м.н., профессор;  
**Градобоев А.В.** – д.т.н., профессор;  
**Санжарова Н.И.** – чл.-корр. РАН, д.б.н., профессор

*Авторы:* **Назарбаев Н.А., Школьник В.С., Батырбеков Э.Г., Березин С.А., Лукашенко С.Н., Скаков М.К.**

Проведение комплекса научно-технических и инженерных работ по приведению бывшего Семипалатинского испытательного полигона в безопасное состояние / Н.А. Назарбаев, В.С. Школьник, Э.Г. Батырбеков и др. - Курчатов, 2016. - 448 с.: Илл. 220.

**ISBN 978-9965-675-93-5**

**Т. 2. – 2016. – 448с.: Илл. 220**

**ISBN 978-9965-675-95-9**

Во втором томе представлены современные данные о радиоэкологической ситуации на территории Семипалатинского испытательного полигона (СИП), характеризующие существующую и прогнозируемую экологическую ситуацию на нем. Особое внимание уделено радиационному состоянию условно «фоновых» территорий СИП и оценке возможностей их использования в народном хозяйстве Казахстана, а также состоянию прилегающих к СИП территорий. Приведена информация о перспективах развития территории СИП, в том числе с точки зрения разработки месторождений полезных ископаемых, а также для размещения промышленных отходов

УДК 621.039 (035.3)

ББК 31.4

**ISBN 978-9965-675-95-9 (Т. 2)**  
**ISBN 978-9965-675-93-5 (общ.)**

© Курчатов, РГП «Национальный ядерный центр РК» Министерства энергетики РК

## ВВЕДЕНИЕ

Семипалатинский испытательный полигон (СИП) являлся одним из крупнейших полигонов мира для испытания ядерного оружия. Его площадь составляет 18 300 км<sup>2</sup>, здесь было проведено 456 испытаний с использованием 616 ядерных устройств. На СИП были проведены самые разнообразные испытания как по характеру проведения (наземные, воздушные, в тоннелях, в скважинах, экскавационные), так и по типу ядерного устройства (ядерные, термоядерные) и характеру энерговыделения (сверхмалые, малые, средней и большой мощности), что в сочетании с различными ландшафтно-геологическими условиями мест проведения испытаний обусловили весьма разнообразную картину радиоактивного загрязнения. Общая карта СИП приведена на *рисунке 1*.

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

Решение о необходимости планомерных работ по постепенной передаче земель СИП в народнохозяйственный оборот поддержано руководством Республики Казахстан (РК), что нашло отражение в решениях Совета Безопасности РК от 06 апреля 2009 г и Протокольном решении Межведомственной Комиссии при Совете Безопасности РК от 7 мая 2009 г.

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

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

Систематическое исследование территорий СИП было начато в 2008 г. В 2008–2015 гг. проведено комплексное экологическое обследование ча-

сти территории площадью 7 860 км<sup>2</sup> (42% от общей площади полигона), в том числе: Северная часть СИП в 2009 г. – 3 000 км<sup>2</sup>, Западная часть СИП – в 2010 г. – 560 км<sup>2</sup>, Юго-восточная часть СИП в 2011 г. – 850 км<sup>2</sup>, в 2012 г. – 850 км<sup>2</sup>, в 2013 г. – 800 км<sup>2</sup>, Южная часть СИП в 2014 г. – 800 км<sup>2</sup>, Юго-западная часть СИП в 2015 г. – 1 000 км<sup>2</sup>, Восточной части – 1 200 км<sup>2</sup> (2015 г.), Восточной части – 1 200 км<sup>2</sup> (2015 г.).

### Карта радиоэкологического обследования СИП

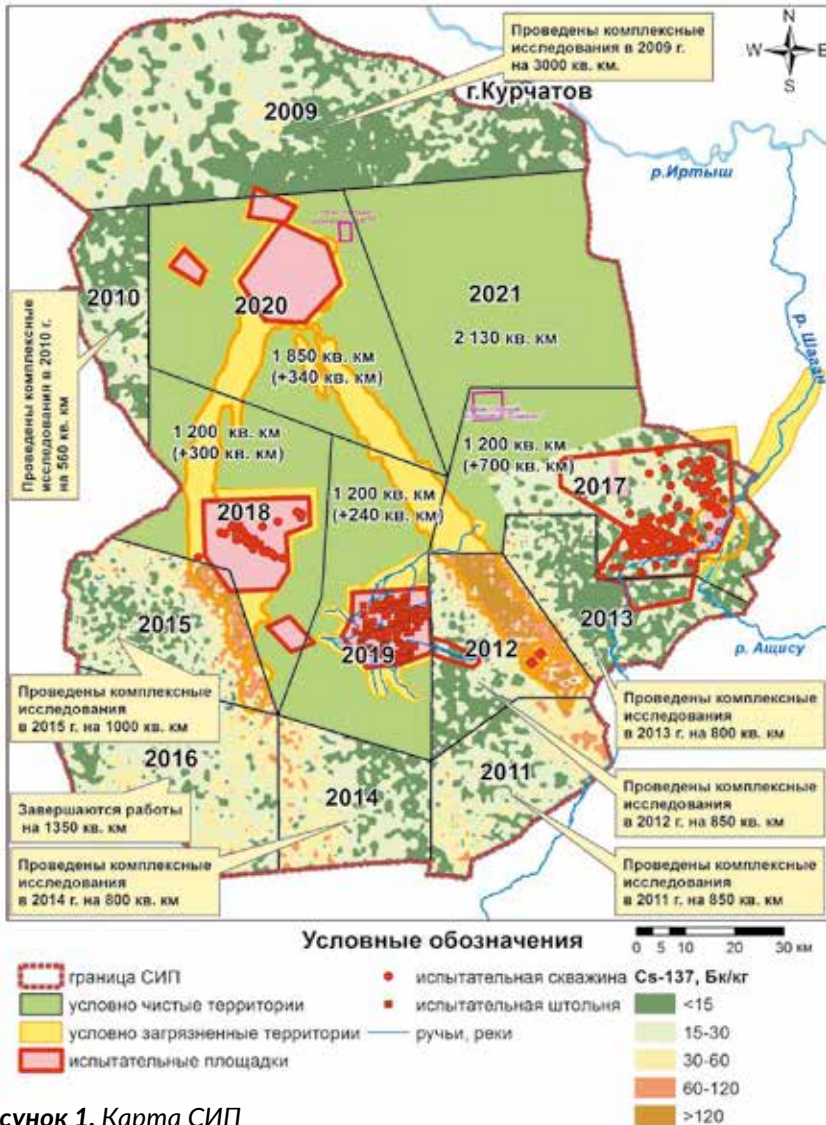


Рисунок 1. Карта СИП



Следует отметить, что в результате проведения ядерных испытаний радиоактивное загрязнение распространилось и на прилегающие к границам полигона территории, образуя следы шириной десятки километров.

Предварительные исследования на прилегающей к СИП территории показали, что загрязнение почвенного покрова техногенными радионуклидами  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  находится на уровне сотен беккерелей на килограмм, что значительно превышает содержание радионуклидов, обнаруженное в почвах северной и западной частей СИП. При этом содержание искусственных радионуклидов в объектах окружающей среды (вода, воздух, растительность) на исследованных территориях не превышает нормативных уровней и не представляет опасности для населения.

Проведенные комплексные радиоэкологические исследования позволили получить представление о современном радиоэкологическом состоянии части территорий, прилегающих к СИП. Несмотря на наличие пятен радиоактивного загрязнения, радиационную обстановку на исследованной территории можно считать нормальной. Специальных мероприятий, направленных на снижение коллективной дозовой нагрузки населения, путем рекультивации загрязненных территорий, ограничения доступа к радиационно-опасным территориям и оптимизации хозяйственной деятельности, в настоящее время не требуется.

## ГЛАВА 1. СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ РАДИАЦИОННОЙ ОБСТАНОВКИ НА ОСНОВНЫХ РАДИАЦИОННО-ОПАСНЫХ ОБЪЕКТАХ СИП

### 1.1 Испытательная площадка «Опытное поле»

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

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

#### 1.1.1 Общая информация

Опытное поле было первой испытательной площадкой Семипалатинского полигона и предназначалось для проведения атмосферных (наземных и воздушных) ядерных испытаний в период с 1949 по 1962 гг. Площадка представляет собой равнину диаметром примерно 20 км, окруженную с трех сторон невысокими горами. Опытное поле занимает площадь размером около 300 км<sup>2</sup>, периметр – 64 км. Площадка расположена на расстоянии более 50 км от города Курчатова и около 170 км от города Семипалатинска (в настоящее время город Семей) (рисунк 1.1).

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

Для проведения испытаний атомной бомбы на полигоне были подготовлены [1, 2]:

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

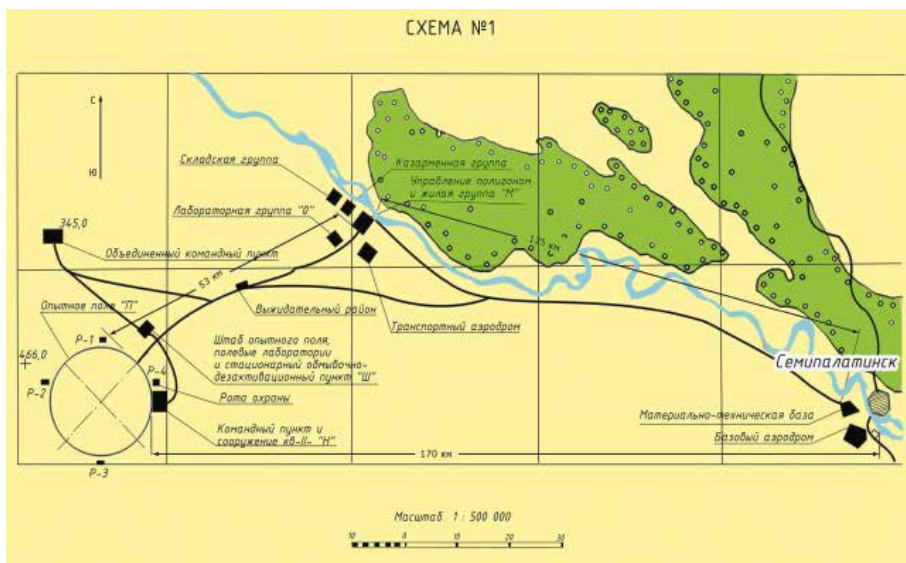


Рисунок 1.1. Расположение площадки «Опытное поле»

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

#### Технологическая площадка «Н» [2]

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

#### Штабной городок - площадка «Ш» [2]

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

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

### **Площадки для проведения серий наземных и воздушных ядерных взрывов**

Изначально вся территория Опытного поля условно называлась площадка «П». По всей видимости, позже, когда было принято решение о строительстве других испытательных площадок в пределах Опытного поля, его центральную часть (центральную площадку) в радиусе нескольких километров стали называть площадка «П-1».

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

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

Исходя из хронологии проведения ядерных испытаний [1], строительство площадки «П-7» было завершено к 1961 г., после чего на площадке проводились испытания, в основном, с целью исследования аварийных режимов и аварийных ситуаций.

На *рисунке 1.2* представлено расположение испытательных площадок на Опытном поле – штабного городка, командного пункта и других объектов. На космоснимке хорошо видны места проведения ядерных испытаний, контуры испытательных площадок и некоторых объектов (приборные сооружения, мосты, полевой аэродром и др.), построенных для изучения поражающих факторов ядерного взрыва.

Всего на Опытном поле было проведено 30 наземных испытаний, из них в 5 случаях ядерное устройство не сработало, и 86 воздушных испытаний [3 – 9].

По условиям проведения ядерных испытаний была принята следующая классификация [1]:

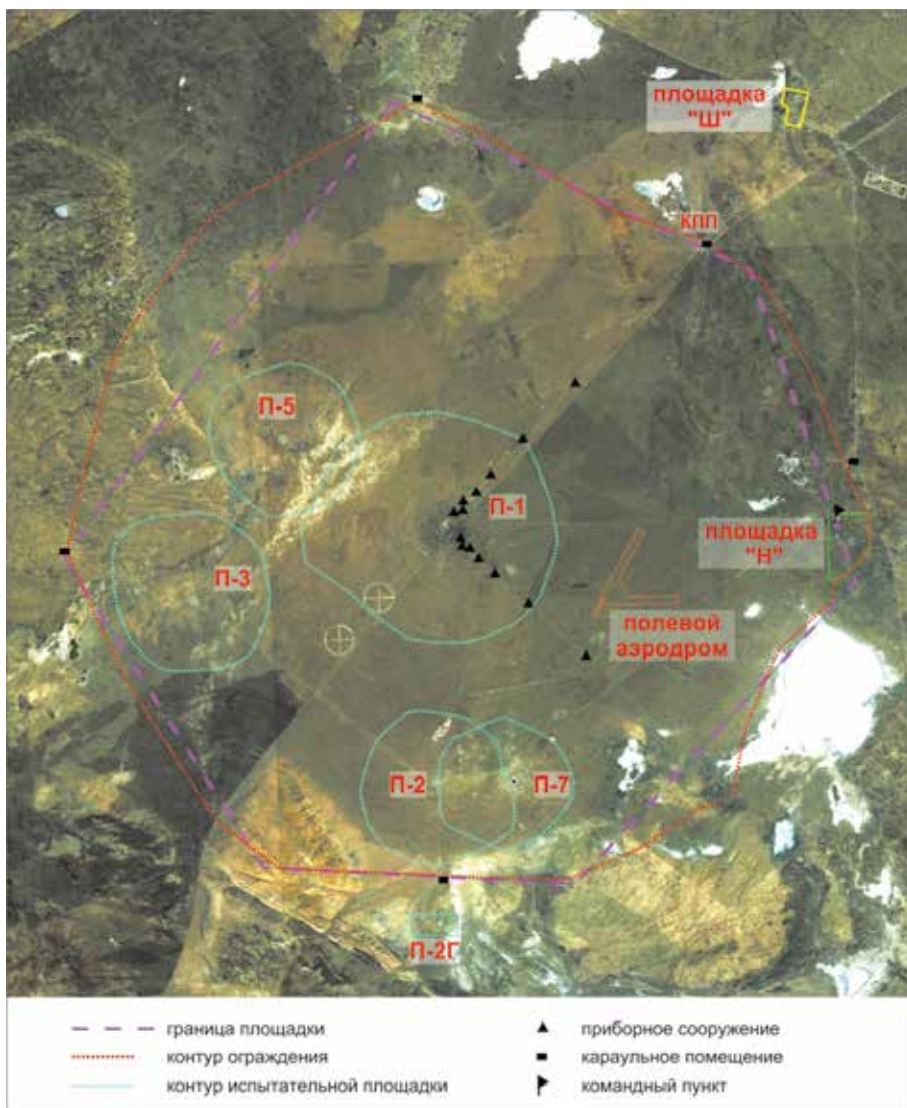


Рисунок 1.2. Расположение площадок на Опытном поле

**наземный взрыв** – ядерное испытание на поверхности земли или на испытательной башне (к этой категории отнесен также ядерный взрыв 30.10.1954 г. (авиабомба) с подрывом на небольшой высоте);

**воздушный взрыв** – ядерное испытание в атмосфере при таких условиях, когда расширяющийся огненный шар не касается поверхности земли. В этой категории отдельно выделены высотные и космические взрывы.

На формирование радиационной обстановки в прилегающих к полигону районах повлияли, в основном, 11 наземных испытаний, поскольку остальные 14 были проведены в режиме максимального осаждения продуктов ядерного взрыва непосредственно в пределах полигона [10].

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

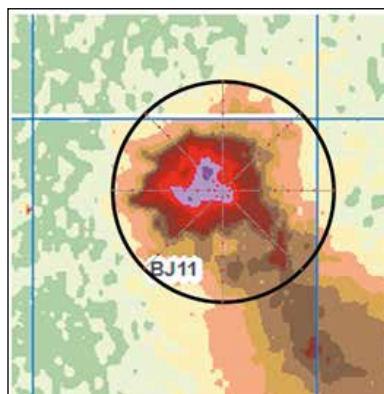
### 1.1.2 Эпицентральные зоны

По результатам площадного радиационного обследования площадки «Опытное поле», выполненного в 2012 – 2014 гг., было идентифицировано 24 места проведения ядерных испытаний на земной поверхности (наличие воронок, рисунок 1.3) или на небольшой высоте (отсутствие значительных нарушений ландшафта, рисунок 1.4).

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



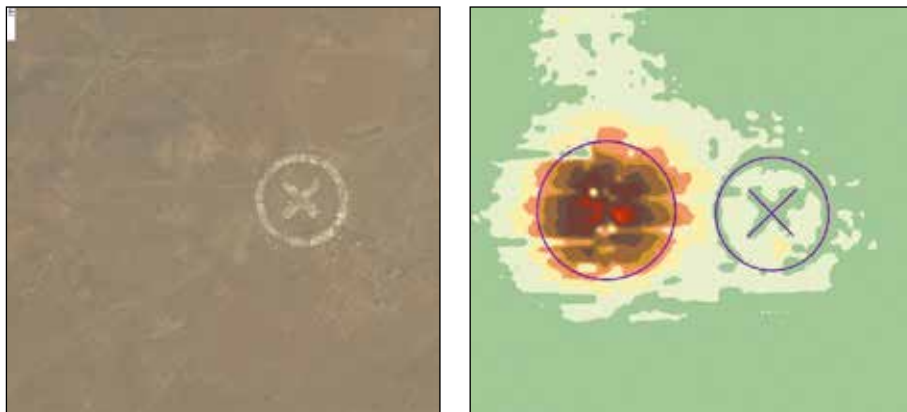
а) Воронка от ядерного испытания



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

Рисунок 1.3. Ядерное испытание на объекте «В-1»





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

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

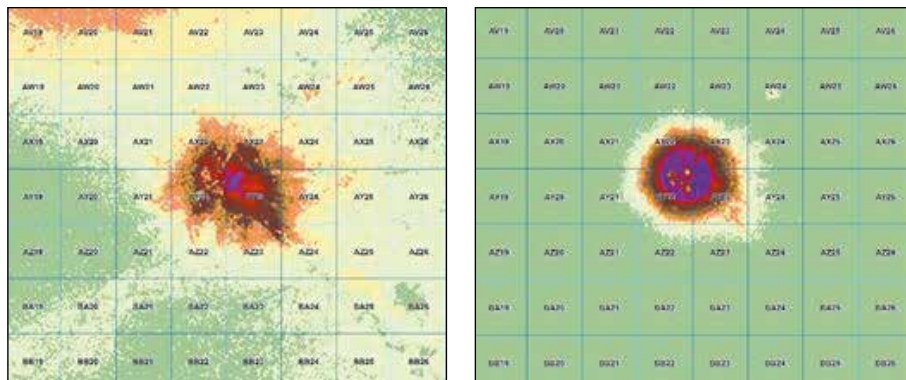
#### Рисунок 1.4. Ядерное испытание на площадке «П-3»

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

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

Другими словами, эпицентральные зоны представляют собой суперпозицию двух основных областей радиоактивного загрязнения местности – зоны выпадения радиоактивных частиц из облака взрыва и зоны наведенной активности (рисунок 1.5).

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



а) зона выпадения радиоактивных частиц (радиоактивное загрязнение местности  $^{137}\text{Cs}$ )

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

**Рисунок 1.5.** Эпицентральная зона на площадке «П-1»

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

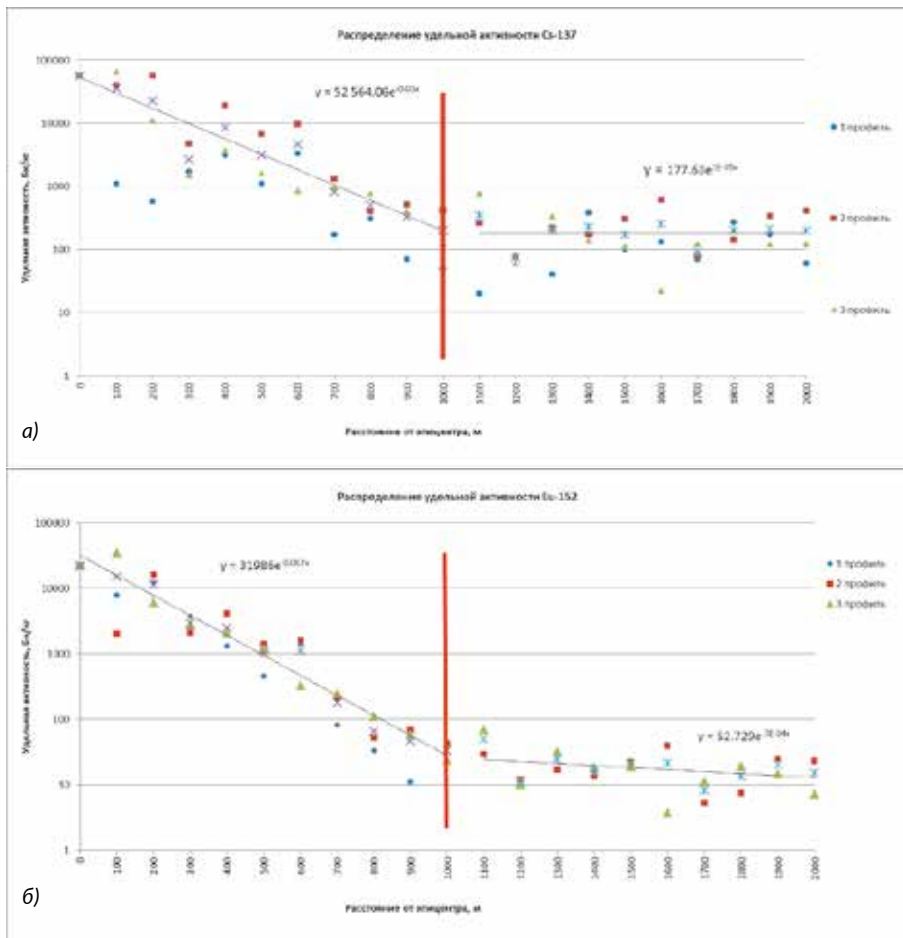
Во втором случае (также в упрощенном виде) такими факторами являются полное макроскопическое сечение взаимодействия нейтронного источника со средой  $\Sigma_t$ , определяющее полную длину свободного пробега нейтронов  $\lambda=1/\Sigma_t$ , и вероятность достижения расстояния R без столкновения  $\rho(R)=\exp(-\Sigma_t R)$  [11]. Очевидно, что при взаимодействии со средой будет происходить потеря энергии нейтронов и, как следствие, сокращение расстояния пробега нейтронов от источника.

В качестве примера можно привести радиальное распределение  $^{137}\text{Cs}$  (выпадение радиоактивных частиц) и  $^{152}\text{Eu}$  (нейтронная активация среды) на площадке «П-1» (рисунок 1.6).

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

Несмотря на то что здесь (в эпицентральной зоне) имеют место два разных механизма формирования радиоактивного загрязнения местности, в совокупности они дают сочетанный эффект – снижение актив-





**Рисунок 1.6.** Распределение  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{152}\text{Eu}$  в верхнем слое почвы в радиальном удалении от эпицентра испытания 1953 г. на площадке «П-1»

ности (по экспоненте) до границы эпицентральной зоны, характерный для всех наземных ядерных испытаний на площадке «Опытное поле».

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

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

В настоящее время радиоактивное загрязнение в эпицентральных зонах характеризуется наличием продуктов деления ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ), продук-

тов активации ( $^{60}\text{Co}$ , изотопы  $\text{Eu}$ ,  $^3\text{H}$  и др.) и материала ядерного заряда ( $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{235}\text{U}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ). При этом каждому испытанию присущ свой преимушественный изотопный состав. Так, все места проведения испытаний можно условно разделить на три группы:

- 1) места проведения ядерных испытаний с большим энерговыделением – наличие значительных количеств продуктов деления ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ) ядерного взрыва;
- 2) места ядерных экспериментов с малым или полным отсутствием ядерного энерговыделения – высокие концентрации материала заряда ( $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ );
- 3) места проведения испытаний с высоким (интенсивным) нейтронным потоком – наличие значительных количеств продуктов активации ( $^{60}\text{Co}$ , изотопы  $\text{Eu}$ ,  $^3\text{H}$  и др.).

В *таблице 1.1* представлены типичные уровни удельной активности радионуклидов в почве для мест проведения различных ядерных испытаний.

**Таблица 1.1.** Максимальные значения удельной активности радионуклидов в почве на площадке «Опытное поле» по состоянию на 2014 г.

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

Возвращаясь к испытанию на площадке «П-1» (*рисунок 1.6*) – отметка «1000 м» является границей эпицентральной зоны, т.е. радиус эпицентральной зоны равен 1000 м. Это самая большая эпицентральной зона на площадке «Опытное поле».

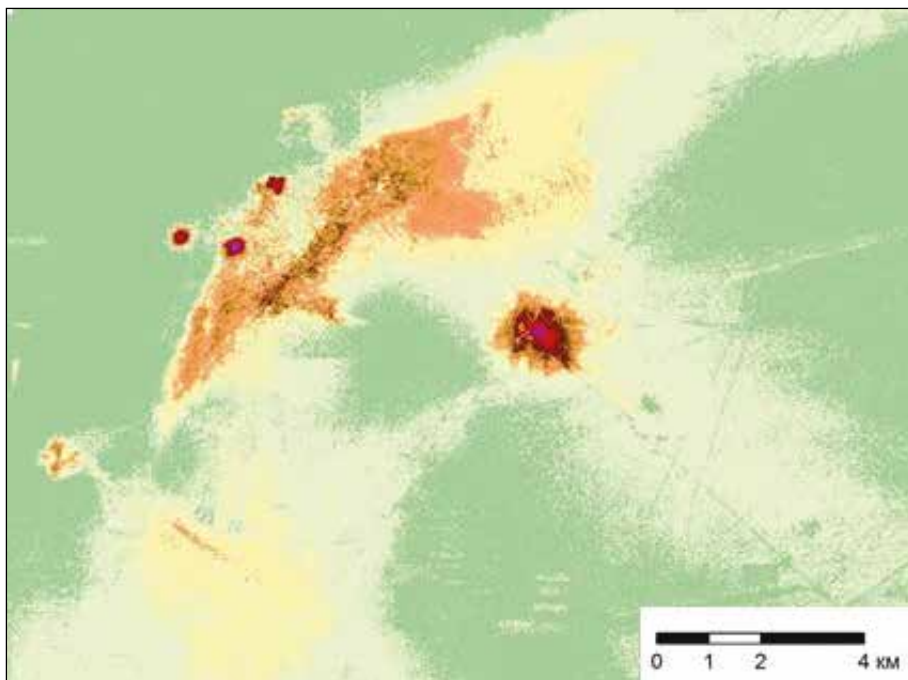
Размеры других эпицентральных зон значительно меньше, и их радиус лежит в диапазоне от 50 до 250 м.

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

### 1.1.3 Следы радиоактивных выпадений от маломощных ядерных испытаний

Наиболее масштабным в пространственном отношении видом радиоактивного загрязнения площадки «Опытное поле» являются следы радиоактивных выпадений. Около 30 % поверхности испытательной площадки загрязнены  $^{137}\text{Cs}$  с концентрациями в верхнем 5-см слое почвы – от  $150$  до  $n \times 10^4$  Бк/кг. Для сравнения, фон глобальных выпадений  $^{137}\text{Cs}$  в северном полушарии по разным источникам равен  $\sim 15 - 30$  Бк/кг [12 – 19].

На *рисунке 1.7* представлен фрагмент площадки «Опытное поле», иллюстрирующий масштабы радиоактивного загрязнения местности  $^{137}\text{Cs}$ .



**Рисунок 1.7.** Радиоактивное загрязнение местности  $^{137}\text{Cs}$

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

Три следа от испытаний 29.08.1949 г., 24.09.1951 г. и 12.08.1953 г. вышли за пределы не только площадки «Опытное поле», но и за пределы СИП. Они будут рассмотрены далее, в соответствующем разделе.

Образование следов радиоактивных выпадений происходит в три основные стадии. Первая стадия – формирование радиоактивных частиц. Продукты деления ядерного заряда, не разделившиеся компоненты самого ядерного заряда и активированные нейтронным потоком матери-

алы конструкции взрывного устройства и окружающей среды, во время взрыва переходят в испаренное состояние. В процессе последующего охлаждения все эти вещества вступают в контакт с вовлеченными в зону взрыва компонентами окружающей среды (подстилающей поверхности) и, в результате взаимодействия, протекающего на фоне высоких температур, ядерных превращений и др., формируются радиоактивные частицы.

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

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

Таким образом, след радиоактивных выпадений – это участок местности, подвергшийся радиоактивному загрязнению вследствие выпадения радиоактивных частиц из облака взрыва, движущегося в результате атмосферных процессов. По форме след представляет собой полосу, ширина которой зависит от мощности проведенного испытания, а ее длина – от силы и направления ветра во время проведения испытания.

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

На рисунке 1.8 представлено типичное распределение техногенных радионуклидов по глубине почвенного горизонта на следе радиоактивных выпадений.

В качестве примера выбран «след» от ядерного испытания на объекте «В-1» (рисунок 1.3).

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

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

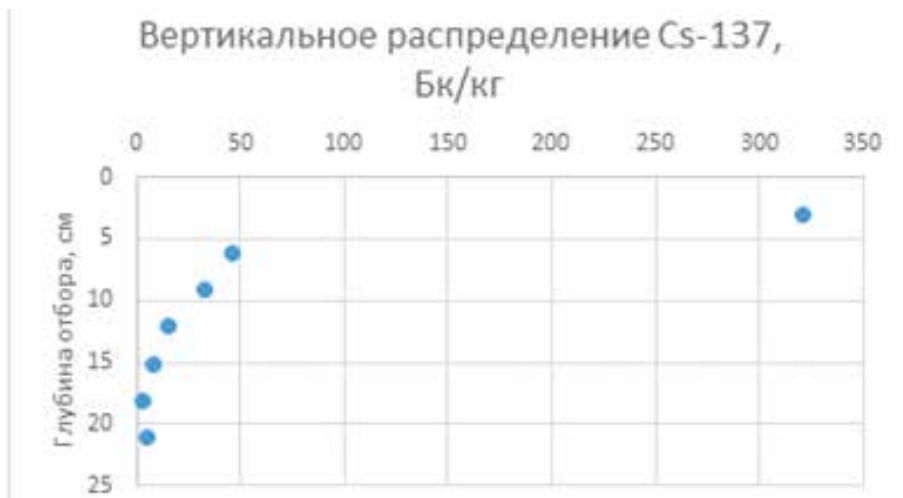


Рисунок 1.8. Вертикальное распределение  $^{137}\text{Cs}$  на следе радиоактивных выпадений на объекте «В-1»

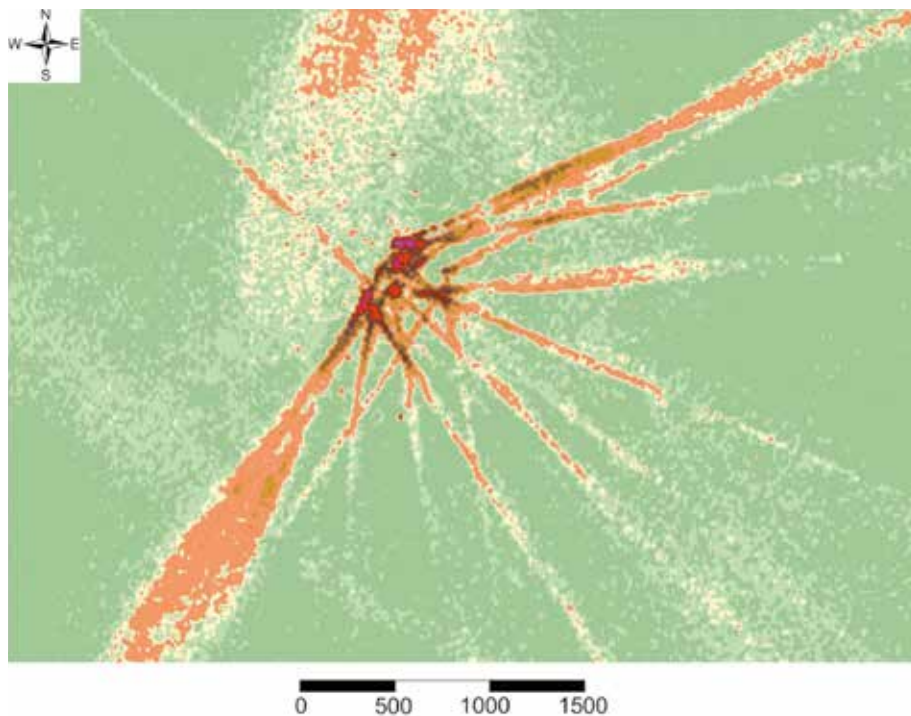
При этом, за пределами площадки «Опытное поле» активность этих радионуклидов снижается в сотни и тысячи раз.

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

Согласно классификации ядерных испытаний [20], взрывные эксперименты с ядерными зарядами, в которых количество выделенной ядерной энергии сравнимо с энергией химических ВВ зарядов, относятся к категории гидроядерных испытаний. Взрывные эксперименты с ядерными зарядами, в которых не выделяется ядерная энергия, относятся к категории гидродинамических испытаний.

Исходя из этого, можно предположить, что в местах проведения неядерных испытаний загрязнение местности происходило вследствие диспергирования материала ядерного заряда. На рисунке 1.9 представлено площадное загрязнение площадки «П-2М» изотопом  $^{241}\text{Am}$ .

Как видно из рисунка 1.9, на площадке «П-2М» существует несколько участков, которые можно охарактеризовать как «места проведения гидроядерных и гидродинамических экспериментов». При этом, от каждого такого участка простирается в разных направлениях различное количество следов радиоактивных выпадений. Это говорит о том, что на каждом участке проводилось по несколько неядерных испытаний. Визуальный осмотр площадки показал высокую степень техногенной нарушенности поверхности.



**Рисунок 1.9.** Карта-схема распределения поверхностного загрязнения  $^{241}\text{Am}$  площадки «П-2М»

Удельная активность  $^{241}\text{Am}$  в почве достигает значений  $>n \times 10^4$  Бк/кг. При этом, ввиду сильной нарушенности поверхностного слоя площадки проведения неядерных испытаний, вертикальное распределение отличается от типичного для радиоактивных выпадений распределения наличием участков, где заглупление радионуклидов произошло на 0,5 м.

Размеры участков локального радиоактивного загрязнения в местах проведения гидроядерных и гидродинамических экспериментов сравнительно небольшие и не превышают в продольном направлении 100 м.

**Следы радиоактивных выпадений от гидроядерных и гидродинамических экспериментов.** [21] Следы радиоактивных выпадений от гидроядерных и гидродинамических экспериментов представляют собой участки местности, поверхностное радиоактивное загрязнение которых сформировано оседанием радиоактивных частиц на поверхность земли в виде узкой полосы, берущей начало от места проведения эксперимента (рисунок 1.9).

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

Данный тип радиоактивного загрязнения местности имеет несколько характерных признаков, которые отличают его от радиоак-

тивных выпадений вследствие ядерных взрывов, и тем более, от глобальных выпадений.

Во-первых, это пространственные характеристики радиоактивного загрязнения. Речь идет не о размерах следов, так как очевидно, что следы выпадений от гидроядерных и гидродинамических экспериментов гораздо меньше следов от «классических» ядерных испытаний в связи с тем, что мощность гидроядерных и гидродинамических экспериментов не превышает сотен килограмм в тротиловом эквиваленте. Длина следов радиоактивных выпадений от гидроядерных

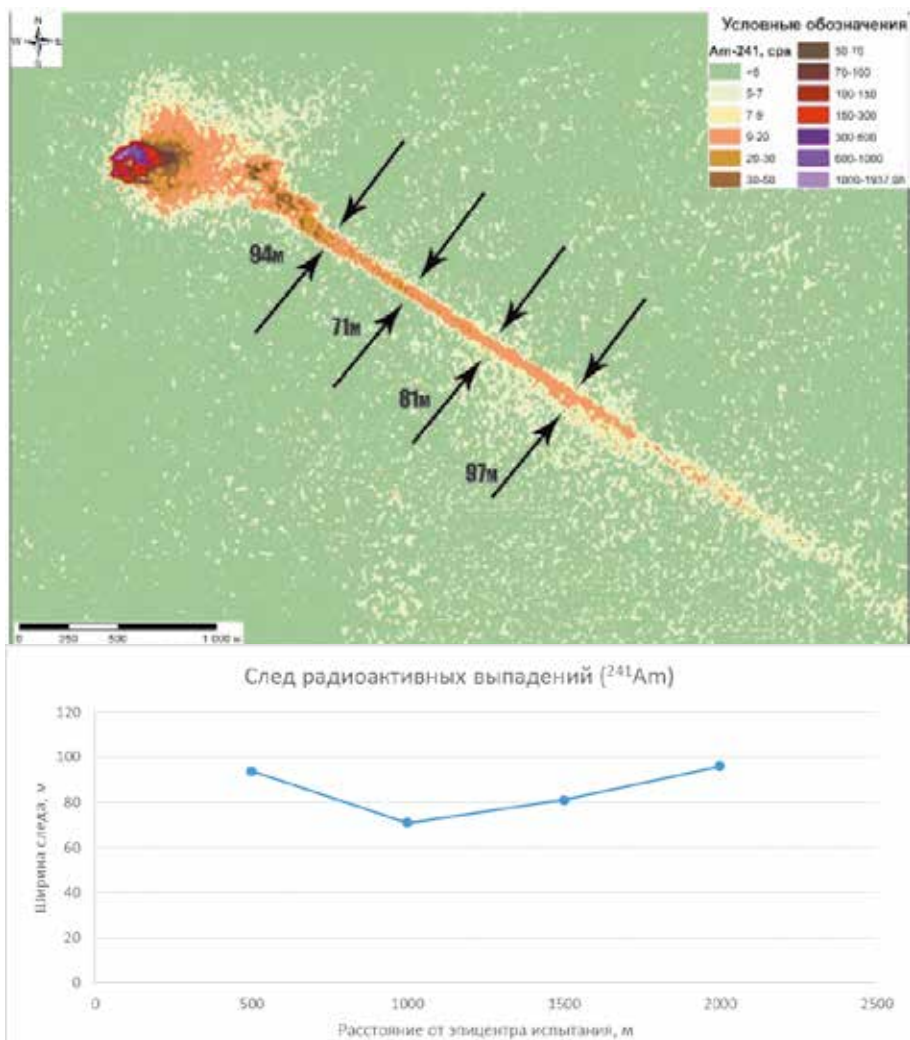


Рисунок 1.10. След радиоактивных выпадений (<sup>241</sup>Am) от эксперимента на технической площадке «П-3»



и гидродинамических экспериментов достигает 3 – 5 км, ширина – <100 м. При этом, характерной особенностью является то, что ширина следа сохраняется от начала и, практически, до конца (~80-90 м), т.е. не наблюдается какого-либо значительного расширения радиоактивной полосы по мере удаления от эпицентра, как при ядерных взрывах большой мощности (рисунок 1.10).

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

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

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

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

#### 1.1.4 Техногенные объекты

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

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



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

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

**Инженерные сооружения.** Анализируя полученную информацию, было определено, что инженерные сооружения (рисунок 1.11) в виде приборных сооружений, капониров, бункеров наземных и подземных, кабельных каналов и др. радиационной опасности не представляют. Как правило, радиационный фон на таких объектах соответствует окружающему радиационному фону, а материалы самих сооружений не содержат радиоактивных материалов. Исключение могут составлять сооружения, располагающиеся в непосредственной близости к эпицентрам ядерных испытаний, где они могли быть подвергнуты воздействию нейтронной радиации с образованием продуктов нейтронной активации –  $^{125}\text{Eu}$ ,  $^{154}\text{Eu}$  и  $^{60}\text{Co}$ . Стоит отметить, что в таких местах, помимо этих радионуклидов, ввиду близости к эпицентру, присутствуют продукты деления и трансурановые элементы, формирующие общий радиационный фон в эпицентре.



**Рисунок 1.11.** Слева – мощное 4-этажное железобетонное приборное сооружение с ребром жесткости – «гусак». Расположено на технической площадке «П-1». Справа – бронеколпак долговременной огневой точки (ДОТ)

**Кратеры.** На территории испытательной площадки «Опытное поле», помимо ядерных испытаний, проводились и эксперименты, где использовались химические взрывчатые вещества. Количество таких взрывных тестов на полигоне, по некоторым источникам, могло достигать 175, из них 44 – с зарядами более 10 тонн. Эти испытания приурочены к концу 70-х гг., то есть являются более поздними относительно ядерных экспериментов [22, 23]. В результате работ, проводимых на территории Опытного поля, эта информация подтвердилась, так как в процессе исследования было обнаружено множество кратеров, где радиационные параметры соответствуют естественным фоновым уровням, а также отсутствует шлак (спекшийся в стекло грунт) – основной визуальный признак проведенного ядерного взрыва. Но стоит отметить, что в ряде случаев наблюдалась особенность – влияние результатов химического взрыва на уже сформировавшуюся радиационную обстановку. Заключается она в том, что некоторые кратеры расположены не на фоновых территориях, а в эпицентральных зонах технических площадок, где уровни загрязнения техногенными радионуклидами являются достаточно высокими. Тем не менее, в районе некоторых кратеров от химических взрывов радиационные параметры приходили в норму. Объясняется это тем, что химический эксперимент был более поздний относительно ранее проведенного ядерного испытания (что подтверждается литературными данными), а выброшенный волной сжатия чистый грунт «закрыл» часть уже сформировавшегося радионуклидного загрязнения слоем грунта определенной толщины. Не исключено, что некоторые из этих испытаний могли быть использованы с целью проведения ремедиации в районе сильно загрязненных эпицентров. Поэтому данный тип объектов при исследовании территории СИП подлежит тщательному изучению: кратеры от ядерных взрывов – изучение радиального и вертикального распределения радионуклидов, проверка наличия трития в воде; кратеры химических взрывов – проведение мероприятий по изучению более глубоких слоев грунта. За годы исследований кратеров, содержащих техногенные радионуклиды, вне испытательных площадок не обнаружено, поэтому наибольшее внимание необходимо уделять территориям, где непосредственно проводили испытания (рисунки 1.12).

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



а) Наземный ядерный взрыв на технической площадке «П-5»

б) Воронка после химического взрыва

### Рисунок 1.12. Кратеры от взрывов

в 2 км южнее Опытного поля. Обнаружен «Могильник» в прямоугольном периметре с захоронением траншейного типа. Под слоем отсыпанного грунта на глубине от 10 см и более обнаружены радиационно-загрязненные материалы. Объект расположен за административной границей северо-восточнее от площадки. На территории инженерного комплекса «ИК-1» на территории Опытного поля обнаружены следы ремедиации и перемещения грунта в продольный земляной навал, где по всей глубине навала обнаружено наличие значительного количества загрязненного грунта. На «ИК-2» в районе технической площадки «П-1» обнаружено радиационное загрязнение, не вписывающееся в общий характер загрязнения местности. Возможно, это связано с проведением отдельного испытания. Учитывая наличие данных объектов, отдельное внимание стоит уделять именно таким местам площадного техногенного нарушения, потому как они могут скрывать в себе значительные количества радиационно-загрязненных материалов (рисунок 1.13). Для их обнаружения необходим тщательный анализ космических снимков и дальнейшее полевое дешифрирование.



Рисунок 1.13. Слева – Могильник «М-3». Территория огорожена забором из колючей проволоки, в центре – отсыпанные траншеи, на поверхности – выход материалов на поверхность. Справа – котлован на площадке «П-2М» со следами земляной отсыпки. На глубине 2,5 м радиационные параметры вырастают на 3-4 порядка

## 1.2 Следы радиоактивных выпадений за пределами площадки «Опытное поле»

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

При этом, два следа («южный» и «юго-восточный») идентифицированы на местности в результате аэро-гамма-спектрометрической съемки 1990 – 1991 гг. (рисунки 1.14) и комплексных радиоэкологических исследований территории СИП, выполняемых Институтом радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК с 2009 г. по настоящее время.

Третий след («восточный») идентифицирован в результате радиоэкологического обследования прилегающих к СИП территорий в районе населенных пунктов Мостик, Черемушки, Бодене, Долонь. При этом, на территории СИП данный след практически не проявляется или проявляется совсем незначительно, фрагментарно, что, вероятнее всего, связано с неблагоприятными метеорологическими условиями на момент испытания (сильный порывистый ветер, дождь [24]).

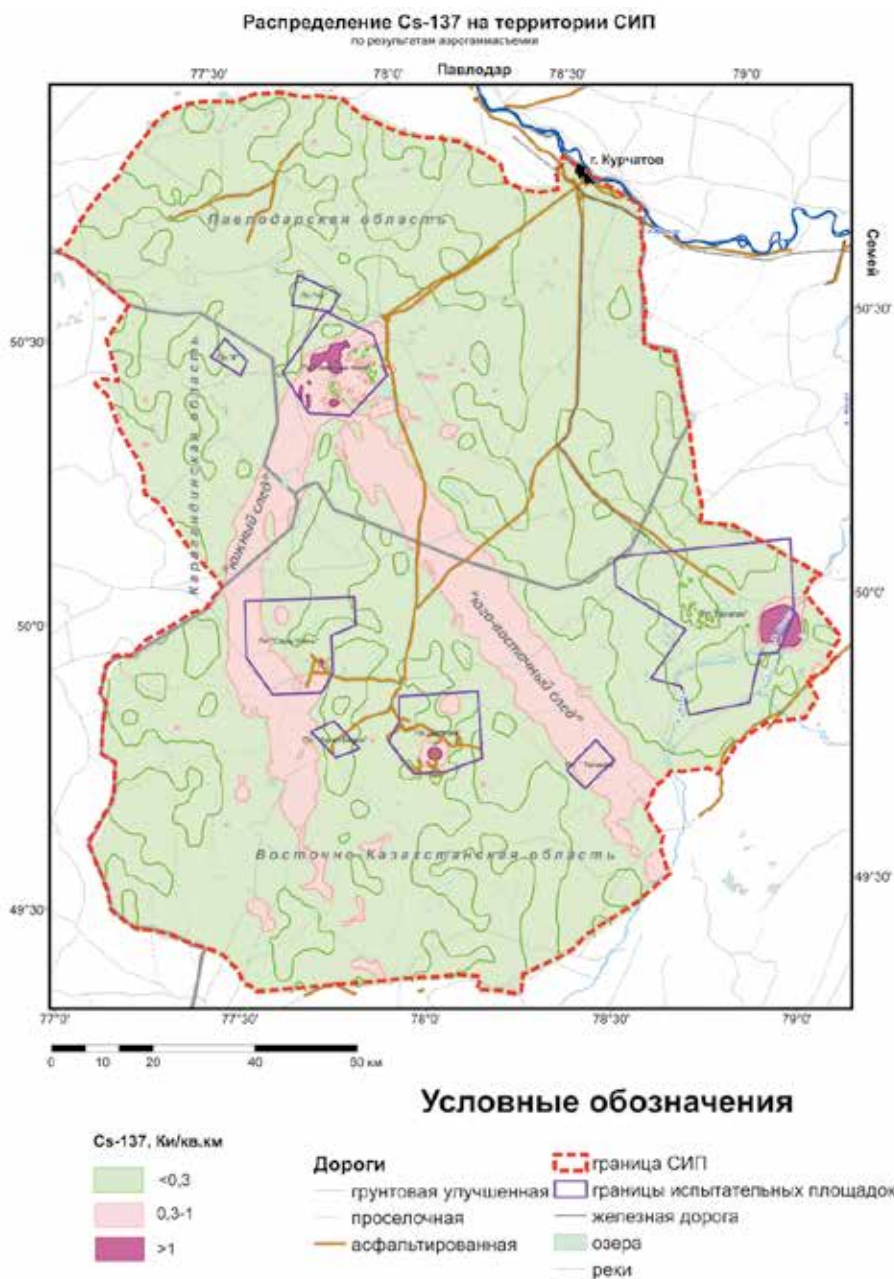
Основными характеристиками следов радиоактивных выпадений являются: радионуклидный состав, уровни активности радионуклидов в пределах следов, их ширина и длина.

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

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

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

**«Южный» след радиоактивных выпадений.** «Южный» след радиоактивных выпадений образован в результате ядерного испытания 24.09.1951 г. Начальное направление следа – юго-западное, в районе испытательной площадки «Сары-Узень», которое изменяется на южное

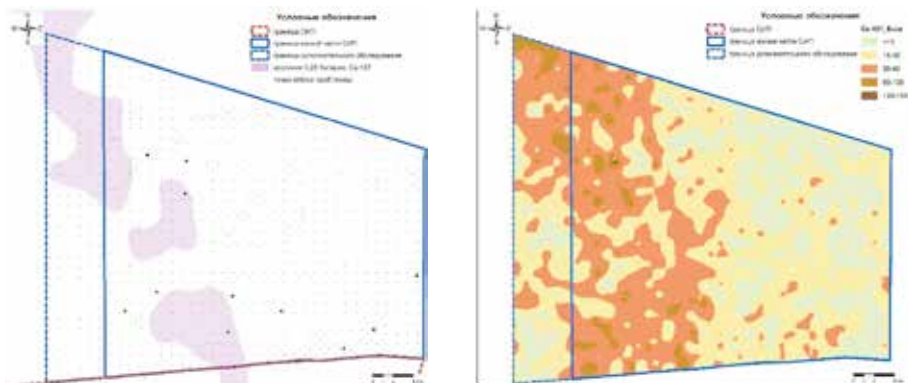


**Рисунок 1.14.** Следы радиоактивных выпадений ( $^{137}\text{Cs}$ ) на СИП

(рисунок 1.14). Ближе к южной границе СИП след, по данным аэрогамма-съемки, распадается на несколько радиоактивных «пятен», которые



обнаруживаются, в том числе, и за пределами СИП (в районе села Кайнар) [25]. Однако, по данным комплексного радиоэкологического обследования южной части СИП, радиоактивное загрязнение местности в этом районе имеет достаточно отчетливую форму следа (рисунок 1.15).



а) По результатам аэро-гамма-съемки 1990-1991 гг.

б) По результатам комплексных радиоэкологических исследований 2012-2013 гг.

**Рисунок 1.15.** Фрагмент «южного» следа

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

- $^{90}\text{Sr}$  –  $\sim 30$  Бк/кг;
- $^{137}\text{Cs}$  –  $\sim 45$  Бк/кг;
- $^{241}\text{Am}$  –  $\sim 1,5$  Бк/кг;
- $^{239+240}\text{Pu}$  –  $\sim 20$  Бк/кг.

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

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

**«Юго-восточный» след радиоактивных выпадений.** «Юго-восточный» след радиоактивных выпадений образован в результате термоядерного испытания 12.08.1953 г. След выходит за пределы СИП и проходит вблизи села Саржал (рисунок 1.16).

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

- $^{90}\text{Sr}$  –  $\sim 450$  Бк/кг;
- $^{137}\text{Cs}$  –  $\sim 150$  Бк/кг;
- $^{241}\text{Am}$  –  $\sim 2,5$  Бк/кг;
- $^{239+240}\text{Pu}$  –  $\sim 30$  Бк/кг.

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

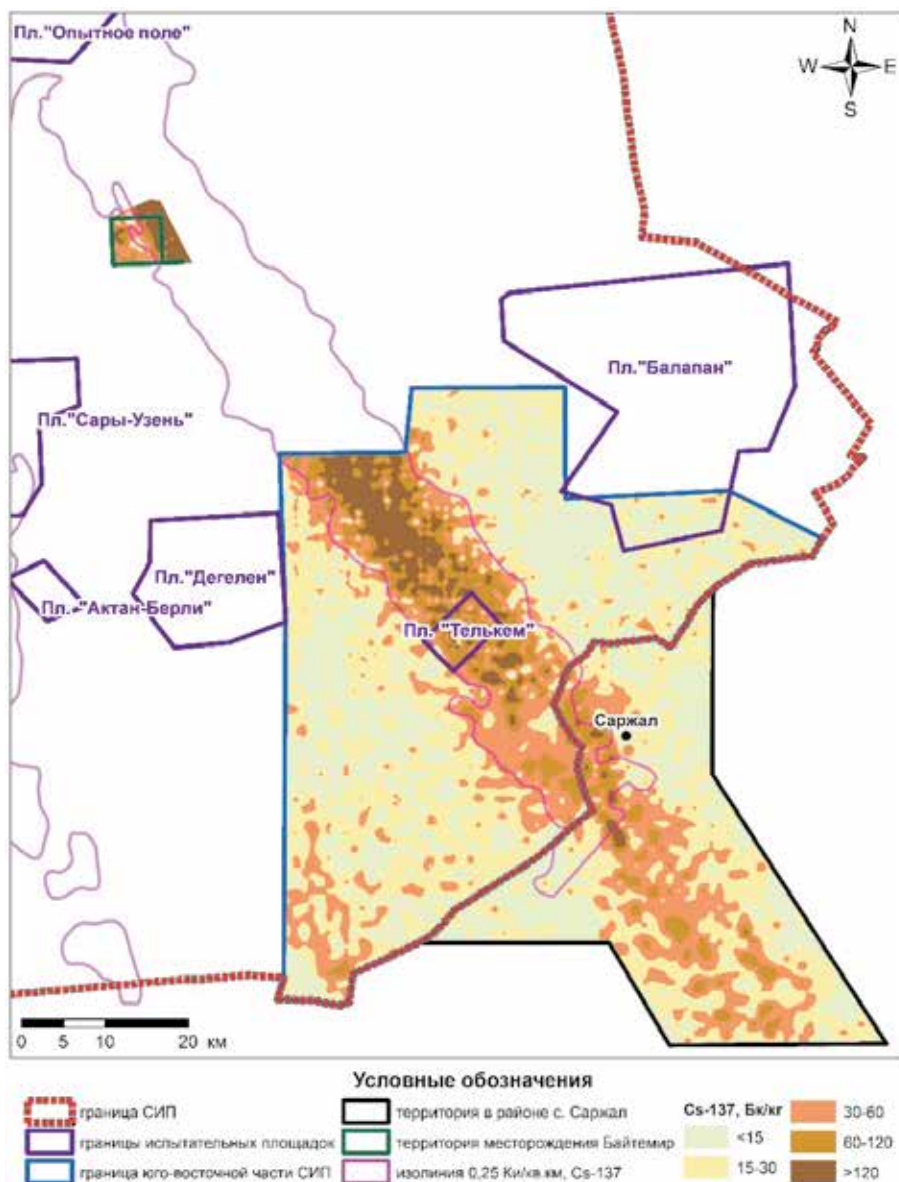
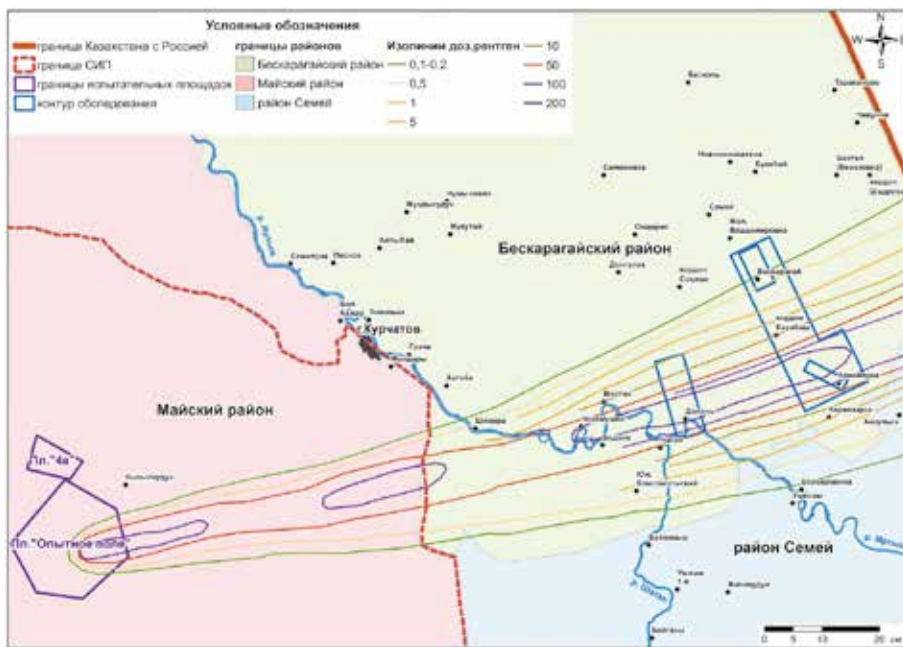


Рисунок 1.16. «Юго-восточный» след радиоактивных выпадений

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

**«Восточный» след радиоактивных выпадений.** След образован в результате первого ядерного испытания в СССР 29.08.1949 г. (рисунок 1.17).



**Рисунок 1.17.** След радиоактивных выпадений от испытания 1949 г. по материалам

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

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

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

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



## 1.3 Площадка «Дегелен»

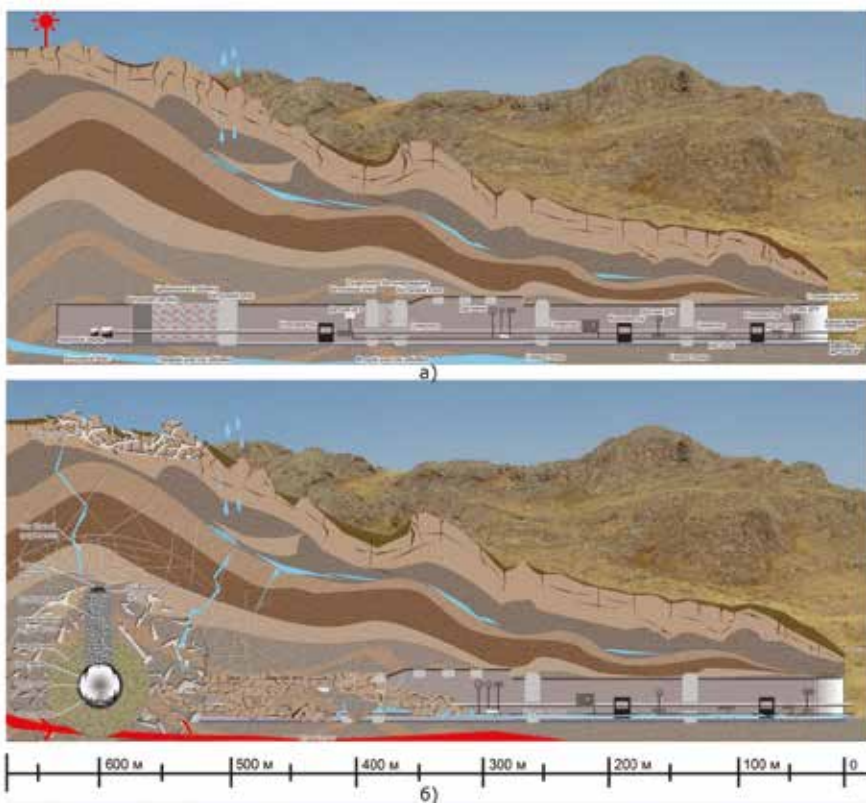
### 1.3.1 Общая информация

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

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

Горизонтальные горные выработки (штольни, штреки) для проведения подземных ядерных испытаний проходились сечением 9 – 50 м<sup>2</sup> [1], принятым из условия размещения и нормальной работы в них проходческого оборудования, транспортировки ядерных зарядов и узлов технологического оборудования, размещения этого оборудования и кабельных коммуникаций. Длина штолен выбиралась из условия обеспечения необходимых заглублений концевых боксов, в которых устанавливался ядерный заряд, и варьировала от 140 до 1600 м. Выработки располагались в сухих сдренированных породах, в период интенсивного выпадения осадков была возможна их обводненность за счет инфильтрации по трещинам. Для отвода воды из выработок штольни и штреки выполнялись с уклоном 0,004 в сторону устья. Физико-механические свойства пород обеспечивали возможность проходки штолен и штреков без возведения крепи. Креплению подвергались только устьевые части штолен, камерные выработки и выработки с большим пролетом, а также участки выработок с тектоническими нарушениями. Схема условной штольни представлена на рисунке 1.18.

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



**Рисунок 1.18.** Поперечный разрез штольни перед (а) и после (б) проведения испытания

висимости от мощности взрыва и ландшафта) располагался командный пункт автоматики подрыва и управления измерительной аппаратурой.

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

В период с 11.10.1961 г. по 04.10.1989 г. проведено 209 испытаний (в том числе и 2 испытания в «мирных» целях) в 181 штольне [1]. Территория испытательной площадки составляет 331 км<sup>2</sup>. Схема расположения штолен на площадке «Дегелен» представлена на *рисунке 1.19*.

В результате проведения подземных ядерных взрывов в штольнях в период с 1969 по 1989 гг. горный массив «Дегелен» подвергся значительному антропогенному воздействию. В процессе испытаний, при освобож-

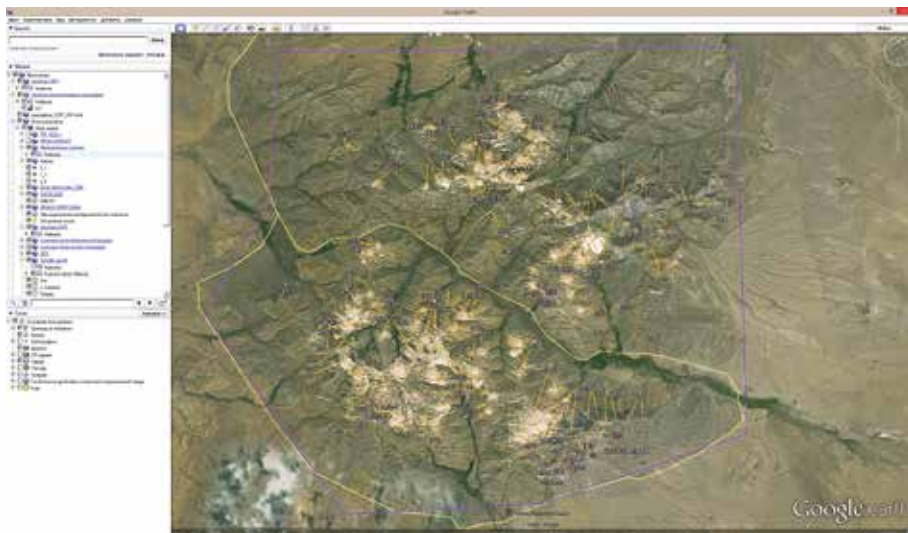


Рисунок 1.19. Порталы штолен площадки «Дегелен»

дении огромного количества энергии, недра претерпели значительные изменения, проявившиеся в остекловании взрывных камер, разрушении сводов выработок, образовании зон дезинтеграции в горных породах, загрязнении трещинных вод радионуклидами. На поверхности образовались участки дислоцированных пород. Из отдельных штолен при проведении испытаний происходили выбросы в атмосферу и на дневную поверхность продуктов ядерного распада, образовавших зону локального радиоактивного загрязнения

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

### 1.3.2 Припортальные площадки испытательной площадки «Дегелен»

Припортальные площадки представляют собой территорию площадью около одного гектара перед порталом штольни. Данные площадки имеют значительную техногенную нарушенность, связанную как с испытательной деятельностью, так и с несанкционированной хозяйственной деятельностью в период после закрытия СИП. На припортальной площадке при проходке штольни размещалось все необходимое оборудование, а также отвал изъятый при проходке породы. Остатки технологического



**Рисунок 1.20.** Примеры припортальных площадок

оборудования (каналы вывода излучения, технологические металлоконструкции, воздуховоды, рельсовые пути и др.) после испытания остались на припортальной площадке (рисунок 1.20). На многих штольнях после проведения в них ядерных испытаний проводилось вскрытие тела штольни, как для изучения последствий испытаний, так и для целей повторного использования данных штолен в других испытаниях. При этом материал забивки, содержащий техногенные радионуклиды, изымался из тела штольни и складировался в виде отвалов на припортальной площадке.

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

- 1) Выброс радиоактивных продуктов распада из штольни при проведении ядерного испытания. Согласно имеющимся источникам [1, 26], выход радиоактивных продуктов распада происходил при проведении испытаний неполного камуфлета, а также при нештатных ситуациях. Всего за весь период проведения ядерных испытаний было произведено 80 испытаний неполного камуфлета в 69 штольнях, и произошло 6 нештатных ситуаций на штольнях №№ А-6, А-8, 11, 204, 810 и 608 (рисунок 1.21).
- 2) Вскрытие штолен после проведения испытаний. По имеющейся информации [27], некоторые штольни подверглись вскрытию для осмотра результатов проводимого при испытании эксперимента. Также имеется ряд штолен, которые использовались повторно для проведения испытаний. В данных случаях проводилось вскрытие штольни с изъятием забивочного материала, который содержал значительные концентрации радионуклидов после проведения ядерного испытания. Данный материал складировался на припортальной площадке в виде отвалов (рисунок 1.22). По соображениям радиационной безопасности, отвалы, содержащие радиоактивный забивочный материал, а также другие участки припортальной площадки, подвергшиеся радиоактивному загрязнению вследствие вскрытия штольни, могли быть обвалованы (отсыпаны) слоем незагрязненного грунта. Следствием данных работ может быть то, что на данный момент на припортальных площадках некоторых штолен может находиться не выявленное радиоактивное загрязнение, находящееся на небольшой глубине



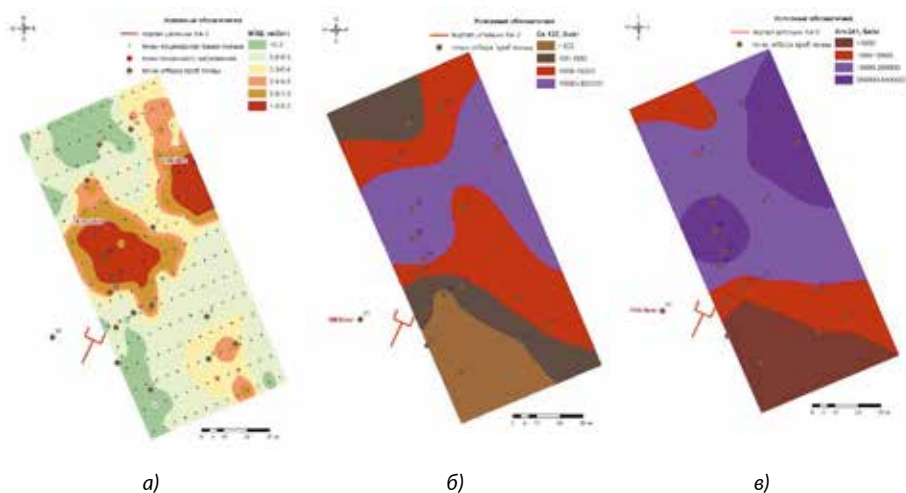


Рисунок 1.21. Карты-схемы распределения МЭД (а),  $^{137}\text{Cs}$  (б) и  $^{241}\text{Am}$  (в) на территории припортальной площадки штольни № Ж-3

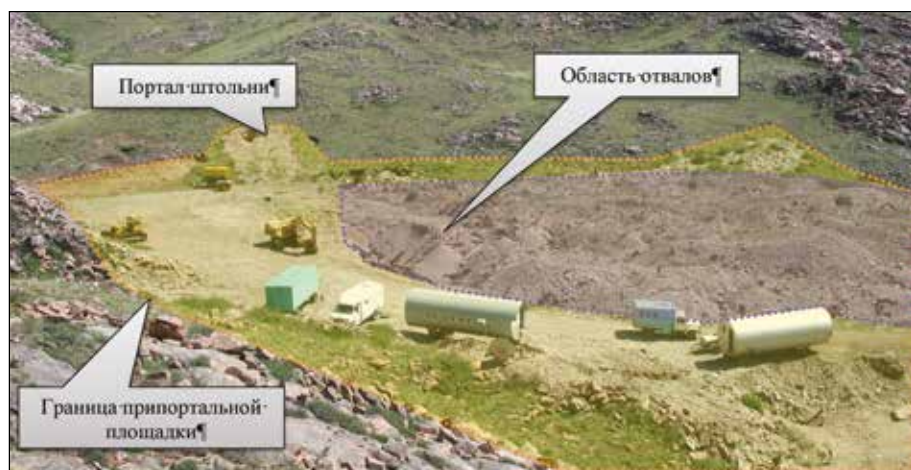


Рисунок 1.22. Примеры расположения области отвалов изъятых из штольни грунта

под слоем «чистого» грунта. Данный вывод косвенно подтверждается рядом исследований, которые выявили значительные концентрации техногенных радионуклидов в растительности при крайне низких концентрациях данных радионуклидов в поверхностном слое почвы.

- 3) Вскрытие штолен в результате несанкционированной деятельности после закрытия полигона. Как уже отмечалось выше, на припортальных участках многих штолен сохранились остатки технологического оборудования, которое привлекает сборщиков металлолома. На неко-

торых штольнях выявлено радиоактивное загрязнение, обусловленное несанкционированным доступом в полость штолен, а также несанкционированной деятельностью на припортальных площадках – обжиг кабеля, разбор металлоконструкций и т.д. (рисунок 1.23). Радиоактивное загрязнение, сформированное данным путем, имеет ярко выраженный локальный характер, и, в большинстве случаев, площадь загрязнения не превышает нескольких десятков квадратных метров. На сегодняшний момент все полости штолен, подвергшихся несанкционированному вскрытию, повторно закрыты [28 29]. Для исключения повторного вскрытия, а также любой другой несанкционированной деятельности, в настоящее время площадка «Дегелен» охраняется государством.



**Рисунок 1.23.** Результаты несанкционированной деятельности

- 4) Вынос радиоактивности из полостей штолен водным путем. В пределах испытательной площадки отмечен ряд штолен с постоянным или временным водотоком. Данные водотоки приводят к выносу радионуклидов из штолен на дневную поверхность. Вынесенные из тела штольни радионуклиды оседают (сорбируются) в донных отложениях и формируют радиоактивное загрязнение вдоль водотоков. В пределах некоторых водотоков выявлены участки с повышенными концентрациями техногенных радионуклидов:  $^{239+240}\text{Pu}$  до  $1 \times 10^4$  Бк/кг,  $^{90}\text{Sr}$  до  $10^5$  Бк/кг,  $^{137}\text{Cs}$  до  $10^6$  Бк/кг.

Характер и уровни радиоактивного загрязнения припортальных площадок находятся в широком диапазоне. Так, МЭД варьирует от  $<0,1$  до  $140 \text{ мкЗв/ч}$ , плотность потока  $\beta$ -частиц – от  $<10$  до  $1,3 \times 10^4$  част/(мин $\times$ см $^2$ ), плотность потока  $\alpha$ -частиц – от  $<1,0$  до  $900$  част/(мин $\times$ см $^2$ ). Уровни содержания искусственных радионуклидов в почве на отдельных припортальных площадках достигают значений для  $^{239+240}\text{Pu}$  до  $1 \times 10^9$  Бк/кг,  $^{241}\text{Am}$  – до  $1 \times 10^8$  Бк/кг,  $^{90}\text{Sr}$  – до  $1 \times 10^5$  Бк/кг и  $^{137}\text{Cs}$  – до  $1 \times 10^6$  Бк/кг. Примеры распределения радиоактивного загрязнения представлены на картах-схемах (рисунок 1.21).

Для оценки текущего радиоэкологического состояния припортальных площадок была проведена их классификация по уровню содержания техногенных радионуклидов (в соответствии с существующими нормативными требованиями). К чистым припортальным площадкам

отнесены участки с содержанием радионуклидов в почве ниже значений, указанных для материалов ограниченного использования (МОИ). Площадки с уровнем загрязнения выше МОИ, но ниже уровня радиоактивных отходов (РО), отнесены к условно-загрязненным. Загрязненные участки с уровнями выше уровня РО отнесены к загрязненным.

Данная классификация показала, что количество незагрязненных припортальных площадок составляет 42, условно-загрязненных – 58, загрязненных – 81. Исходя из данной классификации, почти половина припортальных площадок (45 %) имеет грунт, загрязненный техногенными радионуклидами выше уровня радиоактивных отходов. При этом площадь и уровни загрязнения данных площадок могут отличаться на несколько порядков. Максимальные площади загрязнения у большинства штолен ограничиваются территорией припортальных площадок и не превышают значений в несколько сотен квадратных метров. Исключение составляют штольни с нештатными ситуациями и штольни с водотоком, на которых радиоактивное загрязнение может распространяться на сотни метров. Радионуклидный анализ показал, что радиоактивное загрязнение сформировано в основном сочетанием радионуклидов:  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$  и  $^{137}\text{Cs}$ - $^{90}\text{Sr}$ , что в первую очередь, связано с характером проводимого испытания (истечение радионуклидов в газовой-аэрозольной фазе из штольни во время испытания). Наиболее загрязненными являются припортальные площадки штолен №№ Ж-1, Ж-2, Ж-3 и Ж-4.

После прекращения деятельности СИП, в рамках проведения программы по ликвидации инфраструктуры испытания ядерного оружия, в 1996 – 1999 гг. были проведены работы по закрытию 180-ти порталов штолен. В зависимости от задач использовались следующие методы закрытия порталов: создание бетонной пробки, бурение со взрывом внутри, бурение со взрывом снаружи или накладным зарядом. Далее проводилась отсыпка портала грунтом до восстановления естественного рельефа (рисунок 1.24).

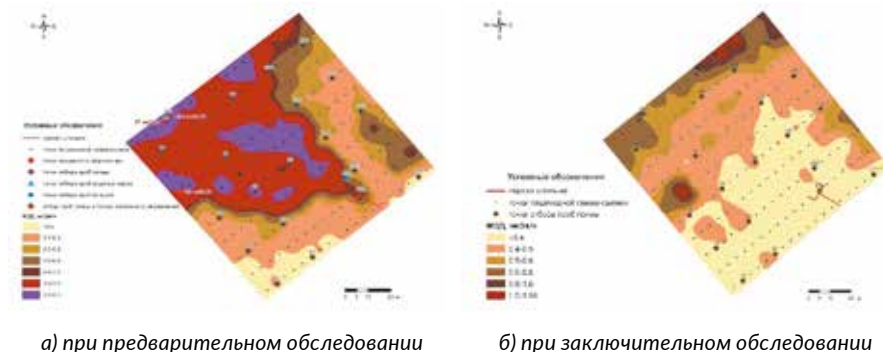


Рисунок 1.24. Портал штольни №022 до и после закрытия

Для уменьшения угрозы распространения отходов ядерной деятельности в период 2005–2010 гг. были выполнены дополнительные работы по усилению физической безопасности более 50 штолен. Создание дополнительной защиты инженерных сооружений заключалось в заполнении

полостей штольни связующим материалом, исключая возможность несанкционированного извлечения отходов ядерной деятельности.

С 2006 г., в рамках республиканской бюджетной программы «Обеспечение радиационной безопасности на территории Республики Казахстан» и других программ, были проведены работы по рекультивации припортальных площадок штолен с наибольшим радиоактивным загрязнением [28]. Результаты таких работ, на примере припортальной площадки штольни №511, представлены на рисунке 1.25.



**Рисунок 1.25.** Карты-схемы распределения МЭД на территории припортальной площадки штольни №511

В результате проведенных работ на данных припортальных площадках значительно улучшена радиозэкологическая обстановка [27, 29, 30]. Тем не менее, припортальные площадки многих штолен и до настоящего момента имеют загрязнение с уровнями, значительно превышающими уровень радиоактивных отходов, и представляют радиационную опасность как для населения, так и для персонала.

### 1.3.3 Припортальные площадки штолен с водотоками

Наряду с припортальными площадками штолен с нештатными ситуациями, наиболее загрязненными участками площадки «Дегелен» являются припортальные площадки штолен с водотоками (рисунок 1.26).

Многолетние мониторинговые исследования показывают, что вынос радионуклидов водным путем из полостей ядерных взрывов продолжается и в настоящее время. Всего штолен с водопроявлениями на площадке «Дегелен» – от 8 до 12, в зависимости от погодных условий в разные годы (большое влияние оказывают атмосферные осадки). В период 1999–2003 гг. проводилась оценка выноса радионуклидов водотоками из штолен. В 2003 г. годовой вынос радионуклидов составил:  $^{137}\text{Cs}$  – 2 Ки,  $^{90}\text{Sr}$  – 5 Ки,  $^3\text{H}$  – 3,5 кКи. Тогда водотоки были зафиксированы на 9 штольнях. Анализ имеющейся информации о максимальных значениях удельных активностей радионуклидов в воде водотоков из различных штолен показал, что они достигали для  $^{137}\text{Cs}$  – 820 Бк/л (шт. № 504), для  $^{90}\text{Sr}$  – 2100 Бк/л (шт. № 177), для  $^{239+240}\text{Pu}$  – 6,4 Бк/л (шт. № 503), для  $^{241}\text{Am}$  – 2,6 Бк/л (шт. № 177) и для  $^3\text{H}$  –  $9,9 \times 10^5$  Бк/л

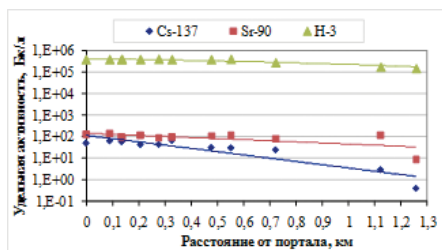




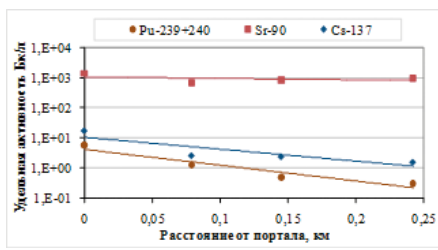
**Рисунок 1.26.** Типичный для площадки «Дегелен» водоток из штольни с луговой растительностью

(шт. № 160). При этом средние значения максимально-зафиксированных удельных активностей составляют для этих радионуклидов 158; 698; 1,7; 2,6 и  $2,9 \times 10^5$  Бк/л соответственно.

Наименьшими миграционными способностями обладают  $^{239+240}\text{Pu}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , дальность их распространения с водой вдоль русла ручья в большинстве случаев не превышает сотни метров от источника.  $^{90}\text{Sr}$  переносится водным путем от нескольких сотен метров до нескольких километров (рисунок 1.27).



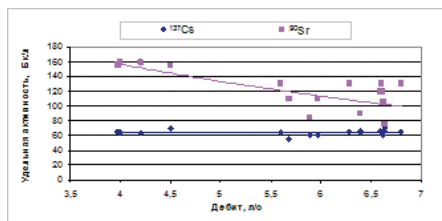
Штольня № 176



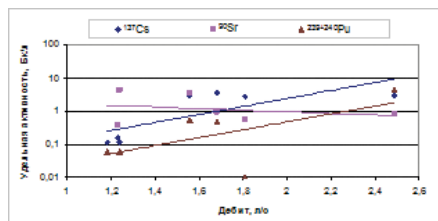
Штольня № 177

**Рисунок 1.27.** Распределение радионуклидов в поверхностных водах исследуемых экосистем с удалением от порталов штолен

Тритий практически не задерживается, и дальность его распространения может достигать максимальных значений (несколько десятков километров и более). Так, на расстоянии 7 км от горного массива «Дегелен» зафиксировано содержание трития в подземных водах, превышающее 67 кБк/л. Мониторинг выноса радионуклидов с водой на отдельных штольнях площадки «Дегелен» показал наличие зависимости концентрации радионуклидов в воде водотока при выходе на дневную поверхность от дебита. При этом зависимости для различных штолен весьма противоречивы, что может быть результатом различных гидрогеологических особенностей исследуемых штолен с водопроявлениями (рисунок 1.28).



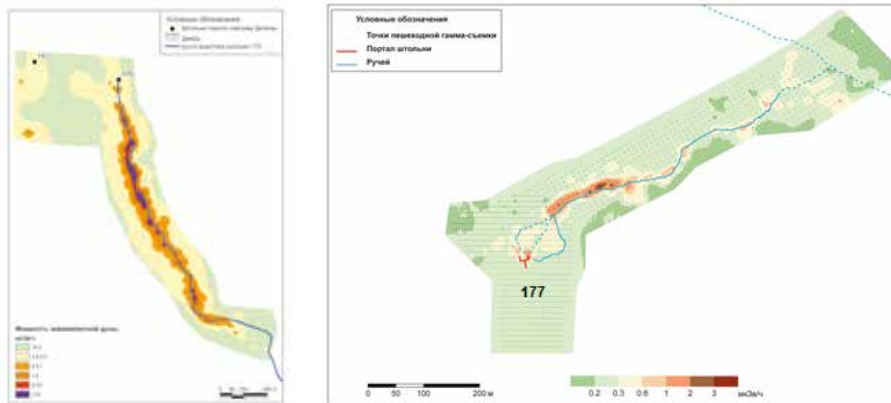
Штольня № 176



Штольня № 177

**Рисунок 1.28.** Зависимость концентрации радионуклидов в воде водотоков из штолен от дебита

В пределах берегов и пойм водосборных ручьев существуют участки с концентрациями  $^{239+240}\text{Pu}$  в почве до  $n \times 10^4$  Бк/кг,  $^{90}\text{Sr}$  – от  $n \times 10^4$  до  $n \times 10^5$  Бк/кг,  $^{137}\text{Cs}$  – от  $n \times 10^4$  до  $n \times 10^6$  Бк/кг. Основными особенностями радионуклидного загрязнения, обусловленного выносом радионуклидов из полостей штолен водотоками, является значительная концентрация техногенных радионуклидов по берегам водотоков и в донных отложениях. Максимальных значений радиоактивного загрязнения достигает, как правило, вблизи порталов штолен, около выхода водотоков на дневную поверхность. По мере удаления от порталов штолен загрязнение местности уменьшается (рисунок 1.29) [31 – 34].



**Рисунок 1.29.** Карты-схемы распределения МЭД на припортальных площадках штолен с водопроявлениями

Определенная направленность миграции радионуклидов в почвогрунтах долин обусловлена своеобразием геоморфологических условий, но расстояние их перемещения зависит от исходного содержания в штольневой воде, уклонов и расходов потока. В поперечном отношении ширина распространения радионуклидов зависит от ширины водного потока и ограничена рельефом местности. Как правило, ширина русла

таких водотоков не превышает 1 м, а ширина поймы колеблется от единиц до нескольких десятков метров.

Вертикальное распределение радионуклидов на припортальных площадках штолен с водотоками в целом подчиняется общепринятым закономерностям, выявленным и на территории СИП [35], то есть отмечается снижение содержания с глубиной. Но есть свои особенности на различных участках, в зависимости от местоположения относительно водоисточников. Так, в центральных руслах водотоков отмечены высокие значения радионуклидов на глубине до 1 м на уровне залегания материнских пород, и это при отсутствии признаков техногенной нарушенности почвенного покрова (рисунок 1.30).

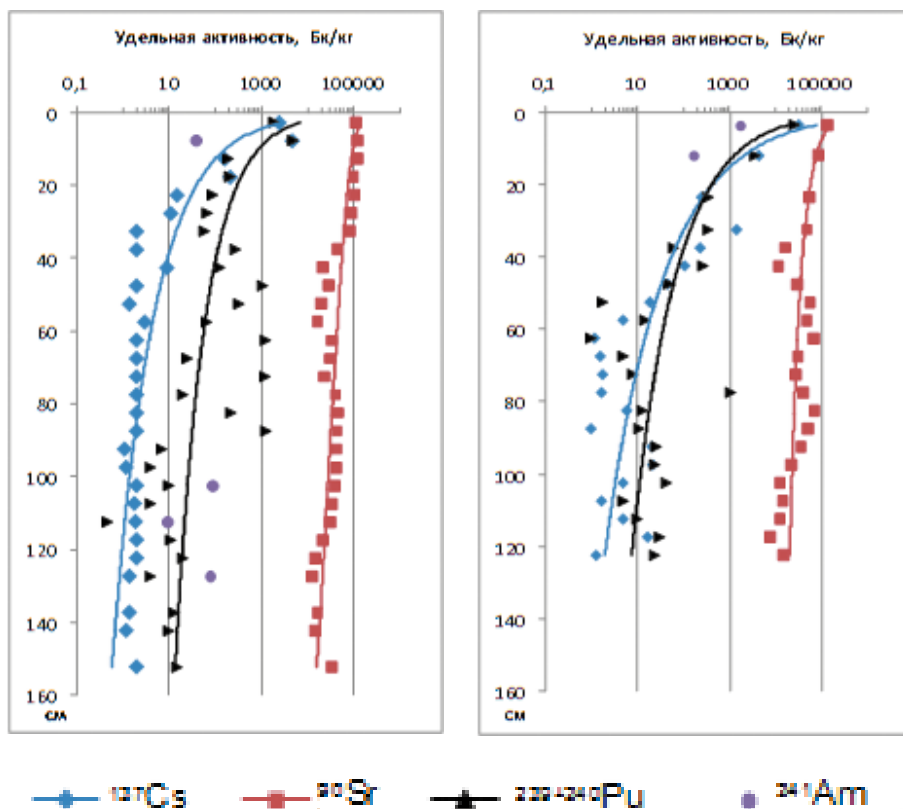
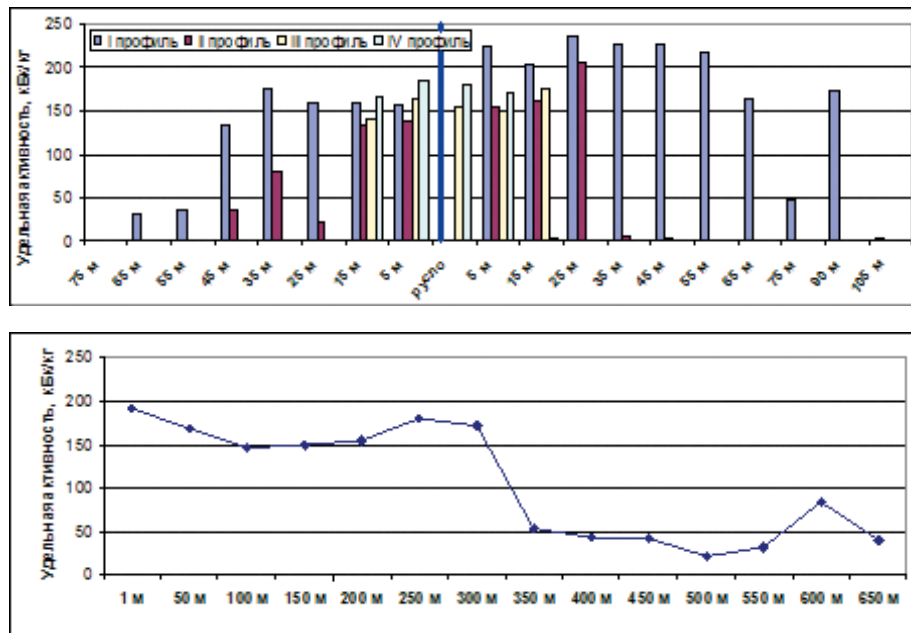


Рисунок 1.30. Вертикальное распределение радионуклидов в почвах русла водотока штольни № 177

В растительности, произрастающей на берегах водотоков из штолен, как правило, отмечаются наибольшие значения удельной активности радионуклидов. Для  $^{137}\text{Cs}$  это значение может достигать порядков  $n \times 10^4$ ,  $^{90}\text{Sr}$  –  $n \times 10^4$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$  –  $n \times 10^1$  Бк/кг. Удельная активность  $^{241}\text{Am}$  в растениях фик-

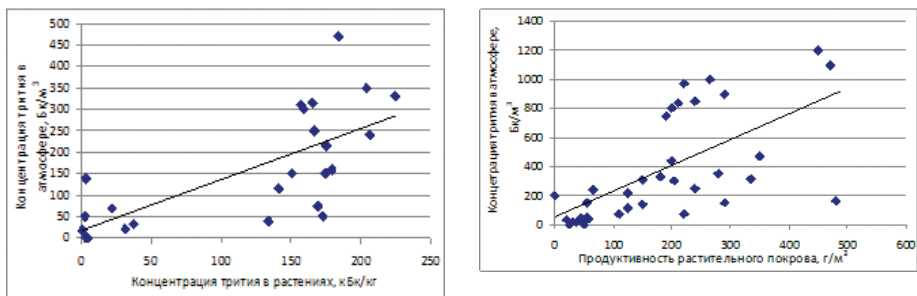
сировалась на уровне пределов обнаружения – 2-4 Бк/кг. По мере удаления от поверхностных водотоков из штольни удельная активность этих радионуклидов в растительности падает. Радионуклид  $^3\text{H}$  включен в гидродинамическую систему горного массива Дегелен. Поэтому его присутствие в растительности обусловлено не только наличием постоянного поверхностного водотока, но и глубиной залегания грунтовых вод. В долинах ручьев и межсопочных понижениях уровень залегания грунтовых вод неглубок, поэтому  $^3\text{H}$  присутствует в растительности, произрастающей в экосистемах равнин и межсопочных понижениях в пределах площадки «Дегелен» (рисунок 1.31).



**Рисунок 1.31.** Распределение  $^3\text{H}$  в свободной воде растений по поперечным профилям водотока из штольни № 177 и вдоль русла

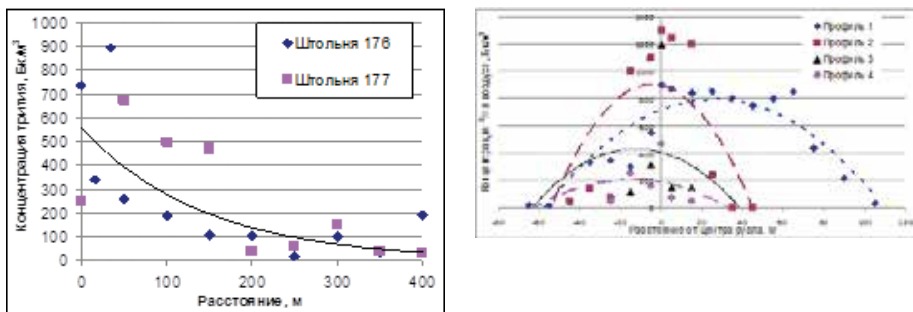
Удельная активность  $^3\text{H}$  в свободной воде растений стремится к равновесию с удельной активностью радионуклида в источнике поступления (воде) и, в среднем, находится на уровне  $n \times 10^5$  Бк/кг [36, 37].

Исследования атмосферного воздуха не выявили количественных значений содержания таких техногенных радионуклидов, как  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{241}\text{Am}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$ . Зафиксировано содержание  $^3\text{H}$  в атмосферном воздухе, в ряде случаев достигающее  $1000 \text{ Бк/м}^3$ , что не превышает, но находится близко к пределу среднегодовой допустимой объемной активности в воздухе для населения, которая составляет  $1900 \text{ Бк/м}^3$ . При этом установлено, что концентрация  $^3\text{H}$  в атмосферном воздухе прямо пропорциональна концентрации  $^3\text{H}$  в водном источнике, почвенном воздухе, растениях и также может зависеть от продуктивности растительного покрова при значительных концентрациях  $^3\text{H}$  в растениях (рисунок 1.32).



**Рисунок 1.32.** Зависимость концентрации  $^3\text{H}$  в атмосферном воздухе от концентрации  $^3\text{H}$  в растениях и от продуктивности растительного покрова, загрязненного  $^3\text{H}$

Максимальные концентрации  $^3\text{H}$  в воздухе наблюдаются вблизи открытых водоемов (водоток, запруда, родники), загрязненных  $^3\text{H}$  (рисунок 1.33).



**Рисунок 1.33.** Изменение концентрации  $^3\text{H}$  в атмосферном воздухе вдоль и поперек русла поверхностных водотоков

Содержание радионуклидов отмечается и в отдельных представителях фауны припортовых площадок штолен с водотоками. Так, в тушках ящерицы прыткой (*Lacerta agilis* Linn.), отловленных на территории, прилегающей к штольне № 176, содержание техногенного радионуклида  $^{137}\text{Cs}$  изменяется в пределах 340-610 Бк/кг, а в тушках ящерицы прыткой (*Lacerta agilis* Linn.), отловленных на берегах центрального русла ручья Узынбулак, содержание техногенного радионуклида  $^{137}\text{Cs}$  изменялось в пределах 10-50 Бк/кг (рисунок 1.34).

В целом, несмотря на постоянный вынос радионуклидов с водой на дневную поверхность, экстремально-высоких концентраций в компонентах окружающей среды припортовых площадок штолен с водопоявлениями 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  $^{90}\text{Sr}$  –  $n \times 10^{-3}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  –  $n \times 10^{-5}$ ,  $^{241}\text{Am}$  –  $n \times 10^{-4}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  –  $n \times 10^{-6}$  (рисунок 1.35).

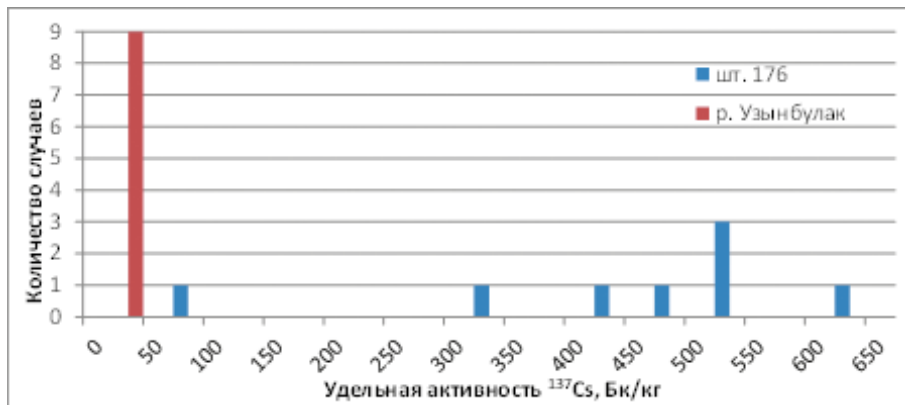


Рисунок 1.34. Гистограмма частоты встречаемости концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в организме ящерицы прыткой, обитающей на радиоактивно-загрязненных берегах водотока штольни № 176 и в долине ручья Узынбулак

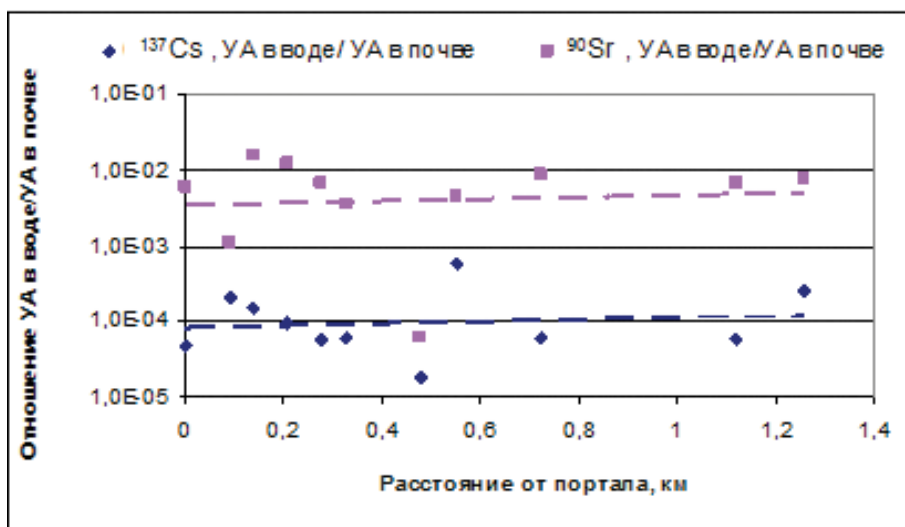


Рисунок 1.35. Отношение удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в воде водотока штольни № 176 к удельной активности этих радионуклидов в почве

Формирование радиационной обстановки на территории горного массива «Дегелен» в настоящее время не завершено. Фиксируются случаи преращения одних водопоявлений из штолен и появление других, со всеми вытекающими последствиями поступления радионуклидов в экосистемы таких водотоков и перераспределения их между компонентами природной среды.

### 1.3.4 Зона ручьев, выходящих за периметр площадки «Дегелен»

До недавнего времени считалось, что радиоактивное загрязнение объектов окружающей среды на площадке «Дегелен» сосредоточено в руслах водотоков штолен и ручьев, связанных с ними гидрологически, однако последние исследования показали, что существует вынос радионуклидов и за ее периметр. Основными путями миграции здесь являются ручьи Узынбулак, Байтлес, Токтакушук, Карабулак и несколько ручьев без названия. Как правило, это сезонные водотоки, зависящие от уровня осадков и большую часть времени летнего сезона находящиеся в пересохшем состоянии. Таким образом, можно предположить, что наибольший вклад в загрязнение территории за границей площадки «Дегелен» дают грунтовые воды, которые, согласно гидрогеологическим картам местности, протекают на небольшой глубине, порядка 2-5 м, вдоль сухих русел основных ручьев. Достоверно известно, что основное загрязнение здесь приходится на радионуклид  $^3\text{H}$ , концентрации которого в грунтовых и поверхностных водах достигают десятков кБк/кг. На рисунках 1.36, 1.37 показано пространственное распределение  $^3\text{H}$  в воздушном бассейне и в растительном покрове на границе площадки «Дегелен» и в зоне влияния основных ручьев, выходящих за ее пределы [38].

Представленные карты-схемы наглядно показывают, что зоны выхода  $^3\text{H}$  за границы площадки «Дегелен» в большинстве случаев территориаль-

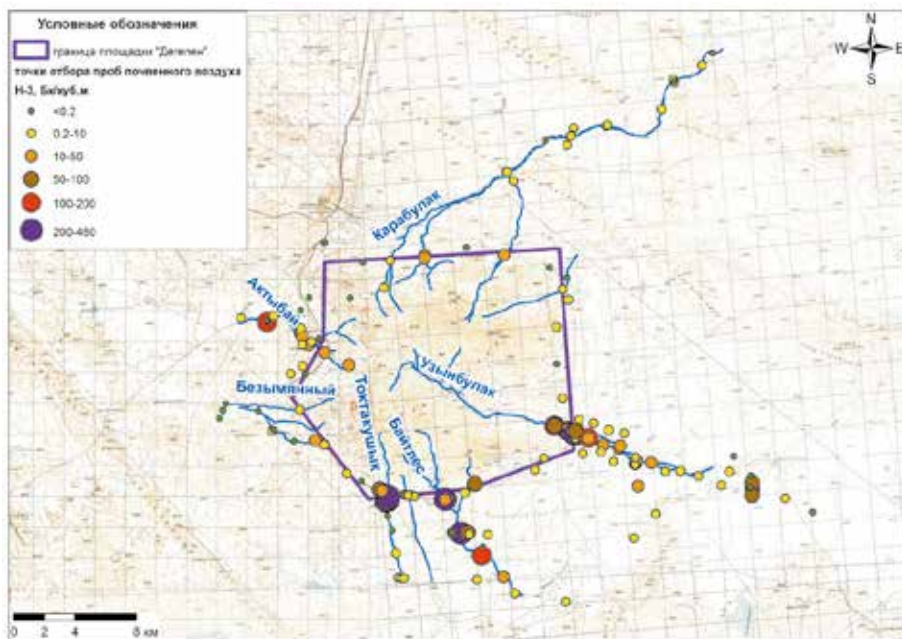
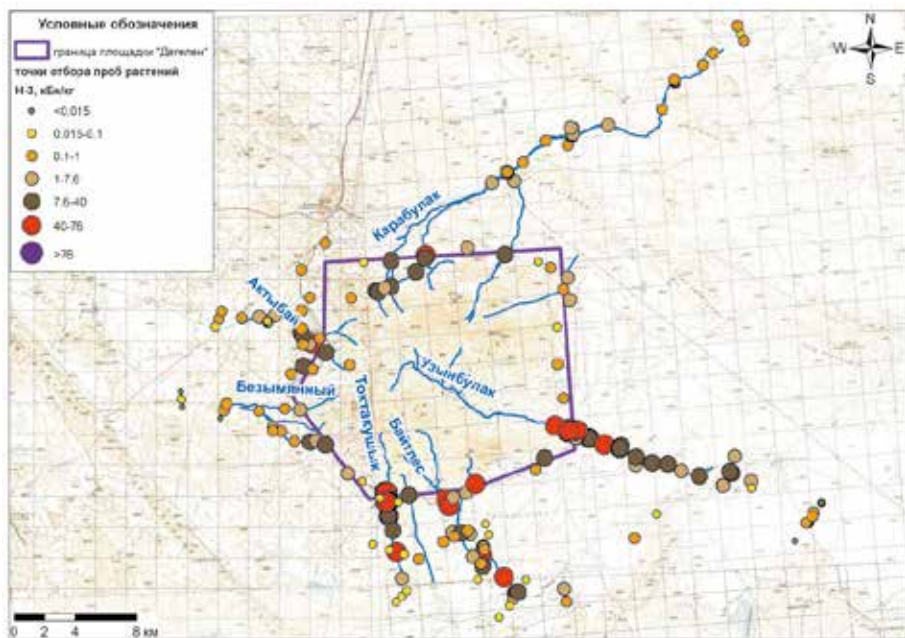


Рисунок 1.36. Карта-схема распределения  $^3\text{H}$  в воздушном бассейне (по данным объемной активности  $^3\text{H}$  в почвенном воздухе)





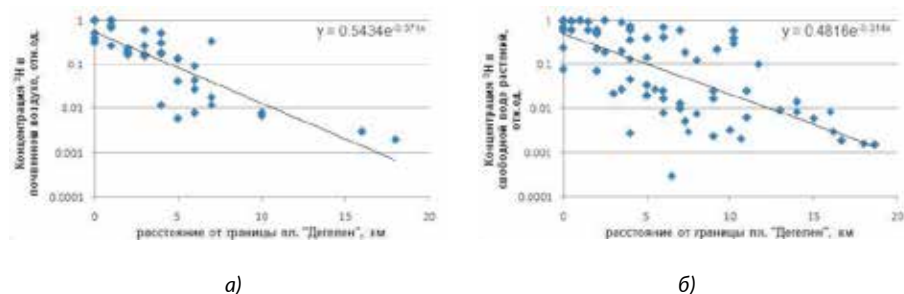
**Рисунок 1.37.** Карта-схема распределения  $^3\text{H}$  в растительном покрове (по данным удельной активности  $^3\text{H}$  в свободной воде растений)

но приурочены к зонам расположения основных ручьев, берущих своё начало на территории горного массива и выходящие далеко за ее пределы. Это ручьи Узынбулак, Байтлес, Токтакушук, левый приток ручья Безымянный и Актыбай, ручей Карабулак, а также небольшой сток вод, расположенный на восточной границе площадки, которые, собственно, и являются основным источником поступления  $^3\text{H}$  в объекты окружающей среды на данной территории. При этом основное загрязнение  $^3\text{H}$  как воздушного бассейна, так и растительного покрова исследуемой территории приурочено к руслам ручьев Узынбулак, Байтлес и Токтакушук.

Значения содержания  $^3\text{H}$  в почвенном воздухе находятся в пределах от <0,2 до 50 Бк/м<sup>3</sup> и превышают уровень фона на данной территории от 1,5 до 250 раз. В зоне расположения р. Карабулак содержание  $^3\text{H}$  не столь значительно, но даже на расстоянии порядка 9 км от границы площадки отмечены детектируемые объемные активности  $^3\text{H}$  в почвенном воздухе. Уровень же концентрации  $^3\text{H}$  в воздухе в русле р. Безымянный находится в пределах 0,2 Бк/м<sup>3</sup>, что является фоновой концентрацией  $^3\text{H}$  для данной территории [39].

Содержание  $^3\text{H}$  в свободной воде исследуемых растений изменяется от  $n \times 10^1$  Бк/кг до 85 kBq/kg, зачастую превышая уровень вмешательства при поступлении данного радионуклида с водой, который, согласно нормативным документам (Приложение 3 ГН СЭТОРБ РК), составляет 7,6 kBq/kg [40].

Изменение объемной и удельной активности  $^3\text{H}$  в почвенном воздухе и свободной воде растений вдоль русел основных ручьев в целом происходит по экспоненциальному закону – с увеличением расстояния от границы площадки «Дегелен» концентрация  $^3\text{H}$  снижается (рисунок 1.38).

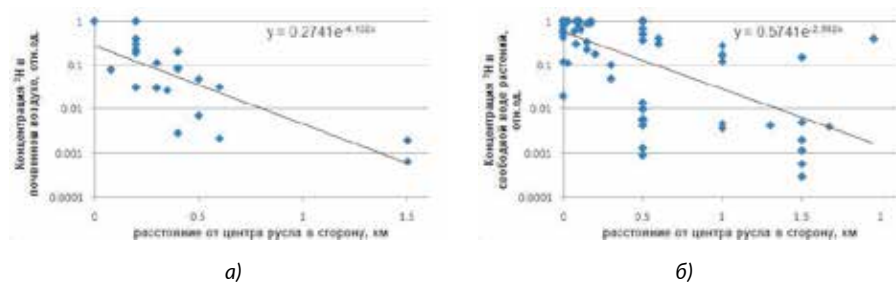


**Рисунок 1.38.** Характер распределения  $^3\text{H}$  в воздушной среде (а) и растительном покрове (б) по мере удаления от площадки «Дегелен»

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

Уровень концентрации  $^3\text{H}$  в почвенном воздухе уменьшается с расстоянием в сторону от русел ручьев и, также как в случае распространения вдоль них, может быть описан экспоненциальным законом. Более сложный характер распределения  $^3\text{H}$  отмечается для растительного покрова (рисунок 1.39).

Хотя в целом здесь также отмечается снижение концентрации  $^3\text{H}$



**Рисунок 1.39.** Характер распределения  $^3\text{H}$  в воздушной среде (а) и растительном покрове (б) по мере удаления в сторону от русел основных ручьев

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

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

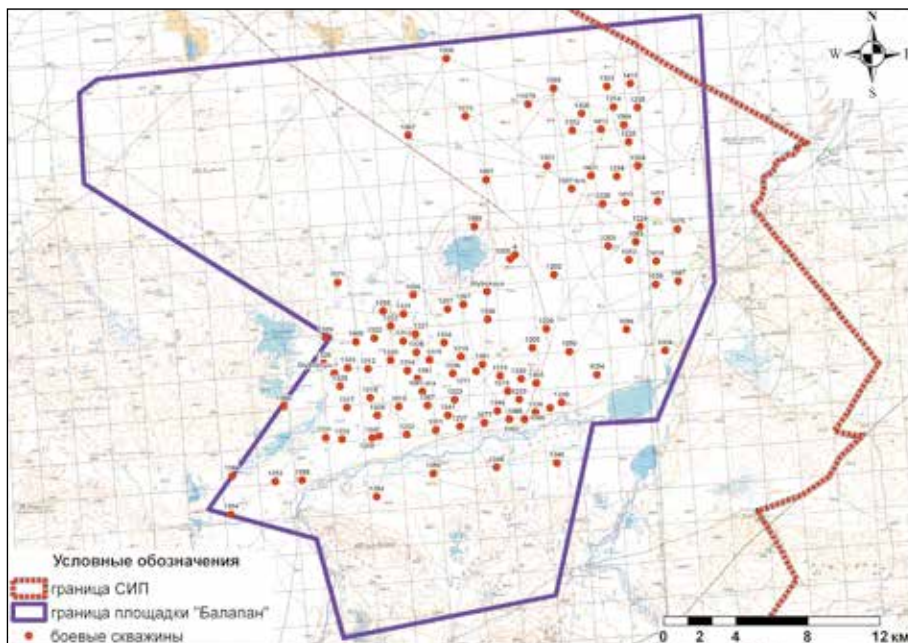
## 1.4 Площадка «Балапан»

### 1.4.1 Общая информация

Одной из испытательных площадок на Семипалатинском испытательном полигоне, где проводились подземные испытания ядерного оружия, являлась площадка «Балапан». Площадь территории площадки составляет около 780 км<sup>2</sup>. Географически площадка «Балапан» расположена в восточной части СИП. Рельеф на большей части площадки равнинный. Единственным поверхностным водоемом является левобережный приток р. Иртыш – маловодная р. Шаган, протекающая с запада на восток по южной границе площадки.

Испытания ядерного оружия на площадке «Балапан» проводились в скважинах. Всего было пробурено 119 скважин. Из них с 1965 по 1989 гг. в 106 скважинах было проведено 105 испытаний, при этом осуществлен подрыв 167 ядерных зарядов, 13 скважин остались неиспользованными [1, 2]. Мощность испытаний, в основном, находилась в диапазоне от 20 до 150 кт. Схема расположения скважин представлена на *рисунке 1.40*.

Скважина – вертикальная цилиндрическая горная выработка, пройденная буровой установкой в горной породе земной коры, характеризующаяся большой величиной отношения ее глубины к диаметру. На площадках полигона бурились скважины глубиной, в основном, до 650 м, максимальный диаметр скважин составлял 1,4 м [2]. Глубина обсадки скважины трубами составляла, как правило, 50-200 м. Обсадными трубами перекрывался каждый водоносный горизонт. Затрубное простран-



**Рисунок 1.40.** Схема расположения скважин на площадке «Балапан»

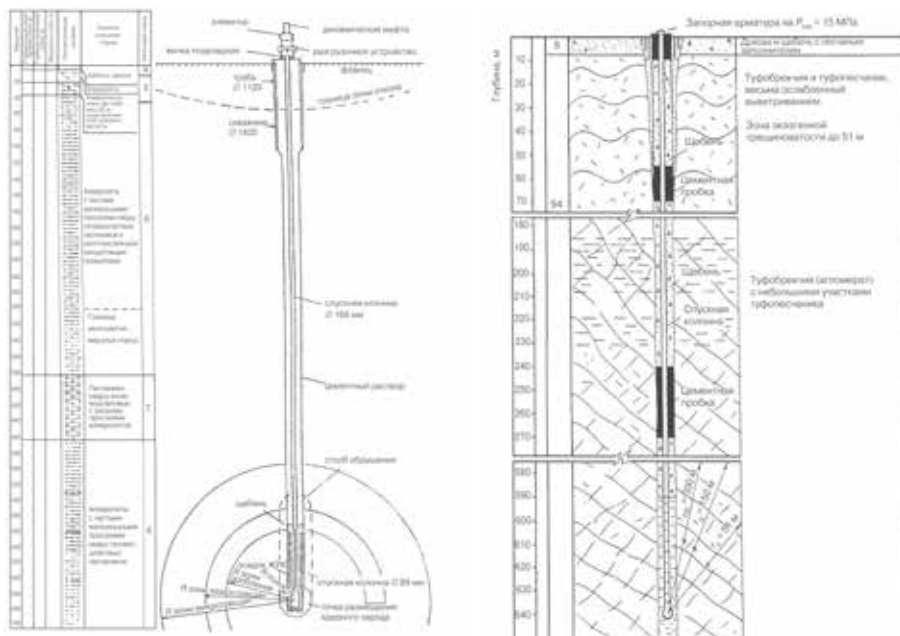
ство для надёжной гидроизоляции заливалось цементом. Нижележащий горизонт перекрывался трубами меньшего диаметра. Количество кабелей, в зависимости от целей опыта, составляло от десятков до сотен [1].

Скважина бурилась до заданной глубины, и в нее опускался заряд. Для исключения выброса радиоактивных продуктов взрыва в атмосферу в скважине создавался забивочный комплекс, который состоял из нескольких цементных пробок с засыпкой промежутков между ними щебнем, а в районе установки ядерного устройства – железорудным концентратом [2]. Спускная колонна заполнялась цементным раствором, за исключением нескольких опытов, в которых она использовалась в качестве пробоотборного канала.

Обустройство скважины представлено на *рисунке 1.41* [1].

В отличие от атмосферных испытаний, радиоактивное загрязнение местности от проведения подземных ядерных взрывов в скважинах несравнимо мало. Основная доля радиоактивных продуктов остается «захороненной» под землей. При ядерных взрывах внутреннего действия в породах со значительным содержанием кремния расплавленная порода, покрывающая стенки полости, состоит из относительно нерастворимой стекловидной массы, в которой заключена большая часть продуктов деления. Стекловидный материал захватывает от 60 до 85 % всех продуктов деления.

Часть радиоактивных продуктов деления, которая при обрушении полости находится еще в газообразном состоянии, не улавливается, а проникает из полости в разрушенную породу. Довольно значительные ко-



**Рисунок 1.41.** Схема конструкции скважины и забивки. Зоны механического действия взрыва

личества  $^{90}\text{Sr}$  и других изотопов, предшественниками которых явились газообразные или летучие элементы, отлагаются на довольно значительных расстояниях от зоны высокой радиоактивности и распределяются в разрушенной среде.

Несмотря на предпринимаемые защитные меры, во время подземных испытаний происходили выбросы радиоактивных веществ в атмосферу. В СССР радиационные события при ядерных испытаниях делились на штатные и нештатные радиационные ситуации [1].

По характеру фактически наблюдаемой радиационной обстановки все подземные ядерные взрывы, осуществленные на Семипалатинском полигоне, подразделялись на четыре категории [41]:

1. Взрыв с выбросом грунта (ВВГ) – подземный взрыв наружного действия, сопровождающийся разрушением и перемещением пород в эпицентральной зоне и выходом радиоактивных продуктов в атмосферу в аэрозольной и газовой фазах. На земной поверхности образуется воронка (кратер) выброса.
2. Взрыв камуфлетный полный (ВКП). При таком взрыве все радиоактивные продукты оставались в полости взрыва.
3. Взрыв неполного камуфлета, сопровождающийся незначительным истечением в атмосферу радиоактивных инертных газов (ВНК-РИГ).
4. Взрыв неполного камуфлета с нештатной радиационной ситуацией (ВНК-НРС). Такой взрыв сопровождался ранним напорным истечени-

ем в атмосферу радиоактивных продуктов взрыва в газо- и парообразной фазе, что обуславливалось случайным нарушением нормального процесса проведения испытания и (или) не предусмотренными проектом последствиями, которые могли привести или приводили к облучению людей выше установленного уровня или к материальному ущербу. Взрывы ВНК-НРС могли привести к значительному аварийному облучению персонала и вследствие большого разбавления облака выброса по пути его движения за границы территории полигона – к очень незначительному облучению населения районов, прилегающих к полигону (ниже допустимых дозовых пределов).

На Семипалатинском испытательном полигоне 50 % подземных испытаний (из всех подземных испытаний, в том числе и на площадках «Дегелен» и «Сары-Узень») могут быть отнесены к взрывам полного камуфлета, ~46% – взрывы неполного камуфлета с выходом в атмосферу радиоактивных благородных (инертных) газов (РБГ) в эпицентральной

**Таблица 1.2.** Подземные ядерные взрывы с нештатной радиационной ситуацией

Номер скважины	Дата проведения испытания	Первичный радиационный эффект, остаточное загрязнение местности
1007	10.02.1972	То ~ 1 мин.: динамическое истечение по боевой скважине газообразных и парообразных продуктов, содержащих тугоплавкие, труднолетучие, легколетучие радионуклиды и РБГ; произошло возгорание смеси, факел огня достигал ~ 70 м (на 21 ой мин.) и наблюдался в течение суток. Доза облучения на местности на удалении 1 км скважины по пути распространения продуктов взрыва составляет ~ 14 Р (за 6 часов экспозиции дозиметров). В настоящее время остаточное загрязнение местности в районе эпицентра практически отсутствует.*
1204	10.12.1972	То ~ 1 мин.: в процессе опускания купола породы произошел прорыв продуктов взрыва, в том числе и первичных аэрозолей. Уровень МЭД в эпицентральной зоне через 1 час после взрыва составлял ~ $1,1 \cdot 10^4$ Р/ч. В эпицентральной зоне выделена санитарно-защитная зона.
1069	04.11.1973	То ~ 30 с: динамический прорыв газо- и парообразных продуктов скважине («пушечный эффект»), но без первичных аэрозолей. Уровень МЭД на удалении 1 км от эпицентра достигал ~ 500 Р/ч. В настоящее время остаточное загрязнение местности в районе эпицентра практически отсутствует.*
1301	16.04.1974	То ~ 1,5 мин.: динамическое истечение газообразных продуктов эпицентральной зоны с их возгоранием. Уровень МЭД в месте истечения РБГ - более 10 Р/ч. В настоящее время остаточное загрязнение местности в районе технологической площадки отсутствует.*

**Примечание:** \* - данные об остаточном загрязнении местности, по всей видимости, приводятся на момент закрытия полигона, 1991 г.



зоне взрыва в вентиляционном режиме истечения и 4 % – с напорным истечением радиоактивных продуктов взрыва (РПВ) на поверхность [1]. В таблице 1.2 приведены данные об испытаниях с нештатной ситуацией, проведенных на площадке «Балапан».

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

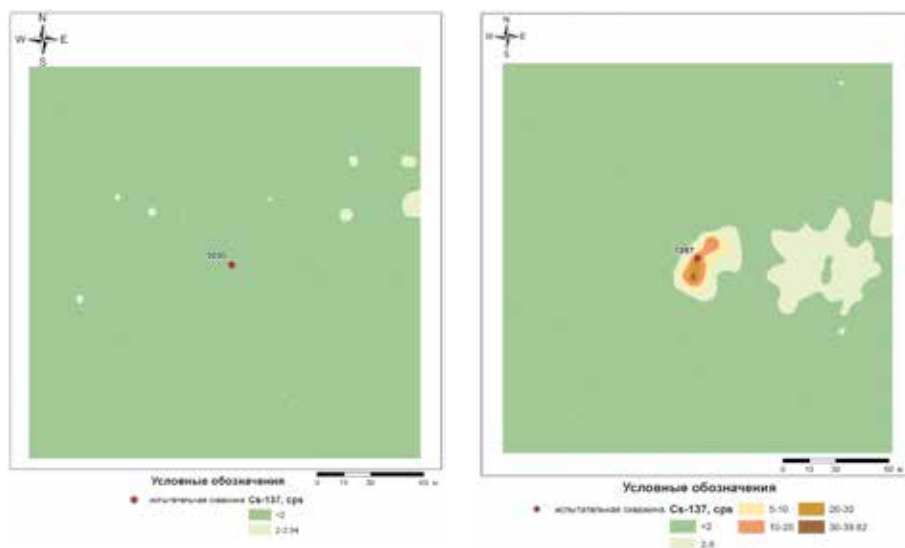
Вместе с тем, радиационные эффекты при проведении подземных ядерных испытаний в скважинах могли привести только к незначительному по площади загрязнению территории в районе приустьевых площадок, а также к радиоактивному загрязнению блоков земной коры в местах истечения радиоактивных благородных газов.

### 1.4.2 Характер поверхностного загрязнения

#### Скважины со штатной радиационной ситуацией

Категория скважин со штатной радиационной ситуацией подразумевает, что при взрыве все радиоактивные продукты оставались в полости взрыва, либо взрыв сопровождался незначительным истечением в атмосферу радиоактивных инертных газов [41]. Следовательно, загрязнения приустьевых площадок скважин со штатной радиационной ситуацией не ожидается [1].

По результатам исследований приустьевые площадки большинства скважин со штатной радиационной ситуацией (86 скважин из 100) можно отнести к территориям с фоновым уровнем содержания радионуклидов в почвах (рисунок 1.42, а), либо с незначительным превышением фо-



а) Скважина № 1005

б) Скважина № 1267

**Рисунок 1.42.** Распределение радионуклида  $^{137}\text{Cs}$  на приустьевых площадках скважин



новых величин [41]. Повышенное содержание радионуклидов на таких скважинах сосредоточено, в основном, у оголовков скважин в виде локальных пятен (рисунок 1.42, б). По мере удаления от оголовков скважин значения радиационных параметров резко уменьшаются и на расстоянии примерно 50-100 метров соответствуют фоновым значениям.

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

Максимальные уровни радиоактивного загрязнения зафиксированы на приустьевой площадке скважины № 1080. Содержание радионуклида  $^{137}\text{Cs}$  на этой скважине соизмеримо со значениями, зарегистрированными на скважинах с нештатной радиационной ситуацией. Распределение радионуклида  $^{137}\text{Cs}$  на приустьевой площадке скважины № 1080 представлено на рисунке 1.43.

На рисунке хорошо просматривается основной след выброса радиоактивных веществ протяженностью до 300 метров. Ширина следа достигает 100 метров. В соответствии с процессами, происходящими при прове-

дении ПЯВ, при штатной ситуации дневная поверхность может быть загрязнена, в основном, радионуклидами  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ , предшественниками которых являются РБГ ( $^{137}\text{Xe}$ ,  $^{89}\text{Kr}$ ). Наличие радионуклида  $^{239+240}\text{Pu}$  в почве на территории загрязненных приустьевых площадок скважин свидетельствует о том, что вместе с РБГ происходил выброс и других продуктов деления ядерного взрыва.

#### Скважины с нештатной радиационной ситуацией

Согласно официальным данным, на трех скважинах (№№ 1007, 1069, 1301) из четырех с нештатной радиационной ситуацией (таблица 1.2), где во время испытания произошел не предсказанный заранее выход радиоактивных продуктов взрыва в атмосферу, остаточное загрязнение местности отсутствует [1]. Однако на этих скважинах, в результате радиологических исследований,

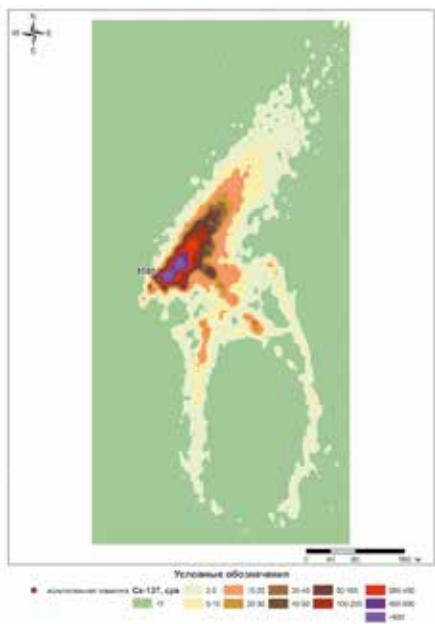


Рисунок 1.43. Распределение радионуклида  $^{137}\text{Cs}$  на приустьевой площадке скважины № 1080

были обнаружены участки значительного радиационного загрязнения. Диапазон измеренных значений радиационных параметров составил по плотности потока  $\alpha$  частиц – от 0 до 2 част/(мин $\times$ см<sup>2</sup>),  $\beta$ -частиц – от 10 до 490 част/(мин $\times$ см<sup>2</sup>), МЭД на поверхности земли – от 0,1 до 9,1 мкЗв/ч. Максимальные значения МЭД зарегистрированы на приустьевой площадке скважины №1069 [43]. Радиоактивное загрязнение сосредоточено как у оголовков скважин, так и за пределами приустьевых площадок (скважины №№ 1007, 1069 и 1301) в виде протяженных следов радиоактивных выпадений. Распределение радионуклида <sup>137</sup>Cs на скважинах № 1069 и № 1301 показано на рисунке (рисунки 1.44, а, б). Следы радиоактивных выпадений имеют следующие характерные размеры: ширина 100 – 200 метров в наиболее широкой их части, длина следов колеблется от 250 до 2000 метров, на различных скважинах.

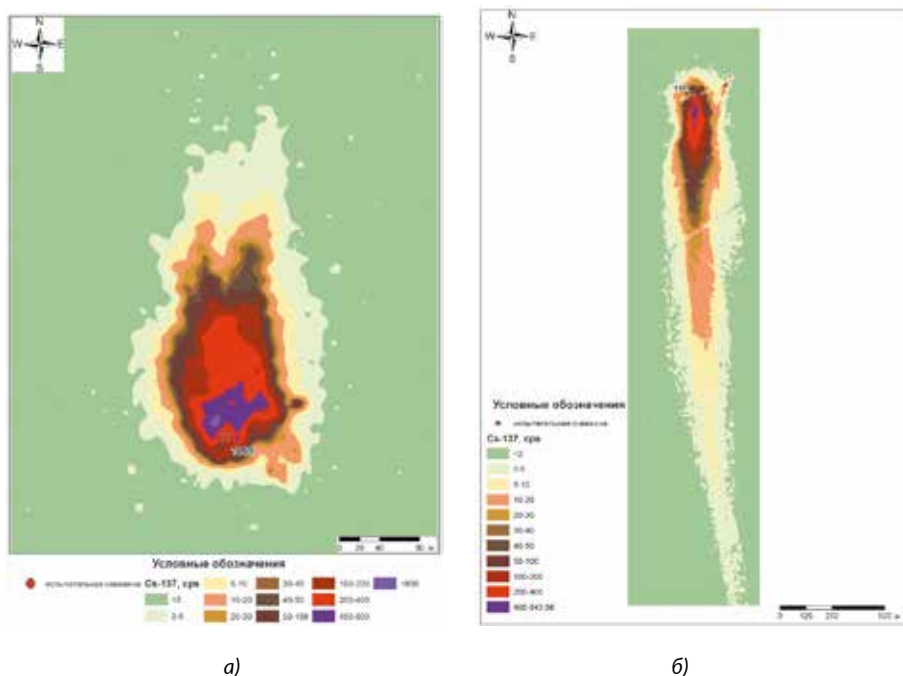


Рисунок 1.44. Распределение площадной активности радионуклида <sup>137</sup>Cs на скважине № 1069 (а) и скважине № 1301 (б)

Радиоактивное загрязнение, в основном, формировалось на территории приустьевых площадок сразу, непосредственно после проведения ядерного испытания. Но существует и другой механизм формирования радиоактивного загрязнения, обусловленный несанкционированной деятельностью, связанной с извлечением обсадных труб, кабелей, а также в результате гидрологических исследований, связанных с откачкой подземных вод из гидрологических скважин. В настоящее время на всех скважинах обсадные трубы срезаны, и забивочный материал извле-

чен [421]. При этом могло происходить как улучшение радиационной обстановки, ввиду отсыпки чистым грунтом локальных участков радиоактивного загрязнения, существующих возле оголовков скважин, так и наоборот, ухудшение радиационной обстановки, обусловленное извлечением радиоактивно загрязненного грунта на дневную поверхность.

### 1.4.3 Характер загрязнения тритием воздушного бассейна в местах проведения подземных ядерных испытаний

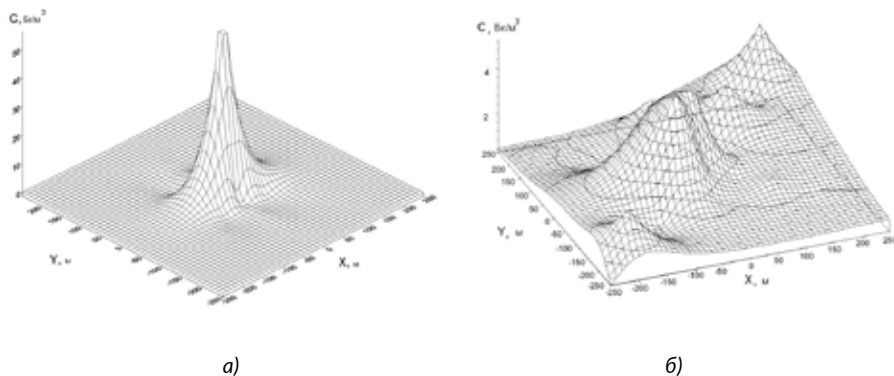
На настоящий момент основным радионуклидом, представляющим опасность с точки зрения радиационного загрязнения воздушной среды в местах проведения ПЯВ на площадке «Балапан», является тритий ( $^3\text{H}$ ). Большинство дозообразующих радионуклидов, таких как  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ , 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

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

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

Для изучения пространственного распределения  $^3\text{H}$  в воздушной среде относительно устья боевых скважин проведены более детальные исследования, охватывающие весь приустьевый участок. Полученные данные были обработаны Крайгинг методом с построением 3D-рисунков, что позволило выявить общий вид характера распределения  $^3\text{H}$  в воздухе [44].

На рисунке 1.45 показан характер распределения  $^3\text{H}$  в воздухе на примере двух скважин – №1010 (рисунк 1.45 а) и №1361 (рисунк 1.45 б).



**Рисунок 1.45.** Характер распределения  $^3\text{H}$  в воздушной среде на приустьевых участках скважин № 1010 (а) и № 1361 (б)

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

Пространственное распространение  $^3\text{H}$  в почвенном воздухе на разных приустьевых участках различно. В ряде случаев наблюдается один участок выхода  $^3\text{H}$  на поверхность, когда радиус распространения  $^3\text{H}$  над скважиной не превышает нескольких десятков метров, как видно на примере скважины №1010 (рисунки 1.45, а).

В других случаях, пространственное распределение  $^3\text{H}$  носит неоднородный характер – наблюдается несколько мест выхода  $^3\text{H}$  на поверхность, в связи с чем, радиус распространения  $^3\text{H}$  в воздушной среде может составлять несколько сотен метров и охватывать практически весь приустьевый участок, как на участке скважины № 1361 (рисунки 1.45, б).

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

Значения объемной активности  $^3\text{H}$  в воздушной среде в местах расположения боевых скважин изменяются в широком диапазоне от  $0,5$  до  $220 \text{ Бк/м}^3$ , но в среднем составляют не более  $5 - 10 \text{ Бк/м}^3$  [45]. Полученные значения не превышают значения допустимой объемной активности  $^3\text{H}$  во вдыхаемом воздухе, которое составляет  $1900 \text{ Бк/м}^3$  [40].

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

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

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

## 1.5 Площадка «Сары-Узень»

Согласно фондовым данным [46], в период с 1965 по 1980 гг. на площадке «Сары-Узень» проведено 24 подземных испытаний. По имеющимся данным, в большинстве испытаний мощность взрывов не превышала  $20 \text{ кт}$  на глубинах от 50 до 430 м. Область наибольшей техногенной на-

грузки в результате подземных ядерных взрывов расположена в центре и северо-западной части площадки. Схема расположения скважин показана на рисунке 1.46.

По максимальным значениям уровней радиоактивного загрязнения почвенного слоя на приустьевых площадках все «боевые» скважины можно условно разделить на четыре группы (таблица 1.3).

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

Наличие радиоактивного загрязнения на приустьевой площадке первой скважины №215 связано с аварийной ситуацией, возникшей во время проведения ПЯВ. Схема распределения МЭД предоставлена на рисунке 1.47 а.

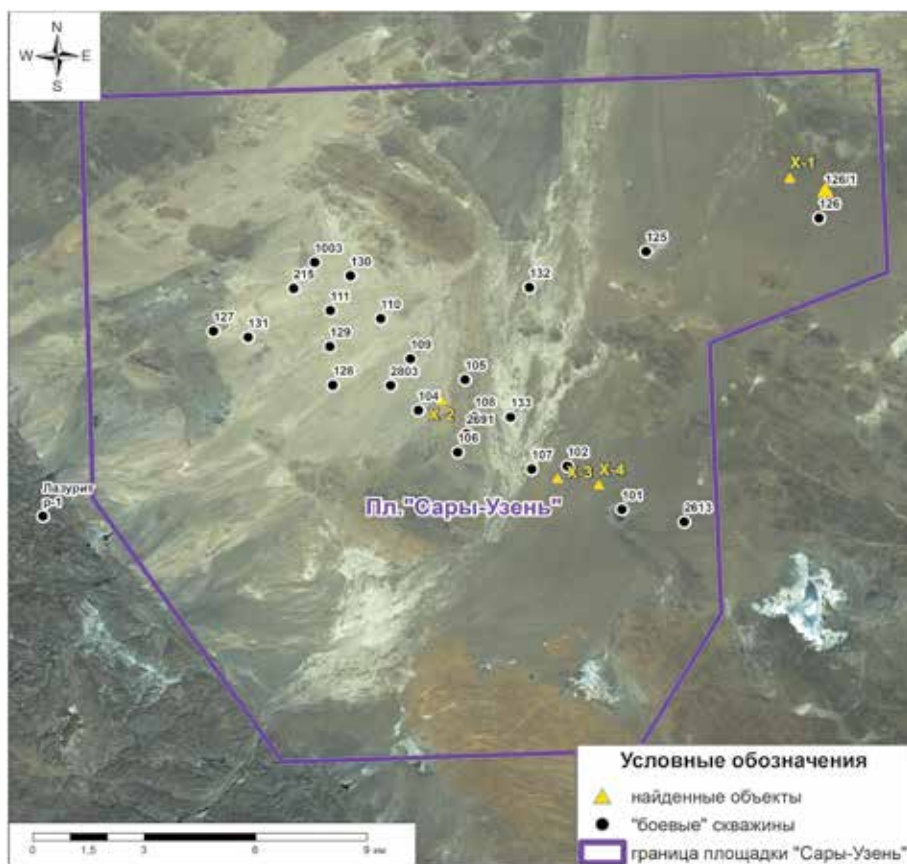
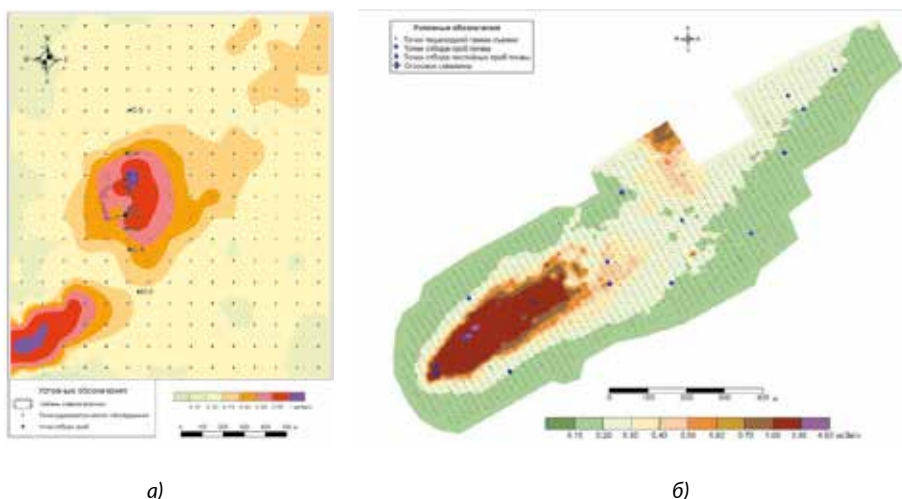


Рисунок 1.46. Космоснимок территории площадки «Сары-Узень». Схема расположения «боевых» скважин на площадке

**Таблица 1.3.** Радиационные параметры приустьевых площадок «боевых» скважин и максимальные концентрации радионуклидов в пробах грунта

Кол-во скважин	$\gamma$ , мкЗв/ч	$\beta$ , част/(мин $\times$ см $^2$ )	$^{241}\text{Am}$ , Бк/кг	$^{137}\text{Cs}$ , Бк/кг	$^{90}\text{Sr}$ , Бк/кг	$^{239+240}\text{Pu}$ , Бк/кг
Сильнозагрязненные						
3	1 - 5,21	100 - 210	2070 - 40600	2000 - 32200	3370 - 4000	180 - 6800
Умеренно загрязненные						
5	0,15 - 5,0	0,1 - 185	6,0 - 925	220 - 20430	20 - 11530	70 - 1900
Слабозагрязненные						
6	0,1 - 0,26	0,1 - 150	72 - 320	50 - 3560	40 - 4800	180 - 600
Относительно чистые						
14	0,1 - 0,25	0,1 - 160	-	7 - 550	8 - 3100	3 - 90
		МЗУА, Бк/кг	1000	10000	100 000	1000

**Примечание:** «-» - данные отсутствуют



**Рисунок 1.47.** Распределение МЭД на обследованной территории: а) скважина №215; б) скважина №1003

На скважине № 1003 проведен экскавационный взрыв, связанный с разрушением и перемещением горных пород в эпицентральной зоне и выходом его радиоактивных продуктов в атмосферу в аэрозольной и газовой фазах. В результате этого на земной поверхности образовалась воронка (кратер) выброса с загрязненными горными породами. Харак-



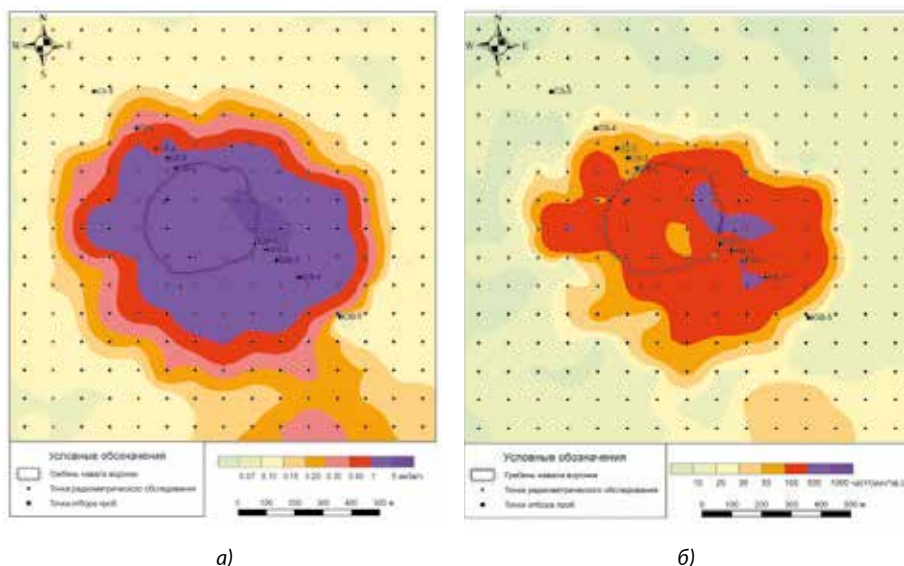
тер площадного распространения значений радиометрических параметров на местности отображен на *рисунке 1.47 б*.

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

**Вторая группа – умеренно загрязненные.** В данную категорию входят 5 скважин, где происходила нештатная ситуация с выбросом радиоактивности на поверхность. Концентрации радионуклидов превышают МЗУА в 1,5 – 2 раза.

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

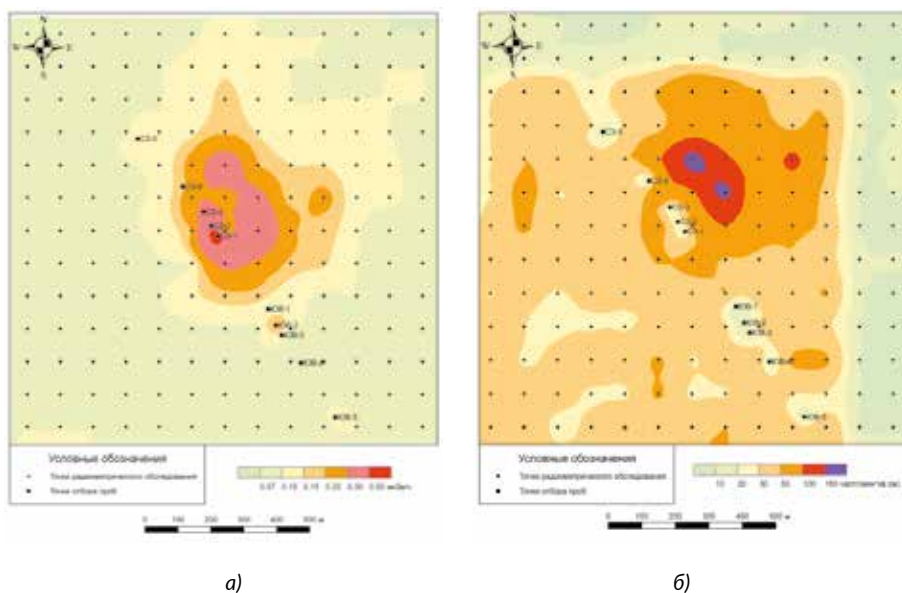
Результаты радиоэкологического обследования отражены на карте-схеме (*рисунок 1.48 а, б*).



**Рисунок 1.48.** Скважина №101. Карта-схема распределения а) МЭД; б) плотности потока  $\beta$ -частиц

**Третья группа – слабозагрязненные.** В эту группу вошли 6 скважин, где концентрации радионуклидов не превышают уровни МЗУА, но находятся на относительно высоком уровне. Наиболее представительной из данной группы является скважина №125, расположенная в северо-восточной части испытательной площадки «Сары-Узень». В настоящее время возле устья скважины имеется воронка диаметром 250–300 м (высота навала до 10–15 м). Результаты радиоэкологического обследования отражены на карте-схеме (*рисунок 1.49 а, б*).

Максимальное значение МЭД составляет 0,5 мкЗв/ч. В радиусе около 500 метров от устья скважины отмечается общий фон – от 30 до 50  $\beta$ -частиц/(мин $\times$ см<sup>2</sup>).



**Рисунок 1.49.** Скважина №125. Карта-схема распределения а) МЭД; б) плотности потока  $\beta$ -частиц

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

Общая картина радиоактивного загрязнения территории площадки представлена на картах распределения радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$  (рисунок 1.50) [47].

Площадная активность радионуклида  $^{137}\text{Cs}$  в 45 % обследованных точек превышает фон глобальных выпадений (ФГВ), равный  $\sim 65$  мКи/км<sup>2</sup> (15 Бк/кг), в остальных случаях находится на уровне или ниже фона. Площадная активность  $^{90}\text{Sr}$  в 30 % обследованных точек находится выше ФГВ, равного  $\sim 39$  мКи/км<sup>2</sup> (9 Бк/кг). Практически во всех пробах почвы удельная активность  $^{239+240}\text{Pu}$  превышает ФГВ, равный  $\sim 12$  мКи/км<sup>2</sup> (3 Бк/кг). Максимальное превышение составляет до 52 раз [40, Приложение 4].

#### Подземные воды

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

Основными распространителями радиоактивных продуктов ПЯВ на площадке «Сары-Узень» являются трещинные и трещинно-жильные

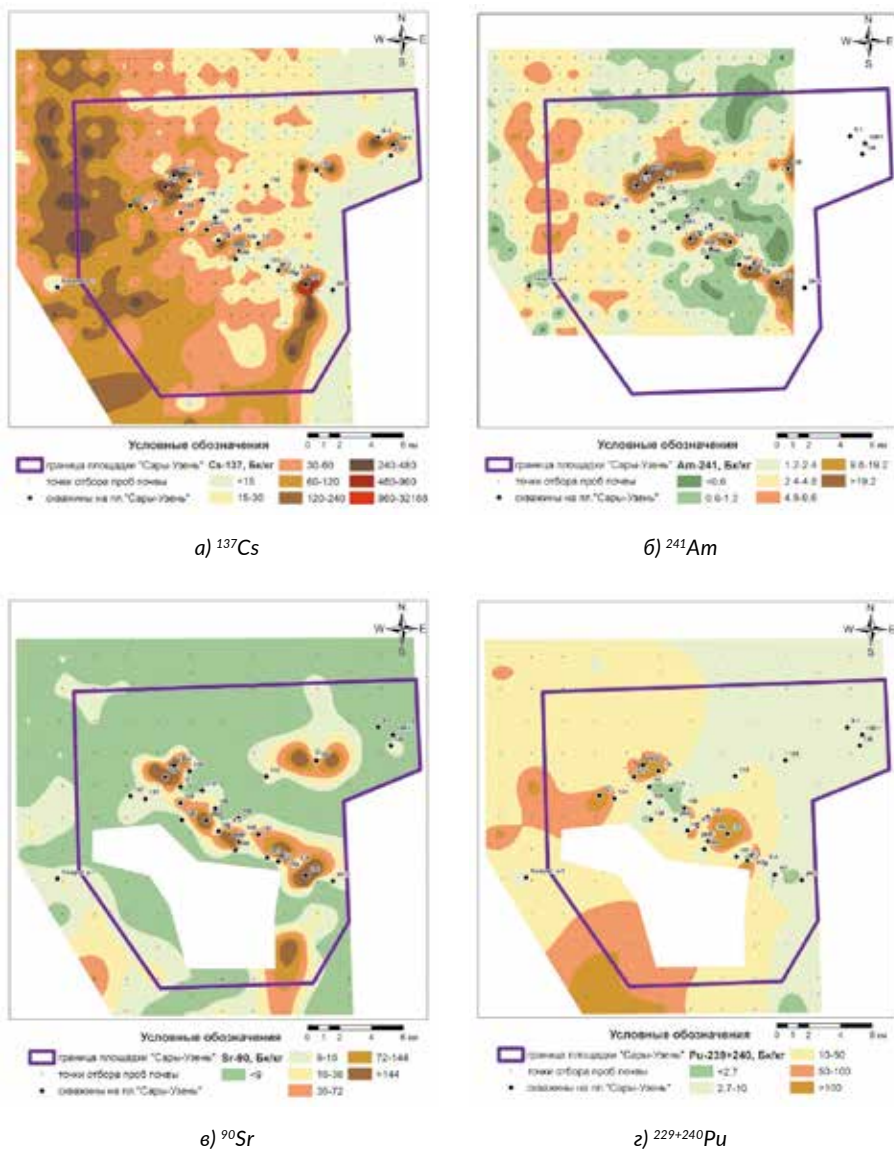


Рисунок 1.50. Распределение радионуклидов на площадке «Сары-Узень»

подземные воды. Высокие концентрации  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в подземных водах отмечены только в непосредственной близости от «боевых» скважин. По результатам большинства изученных проб, при удалении от устья «боевых» скважин на первые сотни метров концентрация  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  снижается до значений менее 1,0 Бк/кг. Концентрация  $^3\text{H}$  в пробах подземных вод изменяется от 0,007 до 500 кБк/кг.

## 1.6 Площадка «Актан-Берли»

В СССР в период 1958-1989 гг. было проведено 89 гидроядерных экспериментов различных типов [48]. Из 68 наземных испытаний 40 были проведены на площадке «П-2Г» [49], оставшиеся 28 экспериментов были проведены на других участках территории СИП (конкретно не указанных в открытых источниках), в том числе и на площадке «Актан-Берли» [25, 50]. Информация о местах проведения этих 28 экспериментов (координаты участков либо схемы их расположения) полностью отсутствует. Известно, что гидроядерные испытания на площадке «Актан-Берли» проводили в скважинах под землей на глубинах 5–30 метров. Поэтому места проведения испытаний на площадке определялись, в первую очередь, по наличию последствий техногенной деятельности (в основном, перемещение грунта) в пределах указанных границ площадки.

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

На рисунке 1.51 представлен космоснимок района площадки, на котором отчетливо видны дороги, подходящие к двум участкам, расположенным в южной (участок «Ю») и юго-западной (участок «ЮЗ») части площадки (на рисунке окружности, обозначенные красным пунктиром).

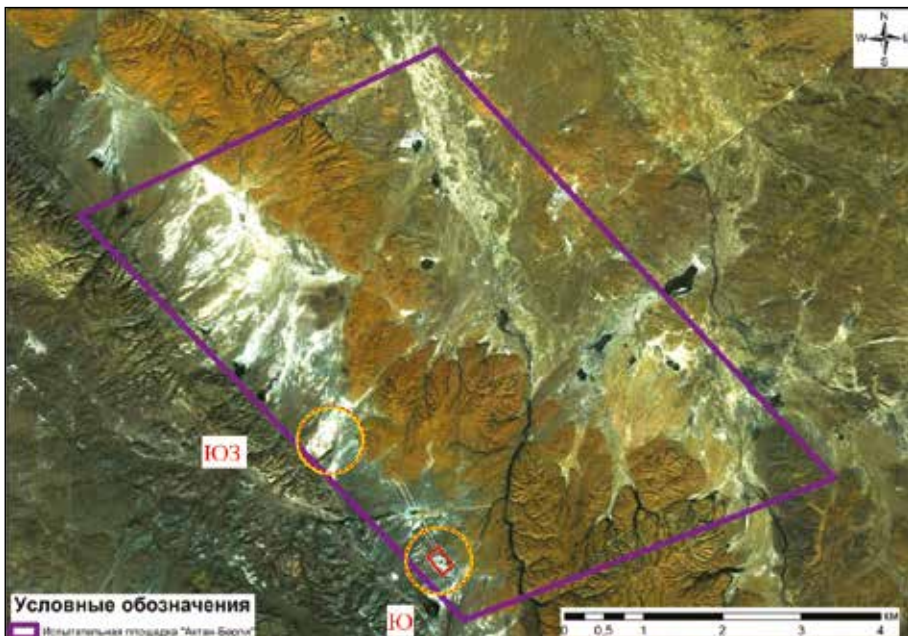


Рисунок 1.51. Космический снимок района площадки «Актан-Берли»





**Рисунок 1.52.** Общий вид «южного» участка испытаний

В пределах «южного» участка выделен объект прямоугольной формы (на карте выделен красным цветом).

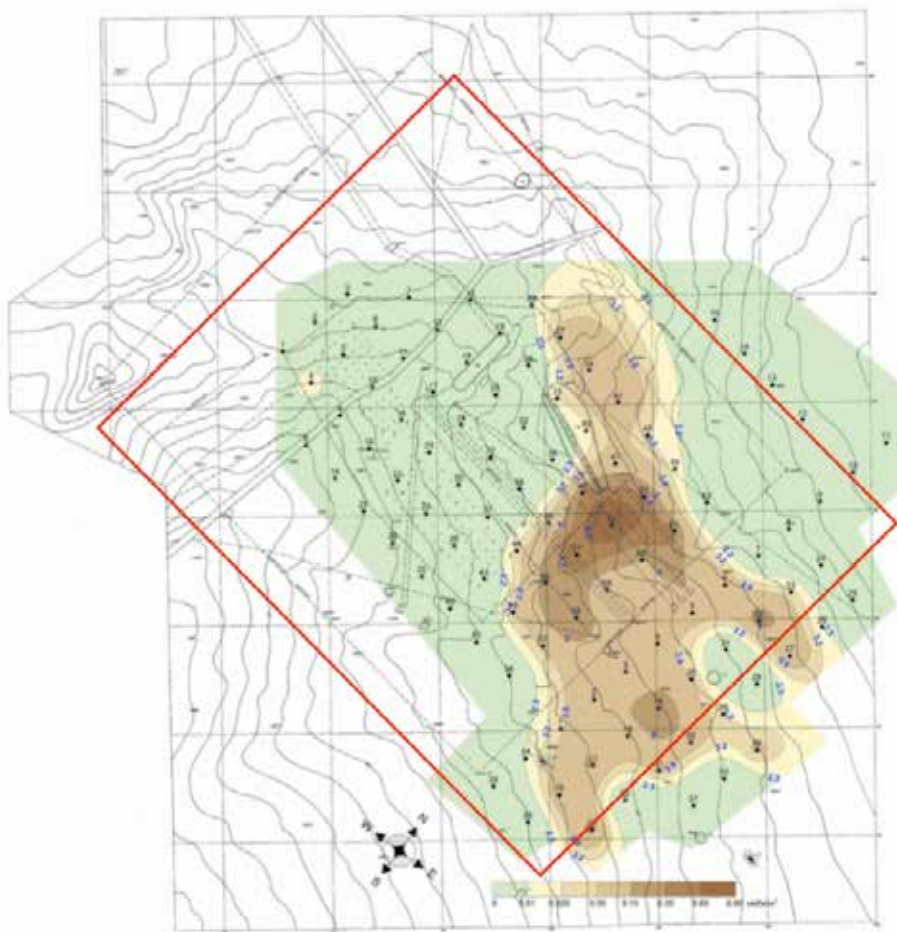
В результате дешифрирования ряда космоснимков можно предположить, что на юге площадки «Актан-Берли» были созданы объекты, а также инфраструктура вокруг них, которые могли использоваться для проведения модельных экспериментов. На рисунке 1.52 показан общий вид на «южный» участок испытаний.

#### **Радиационное состояние объектов**

В 1999-2004 гг. на площадке «Актан-Берли» были проведены работы по ликвидации двух участков (мест проведения гидроядерных испытаний) [51].

На территории «южного» участка в результате предварительного обследования по характерным признакам были найдены 158 опытных (экспериментальных) скважин. Максимальные уровни радиоактивного загрязнения ( $>3000$  мкР/ч) были зарегистрированы в скважинах на глубине около 5 метров. После исследовательских работ на участке было создано защитное сооружение из железобетонных плит, накрытых слоем грунта.

Выполненные работы обусловили снижение поверхностного загрязнения территории «южного» участка [51]. Результаты радиационного обследования после завершения работ представлены на карте распределения площадной активности радионуклида  $^{241}\text{Am}$  (рисунок 1.53).

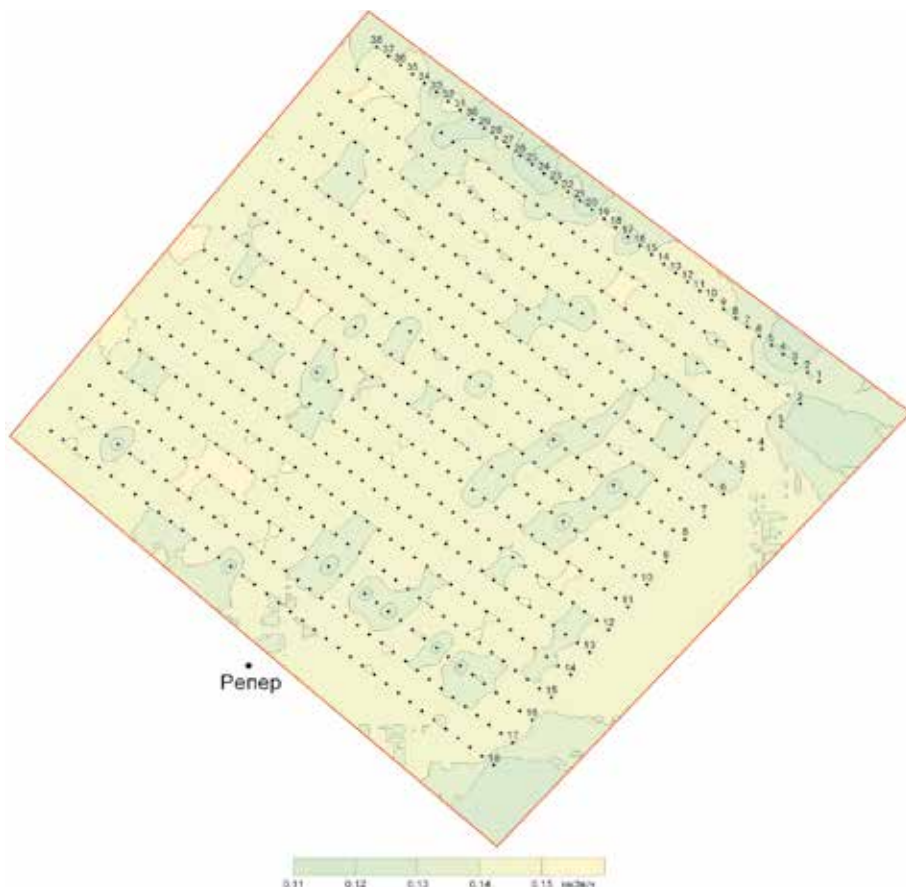


**Рисунок 1.53.** Распределение площадной активности радионуклида  $^{241}\text{Am}$  на территории «южного» участка

На территории «юго-западного» участка площадки было обнаружено 28 скважин [51]. Уровни поверхностного радиоактивного загрязнения находились в диапазоне 19–28 мкР/час. Удельная активность радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в отобранных пробах почвы находилась на уровне фона глобальных выпадений. Содержание радионуклида  $^{239+240}\text{Pu}$  превышало фоновые значения на порядок. Радионуклиды  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{152}\text{Eu}$ ,  $^{154}\text{Eu}$  не обнаружены. Максимальные уровни радиоактивного загрязнения обнаружены в скважинах на глубине свыше 20 метров [51].

Рекультивация на участке заключалась в создании железобетонного колпака над испытательными скважинами и последующей засыпке земель. Распределение МЭД на территории объекта после рекультивации представлено на рисунке 1.54.





**Рисунок 1.54.** Карта-схема распределения МЭД на «юго-западном» участке

Значения МЭД на обследованной территории варьируют в пределах от 0,12 до 0,14 мкЗв/ч, что находится на уровне фоновых значений, характерных для данной местности.

Таким образом, радиационную обстановку в местах проведения модельных экспериментов на двух участках площадки «Актан-Берли» после рекультивационных работ можно считать нормальной. Радиологическое обследование за пределами указанных участков не проводилось и радиационная обстановка на настоящее время неизвестна. Исходя из полученных данных по распределению радиационных параметров на обследованных участках, можно предположить, что обнаружение участков с повышенными радиационными параметрами на оставшейся территории площадки «Актан-Берли» маловероятно. При обследовании площадки, учитывая условия проведения экспериментов, необходимо обратить особое внимание на изучение содержания радионуклидов в подземных водах. Радиологическое обследование данной территории будет проведено в рамках комплексного радиоэкологического обследования СИП в 2021 году.

## 1.7 Площадки «4» и «4А»

Площадки «4» и «4А» в 1953-1957 гг. являлись испытательными площадками, где осуществлялись программы по испытанию боевых радиоактивных веществ (БРВ). Боевые радиоактивные вещества представляли собой жидкие или порошкообразные радиоактивные рецептуры, изготовленные либо из отходов радиохимического производства, либо путем облучения специально подобранных веществ нейтронами на атомном реакторе. Их удельная активность колебалась от десятых долей до нескольких кюри на литр [52].

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

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

Площадка «4А» расположена севернее, а площадка «4» – в 7 км западнее испытательной площадки «Опытное поле». На территории площадок находятся различные техногенные объекты – траншеи, фортификационные сооружения, воронки, а также большое количество металлических фрагментов испытанного вооружения (остатки мин, различного вида авиабомб и т.д.) (рисунок 1.55). В большинстве случаев выявленные ме-



**Рисунок 1.55.** Вид одного из фортификационных сооружений и фрагмента металлических изделий

таллические фрагменты имели высокий уровень поверхностного загрязнения и, по всей видимости, являлись испытываемыми носителями БРВ.

На сегодняшний день на территории данных площадок был проведен ряд радиологических обследований загрязненных территорий, наиболее крупными из которых являются: аэрогамма-съемка в 1956 г.; аэрогамма-спектрометрическая съемка в 1990-1991 гг.; пешеходная альфа-, бета-,

гамма-съемка в 2004 г. [53]; бета-, гамма-съемка и лабораторные исследования образцов почвы и растительности наиболее загрязненных участков в 2006 и 2011 гг. [54]. Необходимо отметить, что проведенные в разное время аэрогамма-спектрометрические съемки не зафиксировали радиоактивного загрязнения в этой части полигона [55]. Только современные исследования, проведенные ИРБЭ НЯЦ РК, позволили получить картину характера распространения радиационных параметров в пределах испытательных площадок «4» и «4А» и показали, что основное загрязнение почвы формирует техногенный  $\beta$ -излучающий радионуклид  $^{90}\text{Sr}$ .

Исследования площадки показали, что радиоактивное загрязнение имеет неоднородный характер и сконцентрировано в виде локальных участков загрязнения вокруг эпицентров подрыва боеприпасов с БРВ, а также в виде небольших (до нескольких сотен метров) следов радиоактивных выпадений (рисунок 1.56).

На выявленных локальных участках радиоактивного загрязнения, площадь которых составляла от 0,01 до 0,53 км<sup>2</sup>, были проведены дополнительные детальные исследования радиационной обстановки. Диапазон значений радиационных параметров на обследованных участках составил: плотность потока  $\beta$ -частиц от  $<10$  до  $>1 \times 10^4$  част/(мин $\times$ см<sup>2</sup>), МЭД на поверхности достигала 122 мкЗв/ч. Результаты распределения плотности потока  $\beta$ -частиц на территории площадок «4» и «4А» представлены на рисунке 1.56.

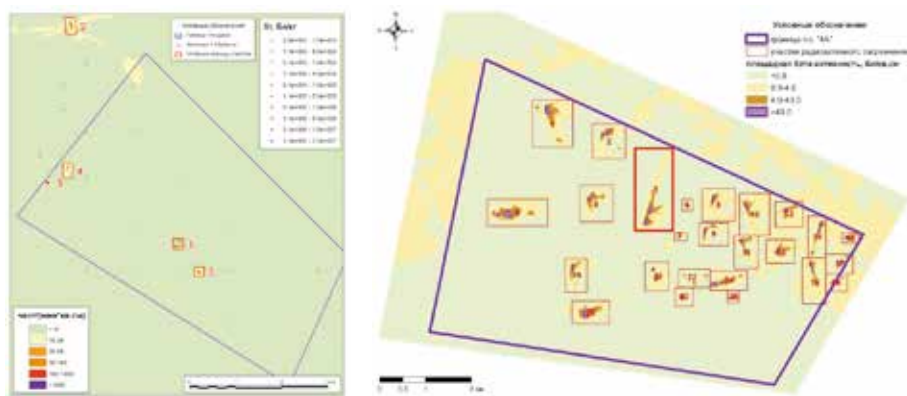


Рисунок 1.56. Распределение плотности потока  $\beta$ -частиц на территории площадки «4» (а) и «4А» (б)

Наряду с изучением радиометрических и дозиметрических параметров, были проведены лабораторные исследования радионуклидного состава радиоактивного загрязнения. Результаты показали, что удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  варьирует в пределах от  $<1$  до  $3 \times 10^5$  Бк/кг,  $^{90}\text{Sr}$  – от  $<2$  до  $5,8 \times 10^8$  Бк/кг,  $^{239,240}\text{Pu}$  – от 1 до  $1,6 \times 10^4$  Бк/кг. В проанализированных пробах также обнаружено наличие техногенных радионуклидов  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{154}\text{Eu}$ ,  $^{155}\text{Eu}$  и  $^{152}\text{Eu}$ . Их удельная активность находится в сле-

дующих пределах:  $^{241}\text{Am}$  –  $<0,3\text{--}5900$  Бк/кг;  $^{60}\text{Co}$  –  $0,58\text{--}190$  Бк/кг;  $^{154}\text{Eu}$  –  $6,6\text{--}3600$  Бк/кг;  $^{155}\text{Eu}$  –  $27\text{--}1400$  Бк/кг;  $^{152}\text{Eu}$  –  $8,5\text{--}130$  Бк/кг. Как видно из результатов анализа, основным загрязнителем почвенного покрова является радионуклид  $^{90}\text{Sr}$  (рисунок 1.57). Однако следует отметить, что существенный вклад в радиационную опасность вносит также активность изотопов плутония. Радиоактивное загрязнение участков неоднородное, а удельная активность отличается друг от друга на несколько порядков. Результаты анализа изотопных соотношений позволяют сделать вывод, что участки радиоактивного загрязнения образованы вследствие проведения независимых друг от друга испытаний БРВ.

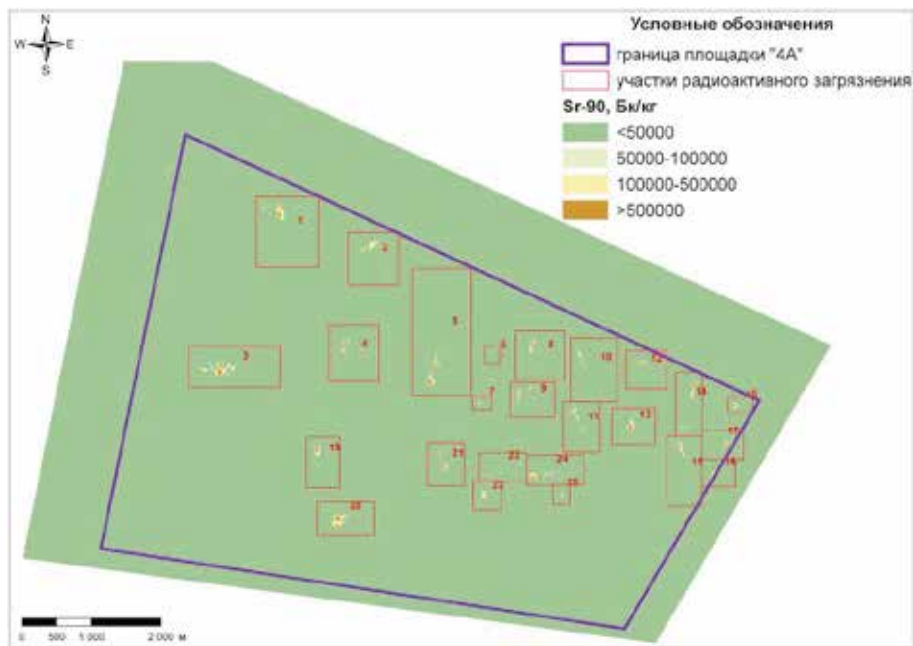
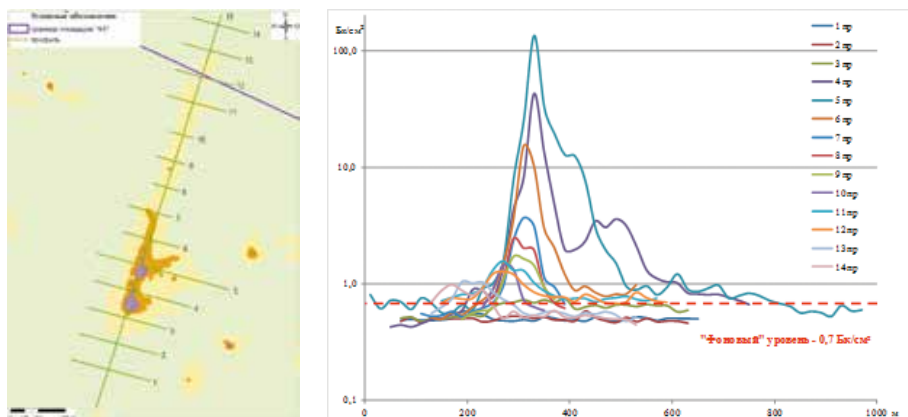


Рисунок 1.57. Распределение удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  на площадке «4А»

Исследования установили, что наиболее загрязненной техногенными радионуклидами является площадка «4А», а, в свою очередь, наиболее загрязненным участком на данной площадке – участок №5 (рисунок 1.57).

Для получения достоверных данных о возможном влиянии радиоактивного загрязнения на площадках «4» и «4А» на прилегающие территории были проведены специальные исследования наиболее загрязненного участка №5. На основании полученных результатов построены диаграммы по измеренным значениям поверхностного загрязнения  $\beta$ -излучающими радионуклидами (рисунок 1.58).

По результатам проведенного анализа данных можно сделать вывод, что пространственное распределение радиоактивного загрязнения в пределах исследованного участка носит характер Гауссовского распределения или близкий к нему. На основании проведенных расчетов



**Рисунок 1.58.** Схема распределения профилей обследования и распределение поверхностного загрязнения  $\beta$ -излучающими радионуклидами по профилям

и данных о характере распределения были определены границы локального участка загрязнения и установлено, что загрязнение выше установленного «фоновое» уровня не выйдет за границу участка, изучаемого с вероятностью 99 %. На основании чего можно утверждать, что за установленными границами участков испытаний БРВ не будет обнаружено загрязнения  $\beta$ -излучающими радионуклидами на опасных для населения уровнях.

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



**Рисунок 1.59.** Вид физических барьеров и предупреждающих знаков



тате расчетов была дана оценка объема РАО, находящихся на площадках БРВ, который составил  $\sim 100\ 000\ \text{м}^3$ .

В связи с радиационной опасностью площадок «4» и «4А», для исключения доступа на их территорию домашнего скота и предупреждения непреднамеренного проникновения местного населения, территория площадок «4» и «4А» была огорожена периметром физической защиты с установкой предупреждающих знаков радиационной опасности (рисунок 1.59).

## 1.8 Объекты экскавационных взрывов

### 1.8.1 «Атомное» озеро

В 1965 г. на площадке «Балапан» в скважине №1004 Семипалатинского испытательного полигона впервые в СССР произведен экскавационный взрыв с выбросом грунта. Это был первый опытно-промышленный эксперимент, целью которого стало получение информации о возможности использования ядерных зарядов для создания водохранилищ в засушливых районах бывшего СССР, в частности, Казахстана. Мощность взрыва составила 130 кт, глубина заложения заряда – 178 м. Диаметр образовавшейся воронки по гребню – 408 м. Вследствие взрывной экскавации была выброшена порода объемом 6 млн.  $\text{м}^3$ , которая в эпицентральной зоне по контуру воронки образовала навал грунта высотой 20 – 25 м и перекрыла русло реки Шаган [56].

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

Всего было «наработано» долгоживущих радионуклидов:  $^{239+240}\text{Pu}$  – 8,5 Ки;  $^{137}\text{Cs}$  – 800 Ки;  $^{60}\text{Co}$  – 80 Ки;  $^{152}\text{Eu}$  – 120 Ки;  $^{90}\text{Sr}$  – 400 Ки;  $^3\text{H}$  –  $4 \times 10^5$  Ки, при этом в зоне навала грунта выпало 30 – 40% радионуклидов [57]. Проведенными в начале 2000-х гг. радиологическими обследованиями района «Атомного» озера площадью 20  $\text{км}^2$  установлено, что максимальные значения радиационных параметров зарегистрированы на западном берегу и составили: МЭД – 6,56 мкЗв/ч; плотность потока  $\alpha$ - и  $\beta$ -частиц – 4,4 част/(мин $\times\text{см}^2$ ) и 60 част/(мин $\times\text{см}^2$ ). В настоящее время максимальные концентрации техногенных радионуклидов в почве в окрестностях «Атомного» озера достигают:  $^{241}\text{Am}$  – 4000 Бк/кг,  $^{239+240}\text{Pu}$  – 17 000 Бк/кг,  $^{238}\text{Pu}$  – 7 500 Бк/кг,  $^{137}\text{Cs}$  – 22000 Бк/кг,  $^{90}\text{Sr}$  – 10000 Бк/кг,  $^{152}\text{Eu}$  – 16000 Бк/кг,  $^{154}\text{Eu}$  – 6000 Бк/кг.

Радиометрическими измерениями территории в районе «Атомного» озера околонуричен участок местности, где величина МЭД превышает 0,3 мкЗв/ч (рисунок 1.60, а). Карта-схема с нанесенной границей радиоактивного загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  представлена на рисунке (рисунок 1.60, б).

Характер распределения плотности поверхностного загрязнения  $\beta$ -излучающими радионуклидами и карта-схема загрязнения  $^{90}\text{Sr}$  показаны на рисунке 1.61 [58].

Основная зона радиоактивного загрязнения почвогрунтов находится в непосредственной близости от воронки «Атомного» озера и носит площадной характер. Общая площадь загрязнения ограничена расстоянием



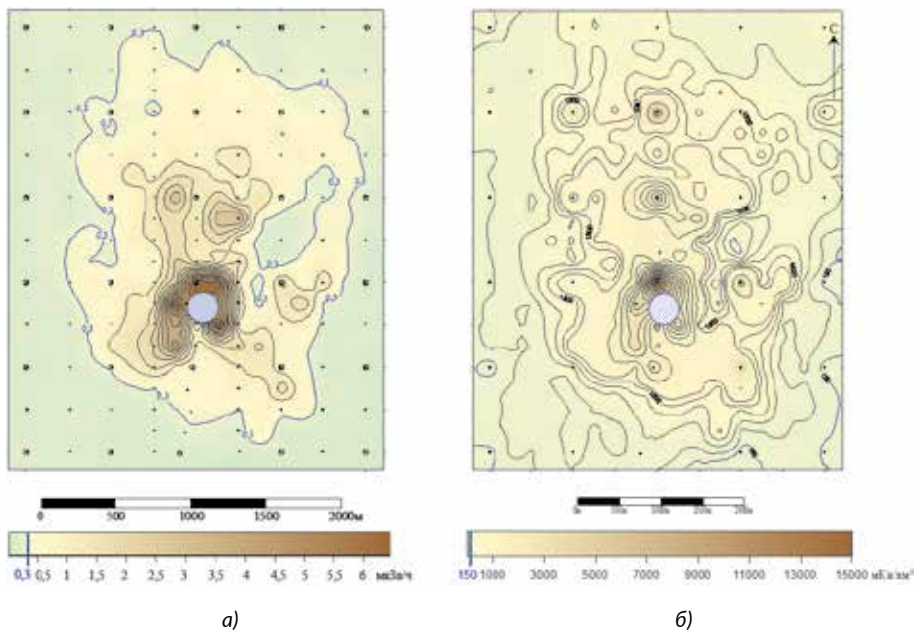


Рисунок 1.60. Распределение мощности эквивалентной дозы и радионуклидного загрязнения  $^{137}\text{Cs}$

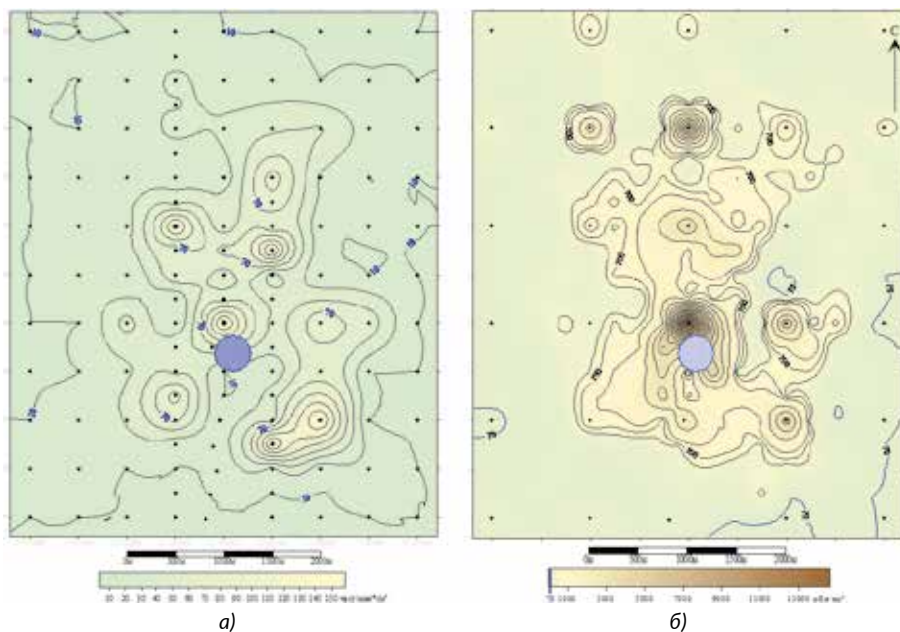
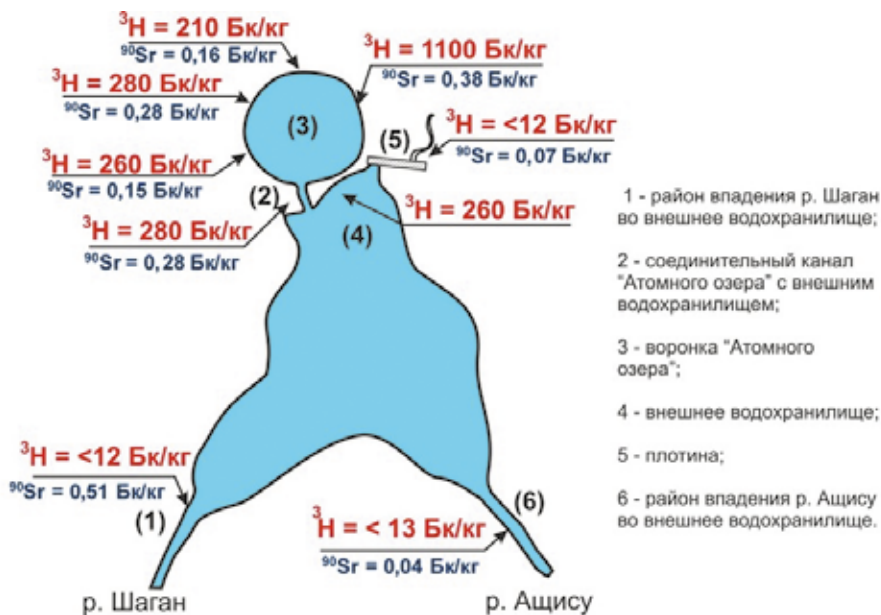


Рисунок 1.61. Распределение плотности поверхностного загрязнения  $\beta$ -частицами и радионуклидного загрязнения  $^{90}\text{Sr}$

1–2 км от гребня воронки. Загрязнение техногенными радионуклидами на данном участке значительно превышает фон глобальных выпадений.

В 2009 – 2012 гг. были проведены работы по определению степени загрязнения техногенными радионуклидами вод «Атомного» озера. Для этого в 9 точках «Атомного» озера и водохранилища отбирались пробы воды (рисунок 1.62).



**Рисунок 1.62.** Места отбора проб воды на «Атомном» озере и внешнем водохранилище

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

Однако, по данным исследований 2001 – 2002 гг. содержание  ${}^{90}\text{Sr}$  в воде на различных участках воронки «Атомного» озера составляло от 3 до 15 Бк/кг, а его максимум обнаружен в центральной части озера на глубине 30 метров. Удельная активность  ${}^{137}\text{Cs}$  достигала уровня 3,5 Бк/кг в центре воронки на глубине 10 м. При этом, присутствие  ${}^{239+240}\text{Pu}$  отмечалось практически повсеместно на уровнях до 0,006 Бк/кг [59].

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

Присутствие техногенных радионуклидов в воздухе фиксируется на расстояниях, не превышающих 1000 м от воронки, на уровнях нескольких сотен мкБк/м<sup>3</sup>, и радиационной опасности для человека не представляют.

Таким образом, основную опасность для человека может представлять лишь зона навала грунта вокруг «Атомного» озера радиусом 3 – 4 км, которую следует рассматривать как серьезный потенциальный источник вторичного загрязнения объектов окружающей среды (воды, растительности, воздуха). Отсюда возможен дальнейший перенос техногенных радионуклидов ветром, а также смыв атмосферными осадками как на окружающую местность, так и в русло р. Шаган, с дальнейшим переносом радионуклидов поверхностным водотоком.

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

### 1.8.2 Площадка «Телькем»

В юго-восточной части Семипалатинского полигона на площадке «Телькем» было проведено два подземных ядерных испытания с выбросом грунта: одиночный подземный ядерный взрыв мощностью заряда 0,24 кт – «Телькем-1» (21.10.1968 г.) и групповой (из трех линейно расположенных зарядов мощностью 0,24 кт каждый) – «Телькем-2» (12.11.1968 г.). Образованная групповым взрывом воронка заполнилась водой (рисунок 1.63).



Рисунок 1.63. Общий вид объекта «Телькем-2» (вид воронки с гребня навала), колы - трубы в озере

В ходе проведения экспериментов обрабатывались технологии сооружения каналов, которые можно было бы использовать для отвода воды из арктических районов страны в бассейн реки Волга и в Каспийское море. Были получены важные данные, необходимые для планирования работ по созданию канала «Печора–Кама».

Радиоэкологические исследования объектов «Телькем-1» и «Телькем-2» показали присутствие радионуклидов практически во всех изученных компонентах природной среды – почве, растительности, воде. Максимальные значения удельных активностей радионуклидов в средах представлены в таблице 1.4. Для отдельных радионуклидов удельные активности в почве попадают под критерии, соответствующие уровню «чрезвычайной экологической ситуации», согласно Постановлению Кабинета Министров РК №653 от 31 июля 2007 г. «Об утверждении критериев оценки экологической обстановки территорий».

**Таблица 1.4.** Содержание радионуклидов в компонентах природной среды

Радионуклид	«Телькем-1»			«Телькем-2»		
	грунт	растения	вода	грунт	растения	вода
<sup>137</sup> Cs	1,4×10 <sup>4</sup>	260	0,3	6,0×10 <sup>3</sup>	305	0,2
<sup>241</sup> Am	2,2×10 <sup>4</sup>	380	-	1,7×10 <sup>4</sup>	210	-
<sup>90</sup> Sr	5,8×10 <sup>3</sup>	760	177	4,2×10 <sup>3</sup>	1,3×10 <sup>3</sup>	136
<sup>239+240</sup> Pu	2,5×10 <sup>4</sup>	2,2×10 <sup>3</sup>	0,3	1,5×10 <sup>5</sup>	1,2×10 <sup>3</sup>	0,2
<sup>3</sup> H			60			20

Наибольшие значения удельных активностей радионуклидов в почве отмечаются на гребнях и склонах отвалов. Загрязнение территории, образовавшееся вследствие проведения этих испытаний, достаточно локализовано на местности – содержание радионуклидов заметно понижается с увеличением расстояния от эпицентров взрывов (рис 1.64) [60].

В вертикальном профиле почв на гребне и склонах отвалов воронок наблюдаются высокие значения удельной активности радионуклидов практически по всему профилю [61]. Это связано с особенностями формирования отвалов при проведении испытаний. В вертикальном профиле почв у подножья отвала наибольшие значения отмечаются в поверхностных слоях почвы на глубине 0 – 6 см. Далее, вниз по профилю, отмечается резкое снижение удельной активности радионуклидов, то есть наблюдается «классический» характер распределения радионуклидов в почвах (рисунок 1.65).

Растительный покров объектов «Телькем-1» и «Телькем-2» представлен в основном степными видами растений – ковыль (*Stipa sareptana*), типчак (*Festuca valesiaca*), полынь (*Artemisia gracileccens*). Максимальные значения удельных активностей радионуклидов, отмеченные в растениях, произрастающих на гребне и отвалах воронок, представлены в таблице 1.4 [62]. Отдельные зафиксированные значения концентрации <sup>90</sup>Sr превышают

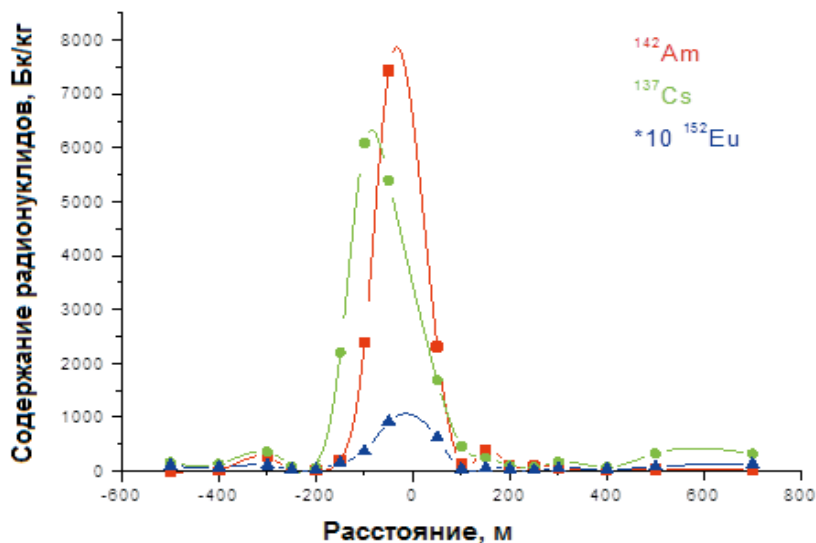


Рисунок 1.64. Характер распределения радионуклидов с удалением от отвалов воронки объекта «Телькем-2»

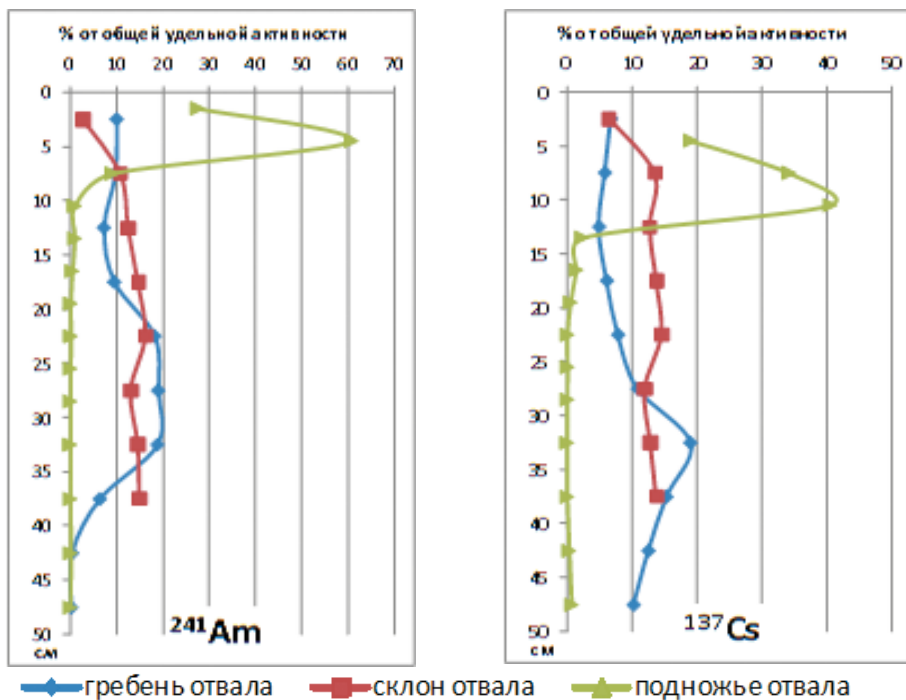


Рисунок 1.65. Распределение радионуклидов в почвогрунтах отвалов и в почве у подошвы отвалов объекта «Телькем-2»

допустимые уровни содержания радионуклидов, установленные Минсельхозом Республики Казахстан [63], в 52 раза («Телькем-1»). Содержание  $^{137}\text{Cs}$  превышает нормы в 4 раза («Телькем-2»). В растительности отмечены и весьма высокие удельные активности радионуклидов  $^{241}\text{Am}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$ . Высокие значения концентрации радионуклидов в растениях приурочены, как правило, к гребню и склонам отвалов искусственных водоемов.

Несмотря на то что воронки объектов образованы в результате ядерных взрывов, в воде воронок аномальных значений содержания радионуклидов не обнаружено (таблица 1.4).

В атмосферном воздухе на объектах «Телькем-1,-2» из радионуклидов были зафиксированы детектируемые значения объемной активности газообразного  $^3\text{H}$ . Отмечено его наличие и в почвенном воздухе. Объемная активность газообразного  $^3\text{H}$  изменяется в широком диапазоне значений – от 0,1 до 1,6 Бк/м<sup>3</sup>, при допустимом содержании в воздухе 1900 Бк/м<sup>3</sup>.

Таким образом, на объектах экскавационных взрывов «Телькем-1» и «Телькем-2» радионуклиды локализованы вокруг воронок (озер), образованных во время ядерных испытаний. Общие площади территорий, рекомендованные к рекультивации, составили для «Телькем-1» –  $6,2 \times 10^4$  м<sup>2</sup>, «Телькем-2» –  $1,6 \times 10^5$  м<sup>2</sup> [60]. В целом, проводить какую-либо деятельность (сельскохозяйственную, рекреационную) на данных объектах не рекомендуется ввиду имеющихся значений удельной активности радионуклидов в почве и растительности. При этом радиационная обстановка на объектах стабильна и проведения специальных мероприятий, ограничивающих влияние объектов на прилегающие территории, не требуется. Достаточно ограничить доступ населения и сельскохозяйственных животных на эти объекты путем оборудования их физическими барьерами и информационными указателями.

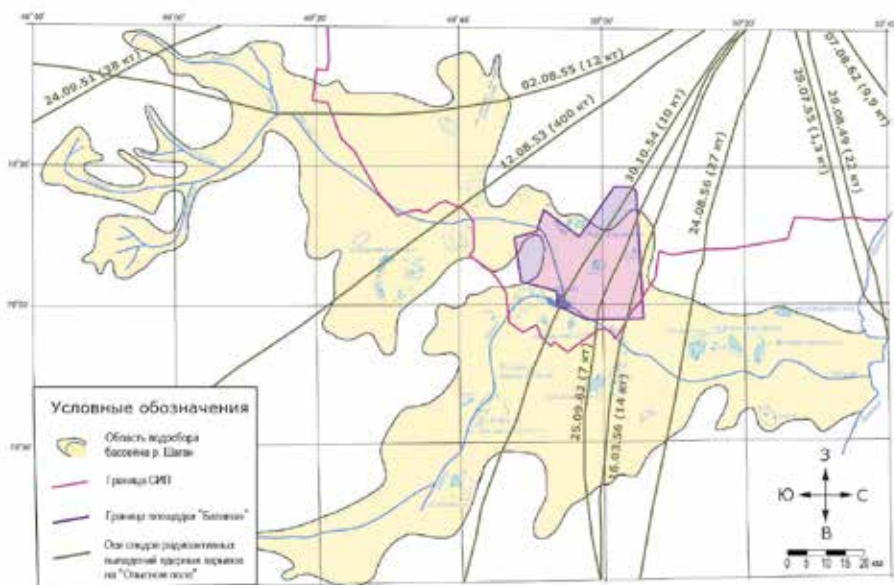
## 1.9 Река Шаган

Маловодная р. Шаган 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<sup>2</sup>, длина главного лога – 275 км, а длина притока – р. Ащису – 115 км (рисунок 1.66).

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

Проведенные исследования показали, что загрязнение  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  грунтов значительно превышает фон глобальных выпадений только в районе «Атомного» озера. Удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  находится





**Рисунок 1.66.** Область водосбора бассейна р. Шаган и следы локальных атмосферных выпадений от наземных взрывов на Опытном поле

в широком диапазоне значений – от 1 до 500 Бк/кг, концентрация  $^{241}\text{Am}$  изменяется от 1 до 50 Бк/кг. Результаты определения продуктов активации  $^{152}\text{Eu}$ ,  $^{154}\text{Eu}$ ,  $^{60}\text{Co}$  показали, что количественные значения получены лишь в непосредственной близости от «Атомного» озера и не превышают 270 Бк/кг. Удельная активность  $^{239+240}\text{Pu}$  может достигать уровня 400 Бк/кг.

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

Удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  в водах р. Шаган и р. Ащису до впадения в «Атомное» озеро находится в пределах 0,01–0,03 Бк/кг. Концентрация  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  на всем протяжении русла р. Шаган находится ниже пределов обнаружения измерительной аппаратуры (0,01 и 0,001 Бк/кг, соответственно). Содержание  $^{90}\text{Sr}$  в месте выхода р. Шаган из «Атомного» озера находится на уровне 0,07 Бк/кг. При этом ранее проведенными исследованиями отмечалось наличие в воде техногенного радионуклида  $^{90}\text{Sr}$  на расстоянии до 6 км от «Атомного» озера.

Данный факт свидетельствует о том, что источник его происхождения не связан с поступлением загрязненных поверхностных вод. В данном случае имеет место либо вымывание радионуклида из донных отложений береговых грунтов, либо поступление загрязненных подземных вод.

В результате исследований 2006 – 2009 гг. выявлено и многократно подтверждено наличие высоких концентраций  $^3\text{H}$  в водах р. Шаган на расстоянии 5 км вниз по течению от «Атомного» озера (рисунок 1.67).

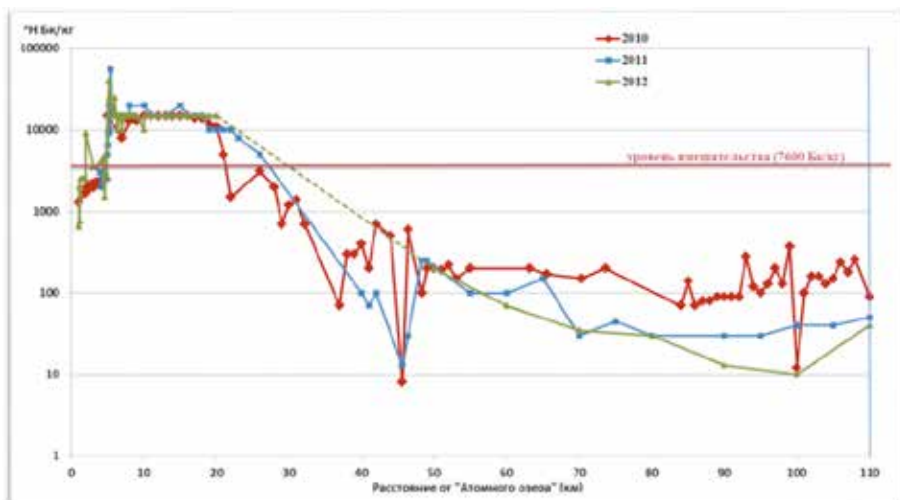


Рисунок 1.67. Загрязнение  $^3\text{H}$  вод р. Шаган

На данном участке подтвержден факт разгрузки загрязненных  $^3\text{H}$  подземных вод в поверхностный водоток р. Шаган. Удельная активность  $^3\text{H}$  в воде на данном отрезке реки достигает 680 кБк/кг (рисунок 1.68).

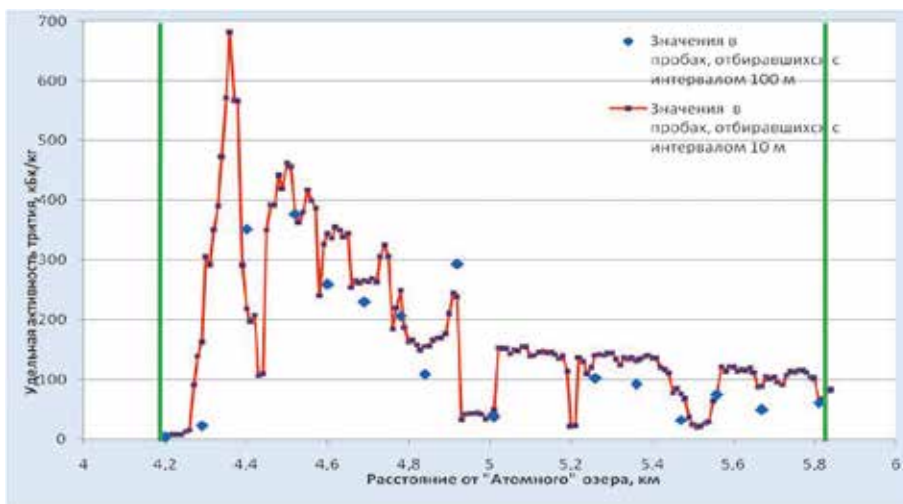


Рисунок 1.68. Значения удельной активности  $^3\text{H}$  в русле р. Шаган на участке между 4 и 6 км от «Атомного» озера

Исследованиями, проведенными в 2010 г., впервые зафиксированы количественные значения  $^3\text{H}$  на всем протяжении реки, вплоть до впадения в р. Иртыш, где удельная активность  $^3\text{H}$  составила 400 Бк/кг.

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

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

Таким образом, только на расстоянии 40 км от «Атомного» озера по руслу реки заканчивается зона ограниченного пребывания населения и начинается зона относительно удовлетворительной радиационной ситуации, где концентрация  $^3\text{H}$  в воздухе составляет  $<140$  Бк/м<sup>3</sup>. 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  $^3\text{H}$  в воздухе безопасно для человека на всем протяжении р. Шаган.

### 1.10 «Могильники»

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

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

Практически каждый объект представляет собой участок местности, огороженный забором из колючей проволоки. Однако в настоящее время

от ограждения остались лишь фрагменты – несколько бетонных столбов и куски колючей проволоки.

Внутри периметра объекта заметны следы техногенной деятельности в виде траншей, земляных насыпей и т.п. (рисунок 1.69).



Рисунок 1.69. Общий вид объекта «Могильник»

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

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

На территории всех объектов «Могильники» выявлены захоронения различных материалов: химическая посуда, строительные материалы, останки животных, металлические емкости, фрагменты пластмассовых боксов и др. (рисунок 1.70).

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

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

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



**Рисунок 1.70.** Предметы, захороненные на объектах «Могильники»

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

В этой связи, для поиска и идентификации объектов типа «Могильник», учитывая их небольшие размеры (5–200 м) в сравнении с масштабами обследуемых территорий (1000–2000 км<sup>2</sup>), необходимо:

1. Выполнить камеральное дешифрирование космических или аэрофотоснимков высокого разрешения (до 2–5 м). Определить подходящие по отличительным признакам объекты.
2. Выполнить полевую заверку результатов дешифрирования. Описать объекты, выявить наличие у них признаков «Могильников» (фрагменты ограждения, траншеи, навалы, лабораторный «мусор» и т.п.).
3. Провести детальное радиологическое обследование территории «Могильника» с отбором проб.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ К ГЛАВЕ 1

1. Михайлов В.Н., Адушкин В.В., Андриюшин И.А. и др. Ядерные испытания СССР. Том II. Саров, 1997 г.
2. Акчурин И.А. «Семипалатинский ядерный полигон. Создание становление, деятельность». – М., «Голден-Би», 2007. – 258 с.
3. Стратегическое ядерное вооружение России / Кол. авторов под ред. П. Л. Подвига. – М.: ИздАТ, 1998. – 492 с.
4. Ядерные испытания СССР. Семипалатинский полигон. Под ред. Логачева В.А. – Москва. ИздАТ. 1997 г.
5. Бюллетень центра общественной информации по атомной энергии. Спецвыпуск – Москва. март (стр10). 1996 г.
6. Сайбеков Т.С., Абылаев Ж.А. Атлас. Радиационная обстановка на территории Республики Казахстан с 1954 по 1994 годы. Алматы: Министерство экологии и биоресурсов РК, 1997. Т.16, Семипалатинская область. 400 с.
7. Бюллетень центра общественной информации по атомной энергии. – Москва. №12 (стр56). 1998 г.
8. Бюллетень центра общественной информации по атомной энергии. – Москва. №9-10 (стр39). 1994 г.
9. Андриюшин И.А., Илькаев Р.И., Чернышев А.К. Общие характеристики и некоторые вопросы экологических последствий ядерных испытаний СССР. Труды РФЯЦ-ВНИИЭФ Том 1, Научно-исследовательское издание, Саров, 2001-637 с.
10. Информационный бюллетень. Спецвыпуск 1993 г.
11. Физика ядерного взрыва. Том 1. Развитие взрыва. МО РФ. Центральный физико-технический институт. Под ред. В.М. Лоборева – М.: Наука. Физматлит, 1997. – 528 с. – ISBN 5-02-015124-6
12. Василенко И.Я. Чернобыль и проблемы радиобиологии. 2001г.
13. Давыдов М.Г. Радиозоология. Избранные главы.
14. Источники, эффекты и опасность ионизирующей радиации. Доклад на Генеральной Ассамблее ООН за 1988г. М., 1992 г.
15. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. М., Атомиздат, 1974г.
16. Глобальные выпадения и человек. М., Атомиздат, 1974г.
17. Моисеев А.А. Рамзаев П.В. Цезий – 137 в биосфере. М., Атомиздат, 1975 г.
18. Бонина Т.А. и др. Анализ некоторых результатов долгосрочного радиозоологического мониторинга территории Республики Беларусь.
19. Чернобыль. Радиоактивное загрязнение природных сред. Под ред. Ю.А.Израэля. Гидрометеоиздат, 1990г.
20. Ядерные испытания в СССР. Том.1. Под ред. В.Н. Михайлова. Саров, 1997 г.
21. Умаров М.А. Исследование площадного радиоактивного загрязнения площадки "Опытного поля" (2012 - 2014 гг./Умаров М.А., Лукашенко С.Н., Мошков А.С., Батырбеков Э.Г., Березин С.А., Дмитропавленко В.Н., Осинцев А.Ю., Новиков А.А.//Вестник НЯЦ РК. выпуск 1, март 2016 г., С. 142-148
22. <http://www.tarih-begalinka.kz/ru/timetravel/page3242/>
23. <http://sts.nnc.kz/index.php?id=53>



24. Семипалатинский полигон. Ядерные испытания ССР. Обеспечение общей и радиационной безопасности при проведении ядерных испытаний. ФУ МЕДБИОЭКСТРЕМ Минздрав РФ. Под ред. Логачева В.А., Москва, 1997 г. 244 с.
25. Дубасов Ю.В., Кривохатский А.С., Филонов Н.П. и др. Радиационная обстановка за пределами Семипалатинского испытательного полигона. Бюллетень центра общественной информации по атомной энергии №9, 1993 г., ЦНИИ Атоминформ, Москва, 5-10 с.
26. Под редакцией Школьника В.С. Семипалатинский полигон. Создание, Деятельность, Конверсия. – А, 2004.– 285 с.
27. Под редакцией академика Михайлова В.Н. Ядерные испытания в СССР, РФЯЦ-ВНИИЭФ, г. Саров, 1997г.
28. Коровикова Т.В., Дмитропавленко В.Н., Мустафина Е.В., Осинцев А.Ю., Яковенко Ю.Ю. Влияние проведенных работ по созданию дополнительной защиты. Актуальные вопросы радиозащиты Казахстана. Вып.4, т.1: Сборник трудов Национального ядерного центра Республики Казахстан за 2011-2012 гг. Павлодар, 2013 г.
29. Отчет о выполнении работ ИРБЭНЦ РК с 01 по 31 ноября 2005 года по мониторингу хозяйственной деятельности по бюджетной программе 011 «Обеспечение радиационной безопасности» в части мероприятия «Обеспечение безопасности бывшего Семипалатинского испытательного полигона».
30. Отчет о научно-исследовательской работе. Республиканская бюджетная программа 038 «Обеспечение радиационной безопасности на территории республики Казахстан». Мероприятие 1» Обеспечение безопасности бывшего Семипалатинского испытательного полигона»: по Договору №КАЭ59 от 26.08.2013 г. Курчатов, 2013 г.
31. А.В. Паницкий, С.Н. Лукашенко / Характер перераспределения радионуклидов в системе вода – почва в экосистемах, сопряженных с радиоактивно-загрязненными водотоками из штолен, на испытательной площадке «Дегелен» Семипалатинского испытательного полигона // Бюллетень Национального радиационно-эпидемиологического регистра. Радиация и риск. – 2013. - № 4. – С 75-82.
32. Паницкий А.В. Характерные особенности радиоактивного загрязнения компонентов природной среды экосистем водотоков штолен горного массива Дегелен / А.В. Паницкий, Р.Ю. Магашева, С.Н. Лукашенко // Актуальные вопросы радиозащиты Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007 – 2009гг. ] / под рук. Лукашенко С.Н. – Вып. 2. – Павлодар: Дом печати, 2010. – С. 57-102.: ил.- Библиогр.: - ISBN 978-601-7112-28-8.
33. Паницкий А.В. Характерные особенности радиозащитного состояния экосистем водотоков из штолен горного массива Дегелен / Паницкий А.В., Р.Ю. Магашева, С.Н. Лукашенко // Вестник НЯЦ РК, выпуск 2, июнь 2010, С. 93-102
34. Паницкий А.В., Магашева Р.Ю., Лукашенко С.Н., Ларионова Н.В., Ляхова О.Н. Характер радионуклидного загрязнения компонентов природной среды экосистем штольневых водотоков испытательной площадки «Дегелен» / Материалы 7-й международной конференции «Ядерная и радиационная физика» 8-11 сентября 2009 г., г. Алматы, С. 202

35. Отчет ИРБЭ по теме 01.01.01.05. «Эколого-биологические исследования почвенно-растительного покрова радиационно-загрязненных территорий. Изучение миграции радионуклидов по пищевой цепи» за 2004-2006 г.г. / рук. Лукашенко С.Н – Курчатова: ИРБЭ НЯЦ РК, 2004. – 76 с.
36. Ларионова Н.В. Разработка и применение метода оценки загрязнения тритием грунтовых вод по его содержанию в растительном покрове/ Н.В. Ларионова, О.Н. Ляхова, А.О. Айдарханов, С.Б. Субботин, С.Н. Лукашенко. // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007 – 2009гг.] / под рук. Лукашенко С.Н. – Вып. 2. – Павлодар: Дом печати, 2010. – С. 321-330.: ил.- Библиогр.: с. 224-231. - ISBN 978-601-7112-28-8.
37. Ларионова Н.В. Исследование возможности использования растений в качестве показателей содержания трития в грунтовых водах/ Н.В. Ларионова, С.Н. Лукашенко, С.Б. Субботин, О.Н. Ляхова, А.О. Айдарханов, Бахтин Л.В. // Вестник НЯЦ РК, выпуск 2, июнь 2009, С. 18-25
38. Ляхова О.Н. К вопросу о путях миграции трития за пределы бывшей испытательной площадки «Дегелен / О.Н. Ляхова, Н.В. Ларионова, С.Н. Лукашенко, А.О. Айдарханов, Е.В. Спирин // Бюллетень Радиация и риск. – 2014. - № 1 – С. 97-105.
39. Ляхова О.Н. Механизмы формирования тритиевого загрязнения воздушного бассейна в пределах горного массива Дегелен / О.Н. Ляхова, С.Н. Лукашенко, Н.В. Ларионова // [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007 – 2009гг.] / под рук. Лукашенко С.Н. – Вып. 2. – Павлодар: Дом печати, 2010. – С. 331-354.: ил.- Библиогр.: с. 224-231. - ISBN 978-601-7112-28-8.
40. Гигиенические нормативы «Санитарно-эпидемиологические требования к обеспечению радиационной безопасности» Утверждены постановлением Правительства Республики Казахстан № 210 от 03.02.2012 года.
41. Горин В.В., Красилов Г.А., Матущенко А.М. и др. Семипалатинский полигон: хронология подземных ядерных взрывов и их первичные радиационные эффекты (1961-1989гг.). Бюллетень Центра общественной информации по атомной энергии. 1993, № 9.- С. 21-32.
42. Отчет о научно-технической деятельности Института радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, выполненной по РЦНТП «Развитие атомной энергетики в Казахстане» за 2001 г (Информационный).- Курчатова 2001г., с.77.
43. Отчет о научно-технической деятельности Института радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, выполненной по РЦНТП «Развитие атомной энергетики в Казахстане» за 2000 г.(Информационный). Курчатова 2000г., с. 72.
44. Ляхова О.Н. Исследование уровня и характера распределения трития в воздушной среде на территории Семипалатинского испытательного полигона, Диссертация кандидата биологических наук: 03.00.01 / Ляхова Оксана Николаевна - Обнинск, 2013.- 132 с.
45. Lyakhova, O.N. et al. Tritium as an indicator of venues for nuclear tests» / O.N. Lyakhova, S.N. Lukashenko, N. V. Larionova, S. B. Subbotin S. .I. Mulgin, S. V. Zhadanov // Journal of Environmental Radioactivity. – 2013. – Vol. 124. – P. 13-21.

46. Catalog of world wide nuclear testing / V.N. Mikhailov, editor-in-chief, U264. - 1999. – С.38.
47. Обеспечение безопасности бывшего Семипалатинского испытательного полигона Республиканская бюджетная программа 011 «Обеспечение радиационной безопасности»: отчет о РБП /ИРБЭ НЯЦ РК; рук. Лукашенко С.Н. – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2006.
48. Андрушин И.А., Волошин Н.П., Ильяев Р.И., Матущенко А.М., Михайлов В.Н., Чернышев А.К. и др. Ядерные испытания СССР. Гидроядерные эксперименты. Инвентаризация затрат плутония. // Инф. бюлл. ЦНИИАтоминформ, 1998, № 12. — С. 60-63.
49. Материалы по вопросам радиоэкологического состояния территории Семипалатинского полигона в результате воздействия значимых ядерных испытаний. / Кол.авторов. - Саров. РФЯЦ-ВНИИЭФ, 1994.-172 с.
50. Ядерные испытания СССР: современное радиоэкологическое состояние полигонов. / Кол. авторов под рук. проф. В.А. Логачева — М.: Изд. АТ, 2002. — 639 с.
51. Брошюра «Семипалатинский испытательный полигон. Программа СТР», Курчатов, 2004г., стр. 142.
52. Радиоэкологические последствия испытаний БРВ на Семипалатинском полигоне // Бюллетень по атомной энергии, №12, 2002 г.
53. Отчет «Радиологическая характеристика площадок 4 и 4»А» бывшего семипалатинского испытательного полигона» по Договору №NUCFSU2001/85756/KNNC/1-1. Курчатов, 2005 г.
54. Отчет о научно-исследовательской работе. Республиканская бюджетная программа 038 «обеспечение радиационной безопасности на территории республики Казахстан». Мероприятие 1 «Обеспечение безопасности бывшего Семипалатинского испытательного полигона»: по Договору № 1/3 от 09.02.2011 г. г. Курчатов, 2011 г.
55. Дубасов Ю. В., Кривохатскийц А. С., Баранов Ю. И. и др. Комплексные исследования сейсмической, радиационной и санитарно-эпидемиологической обстановки района Семипалатинского полигона при подземных ядерных взрывах. Отчет о НИР. Фонды НПО "Радиевый институт". – С.-Петербург, 1992. – 72 с.
56. Мирное использование ядерных взрывов. // Атомная наука и техника в СССР. М., 1977, с. 103.
57. Мирные ядерные взрывы: обеспечение общей и радиационной безопасности при их проведении / Под ред. В.А. Логачева. М., 2001. 519 с.
58. Отчет о НИР «Оценка радиологической обстановки и мониторинг на территории Семипалатинского испытательного полигона и прилегающих к нему регионов». Разработка природоохранных мероприятий шифр темы: 01.01.01.н. Этап: «Оценка радиоэкологической обстановки на испытательной площадке «Балапан» (заключительный), ИРБЭ 2003 г.
59. Заключительный технический отчет по Проекту МНТЦК-337 Август 2003.
60. Разработка основ и выбор технологий ликвидации поверхностного загрязнения и способов ограничения вторичного загрязнения территории Семипалатинского Испытательного Полигона: отчет заключительный технический отчет по проекту МНТЦ К-337. – Алматы: ИЯФ НЯЦ РК, 2001-2003.

61. Изучение современного состояния и последствий деятельности объектов атомной энергетики Семипалатинского полигона на окружающую среду: отчет о НИР (заключительный) за 2009-2011 гг. / Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК (ИРБЭ НЯЦ РК), рук. С.Н. Лукашенко, А.В. Паницкий, А.О. Айдарханов – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2011.– 216 с. – № ГР 0109РК01414. – Инв. № 0211РК01643.
62. Комплексное изучение миграции радионуклидов в экосистемах различных ландшафтов Семипалатинского полигона, подвергшихся ядерным испытаниям разного характера: отчет о НИР (заключительный) за 2014 гг. / Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК (ИРБЭ НЯЦ РК), рук. С.Н. Лукашенко, А.В. Паницкий, А.О. Айдарханов – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2014.– 92 с. – № ГР 0112РК00543 – Инв. № 0214РК02967 от 08.12.2014.
63. Временные допустимые уровни содержания радионуклидов в объектах контроля Минсельхоза Республики Казахстан, не вошедших в перечень Минздрава Республики, 22.02.94.

## Глава 2. РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ УСЛОВНО «ФОНОВЫХ» ТЕРРИТОРИЙ СИП

### 2.1 Почвенный покров

#### 2.1.1 Исследование пространственных параметров поверхностного загрязнения, возникающего в результате радиоактивных выпадений при проведении ядерных испытаний

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

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

Следы радиоактивных выпадений, вышедшие за пределы мест проведения испытаний более чем на 100 км.

Следы радиоактивных выпадений от ядерных испытаний средней и малой мощности, вышедшие за пределы мест проведения испытаний от нескольких километров до 20–30 км. К данному типу загрязнения можно отнести и радиоактивные выпадения, сформированные в результате экскавационных ядерных взрывов («Атомное» озеро, скважины на площадке «Сары-Узень»), а также испытания с нештатной радиационной ситуацией (аварийные выбросы) на площадках «Дегелен» и «Балапан».

Радиоактивное загрязнение русел водотоков вследствие выноса техногенных радионуклидов из мест проведения ядерных испытаний за пределы технических площадок – ручьи горного массива Дегелен, река Шаган.

Радиоактивные «пятна» площадью в несколько квадратных километров, расположенные на значительном удалении от мест проведения испытаний (50–60 км) и вне основных следов радиоактивных выпадений. Данный тип загрязнения был зафиксирован в результате комплексных исследований, проводимых Институтом радиационной безопасности и экологии с 2008 г. [1, 2].

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

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

Следует отметить, что в настоящее время в мире имеется достаточно большое количество материала, посвященного теоретическим подходам в радиоэкологии. Так, общие подходы, описанные в теоретических основах радиоэкологического мониторинга Ю.А. Израэлем [3], ориентированы на загрязнение окружающей среды вследствие работы предприятий ядерно-топливного цикла, глобальных радиоактивных выпадений от ядерных испытаний. За время ликвидации последствий аварии на ЧАЭС был разработан и предложен целый ряд методик и рекомендаций для обследования и оценки радиоактивного загрязнения окружающей среды [4 – 8]. Однако, существенные отличия радиационной обстановки на ЧАЭС и СИП, разные климатические зоны и ряд других особенностей делает невозможным использование данных методик и рекомендаций без адаптации к местным (СИП) условиям. Для этого необходима их существенная корректировка, с использованием большого количества экспериментальных данных.

Рассмотрим особенности поверхностного радиоактивного загрязнения местности на СИП через призму эмпирических данных, полученных Институтом радиационной безопасности и экологии за более чем 20-летнюю историю радиоэкологических исследований на СИП [1, 2, 9 – 11].

#### **Следы радиоактивных выпадений, вышедшие за пределы СИП**

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

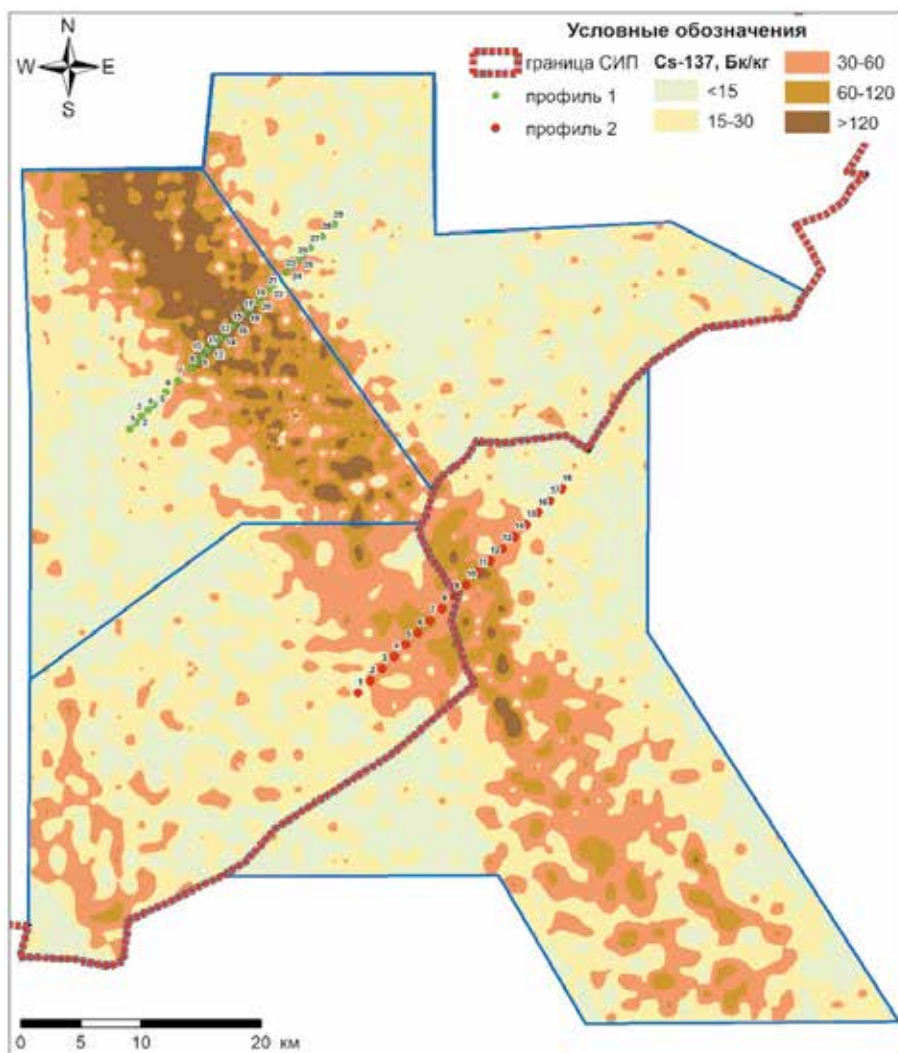
Площадное радиоэкологическое обследование выполнялось по регулярной сети 1x1 км, где в каждой узловой точке проводился отбор проб верхнего слоя почвы (0-5 см) с дальнейшими лабораторными анализами образцов. В месте отбора проб выполнялись измерения мощности эквивалентной дозы (МЭД) на поверхности почвы и на высоте 1 м, а также плотности потока бета-частиц.

В качестве примера выбран «юго-восточный» след радиоактивных выпадений. На *рисунке 2.1* представлено площадное распределение  $^{137}\text{Cs}$  в «юго-восточной» части СИП и за ее пределы.

*Рисунок 2.1* представляет собой результат обследования территории площадью ~3500 км<sup>2</sup>. Из рисунка видно, что в центре исследуемой территории отчетливо проявляется область радиоактивного загрязнения в виде следа, который протянулся от испытательной площадки «Опытное поле» в юго-восточном направлении и вышел за пределы СИП более чем на 40 км. Ширина следа остается практически неизменной по всей исследованной части и составляет 10–14 км.

Однако, несмотря на то, что след радиоактивных выпадений был идентифицирован, вопрос о степени репрезентативности отбора проб почвы по сети 1x1 км остается. Достаточно ли такого шага разрабо-



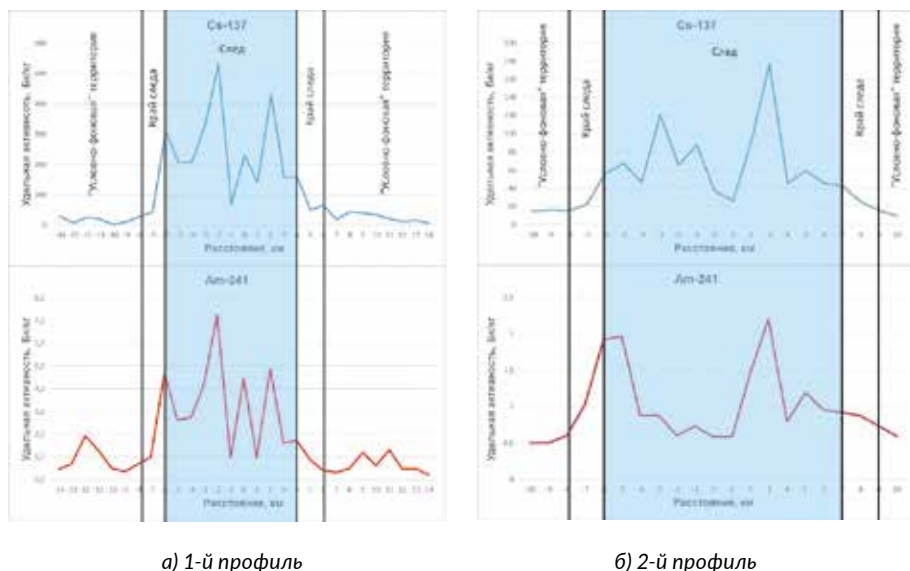


**Рисунок 2.1.** Площадное распределение  $^{137}\text{Cs}$  в «юго-восточной» части СИП и в районе села Саржал

ра для определения границ следа, или сеть 1x1 км является чрезмерной, с учетом того, что ширина следов варьирует от 10 до 14 км.

Рассмотрим распределение удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в почве вдоль 2-х профилей отбора проб, пересекающих след радиоактивных выпадений (рисунок 2.1).

По результатам гамма-спектрометрических измерений проб почвы были построены графики распределения удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{241}\text{Am}$  в почве вдоль профилей отбора проб (рисунок 2.2).



**Рисунок 2.2.** Распределение удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{241}\text{Am}$  в почве вдоль профилей отбора проб

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

В целом, в области следа вполне возможно уменьшить количество проб в 4 раза, т.е. проводить отбор по сети 2x2 км. Более редкая сеть отбора проб может привести к искажению картины площадного загрязнения. Например, на 1-ом профиле удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  в пробах, отобранных через 3 км (т.е. по сети 3x3 км) может достигать минимальных значений (расстояние 1 и 4 км западнее (левее) от оси следа).

Касательно граничной области – «след»-«условно-фоновая» территория – экспериментальные данные показывают, что эта область имеет весьма размытые границы. Отбор проб по сети 1x1 км хоть и позволил определить зону, где может проходить граница следа, но если взглянуть на пики активности в этой области (на рисунке «край следа»), то можно увидеть, что удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  снижается в 2–6 раз в направлении к «условно-фоновым» территориям на расстоянии всего в 1 км. При этом, снижение активности происходит и дальше, пусть и не так интенсивно. Следовательно, в граничной области «след»-«условно-фоновая» территория сеть обследования 1x1 км не удовлетворительна. Для более точного определения границы следа необходимо провести сгущение сети до 500x500 м, или даже 250x250 м.

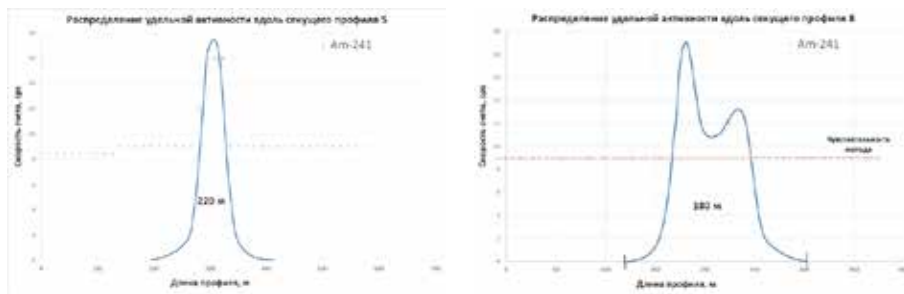
### Следы радиоактивных выпадений от ядерных испытаний средней и малой мощности

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

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

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

На *рисунке 2.3* приведены типичные характеристики небольших следов радиоактивных выпадений.



**Рисунок 2.3.** Ширина следов радиоактивных выпадений от маломощных ядерных испытаний

Как видно из рисунка, ширина следов радиоактивных выпадений от маломощных ядерных испытаний зачастую не превышает расстояния 1 км, и, применяя при обследовании сеть пробоотбора 1x1 км, существует вероятность не обнаружить такие следы на местности. Чтобы избежать этого, необходимо увеличить плотность сети обследования на границах технических площадок. Например, как это показано на *рисунке 2.4*.

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

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

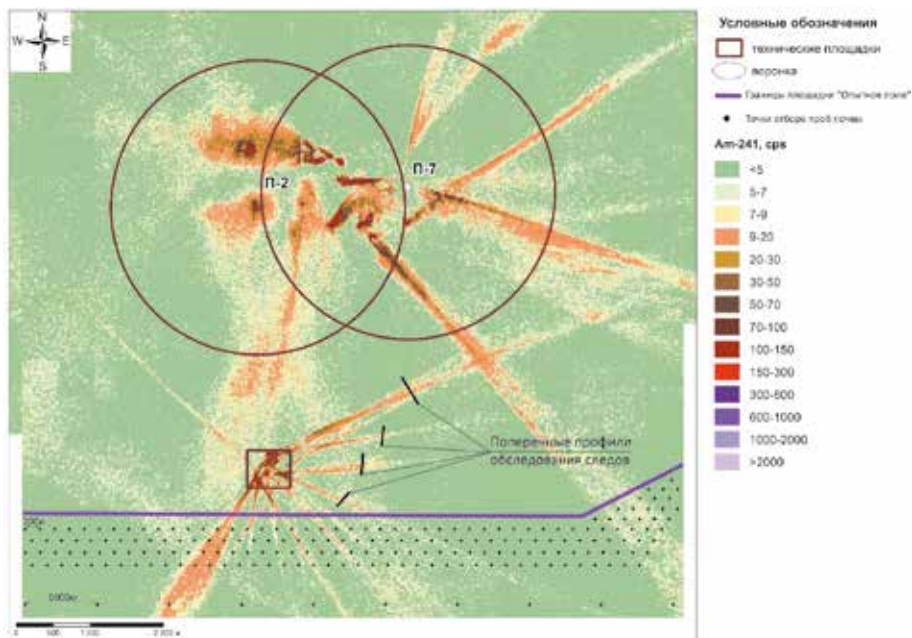


Рисунок 2.4. Схема отбора проб вблизи технических площадок

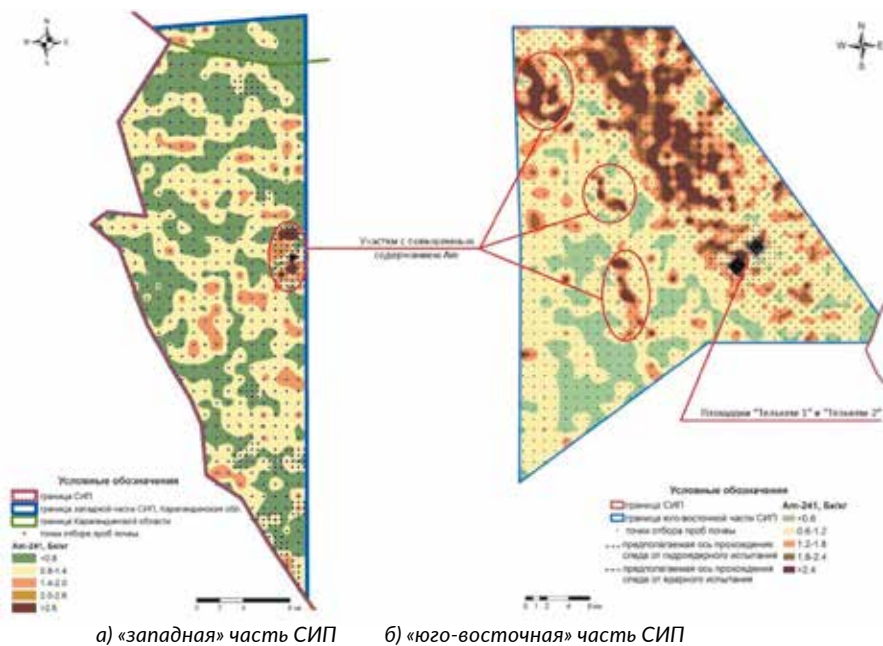


Рисунок 2.5. Участки с повышенными значениями удельной активности  $^{241}\text{Am}$  в почве

### **Радиоактивные «пятна» вне основных следов радиоактивных выпадений**

Наиболее сложный в плане обнаружения тип радиоактивного загрязнения местности – радиоактивные «пятна» небольших размеров, расположенные вне основных следов радиоактивных выпадений и на значительном удалении от технических площадок СИП. На *рисунке 2.5* показаны примеры таких «пятен», обнаруженных в «западной» и «юго-восточной» части СИП.

Как показывает практика, размеры таких «пятен» составляют в поперечнике 1–3 км, в длину – 1–8 км. Собственно, принятая схема обследования по сети 1x1 км вполне позволяет обнаруживать радиоактивные «пятна» площадью несколько квадратных километров, что сопоставимо с площадями выпаса скота и сенокосными угодьями. Говоря иначе, при характеристике территорий, передаваемых в хозяйственный оборот, принятая схема обследования гарантирует обнаружение участков радиоактивного загрязнения площадью, соизмеримой с размерами сельхозугодий.

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

На *рисунке 2.6* показан пример масштабов сельскохозяйственной деятельности в районе села Бескарагай по результатам обследования прилегающих к полигону территорий.

Очевидно, что на СИП существуют и более «мелкие» участки радиоактивного загрязнения, площадью менее 1 км<sup>2</sup>, которые практически невозможно выявить при обследовании территории по сети 1x1 км. Однако, необходимо понимать, что в сравнении с типичными площадями, например, выпаса скота (20-30 км<sup>2</sup>, в зависимости от вида животных), вклад в дозу облучения радиоактивного «пятна» площадью 0,5 км<sup>2</sup> будет нивелироваться огромной разницей в площадях. К тому же, выпас животных все же отличается от стойлового содержания, т.е. животные практически все время выпаса передвигаются, а, значит, остаются в зоне влияния «пятна» непродолжительное время.

Таким образом, радиоэкологическое обследование территорий по сети 1x1 км в условиях проявления небольших радиоактивных «пятен» вполне оправдан и жизнеспособен.

### **Радиоактивное загрязнение русел водотоков вследствие выноса техногенных радионуклидов из мест проведения ядерных испытаний**

Радиоактивное загрязнение русел водотоков вследствие выноса техногенных радионуклидов из мест проведения ядерных испытаний несколько отличается от типов радиоактивного загрязнения местности, описанных выше. Тем не менее, данный тип загрязнения проявляется за пределами технической площадки «Дегелен», в местах, потенциально пригодных к передаче в хозяйственный оборот земель [12].



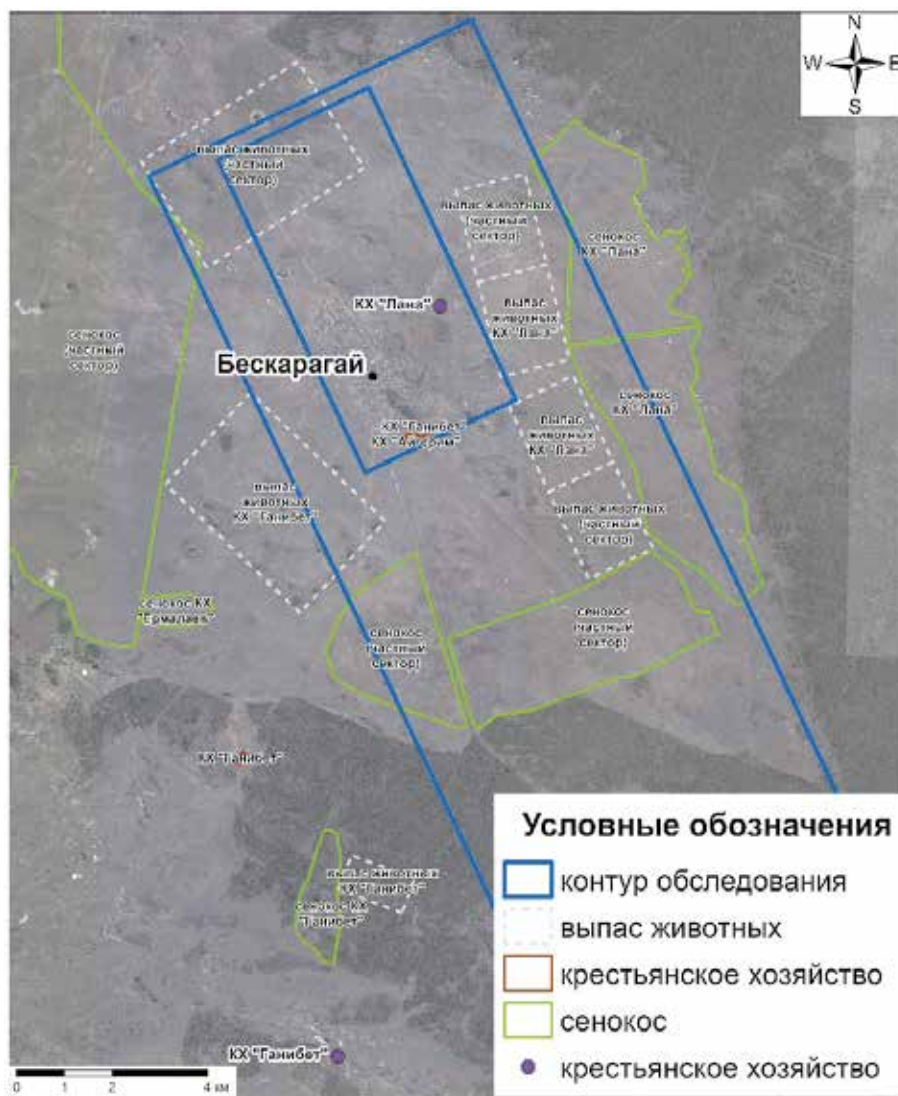
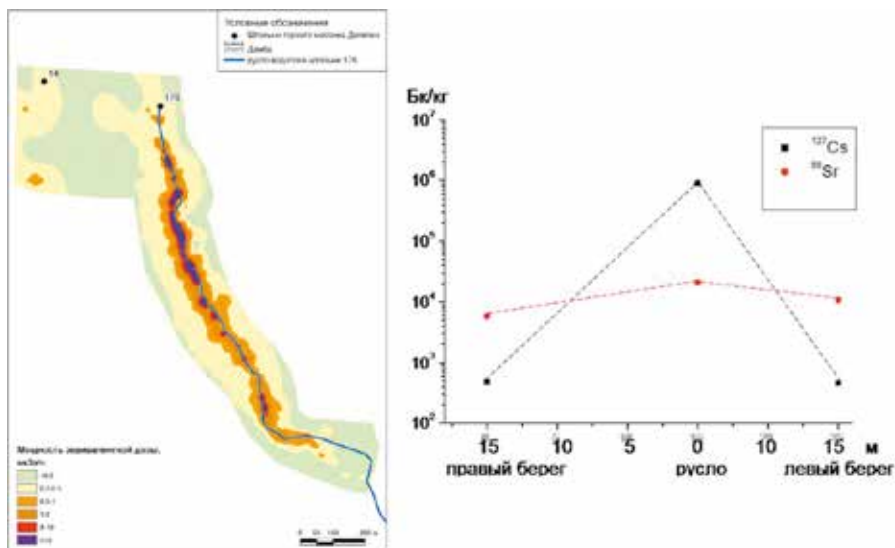


Рисунок 2.6. Арелы выпаса скота и сенокосов в районе села Бескарагай

На рисунке 2.7 представлено радиоактивное загрязнение русла ручья, вытекающего из штольни № 176, и впадающего в ручей Байтлес, который выходит за пределы площадки «Дегелен».

Как видно, масштабы загрязнения русла ручья сильно отличаются от загрязнения, сформированного радиоактивными выпадениями. Радиоактивное загрязнение распространяется на несколько десятков метров в сторону от русла ручья. При этом, ближняя зона к руслу ручьев является





**Рисунок 2.7.** Радиоактивное загрязнение русла ручья, вытекающего из штольни № 176

наиболее привлекательным местом как для выпаса животных, так и для сенокоса, в силу особенностей почвенного покрова и водного режима.

В этой связи, исследования радиоактивного загрязнения русел ручьев, а также определение границ радиоактивного загрязнения будут носить индивидуальный характер практически для каждого ручья. Здесь не идет речь о какой-либо регулярной сети обследования, типа 20x20 м или 50x50 м, но возможен ряд поперечных профилей с шагом между точками отбора 5–10 м.

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

На первом этапе должно быть выполнено предварительное обследование территории по регулярной сети. Как показывает практика, оптимальным шагом сети обследования является шаг в 1 км, т.е. сеть 1x1 км. Это обеспечит получение первичного материала о пространственных характеристиках радиоактивного загрязнения (если таковое будет обнаружено) на исследуемой территории.

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

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

### 2.1.2 Уровни концентраций радионуклидов в почвах и их соотношений на условно «фоновых» территориях СИП

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

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

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

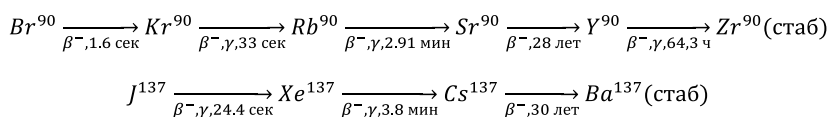
При ядерном делении урана и плутония образуется сложная смесь свыше 200 радионуклидов средней части Периодической таблицы Д.И. Менделеева. Основную часть составляют радионуклиды с массовыми числами  $95 \div 103$  и  $130 \div 144$ . Образование двух диапазонов массовых чисел связана с особенностью кривой распределения выхода продуктов деления по их массовым числам, которая имеет два пика. В *таблице 2.1* представлены выходы продуктов деления из данных диапазонов массовых чисел при ядерном взрыве мощностью в 1 Мт, а также их периоды полураспада и абсолютная активность (Бк/Мт).

**Таблица 2.1.** Основные продукты деления, их выходы в реакции деления, периоды полураспада, а также абсолютная активность на ядерный взрыв мощностью 1 Мт

Радионуклид	T½	η, %	A (Бк)
<sup>89</sup> Sr	50,5 сут	2,56	$5,9 \cdot 10^{17}$
<sup>90</sup> Sr	28,6 лет	3,50	$3,9 \cdot 10^{15}$
<sup>95</sup> Zr	64,0 сут	5,07	$9,2 \cdot 10^{17}$
<sup>103</sup> Ru	39,4 сут	5,20	$1,5 \cdot 10^{18}$
<sup>106</sup> Ru	368 сут	2,44	$7,8 \cdot 10^{16}$
<sup>131</sup> I	8,04 сут	2,90	$4,2 \cdot 10^{18}$
<sup>136</sup> Cs	13,2 сут	0,036	$3,2 \cdot 10^{16}$
<sup>137</sup> Cs	30,2 года	5,57	$5,9 \cdot 10^{15}$
<sup>140</sup> Ba	12,8 сут	5,18	$4,7 \cdot 10^{18}$
<sup>141</sup> Ce	32,8 сут	4,58	$1,6 \cdot 10^{18}$
<sup>144</sup> Ce	284 сут	4,69	$1,9 \cdot 10^{17}$

Сокращения проведения воздушных ядерных испытаний по сегодняшний день прошло 52 года. Отсюда ясно, что радионуклиды с периодом полураспада менее 1 года практически полностью распались. Существуют, конечно, и более долгоживущие радионуклиды, такие как <sup>151</sup>Sm и <sup>99</sup>Tc, однако их абсолютное количество невелико. Их вклад в загрязнение окружающей среды оцени-

ваются как 8 % для  $^{151}\text{Sm}$  и 1,6 % для  $^{99}\text{Tc}$  от активности  $^{137}\text{Cs}$ . Таким образом, на сегодняшний момент из вышеуказанных радионуклидов радиоактивное загрязнение местности формируют  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ . Предшественниками данных радионуклидов являются короткоживущие изотопы, которые через 30 минут практически полностью распадаются в  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ . Ниже приведены характерные цепочки радиоактивных распадов данных радионуклидов:



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

подавляющая часть остатков делящегося вещества (изотопы плутония и урана) аналогично будет оставаться в ближней и эпицентральной зоне взрыва, однако мелкодисперсные частицы могут переноситься на большие расстояния и участвовать в глобальных выпадениях. Также изотопам плутония всегда сопутствует  $^{241}\text{Am}$ .  $^{241}\text{Am}$  – продукт распада  $^{241}\text{Pu}$ , содержание которого в оружейном Pu на порядок больше активности  $^{239}\text{Pu}$ . Обладая относительно небольшим периодом полураспада (14 лет),  $^{241}\text{Pu}$  быстро распадается в  $^{241}\text{Am}$  ( $T_{1/2} = 432$  года).

После закрытия СИП, его территория начала использоваться для ведения хозяйственной деятельности. Это обстоятельство явилось причиной проведения интенсивных исследований характера и уровня загрязнений территории полигона. До 2012 г. было детально обследовано около 6 000 территории полигона. Проведен анализ содержания основных естественных ( $^{40}\text{K}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ) и искусственных ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ) радионуклидов более чем в 7 300 пробах почвы. На исследования затрачено порядка 20 млн. долларов США, то есть проведение подобных исследований является очень затратным. Причем одной из основных статей затрат является радиохимический анализ  $^{239+240}\text{Pu}$  и  $^{90}\text{Sr}$ .

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

**Объекты исследований.** До 2012 г. были подробно проведены исследования «северной» части территории полигона (3000 км<sup>2</sup>), «западной» (560 км<sup>2</sup>) и «юго-восточной» (850 км<sup>2</sup>) [1, 2, 11]. Географическое положение данных территорий представлено на *рисунке 2.8*.

### **Средние концентрации искусственных радионуклидов в почве исследованных территорий**

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

При анализе площадного распределения радионуклидов «северной» и «западной» части территории полигона не было выявлено различной структуры загрязнения. При проведении обследования «юго-восточной» части территории были выделены 3 зоны с разной структурой и уровнем радиоактивного загрязнения, предположительно сформированных различными источниками. При выделении зон принималось во внимание соответствие участков территории повышенных значений удельной активности радионуклидов с участками возможного прохождения радиоактивных облаков (гидроядерные и термоядерное испытания). В распределении радионуклидов были выделены две зоны (1 и 2), где зарегистрированы повышенные значения их удельной активности в почвенном покрове и зона с относительно низкими значениями (3). Зона 1 – участок, соответствующий термоядерному следу радиоактивных выпадений 12.08.1953 г. В дальнейших расчетах базовых параметров использовались данные только по зоне 3 [1, 9, 11].

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

- расчет статистических параметров: объем распределения (количество данных), средняя арифметическая, среднее квадратичное отклонение, коэффициент вариации и др.;
- определение выпадов (аномально высоких значений) и исключение их из общего массива данных.

Для определения выпадов использовалось нормированное отклонение – показатель ценности измерения по отношению к общему массиву данных [13]. После исключения выпадов повторялся первый этап.

Результаты расчетов средних значений удельных активностей <sup>137</sup>Cs и <sup>241</sup>Am, а также средних отношений <sup>90</sup>Sr/<sup>137</sup>Cs и <sup>239+240</sup>Pu/<sup>241</sup>Am на обследованных территориях приведены в *таблице 2.2*.

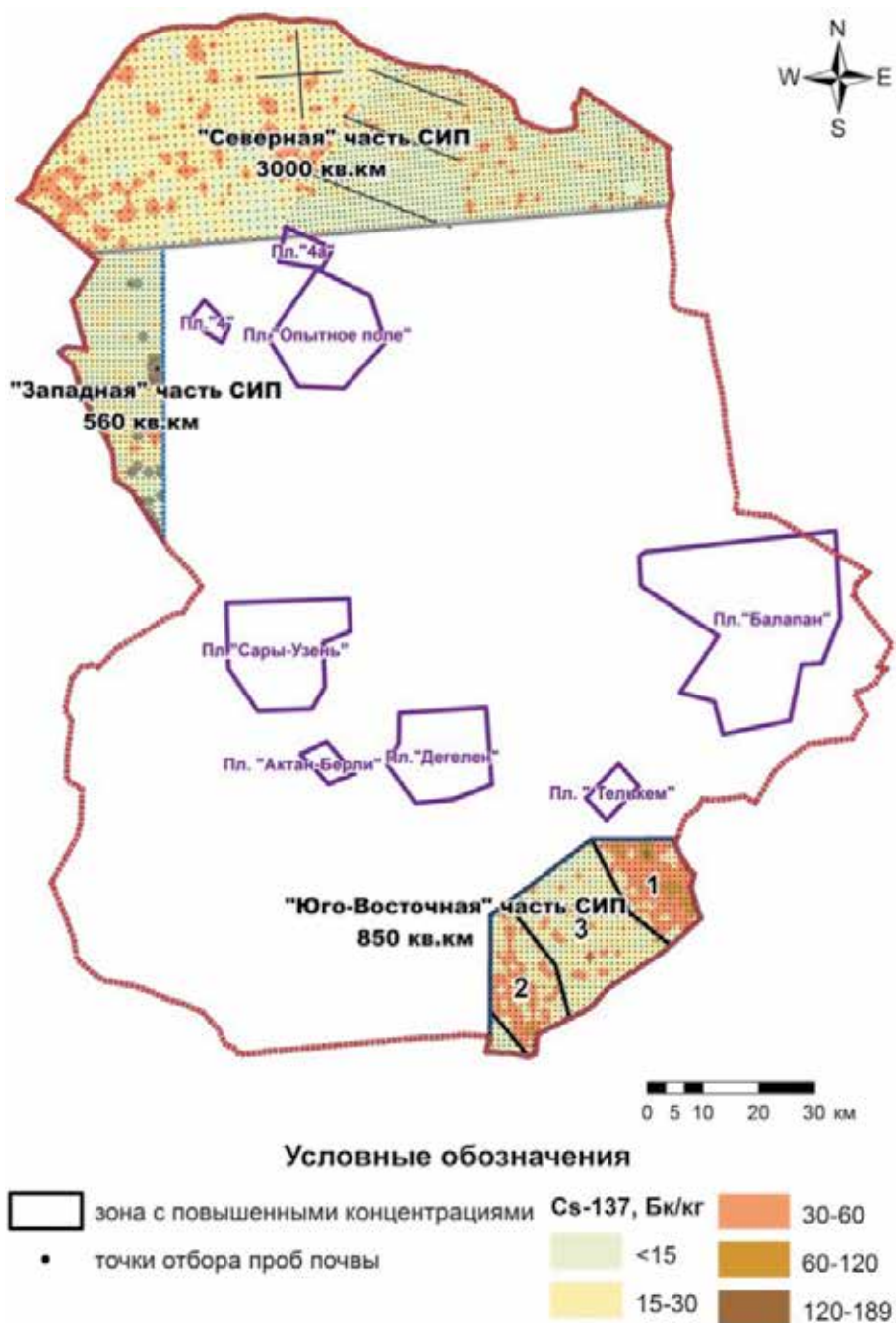


Рисунок 2.8. Обследованные территории

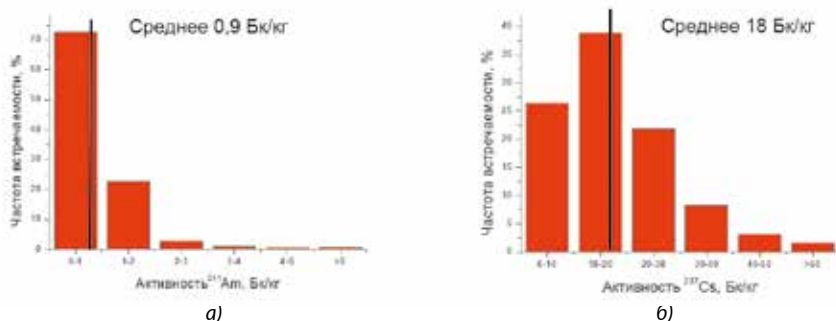
**Таблица 2.2.** Параметры загрязнения искусственными радионуклидами исследуемых территорий

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

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

**Расчет основных параметров радионуклидного загрязнения «фоновых» территорий**

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



**Рисунок 2.9.** Гистограмма распределения частоты встречаемости удельной активности в почве «фоновых» территорий а)  $^{241}\text{Am}$  б)  $^{137}\text{Cs}$



принимался предел обнаружения, соответственно, среднее значение удельной активности  $^{241}\text{Am}$  следует рассматривать как оценку сверху.

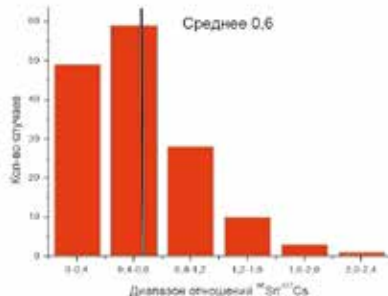
Распределение удельной активности  $^{241}\text{Am}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в почве «фоновых» территорий по частоте встречаемости представлено на рисунке 2.9.

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

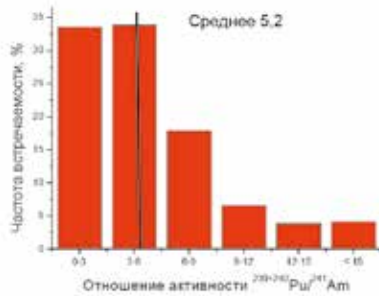
**Среднее отношение  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ .** В расчете отношений  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  участвовали только численные результаты измерений  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , таким образом, статистической обработке были подвержены результаты анализа 150 проб. Распределение отношений удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  к  $^{137}\text{Cs}$  в почве «фоновых» территорий по частоте встречаемости представлено на рисунке 2.10.

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

При логнормальном распределении для расчета средней величины используют среднюю геометрическую величину. Однако между средними величинами существует определенное соотношение:  $h < g < \mu$  (среднее гармоническое всегда меньше среднего геометрического, которое всегда меньше среднего арифметического). Средняя геометрическая, как правило, незначительно отличается по величине от средней арифметической, при этом соотношения  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  на фоновых территориях не стали исключением: неравенство  $g < \mu$  численно равно  $0,5 < 0,6$ . Исходя из этого, для характеристики данных можно использовать отношение удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  к  $^{137}\text{Cs}$ , равное 0,6 [13].



**Рисунок 2.10.** Распределение отношений удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  к  $^{137}\text{Cs}$  в почве «фоновых» территорий



**Рисунок 2.11.** Распределение отношений удельной активности  $^{239+240}\text{Pu}$  к  $^{241}\text{Am}$  в почве «фоновых» территорий

**Среднее отношение  $^{239+240}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$ .** При расчете отношений  $^{239+240}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$  статистической обработке были подвержены результаты анализа более 360 проб. Распределение отношений удельной активности  $^{239+240}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$  в почве «фоновых» территорий по частоте встречаемости представлено на рисунке 2.11.

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

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

### **Сравнительная оценка радиационных параметров «фоновых» территорий СИП с прочими территориями**

Ввиду того, что непосредственно на обследованных территориях бывшего СИП не проводилось каких-либо ядерных испытаний и при их обследовании не обнаружены явные следы от прохождения радиоактивных облаков, источником их радионуклидного загрязнения могли быть только глобальные выпадения. В литературе приведено достаточно много данных по удельной активности  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  глобальных выпадений. Диапазон концентраций  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$ , обусловленных глобальными выпадениями в северном полушарии по литературным данным составляет: для  $^{137}\text{Cs}$  – 4 – 29 Бк/кг, для  $^{90}\text{Sr}$  – 1 – 19 Бк/кг, для  $^{239+240}\text{Pu}$  – 0,02 – 5,0 Бк/кг [14 – 21, 22].

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

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

$^{241}\text{Am}$  является продуктом распада  $^{241}\text{Pu}$ . Инъекция изотопов плутония в атмосферу обусловлена одним основным фактором – проведением наземных и воздушных ядерных испытаний. Чернобыльская авария, конечно, тоже внесла свой вклад, но величина этого вклада менее 10 %. В таблице 2.3 приводятся активности  $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Pu}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ , инжестированных в атмосферу при проведении наземных и воздушных ядерных испытаний [22].

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

- большая часть выпадений (~75 %), обусловленных ядерными испытаниями, приходится на северное полушарие;
- площадь земной поверхности – 510 Тм<sup>2</sup>;
- около 75 % всех выпадений пришлось на северное полушарие;
- принимается, что радионуклиды распределены по поверхности земного шара равномерно;
- глубина распределения радионуклидов в литосфере – 0,05 м;
- плотность почвы – 1500 кг/м<sup>3</sup>.

Результаты теоретической оценки плотности глобальных выпадений, с учетом распада на 2012 г., приведены в таблице 2.4.

**Таблица 2.3.** Активности радионуклидов, инжесктированных в атмосферу

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

**Таблица 2.4.** Теоретически рассчитанный диапазон концентраций  $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ , обусловленный глобальными выпадениями в северном полушарии

Радионуклид	Концентрация, Бк/кг
$^{239+240}\text{Pu}$	0,34 - 0,59
$^{241}\text{Am}^*$	0,2 - 0,4
$^{137}\text{Cs}$	15,2
$^{90}\text{Sr}$	9,4

**Примечание:** \* – Значения концентрации  $^{241}\text{Am}$  получены, исходя из расчёта его накопления при распаде  $^{241}\text{Pu}$

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

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

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

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

После анализа объединенных данных полученные средние значения удельных активностей  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{241}\text{Am}$  в почве фоновых территорий были определены как базовые параметры, характеризующие радионуклидное загрязнение фоновых территорий (таблица 2.5). Приемлемый диапазон вариаций удельных активностей был определен в 10 % с учетом того, что 10 % – это стандартная погрешность гамма-спектрометрического анализа.

При соблюдении данных параметров удельная активность  $^{239+240}\text{Pu}$  на фоновых территориях будет находиться в однозначной зависимости от удельной активности  $^{241}\text{Am}$ , а удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  – от удельной активности  $^{137}\text{Cs}$ . Таким образом, был разработан метод оценки средних

**Таблица 2.5.** Базовые параметры, характеризующие фоновые территории СИП

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

**Таблица 2.6.** Метод базовых параметров

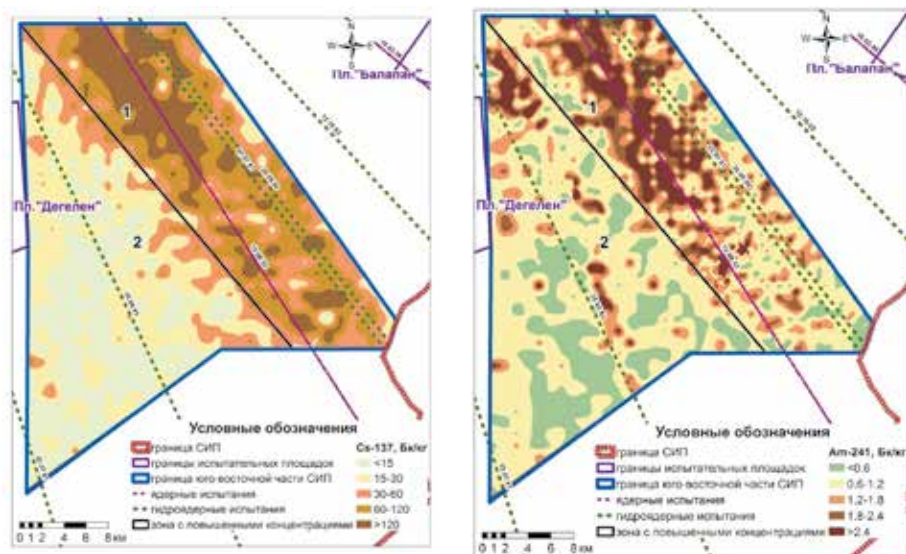
Если:	То:
$^{137}\text{Cs}$ , Бк/кг	$^{241}\text{Am}$ , Бк/кг
$^{239+240}\text{Pu}$ , Бк/кг	$^{90}\text{Sr}$ , Бк/кг
16 – 20	<0,8 – 1,0
5,2 * $^{241}\text{Am}$	0,6 * $^{137}\text{Cs}$

удельных активностей  $^{239+240}\text{Pu}$  и  $^{90}\text{Sr}$  по результатам анализа  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ , или для простоты – Метод базовых параметров (МБП). Иначе его можно сформулировать так, как это представлено в *таблице 2.6.*

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

#### Применение метода базовых параметров

В 2012 г. было закончено комплексное экологическое обследование территории «юго-восточной» части 2 (ЮВЧ-2). По результатам обследования были построены карты распределения удельных активностей  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{241}\text{Am}$  (*рисунок 2.12*). По картам видно, что исследуемая территория состоит из 2-х зон загрязнения. Было проведено визуальное разделение зон. Зону 1 отнесли к условно «грязной», а зону 2 – к условно «чистой» территории.



**Рисунок 2.12.** Удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{241}\text{Am}$  в пробах почвы ЮВЧ-2

Для каждой из зон были рассчитаны средние значения удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{241}\text{Am}$ . Средняя удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{241}\text{Am}$  в зоне загрязнения 1 составляет 111 и 1,6 Бк/кг, в зоне 2 – 21,6 и 1,1 Бк/кг соответственно.

Для зоны 1 средние значения удельных активностей значительно превышают выбранные ранее базовые параметры, и расчет удельных активностей  $^{239+240}\text{Pu}$  и  $^{90}\text{Sr}$  предложенным методом невозможен.

Так как для зоны 2 данное превышение было незначительным, была сделана попытка применить метод базовых параметров (МБП) для оценки концентрации  $^{239+240}\text{Pu}$  и  $^{90}\text{Sr}$ . Результаты оценки представлены в таблице 2.7, в сравнении с фактическими данными, полученными в ходе проведения обследования.

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

Далее, для того чтобы средние значения удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{241}\text{Am}$  в зоне 2 стали удовлетворять условию МБП, правую границу зоны 2 сдвигали, с шагом 0,5 км, параллельно оси загрязнения в сторону более чистых территорий. Данный процесс был итерационным. Смещение границы производилось до тех пор, пока средние удельные активности  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{241}\text{Am}$  в зоне 2 не стали удовлетворять условию МБП (рисунку 2.13).

В таблице 2.8 представлены средние удельные активности  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{241}\text{Am}$  в почве территории ЮВЧ-2, зоны 2, после смещения границы.

После этого был вновь проведен расчет средних удельных активностей  $^{239+240}\text{Pu}$  и  $^{90}\text{Sr}$  для зоны 2 с оптимизированными граница-

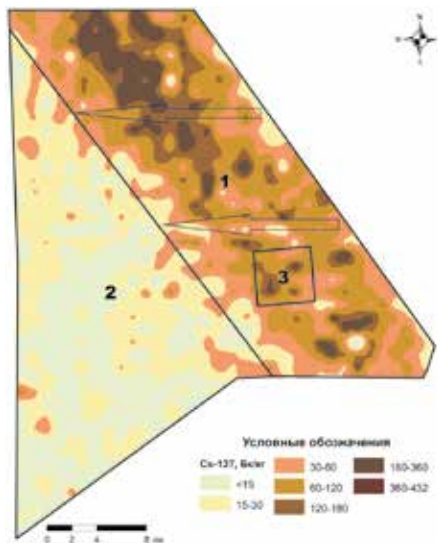


Рисунок 2.13. Зонирование фоновой территории с применением метода базовых параметров

Таблица 2.7. Результаты оценки активности изотопов плутония с использованием метода базовых параметров и данные, полученные в ходе проведения обследования

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

**Таблица 2.8.** Средние удельные активности  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{241}\text{Am}$  в почве территории ЮВЧ-2, зоны 2

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

**Таблица 2.9.** Результаты оценки активности изотопов плутония с использованием метода базовых параметров для «юго-восточной» части – 2 территории СИП, зона 2

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

ми. В таблице 2.9 представлены результаты применения метода базовых параметров для оценки активности изотопов плутония на «юго-восточной» части – 2 территории СИП, зоне 2.

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

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

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

### 2.1.3 Вертикальное распределение искусственных радионуклидов на условно «фоновых» территориях СИП

Известно, что почва является основным компонентом природной среды, подвергающимся загрязнению при ядерных испытаниях. В почве



накапливаются и сохраняются все вещества, загрязняющие экосистему, в том числе и техногенные радионуклиды. На сегодняшний день имеется достаточно большой массив данных, характеризующий поверхностное загрязнение почвенного покрова СИП. Проведенные ранее исследования на радиоактивно загрязненных участках технических площадок полигона показали, что поведение радионуклидов в ненарушенной почвенной толще может зависеть от специфики проведенных испытаний и ландшафтных условий залегания этих почв [23, 24]. Однако исследования, характеризующие вертикальное распределение радионуклидов в почвах, были приурочены к местам проведения ядерных испытаний. Тогда как большая часть СИП представляет собой условно «чистые» территории, которые перспективны для ведения хозяйственной деятельности. В ходе оценки возможности передачи их в хозяйственный оборот выполняются масштабные площадные исследования поверхностного распространения радионуклидов в почвах. Однако данные о поверхностном распределении радионуклидов в почве не дают полной радиоэкологической характеристики без информации об их вертикальном распространении в почвах, а ввиду невозможности исследования вертикального распределения радионуклидов в почве по такой же плотной сетке, как и поверхностного распределения, из-за трудоемкости работ, целесообразно получение обобщенных параметров, характеризующих вертикальное распределение. Слабая дифференциация характеристик почвенного покрова на большей части территории СИП и одинаковый характер загрязнения радионуклидами на этих участках (вследствие прохождения радиоактивных облаков и глобальных выпадений) говорит о возможности получения таких параметров.

#### **Краткая характеристика почвенного покрова Семипалатинского полигона**

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

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

Малоразвитые каштановые и светло-каштановые почвы формируются по пологим вершинам и склонам сопок, в местах, где коренные плотные породы залегают близко к поверхности на маломощных элювиально-делювиальных грубоскелетных отложениях, а мощность мелкоземистого

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

Каштановые нормальные почвы исследуемой территории характеризуются средним содержанием гумуса, 3,5–5,0 %. (Значения количества гумуса на территории Семипалатинского полигона превосходят общепринятые цифры для всех типов и подтипов почв на 20–30 %, что связано с долгим заповедным режимом этой территории в период проведения ядерных испытаний). Мощность гумусовых горизонтов (A+B1) колеблется от 15 до 40 см. Распространены в данном регионе, в основном, легкосуглинистые, реже – суглинистые разновидности. Каштановые нормальные почвы слабо засолены легкорастворимыми солями, реакция водных суспензий – от нейтральной или слабощелочной с поверхности до щелочной на дне разреза. Почвы нормальные, как и малоразвитые, отличаются сильной щебнистостью профиля. Они занимают нижние части пологих склонов сопок, возвышенные водораздельные пространства и пологие наклонные равнины.

Светло-каштановые нормальные почвы содержат органического вещества до 4 %, что также можно считать завышенными значениями, обусловленными особыми условиями использования этих земель. Распространены они, как и каштановые, на пологих склонах сопок, водораздельных и пологих равнинах. Но в условиях сильно изрезанного рельефа очень мало таких участков, где могут формироваться такие почвы. Поэтому светло-каштановые нормальные почвы на этой территории встречаются реже, чем малоразвитые, карбонатные, солонцеватые. Светло-каштановые почвы значительно беднее как гумусом, так и другими питательными элементами (азот, калий и фосфор), чем каштановые нормальные почвы. По механическому составу они, в основном, суглинистые. Они промыты от легкорастворимых солей. Реакция водных растворов – от слабощелочной до сильнощелочной. Карбонаты появляются в профиле почв в нижней части гумусового горизонта, как правило, это «B1» или «BC». Почвы светло-каштановые, как все на территории мелко-сопочника, щебнистые.

Среди каштановых и светло-каштановых почв встречаются солонцеватые почвы. Они распространены повсеместно небольшими участка-

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

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

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

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

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

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

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

#### **Особенности вертикального распределения радионуклидов в почвах «фоновых» территорий СИП**

На основании характеристики почвенного покрова СИП, для дальнейшего анализа характера распределения радионуклидов в почвенном профиле различных почв была проведена группировка по типовым, подтиповым и родовым признакам, что определяется условиями водного режима. Детализация по разновидностям не учитывалась, так как их диагностические признаки являются результатом определенного типа увлажнения. На выделенных участках условно «фоновой» территории СИП заложено 47 исследовательских площадок с почвенными разрезами (рисунок 2.14) и послойным отбором проб из них на радионуклидные анализы с интервалами 0–3, 3–6, 6–9, 9–12, 12–15, 15–18, 18–21, 21–24, 21–27, 27–30, 30–35, 35–40, 45–50 см. В отдельных случаях, на малоразвитых почвах, интервалы составляли 0–2, 2–5, 5–10, 10–15 см. Площадки закладывались с учетом распределения почвенных контуров и охватывали все основные типы, подтипы и роды почв территории СИП.

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

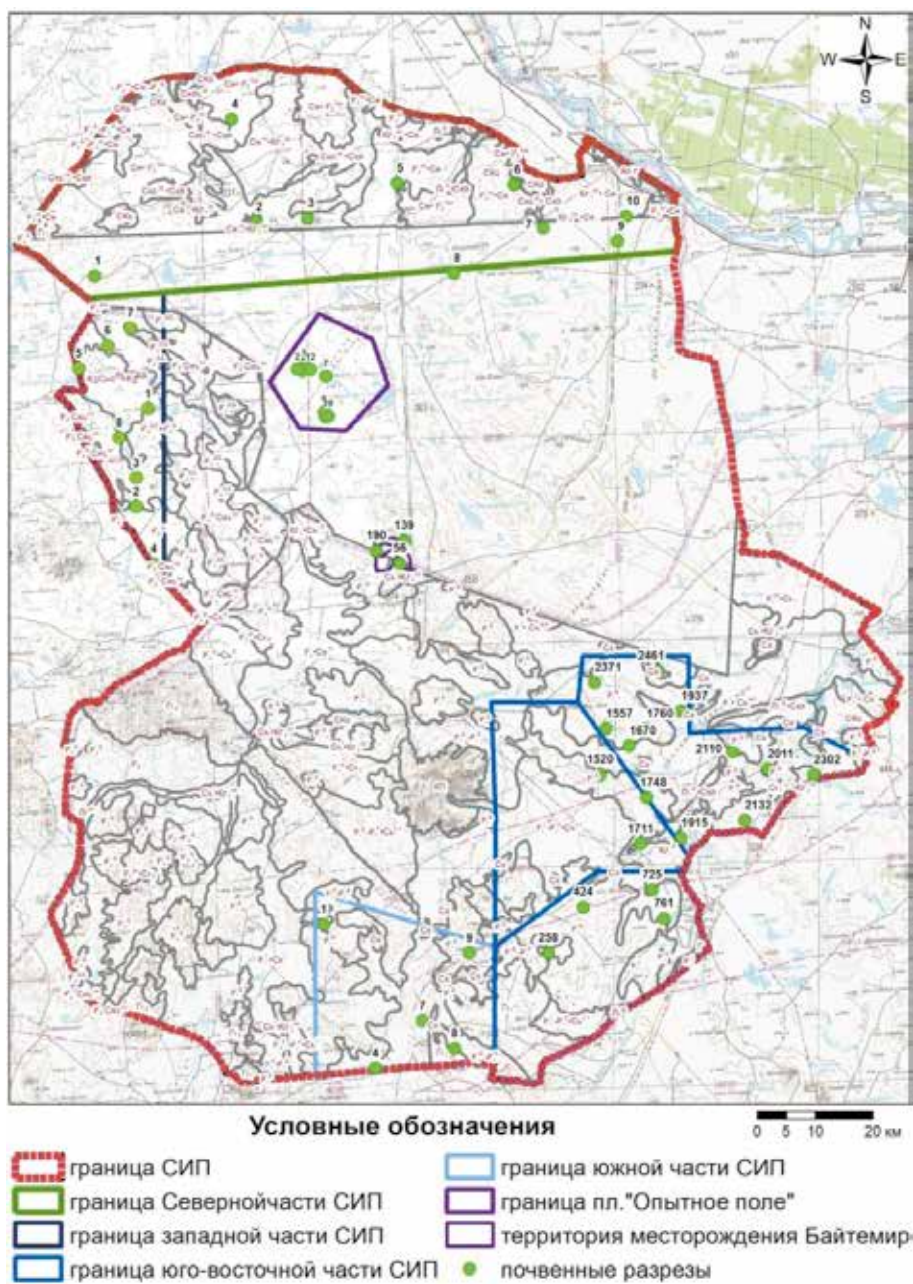


Рисунок 2.14. Схема заложения почвенных разрезов на различных обследованных участках территории СИП

Основной целью данных исследований было выявить особенности вертикального распределения радионуклидов в почвах, а не дать радиоэкологическую характеристику почвы. Поэтому представленные далее результаты выражены не в удельной активности в почвенном слое, а в процентах от общей удельной активности в вертикальном профиле почвы.

**Особенности вертикального распределения радионуклидов в подтипе светло-каштановых почв**

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

**Светло-каштановые малоразвитые почвы.** Анализ данных радионуклидных анализов послонных образцов почвы показал, что основная доля изучаемых радионуклидов находится в верхнем слое почвы 0-3 см (рисунок 2.15).

Так, для  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{241}\text{Am}$  доля радионуклидов в слое 0-3 см составляет около 66 %, для  $^{90}\text{Sr}$  – 84 % и  $^{239+240}\text{Pu}$  – около 63 %. В слое 0-10 см находится около 94 %  $^{137}\text{Cs}$ , около 96 %  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{241}\text{Am}$  и около 98 %  $^{239+240}\text{Pu}$ . Такая низкая подвижность  $^{90}\text{Sr}$  весьма необычна, так как он, как правило, обладает повышенными миграционными свойствами в почве из-за хорошей растворимости [25].

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

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

**Светло-каштановые нормальные почвы.** Для светло-каштановых нормальных почв характер вертикального распределения радионуклида  $^{137}\text{Cs}$  схож с характером его распределения в светло-каштановых малоразвитых почвах (рисунок 2.16). Так, при его содержании в верхнем слое 0-3 см около 66 %, в слое 0-10 см содержится около 95 %  $^{137}\text{Cs}$ . Аналогична ситуация и с распределением  $^{241}\text{Am}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$ .

В данном роде почв наблюдается классическое распределение для  $^{90}\text{Sr}$ . Экспоненциальная линия, описывающая этот процесс, показывает плавный спад удельной активности. Это может быть связано с тем, что  $^{90}\text{Sr}$ , обладая меньшей прочностью связи с почвой, легко переходит в гравитационную влагу и перемещается с ней вглубь, преимущественно в составе растворимых солей и органических соединений [25]. Также наблюдается несвойственная для  $^{239+240}\text{Pu}$  картина, когда во втором слое 3-5 см его удельная активность выше, чем в первом слое 0-3 см (в 3-х случаях из 5-ти). Можно предположить, что такой характер распределения  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  связан с возможным техногенным нарушением почвенного покрова, однако характер распределения радионуклидов  $^{241}\text{Am}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в этих же почвенных профилях, а также полевое описание почвенных разрезов исключают эту возможность.

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



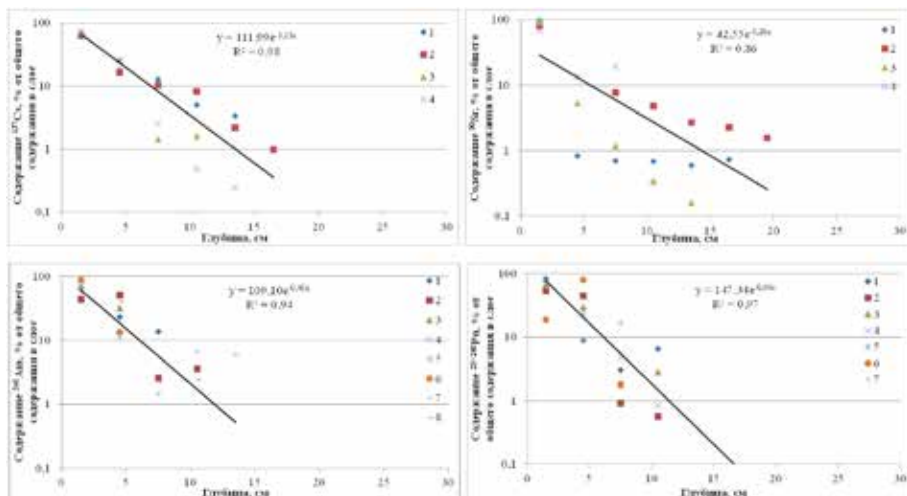


Рисунок 2.15. Вертикальное распределение радионуклидов в светло-каштановых малоразвитых почвах

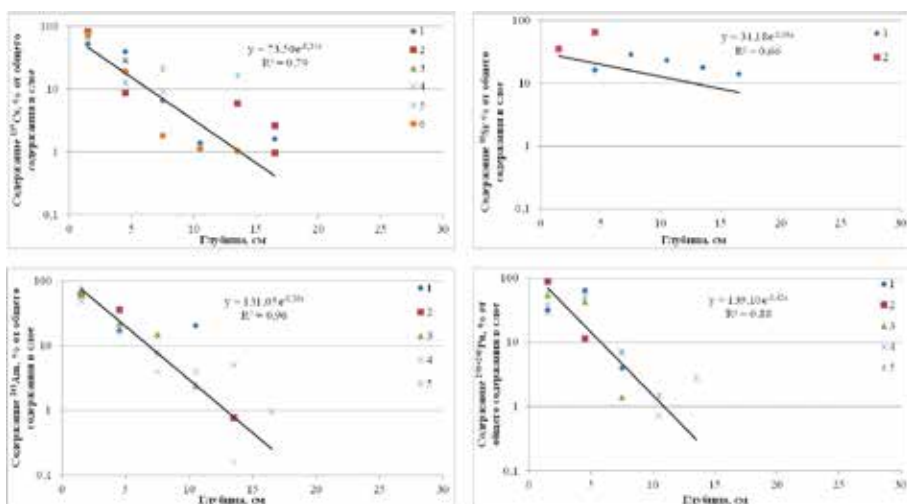
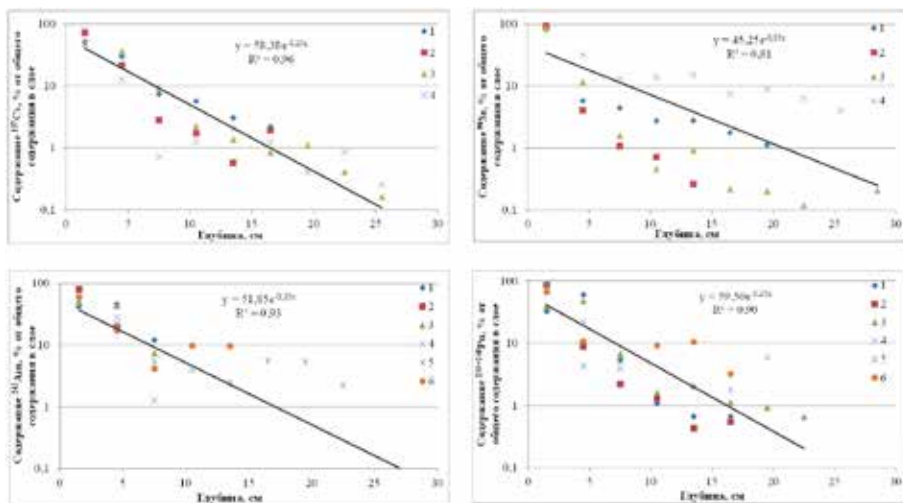


Рисунок 2.16. Вертикальное распределение радионуклидов в светло-каштановых нормальных почвах

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

**Светло-каштановые солонцеватые почвы.** В светло-каштановых солонцеватых почвах характер вертикального распределения радионуклида  $^{137}\text{Cs}$  отличается от характера его распределения в двух предыдущих подтипах светло-каштановых почв, хотя процент содержания в слоях



**Рисунок 2.17.** Вертикальное распределение радионуклидов в светло-каштановых солонцеватых почвах

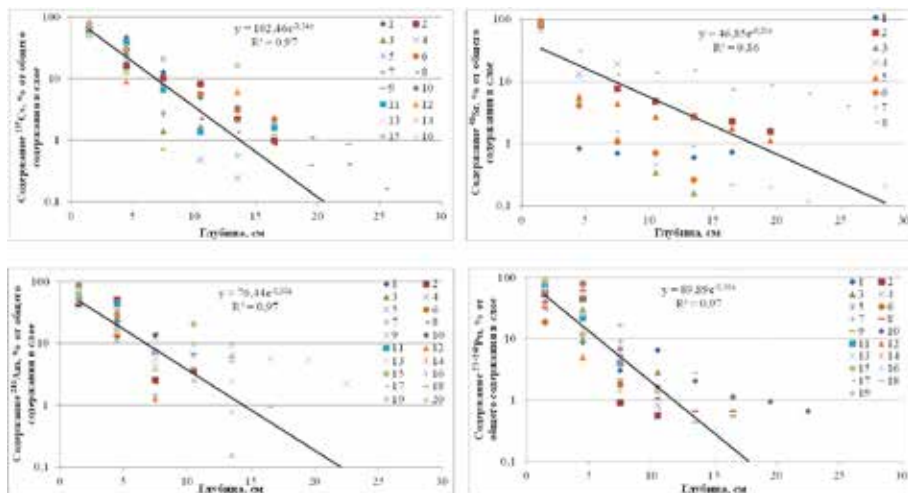
0–3 см и 0–10 см довольно близок и составляет 63 и 93 % соответственно (рисунок 2.17). При более сильном переходе  $^{241}\text{Am}$  из верхнего слоя почвы 0–3 см, где его зафиксировано около 59 %, в слое 0–10 см содержание  $^{241}\text{Am}$  практически на таком же уровне, как и в двух предыдущих подтипах светло-каштановых почв, и составляет около 94 %.

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

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

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

**Светло-каштановые почвы.** Если рассматривать светло-каштановые почвы в целом, не деля на роды почв, то среднее содержание радионуклидов в слое 0–3 см составит в случае с  $^{137}\text{Cs}$  около 63 %,  $^{90}\text{Sr}$  – около 75 %,  $^{241}\text{Am}$  – около 63 % и  $^{239+240}\text{Pu}$  – около 59 % (рисунок 2.18). Несмотря на самые низкие значения содержания  $^{239+240}\text{Pu}$  в слое 0–3 см, в итоге в слое



**Рисунок 2.18.** Вертикальное распределение радионуклидов в светло-каштановых почвах

0-10 % наблюдается самый большой процент этого радионуклида, в сравнении с остальными радионуклидами, который составляет около 96 %. Эта же особенность распределения наблюдается для  $^{239+240}\text{Pu}$  и в случае с делением почвы на подтипы. Содержание радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{241}\text{Am}$  в слое 0–10 см составляет около 95, 90 и 93 % соответственно.

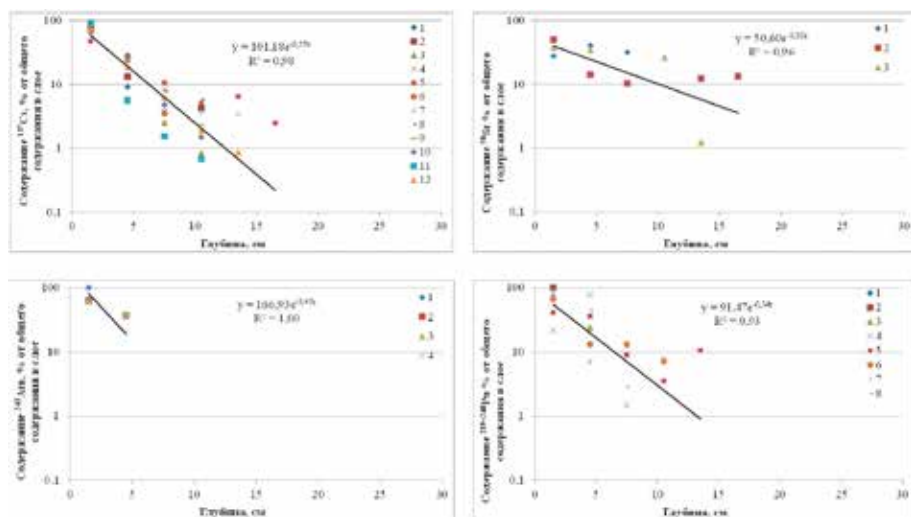
Вариативность значений содержания радионуклидов в различных почвенных горизонтах показывает, что на характер распределения  $^{90}\text{Sr}$  в данном подтипе почв может влиять гораздо больше факторов, хотя при этом экспоненциальные функции прямых, характеризующих распределение радионуклидов в подтипе светло-каштановых почв для этого радионуклида, наиболее близки между родами почв данного подтипа (рисунок 2.15 – рисунок 2.17).

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

Особенности вертикального распределения радионуклидов в подтипе каштановых почв

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

**Каштановые малоразвитые почвы.** Для радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{241}\text{Am}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  явные максимумы содержания радионуклидов зафиксированы в верхнем слое 0–3 см и составляют около 76, 81 и 68 % соответственно.



**Рисунок 2.19.** Вертикальное распределение радионуклидов в каштановых малоразвитых почвах

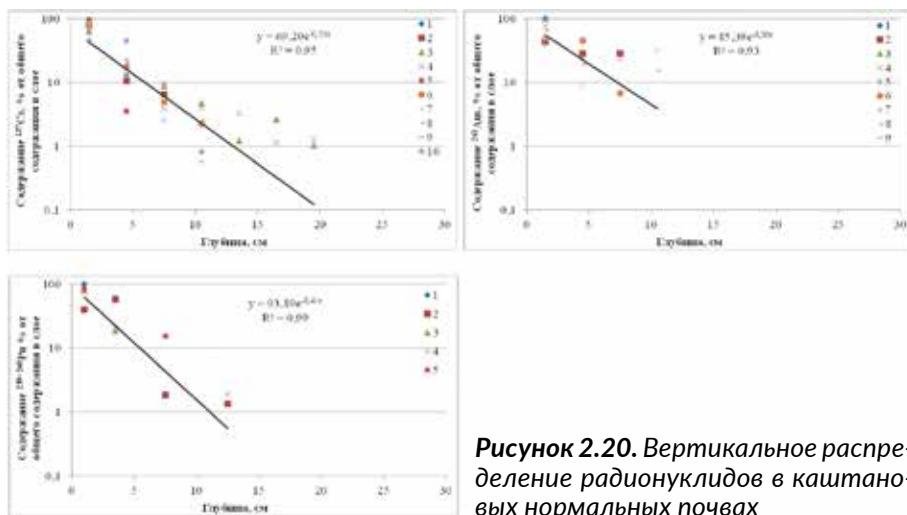
Экспоненциальная линия, описывающая характер распределения  $^{90}\text{Sr}$ , показывает его большую мобильность по сравнению с другими радионуклидами, что вполне ожидаемо. Соответственно, в слое 0–3 см его доля гораздо меньше и составляет около 38 % (рисунок 2.19).

Экспоненциальные функции, характеризующие распределение  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$ , в подтипе каштановых малоразвитых почв мало отличаются. При этом для  $^{137}\text{Cs}$  эти функции довольно близки к функциям, описывающим их распределение в светло-каштановых малоразвитых почвах (рисунок 2.15).

Зона заглупления для исследуемых радионуклидов ограничена 17–20 см, а в случае с  $^{241}\text{Am}$  100 % детектируемой удельной активности сосредоточено до глубины 5 см. В данном случае это обусловлено тем, что изначально максимальные значения удельной активности  $^{241}\text{Am}$  в верхнем слое 0–3 см во всех разрезах находятся в районе  $\approx 1,5$  Бк/кг. Для  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$  и  $^{90}\text{Sr}$  доля в слое 0–10 см составила около 97, 96 и 82 % соответственно.

**Каштановые нормальные почвы.** Характер распределения радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  в каштановых нормальных почвах схож с таковым в каштановых малоразвитых почвах (рисунок 2.20). К тому же процент содержания  $^{137}\text{Cs}$  в слое 0–3 см практически такой же, как и в предыдущем роде почв, и составляет 75,7 %. Для  $^{241}\text{Am}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  эта величина составила около 69 и 77 % соответственно. К сожалению, из-за низкой удельной активности радионуклидов в почве в выбранных точках для данного рода почв характер распределения  $^{90}\text{Sr}$  установить не удалось.

При некоторых различиях с каштановыми малоразвитыми почвами в перераспределении радионуклидов между верхними слоями, в конечном итоге в слое 0–10 см отмечаются довольно близкие значения доли

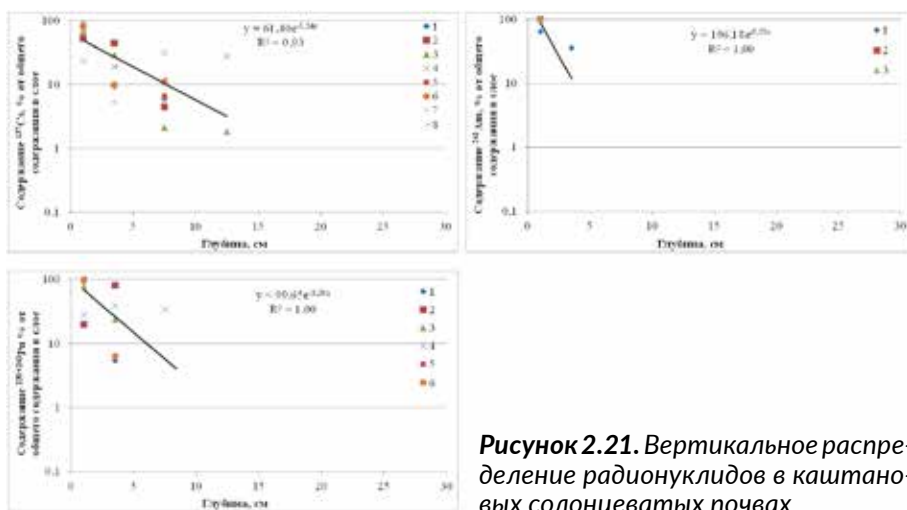


**Рисунок 2.20.** Вертикальное распределение радионуклидов в каштановых нормальных почвах

от общего содержания, составляющие для  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$  и  $^{241}\text{Am}$  около 97, 99 и 95 % соответственно.

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

**Каштановые солонцеватые почвы.** Распределение радионуклидов в вертикальном профиле каштановых солонцеватых почв по характеру достаточно близко с распределением предыдущих родов почв подтипа каштановых почв (рисунок 2.21). В слое 0-10 см отмечается до 97 % радионуклида  $^{137}\text{Cs}$ . Как и в каштановых малоразвитых почвах, 100 %  $^{241}\text{Am}$  зафиксировано в слое 0-6 см. До глубины 10 см отмечается 100 % фиксируемого  $^{239+240}\text{Pu}$ .



**Рисунок 2.21.** Вертикальное распределение радионуклидов в каштановых солонцеватых почвах

Как и в предыдущем случае, из-за низкой удельной активности характер распределения  $^{90}\text{Sr}$  установить не удалось.

**Каштановые почвы (подтип).** Если рассматривать подтип каштановых почв без деления по родам, то вертикальное распределение радионуклидов вполне сопоставимо с распределением в светло-каштановых почвах (рисунок 2.22). При колебании значений долей фиксируемого количества радионуклидов в верхних слоях 0–3, 3–6, и 6–9 см, в конечном итоге, в слое 0–10 см значения долей в этих подтипах почв очень близки. В подтипе каштановых почв эти значения составили около 97 % для  $^{137}\text{Cs}$ , 82 % для  $^{90}\text{Sr}$ , 97 % для  $^{241}\text{Am}$  и около 98 % для  $^{239+240}\text{Pu}$ .

В целом, полученные данные, характеризующие вертикальное распределение радионуклидов в почвенном профиле подтипа каштановых почв, показывают, что для таких радионуклидов, как  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{241}\text{Am}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$ , во всех трех родах одного подтипа характер распределения слабо дифференцирован (рисунок 2.22). Слабая дифференциация в распределении этих радионуклидов отмечалась и для светло-каштановых почв. В случае со  $^{90}\text{Sr}$  отмечены различия в характере распределения в различных родах светло-каштановых и каштановых почв. Однако при рассмотрении распределения на уровне подтипов этих почв доли радионуклида  $^{90}\text{Sr}$  в слое 0–10 см очень близки.

Из данных видно (рисунок 2.22), что по аналогии со светло-каштановыми почвами наиболее мобильным в вертикальном профиле каштановых почв является радионуклид  $^{90}\text{Sr}$ . В данном подтипе наименее мобильным является также  $^{239+240}\text{Pu}$ .

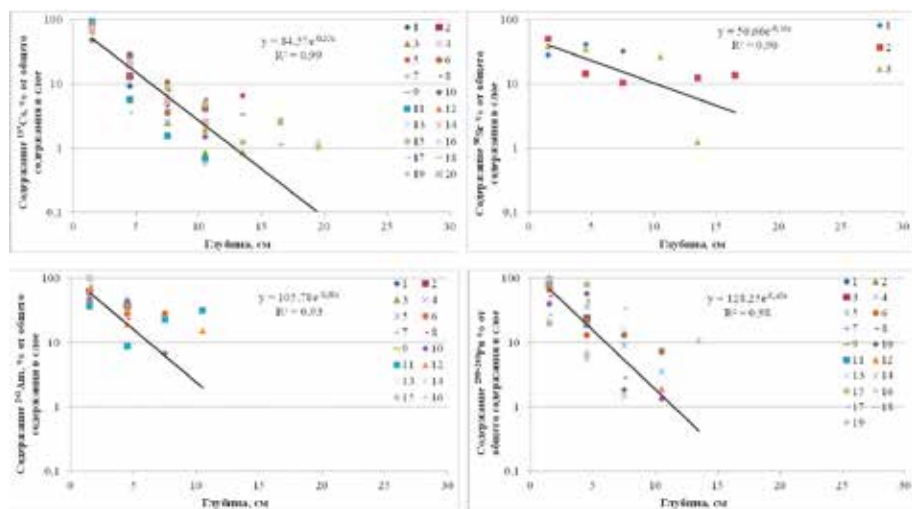


Рисунок 2.22. Вертикальное распределение радионуклидов в каштановых почвах

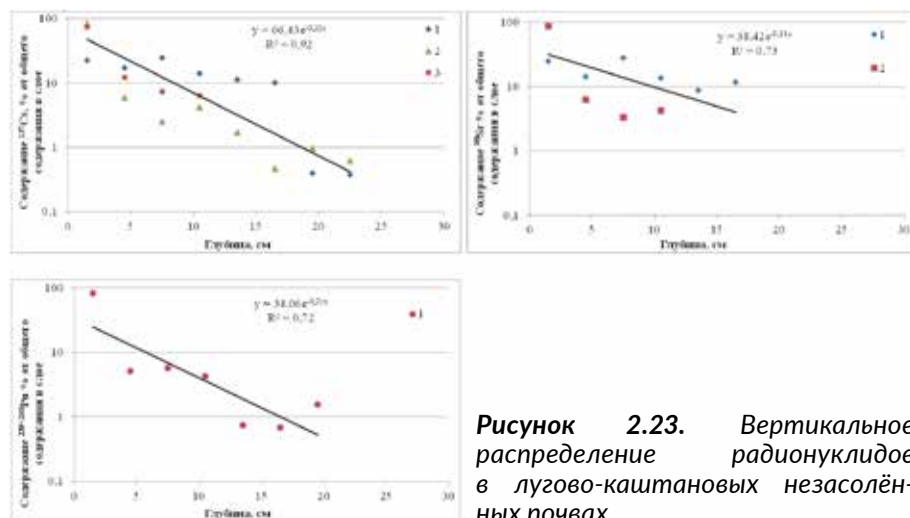
### Особенности вертикального распределения радионуклидов в лугово-каштановых почвах

В отличие от светло-каштановых и каштановых подтипов почвы, подтип лугово-каштановых почв не имеет широкого распространения на террито-



рии СИП и встречается на территории, прилегающей к горному массиву «Дегелен», в долине реки Шаган. В ходе проведения полевых работ удалось выделить два рода лугово-каштановых почв – незасоленные и солончаковатые.

**Лугово-каштановые незасоленные почвы.** На данном роде почв удалось заложить только 3 почвенных разреза. Здесь отмечается более глубокое проникновение  $^{137}\text{Cs}$  вглубь. Количественные значения фиксируются в слое 20–25 см, а  $^{239+240}\text{Pu}$  – около 20 см (рисунок 2.23). Количественных значений  $^{241}\text{Am}$  не зафиксировано. В целом в слое 0–3 см остается около 60 %  $^{137}\text{Cs}$ , 55 %  $^{90}\text{Sr}$  и около 82 %  $^{239+240}\text{Pu}$ , а в слое 0–10 см доля этих радионуклидов составляет около 83, 81 и 93 % соответственно.

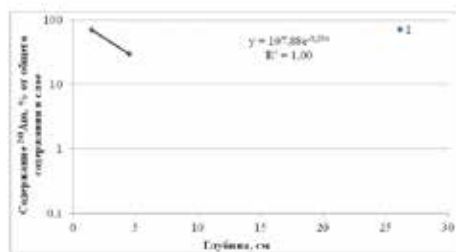
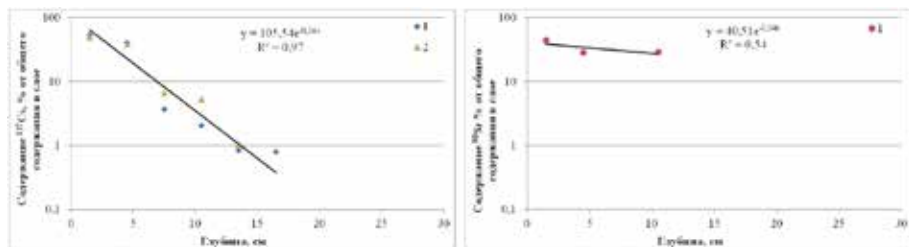


**Рисунок 2.23.** Вертикальное распределение радионуклидов в лугово-каштановых незасоленных почвах

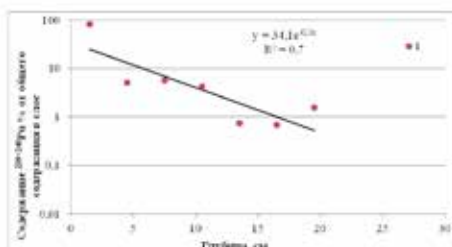
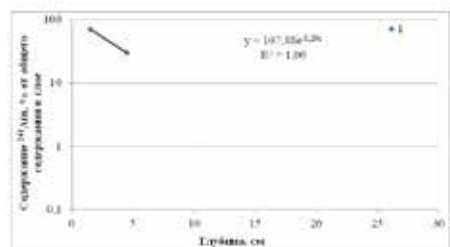
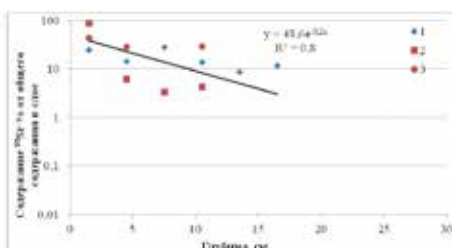
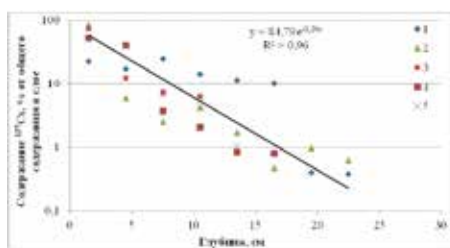
**Лугово-каштановые солончаковые почвы.** Для данного рода почв получены данные, характеризующие вертикальное распределение в почвенном профиле, лишь для  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{241}\text{Am}$  (рисунок 2.24). В целом, если сравнивать с предыдущим родом почв данного подтипа, то видно, что характер распределения практически идентичен, так же, как близки значения содержания  $^{137}\text{Cs}$  в слоях 0–3 и 0–10 см, которые составляют около 51 % и 95 % соответственно. Для  $^{90}\text{Sr}$  эти значения составляют около 43 % и 71 % соответственно. Для  $^{241}\text{Am}$  – 70 % и 100% соответственно.

Линия, описывающая характер распределения  $^{90}\text{Sr}$ , имеет сглаженный характер по сравнению с линиями, описывающими характер вертикального распределения  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{241}\text{Am}$  (рисунок 2.24). Характер распределения  $^{241}\text{Am}$  не отличается от характера его распределения в предыдущих подтипах. Из-за низких значений удельной активности  $^{241}\text{Am}$  проследить характер распределения ниже 10 см не удалось.

**Лугово-каштановые почвы.** Если рассматривать лугово-каштановые почвы в целом, то стоит отметить, что в данном типе почв большее количество радионуклидов переходит из верхних слоев 0–3, 3-6 см в слой, лежащий ниже, в том числе ниже 10 см, однако при этом предельным слоем обнаружения радионуклидов (в частности,  $^{137}\text{Cs}$ ) является слой 20–25 см (рисунок 2.25).



**Рисунок 2.24.** Вертикальное распределение радионуклидов в лугово-каштановых солончаковых почвах



**Рисунок 2.25.** Вертикальное распределение радионуклидов в лугово-каштановых почвах

Экспоненциальные функции, характеризующие распределение  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в лугово-каштановых почвах, показывают их большую мобильность, чем в предыдущих рассмотренных подтипах почв (рисунок 2.25). Это может быть связано с тем, что лугово-каштановые почвы принадлежат полугидроморфному ряду и формируются под лугово-степной растительностью в пониженных формах рельефа, вследствие чего получают дополнительное увлажнение за счет периодического влияния неглубоких грунтовых вод или поверхностного стока, а фактор дополнительного

увлажнения играет немаловажную роль в перемещении радионуклидов в почвенном профиле на территории СИП [23, 24].

### Особенности вертикального распределения радионуклидов в горно-каштановых почвах

Для данного подтипа почвы удалось зафиксировать только удельную активность  $^{137}\text{Cs}$  (рисунок 2.26). При этом здесь наблюдается характерное для данного радионуклида распределение в почвах СИП.

В слое почвы 0–3 см отмечается 76 % радионуклида, а в слое 0–10 см – около 92 %.

### Особенности вертикального распределения радионуклидов в солончаках

Солончаки также не являются распространенным типом почв на территории СИП и встречаются по замкнутому бессточному депрессиям на денудационной равнине и в мелкосопочнике. Характер распределения  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$ , в среднем, аналогичен их распространению в других подтипах почв, представленных ранее (рисунок 2.27).

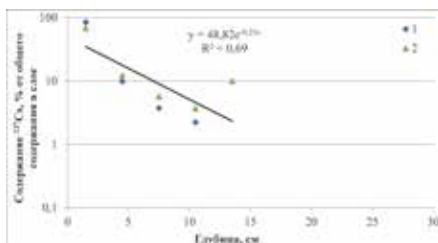


Рисунок 2.26. Вертикальное распределение радионуклидов в горно-каштановых почвах

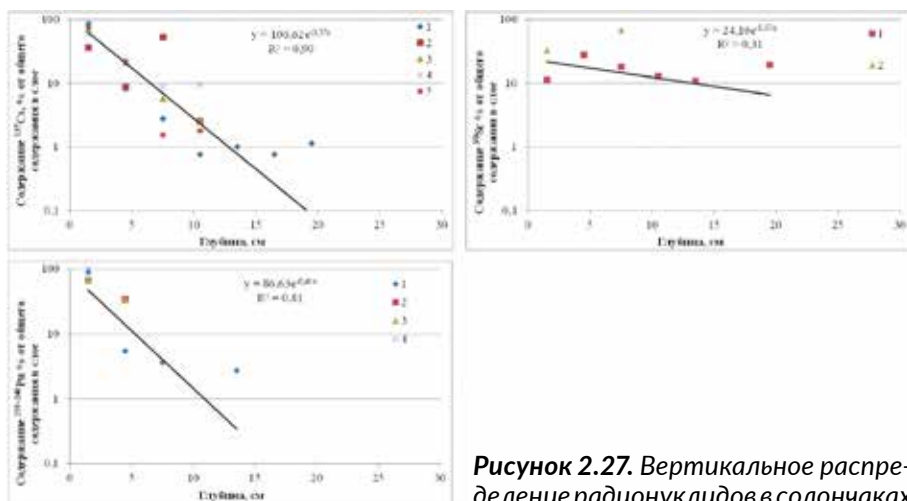


Рисунок 2.27. Вертикальное распределение радионуклидов в солончаках

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

быть связано как с химическими свойствами  $^{90}\text{Sr}$ , так и с особенностью формирования солончаков, связанной с наличием дополнительного увлажнения. В целом, в слое 0–10 см отмечается около 78 %  $^{90}\text{Sr}$ .

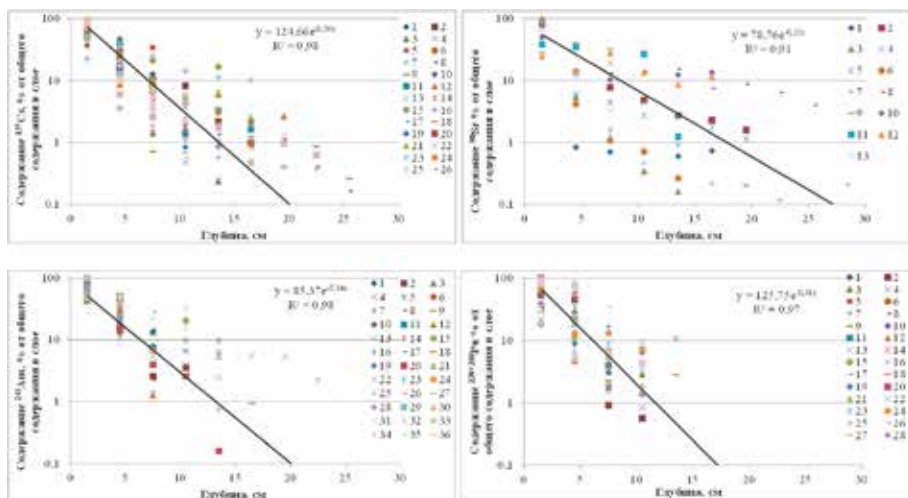
### **Особенности вертикального распределения радионуклидов в типе каштановых почв**

Таким образом, полученные результаты, характеризующие распределение радионуклидов в представленных подтипах и разновидностях каштановых почв, наглядно показывают, что в условиях непромывного водного режима искусственные радионуклиды, оставшиеся после ядерных испытаний, и продукты радиоактивного распада аккумулируются, главным образом, в поверхностных горизонтах почв и слабо мигрируют вглубь почвенного профиля, что подтверждается данными проведенными исследованиями, а также исследованиями, проведенными авторами ранее [23]. Лишь дополнительное увлажнение почв за счет склонового стока или грунтовых вод, что имеет место в почвах интразональных и азональных типов, может изменить распределение радионуклидов в почвенном профиле [24]. Формируясь в условиях напряженного гидротермического режима и высокого дефицита влаги, получаемой только за счет атмосферных осадков, зональные каштановые и светло-каштановые почвы, в большинстве своем, отличаются неглубоким промачиванием с поверхности.

Таким образом, учитывая слабую дифференциацию характера распределения радионуклидов, которая может быть связана с погрешностью измерений, методологическими погрешностями при проведении полевых работ и неучтенными факторами, которые невозможно установить в момент отбора (давнее перемешивание слоев роющими или сельскохозяйственными животными и т.д.), можно утверждать, что для оценки распределения радионуклидов в вертикальном профиле почв достаточно классифицировать почвенный покров до типа почвы. В частности, территория СИП представлена каштановым типом почвы, и для прогноза возможного содержания радионуклидов в профиле почв на тех или иных фоновых участках СИП можно использовать обобщенные данные о характере распределения радионуклидов в подтипах светло-каштановых, каштановых, лугово-каштановых и горно-каштановых почв (рисунок 2.28, таблица 2.10). Наличие большой выборки данных, характеризующих вертикальное распределение радионуклидов в почве, позволяет учесть все вышеперечисленные данные, влияющие на него. И если для радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  возможно в это обобщение включить данные, полученные для солончаков, то для  $^{90}\text{Sr}$  эти данные следует разделить. Кроме того, солончаки, как правило, не используются фермерами в сельском хозяйстве, а основными почвами, где ведется животноводство на СИП, в силу своей распространенности, являются каштановые и светло-каштановые подтипы почв.

Таким образом, характер распределения радионуклидов в типе каштановых почв представлен на рисунке 2.28 и в таблице 2.10.

Видно, что экспоненциальные линии достаточно четко описывают характер распределения радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{241}\text{Am}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  до глубины 10 см. Это может быть связано с тем, что основным фактором, влияющим на миграцию радионуклидов в почвенном покрове, является увлажне-



**Рисунок 2.28.** Вертикальное распределение радионуклидов в типе каштановых почв

**Таблица 2.10.** Функции кривых вертикального распределения радионуклидов в типе каштановых почв

Радио- нукли- ды	Подтипы почв			Тип кашта- новых	Солончаки
	свет- ло-каштановые	каштановые	луго- во-каштановые		
$^{137}\text{Cs}$	$y = 102,5e^{-0,34x}$	$y = 84,6e^{-0,35x}$	$y = 84,8e^{-0,26x}$	$y = 124,7e^{-0,36x}$	$y = 106,6e^{-0,37x}$
$^{90}\text{Sr}$	$y = 46,9e^{-0,21x}$	$y = 50,6e^{-0,16x}$	$y = 48,6e^{-0,17x}$	$y = 78,8e^{-0,25x}$	$y = 24,1e^{-0,07x}$
$^{241}\text{Am}$	$y = 76,4e^{-0,30x}$	$y = 105,8e^{-0,38x}$	$y = 107,9e^{-0,29x}$	$y = 85,4e^{-0,34x}$	-
$^{239+240}\text{Pu}$	$y = 89,9e^{-0,38x}$	$y = 128,3e^{-0,42x}$	$y = 34,1e^{-0,21x}$	$y = 125,8e^{-0,41x}$	$y = 86,6e^{-0,41x}$

ние. А ввиду того, что на территории СИП складываются достаточно аридные условия, глубина промачивания поверхностного слоя от осадков как раз находится в среднем на уровне около 7-10 см (при отсутствии дополнительного увлажнения в виде водотоков или стоков в межпочвенных понижениях). Глубже 10 см наличие влаги перестает быть основополагающим фактором, влияющим на распределение радионуклидов в почвенной толще.

Радионуклид  $^{137}\text{Cs}$  в суглинистых почвах необменно связывается с решеткой глинистых минералов [26]. Его миграция обусловлена перемещением этих минералов. Верхний слой преобладающих на СИП каштановых почв (0-7 см – 0-10 см) достаточно рыхлый, за счет большого наличия обломочного материала разной величины. Происходит пересыпание почвенных частиц под действием силы тяжести. Ниже этой глубины наблюдаются более плотные горизонты почвы, и перемещения  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{241}\text{Am}$

и  $^{239+240}\text{Pu}$  в эти горизонты не происходит, так как эти радионуклиды либо перемещаются с коллоидными частицами минералов ( $^{137}\text{Cs}$ ), либо, как в случае с  $\text{Pu}$ , их поведение определяется в основном гидролизом. А как уже было сказано выше, наличие влаги для протекания гидролиза может быть достаточно только в верхних горизонтах почвы.

К этому можно добавить, что, как правило, на «фоновых» участках СИП из-за невысоких значений удельной активности радионуклидов в поверхностном слое почвы достаточно надежные количественные значения отмечаются как раз до 10-15 см, далее количественные значения удельной активности радионуклидов находятся на уровне фона нижних пределов используемого аппаратурно-методологической базы. Этим также может быть обусловлена нестабильность данных, характеризующих вертикальное распределение радионуклидов в почве ниже 10-15 см и далее.

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

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

Если сравнивать функции, полученные на основании обобщения данных типа каштановых почв с таковыми, полученными для солончаков (таблица 2.10), то видно, что они схожи для  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$ , а для  $^{90}\text{Sr}$  эти функции сильно отличаются. Таким образом, для определения характера распределения радионуклидов в солончаках рекомендуем использовать функции, полученные именно для данного типа почв.

Эти полученные данные можно использовать для оценки возможного распределения радионуклидов в вертикальном слое почв условно «чистых» территорий СИП в целом. Если же целью ставится оценить небольшие участки территории СИП, то здесь возможно использовать данные о распределении радионуклидов в почвах, полученные для отдельных подтипов почв, однако, как уже было сказано ранее, на уровне подтипов и разновидностей наблюдаются различия в распределении, в основном, в слое 0–10 см. На настоящее время имеется очень большая выборка данных по удельной активности радионуклидов именно в слое 0–10 см, которая постоянно пополняется в ходе проведения комплексных обследований территории СИП. Таким образом, в конечном итоге, при пересчете удельной активности радионуклидов в почве со слоя 0-10 см на корневой слой 0–20 см и далее, эти колебания никакой роли не играют.



#### 2.1.4 Распределение искусственных радионуклидов по гранулометрическим фракциям почв на условно «фоновых» территориях СИП

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

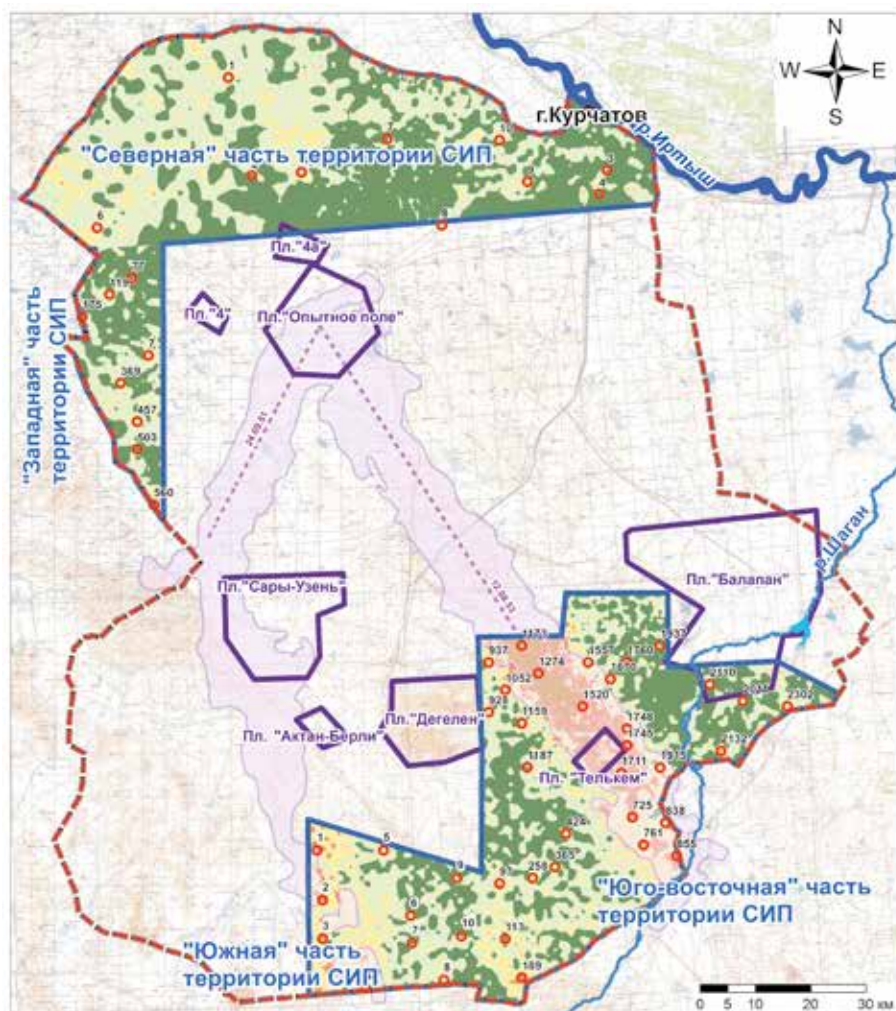
Анализ литературных данных показал, что множество авторов отмечают наибольшее концентрирование радионуклидов в тонких почвенных фракциях. Исследователями США и Казахстана в разное время исследований было обнаружено, что в зонах локальных выпадений (следов) от ядерных взрывов по мере отдаленности от эпицентра взрыва количество Pu в тонких фракциях почвы возрастает. Так, на участках следа взрыва «Тринити» в шт. Нью-Мексико (США) на расстоянии от 1 до 45 км доля активности Pu во фракции размером <53 мкм возросла от 0,8 % до 73 % [27]. На расстоянии более 100 км от эпицентра термоядерного взрыва 1953 г. (село Саржал) на Семипалатинском испытательном полигоне (Казахстан) содержание  $^{239+240}\text{Pu}$  во фракции почвы <100 мкм достигало 95 % от удельной активности [28].

Обогащение тонких почвенных фракций (<100 мкм) радионуклидами отмечено и в местах, подвергшихся загрязнению в результате аварий на АЭС (Чернобыль, Украина; Фукусима, Япония) [29–31]. Наряду с этим, обогащена радионуклидами чернобыльских выпадений и крупная фракция размером >500 мкм. Авторы [29] выражают мнение, что причиной отмечаемого факта является сорбция крупными почвенными частицами и агрегатами или мелкими растительными остатками и органическим веществом почвы высокоактивных аэрозольных частиц более мелкого класса дисперсности.

Факты аккумуляции радионуклидов в тонких фракциях почвы также установлены в зонах влияния объектов атомной промышленности и исследовательских лабораторий (Красноярский горно-химический комбинат (Россия), Лос-Аламосская национальная лаборатория (США)) [32, 33].

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

Изучение распределения радионуклидов по гранулометрическим фракциям почвы имеет существенное значение для оценки реального риска загрязнения воздушного бассейна, ингаляционной опасности тех или иных радиационно-опасных объектов, вторичного ветрового пере-



Условные обозначения



Рисунок 2.29. Схема расположения точек отбора проб на условно «фоновых» территориях СИП

носа радиоактивных веществ, особенно трансурановых радионуклидов, поступающих в организм, в основном, ингаляционно. Целью данной работы являлась определение особенностей распределения основных дозообразующих радионуклидов Семипалатинского испытательного полигона по почвенным фракциям различной степени дисперсности на некоторых его условно «фоновых» территориях.

#### Экспериментальная часть

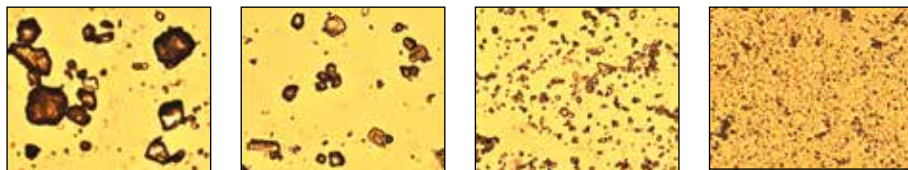
**Объекты исследования.** Объектами исследования являлись условно «фоновые» территории «северной», «западной», «юго-восточной» и «южной» части территории СИП. Географическое расположение исследованных территорий, карта площадного распределения удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в почвенном покрове и схема расположения точек отбора проб почвы представлены на *рисунке 2.29*.

**Отбор проб.** Для исследований отбирались пробы верхнего 5-см слоя почвы методом «конверт» или точечно. Площадь отбора составляла 600-800 см<sup>2</sup>. Масса отобранных образцов составляла в среднем около 3 кг. В каждой точке отбора определялись географические координаты (широта и долгота) с помощью GPS-навигатора (Garmin), также измерялись мощность экспозиционной дозы (МЭД) и плотность потока  $\beta$ -частиц с использованием дозиметра-радиометра МКС-АТ 6130 фирмы «Атомтех». Общая схема расположения точек отбора проб на исследуемых территориях представлена на *рисунке 2.29*.

**Подготовка образцов к анализу.** Образцы почвы высушивались в сушильном шкафу при температуре не более 60 °С. Из высушенного образца почвы удалялись крупные камни и растительные включения, после чего сухая проба пропусклась через сито с размером ячеек 1 мм.

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

Выделенные седиментационным методом гранулометрические фракции почвы исследовались под оптическим микроскопом с целью определения размеров частиц и чистоты выделения фракции. Размеры частиц определялись с помощью микронной сетки. На *рисунке 2.30* представлены фрагменты микрофотографий исследованных образцов фракций.



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

**Рисунок 2.30.** Внешний вид пылевых фракций почвы различного размера, увеличенный в 400 раз

**Радионуклидный анализ.** В каждой выделенной фракции определялось содержание исследуемых радионуклидов. Определение содержания радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{241}\text{Am}$  проводилось гамма-спектрометрическим методом,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  – радиохимическим согласно стандартным методикам [34–36].

### Результаты и их обсуждение

**Гранулометрический состав исследованных почв.** При изучении распределения радионуклидов в гранулометрических фракциях почвы наибольший интерес представлял почвенный мелкозем (фракция меньше 1000 мкм), а каменистая фракция (10000-1000 мкм) была отсеяна и исключена из дальнейших исследований. Массовая доля ( $\omega$ , %) каждой гранулометрической фракции, входящей в состав почвенного мелкозема, была определена от общей массы сухого образца.

Результаты гранулометрического анализа почв исследованных территорий представлены в *таблице 2.11*.

**Таблица 2.11.** Содержание гранулометрических фракций в почвах «северной» и «западной» территорий СИП, %

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

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

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

$$\bar{A}_{уд}^п = \frac{\sum_{n=1}^i A_{уд_i}^ф \times m_i^ф}{m^п},$$

где

$\bar{A}_{уд}^п$  – удельная активность радионуклида в почве, Бк/кг;

$A_{уд_i}^ф$  – удельная активность радионуклида в *i*-й гранулометрической фракции, Бк/кг;

$m_i^ф$  – масса *i*-й гранулометрической фракции, кг;

$m^п$  – масса аналитического образца почвы, кг.

Воспроизводимость результатов аналитического и расчетного определения удельной активности радионуклидов в почве составляла в среднем 80 %. При оценке распределения радионуклидов по гранулометрическим фракциям почвы использовались расчетные удельные активности радионуклидов в исходной почве.

В таблице 2.12 представлены средние значения удельных активностей радионуклидов в почвах исследованных территорий.

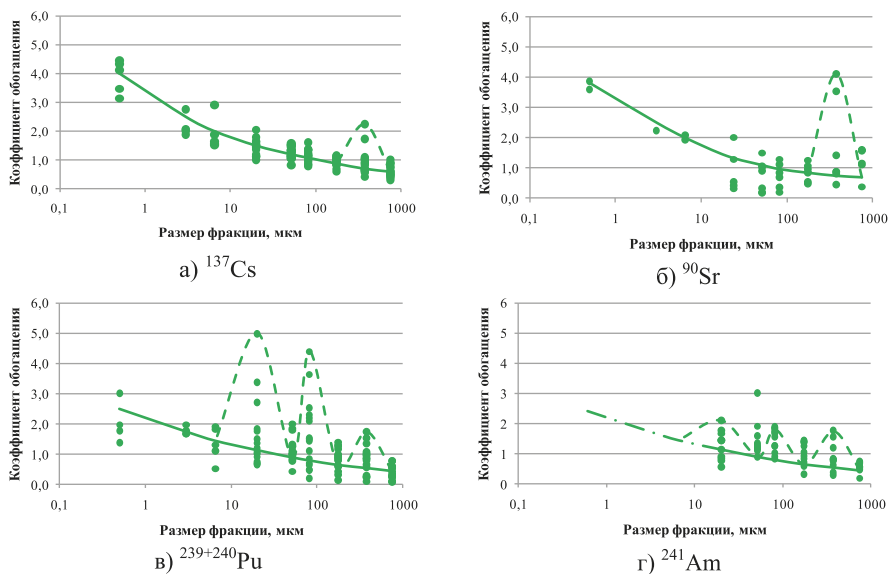
**Таблица 2.12.** Средние удельные активности  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{241}\text{Am}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  в почвах исследованных территорий, Бк/кг

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

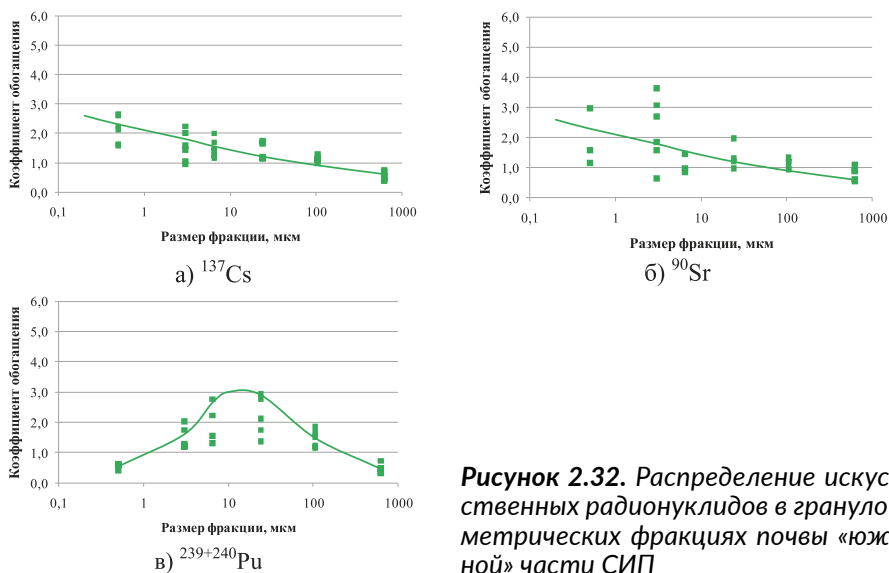
Распределение радионуклидов по гранулометрическим фракциям почвы. Для количественной оценки распределения искусственных радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$  и  $^{90}\text{Sr}$  по гранулометрическим фракциям почвы был использован безразмерный параметр – коэффициент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

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

Распределение искусственных радионуклидов между гранулометрическими фракциями почвы условно «фоновых» территорий более наглядно представлены в графическом виде на рисунках 2.31 – 2.34.



**Рисунок 2.31.** Распределение искусственных радионуклидов в гранулометрических фракциях почвы «юго-восточной» части СИП



**Рисунок 2.32.** Распределение искусственных радионуклидов в гранулометрических фракциях почвы «южной» части СИП



Глава 2. Радиозэкологическое состояние  
условно «фоновых» территорий СИП

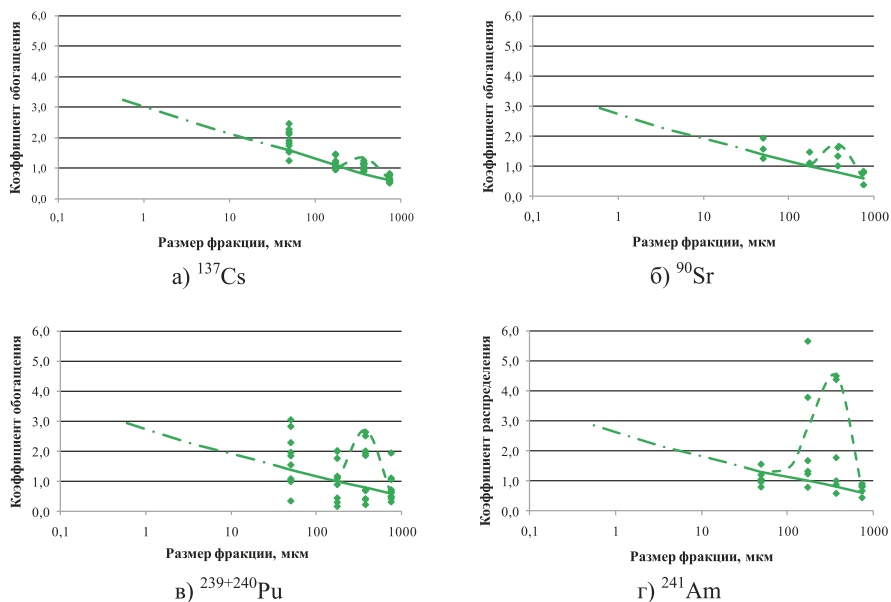


Рисунок 2.33. Распределение искусственных радионуклидов в гранулометрических фракциях почвы «северной» территории СИП

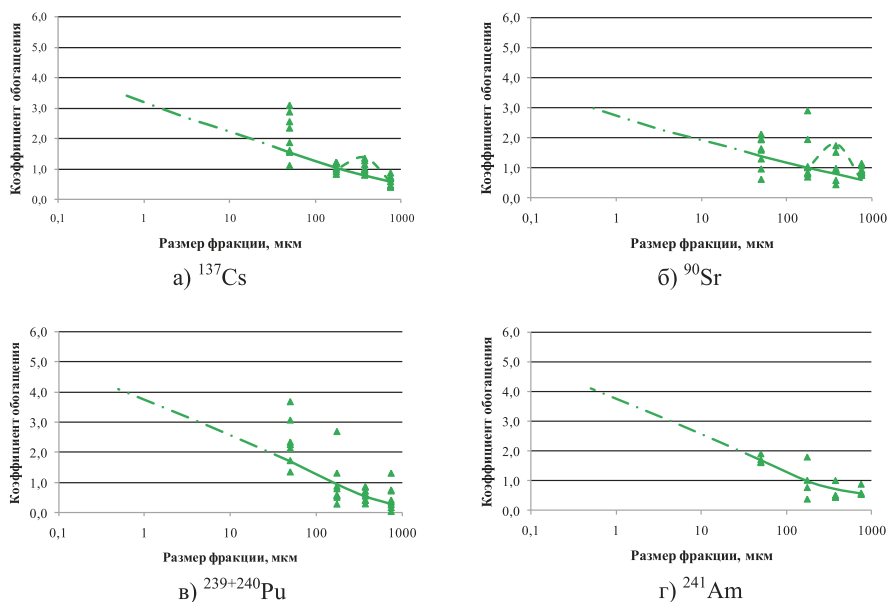
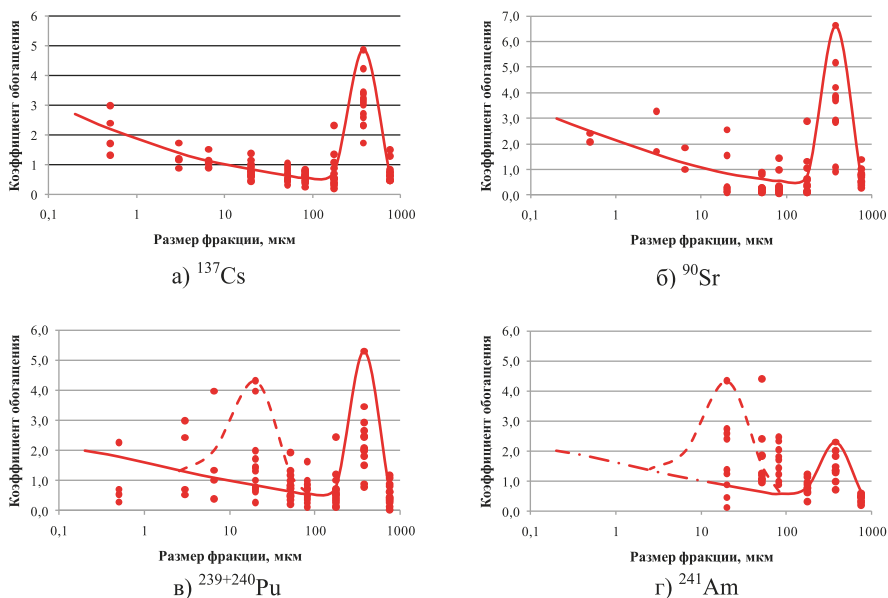
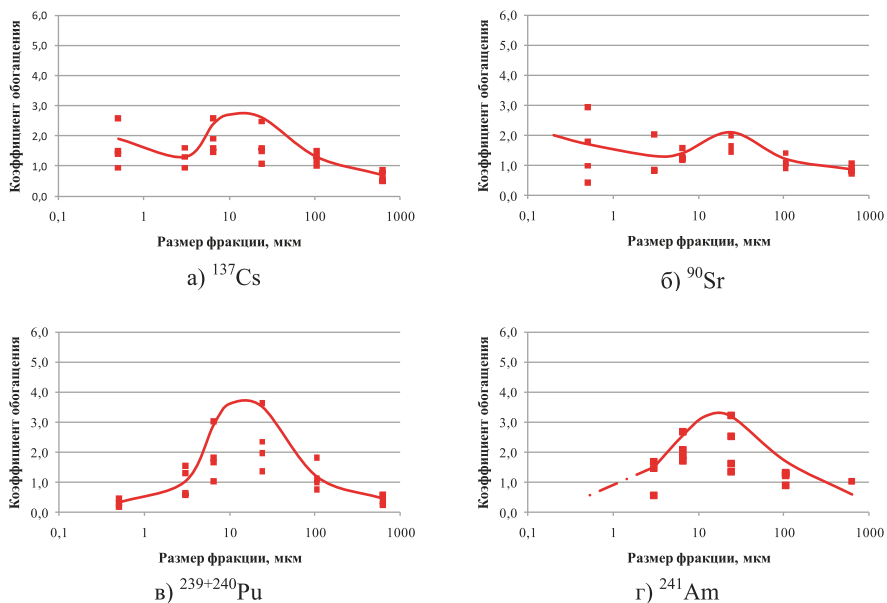


Рисунок 2.34. Распределение искусственных радионуклидов в гранулометрических фракциях почвы «западной» территории СИП

Глава 2. Радиозоэкологическое состояние  
условно «фоновых» территорий СИП



**Рисунок 2.35.** Распределение искусственных радионуклидов в гранулометрических фракциях почвы на следе термоядерного взрыва 1953 г.



**Рисунок 2.36.** Распределение искусственных радионуклидов в гранулометрических фракциях почвы на следе наземного испытания 1951 г.

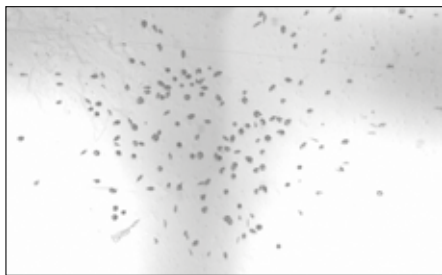
Распределение радионуклидов по гранулометрическим фракциям почвы на всех исследованных условно «фоновых» участках имеет общую тенденцию возрастания концентрации радионуклидов в тонких почвенных фракциях. Наряду с этим, на всех исследованных территориях также проявляется некоторое увеличение значения  $K_0$  в некоторых фракциях почвы, свидетельствующее об их обогащенности искусственными радионуклидами. Повышенные значения  $K_0$  отмечается во фракциях 500–250, 100–63, 40–8 и 40–5 мкм. Фракция размером 500–250 мкм отмечена во всех исследованных условно «фоновых» территориях, фракция 100–63 мкм и 40–8 мкм – только на «юго-восточной» территории, а фракция 40–5 мкм – на «южной» территории.

Распределение радионуклидов по гранулометрическим фракциям почвы на следах ядерных взрывов

Исследованные территории претерпели в различной степени воздействие и наземных испытаний, проведенных 29.08.1949 г. (первый атомный), 24.09.1951 г. и 12.08.1953 г. (термоядерный) на площадке «Опытное поле». Следы радиоактивных выпадений двух взрывов расположены на «южной» (24.09.1951 г.) и «юго-восточной» (12.08.1953 г.) территориях [9, 37, 38]. Графики распределения радионуклидов по гранулометрическим фракциям почвы на следах представлены на рисунках 2.35 – 2.36.

Результаты исследования показали, что на следах наземных испытаний в почве обнаруживаются некоторые фракции, в наибольшей степени обогащенные радионуклидами. Так, на исследуемом участке следа термоядерного взрыва (70–100 км от эпицентра взрыва) существенное концентрирование всех исследуемых радионуклидов отмечается во фракциях 500–250 мкм,  $^{239+240}\text{Pu}$  и  $^{241}\text{Am}$  – к тому же и во фракции 40–8 мкм (рисунок 2.30). В свою очередь, «обогащенная» фракция, обнаруженная на следе наземного испытания 24.09.1951 г., имеет размер частиц от 40 до 5 мкм.

Помимо наличия «обогащенной» фракции также наблюдается тенденция увеличения концентрации радионуклидов с уменьшением размера фракций. Данную тенденцию более отчетливо можно увидеть на примере следа термоядерного испытания (рисунок 2.31).



**Рисунок 2.37.** Фрагмент детектора, экспонированного над препаратом фракции почвы 500-250 мкм, отобранной на следе термоядерного взрыва 1953 г

### Обсуждение результатов

Известно, что формирование радиоактивных выпадений при ядерном взрыве обусловлено образованием радиоактивных частиц (носителей активности) в результате физико-химических, ядерно-физических процессов, протекающих в светящейся области взрыва. Исходя из этого, наличие в исследуемых почвах фракций, обогащенных искусственными радионуклидами, по-видимому, связано с присутствием в них радиоактивных частиц вышеупомянутых наземных ядерных

взрывов. Альфа-автордиографические исследования, проведенные коллегами из НП «Лаборатория анализа микрочастиц» (Москва, Россия), нескольких образцов 500–250 мкм фракции почвы на следе термоядерного взрыва 12.08.1953 г. показали, что одиночные альфа-треки на экспонированных детекторах оставлены отдельными частицами. На *рисунке 2.37* показана характерная область с треками на поверхности одного из детекторов.

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

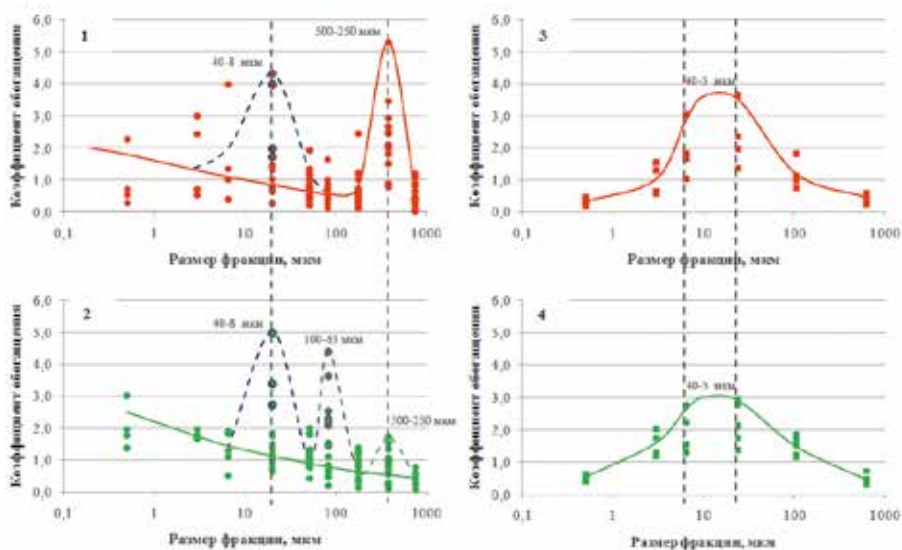
Накопление активности техногенных радионуклидов в тонких почвенных фракциях может быть обусловлено не только их «сорбционно-десорбционным перераспределением», но и выпадением тонкодисперсных частиц-носителей радиоактивности, образованных при воздушных ядерных взрывах. По некоторым экспериментальным данным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

Сравнительный анализ распределения радионуклидов по гранулометрическим фракциям показал, что размеры «обогащенных фракций», выявленных на следах наземных испытаний, совпадают с размерами фракций с повышенными значениями  $K_0$  на прилегающих к ним условно «фоновых» территориях (*рисунок 2.38*).

Из *рисунка 2.38* видно, что на следе термоядерного испытания выявляются две специфические (обогащенные) фракции – 500–250 и 40–8 мкм. Фракция 500–250 мкм отмечается повсеместно как на следе, так и на прилегающей к ней условно «фоновой» юго-восточной территории. Фракция же размером 40–8 мкм выявлена лишь на северо-восточной периферии следа (т. 1557, 1748, 1670, 1915) и в нескольких точках на юго-восточной территории (т. 2110, 2011, 2302). В этих точках в почве имеются две обогащенных фракций одновременно – 500–250 мкм и 40–8 мкм.

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

Несмотря на то что граница между «юго-восточной» и «южной» частями СИП условная, на территории последней выявлена лишь одна «обогащенная фракция» (40–5 мкм), присутствующая как на следе наземного взрыва 1951 г., так и в условно «фоновой» области (*рисунок 2.38*). Из ска-



**Рисунок 2.38.** Распределение  $^{239+240}\text{Pu}$  по гранулометрическим фракциям почвы на следе термоядерного взрыва 12.08.1953 г. (1) и прилегающей к нему юго-восточной территории (2), на следе наземного взрыва 24.09.1951 г. (3) и прилегающей к нему южной территории (4)

званного следует, что вероятнее всего исследованная «южная» часть территории СИП претерпела воздействие лишь от наземного ядерного испытания, проведенного 24.09.1951 г.

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

Таким образом, в большинстве рассмотренных случаев установлен факт наличия почвенных фракций обогащенных/обедненных радионуклидами. Степень обогащения/обеднения лежит в диапазоне значений от 0,1 до 5,0. Средние значения  $K_0$  наиболее обогащенных фракций, характерных для некоторых территорий, представлены ниже (таблица 2.13).

**Таблица 2.13.** Средние значения коэффициентов обогащения фракций

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

Следует отметить, что фактов наличия фракций с «аномально» высоким обогащением искусственными радионуклидами не выявлено. Максимальное значение  $K_0$ , полученное в ходе исследования не превысило 5,0. Опираясь на массив статистических данных ( $n=58$ ), использованных в данных исследованиях, можно сказать, что чрезмерно высокого обогащения радионуклидами гранулометрических фракций почвы, в том числе и ингаляционно-опасных ( $<10$  мкм), не ожидается. Однако, не исключается возможность колебания значений  $K_0$  в небольшом диапазоне в зависимости от изменения массовой доли гранулометрических фракций в почве, т.е. уменьшение массовой доли фракции может привести к ее большему обогащению или наоборот.

Наличие информации о величине  $K_0$  гранулометрических фракций позволяет предложить альтернативный расчетный способ определения содержания искусственных радионуклидов в воздухе. Кроме значений  $K_0$  фракций для расчета необходимы среднее содержание искусственных радионуклидов в почве и средняя запыленность воздуха, что определяется достаточно просто. Формула для расчета объемной активности радионуклидов в воздухе имеет следующий вид:

$$C_{air} = C_{soil} \cdot K_0 \cdot \rho_{sus} \cdot 10^{-9},$$

где

- $C_{air}$  – объемная активность радионуклидов в воздухе, Бк/м<sup>3</sup>
- $C_{soil}$  – средняя удельная активность радионуклидов в почве, Бк/кг
- $K_0$  – коэффициент обогащения гранулометрической фракций почвы
- $\rho_{sus}$  – среднегодовая запыленность воздуха, мкг/м<sup>3</sup>
- $10^{-9}$  – коэффициент пересчета кг в мкг

Для оценки содержания радионуклидов в воздухе наиболее значимо значение  $K_0$  фракций  $<10$  мкм, так как она считается потенциально ингаляционно-опасной.

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

- 1) при условии отсутствия следов радиоактивных выпадений от ядерных испытаний и/или локальных загрязнений можно ожидать, что наибольшая концентрация радионуклидов будет сконцентрирована в тонких фракциях почвы. В данной ситуации можно провести лишь несколько заверочных исследований, сократив количество выделяемых фракций до необходимого минимума;
- 2) в случае, если на местности имеются признаки наличия следов радиоактивных выпадений и/или локальных загрязнений, целесообразно провести детальные исследования, так как имеется вероятность того, что в почве может присутствовать специфическая «обогащенная» фракция.



### 2.1.5 Формы нахождения искусственных радионуклидов в почвах условно «фоновых» территорий СИП

Одним из этапов радиозэкологических исследований условно «фоновых» территорий СИП являлись исследования форм нахождения искусственных радионуклидов в почвах. В отличие от определения валового содержания радионуклидов в почве и оценки их опасности по превышению нормируемых показателей, преимуществом данного метода является возможность оценки реальной потенциальной степени опасности радионуклидов в почвах загрязненных территорий. Результаты данных исследований позволяют оценить подвижность (относительное содержание водорастворимых и обменных форм) радионуклида и степень биологической доступности радионуклидов в почве [39].

Исследованию поведения в почвах искусственных радионуклидов посвящено много работ как отечественных (советских), так и зарубежных ученых. Преобладающее количество работ посвящено изучению поведения в почве и выпадениях долгоживущих продуктов деления  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ . Непосредственно в глобальных выпадениях (осадки, снег, выпадения) радионуклид  $^{90}\text{Sr}$  преимущественно представлен в водорастворимой и обменной формах,  $^{137}\text{Cs}$  – в кислоторастворимой (1н HCl) форме [17]. После выпадения на земную поверхность радионуклиды включаются в биогеохимические процессы миграции. В ходе взаимодействия радионуклидов с почвой происходит их перераспределение в почвенном покрове. По прошествии времени после выпадения радионуклиды уже ведут себя в соответствии со своими изотопными и неизотопными носителями.

Наблюдается так называемый процесс «старения», когда радионуклиды с течением времени постепенно переходят из обменных состояний в необменные [26]. По данным исследований растворимость в почве  $^{90}\text{Sr}$  глобальных выпадений зависит от многих факторов, в том числе от типа почв и времени нахождения в почве. Так, исследования 1961 г. показали, что содержание водорастворимых и обменных форм  $^{90}\text{Sr}$  в пахотных горизонтах типичного чернозема составляет 1,73 и 26 % соответственно, в дерново-подзолистой подзолистой суглинистой почве – 39 и 61 %, соответственно; в необменном состоянии (6н HCl) он не был обнаружен [17]. Исследования растворимости радионуклида  $^{90}\text{Sr}$  глобальных выпадений в бурых лесных почвах, проведенные в 1979 г., выявили его следующее соотношение: 7,0 % – в водорастворимом состоянии, 57,7 % – в обменном, 36,2 % – в кислоторастворимом (1н HCl); в прочносвязанном состоянии обнаружен не был [40]. Для радионуклида  $^{137}\text{Cs}$  характерным является нахождение в почве в составе прочносвязанных форм [41]. По данным исследователей в бурых лесных почвах (1979 г.) содержание данного радионуклида глобальных выпадений доля прочносвязанной формы составляла 73,9 %, водорастворимой – 4,2 %, обменной – 23,7 %, кислоторастворимой (1н HCl) – 18,6 %. По данным разных исследователей 70–98 %  $^{137}\text{Cs}$  от валового содержания нуклида в почве находится в необменном состоянии.

Модельные эксперименты по изучению взаимодействия радиоизотопа  $^{137}\text{Cs}$  с почвой показали, что до 95 % от исходной активности рас-

твора поглощается почвой. Поведение радионуклидов в почве во многом определяется физико-химическими свойствами почв. Многочисленные исследования показывают, что фиксация радионуклидов почвой возрастает с увеличением гумуса, обменных оснований и илестых частиц, снижается кислотности в почве. В целом, для радионуклида  $^{90}\text{Sr}$  характерно преимущественно обменное состояние в почвах, для радионуклида  $^{137}\text{Cs}$  – необменное за счет включения в межпакетное пространство кристаллической решетки минералов почвы.

Поведение в почве трансурановых радионуклидов остается малоизученным [27, 42 – 44]. Известно, что радионуклиды  $^{241}\text{Am}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  в почвах находятся в преимущественно сорбированном состоянии, в частности, в составе органических компонентов почвы и в прочносвязанной форме. До 60 % радионуклида  $^{239+240}\text{Pu}$  глобальных выпадений в почве было определено в составе органической формы, чуть менее 40 % – в составе прочносвязанной формы, около 1 % – в обменной форме. Радионуклид  $^{241}\text{Am}$ , в отличие от  $^{239+240}\text{Pu}$ , более подвижен [45, 46].

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

#### **Материалы и методы исследования**

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

В *таблице 2.14* представлены данные о среднем содержании техногенных радионуклидов в почвах условно «фоновых» территорий СИП с различными механизмами формирования радионуклидного загрязнения [1, 9, 11, 47]. Было предусмотрено разделение условно «фоновых» территорий на две категории по типу формирования радиационного загрязнения на них – «фоновые» территории и зоны «следов» выпадений от двух наземных ядерных испытаний, проведенных 24.09.1951 г. (мощностью 38 кт) 12.08.1953 г. (мощностью 400 кт), проведенных на площадке «Опытное поле» СИП.

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

**Таблица 2.14.** Концентрация искусственных радионуклидов в почвах рассматриваемых объектов, Бк/кг

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

Исследуемая территория Семипалатинского полигона находится в природно-климатической зоне степей и представляет собой в географическом отношении часть Казахского мелкосопочника. Ландшафты территории представлены низкогорными массивами, отдельными горными грядами, сопками и межсочными равнинами, понижениями под сухими и опустыненными степями на зональных каштановых и светло-каштановых нормальных, неполноразвитых и малоразвитых почвах, которые на территории полигона имеют наиболее широкое распространение. На юго-востоке территории встречаются низкогорье и высокий мелкосопочник, основными зональными почвами которых являются горные светло-каштановые почвы ( $K_1$ ) и светло-каштановые щебнистые малоразвитые ( $K_1^{III}$ ). По всей территории встречаются и лугово-каштановые, луговые почвы в комплексе и сочетании с солонцеватыми и солончаковатыми, солонцами и солончаками. Для почвенного покрова территории характерны незначительная мощность покровных рыхлых отложений, защебненность, небольшое содержание органического вещества [48 – 50]. По содержанию гумуса эти почвы можно отнести к среднегумусным. Почвы, в основном, промыты от легкорастворимых солей. Почвы исследуемой территории карбонатные, что свойственно этой зоне, но в различной степени. По механическому составу почвы, в большей степени, среднесуглинистые, щебнистые.

**Отбор проб.** Отбор проб почвы проводили в местах с повышенным содержанием изучаемых радионуклидов. На каждом участке образцы почвы отбирали на глубину 0–5 см методом конверта. Путем смешивания не менее пяти точечных проб, отобранных с одной пробной площадки, получали объединенную пробу. Объединенные почвенные образцы высушивали до воздушно-сухого состояния, разминали в фарфоровой ступ-

ке и просеивали через сито с диаметром отверстий 1 мм, предварительно удалив из них включения – камни, корни и др. В анализе использовали навески массой 150 г.

**Методика выделения различных форм радионуклидов из почв.** Исследование форм нахождения радионуклидов в почвах проводили методом последовательной экстракции. Данный метод широко используется в исследованиях большого количества токсичных элементов в разных типах образцов [51].

Была использована схема последовательного экстрагирования, предложенная Павлоцкой Ф.И. (таблица 2.15), включающая определение водорастворимых, обменных и необменных форм радионуклидов в почве [17]. Схема была модифицирована добавлением промежуточной стадии выделения органически связанных радионуклидов раствором 0.1 NaOH на основе методики, разработанной Тюриным И.В [52].

**Таблица 2.15.** Схема последовательного экстрагирования

1M CH <sub>3</sub> COONH <sub>4</sub>	Обменная форма
0.1M NaOH	Форма, связанная с органической частью, свободной или непрочно-связанной с минеральной частью почвы
1M HCl	Необменная (подвижная), потенциальный резерв
Смесь кислот HNO <sub>3</sub> -HF	Прочносвязанная (остаточная) форма

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

**Определение содержания радионуклидов <sup>137</sup>Cs, <sup>241</sup>Am, <sup>90</sup>Sr и <sup>239+241</sup>Pu в почве и почвенных вытяжках.** Определение содержания радионуклидов <sup>137</sup>Cs и <sup>241</sup>Am в образцах почвы и почвенных вытяжек проводили на гамма-спектрометре Canberra GX-2020 [34]. Радионуклид <sup>90</sup>Sr в почвах с высоким удельным содержанием <sup>90</sup>Sr определяли по методике с использованием β-спектрометра «Прогресс» [53]. Образцы почвы с низким содержанием радионуклида <sup>90</sup>Sr и образцы вытяжек анализировали радиохимическим методом в соответствии с аттестованными методическими указаниями с полным разложением образца (озоление) смесью минеральных кислот [35]. Определение содержания в пробах почвы и вытяжек <sup>239+240</sup>Pu проводили в соответствии с радиохимической методикой выделения <sup>239+240</sup>Pu с альфа-спектрометрическим измерением [36].

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

## Результаты и обсуждение

### Формы нахождения радионуклидов в почвах

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

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

Во многих случаях определение относительного содержания форм нахождения радионуклидов осложнялось наличием большого количества значений удельного содержания радионуклидов в вытяжках менее предела обнаружения используемого метода. Во избежание занижения результатов данные на уровне предела обнаружения при расчетах приравнивались к пределу обнаружения. Соответственно, данные относительного содержания растворимых форм радионуклидов представляют собой оценку сверху.

### Формы нахождения радионуклида $^{137}\text{Cs}$

В таблице 2.16 представлены результаты исследования радионуклида  $^{137}\text{Cs}$ .

Полученные количественные данные относительного содержания обменной и подвижной формы радионуклида  $^{137}\text{Cs}$  в почвах выявили уменьшение растворимости радионуклида в почвах зон «следов» в сравнении с фоновыми участками «юго-восточной» и «южной» части СИП. Содержание обменной формы  $^{137}\text{Cs}$  в почвах «юго-восточной» уменьшается в 3 раза (от 2,3 до 0,7 %), подвижной формы – в 3,5 раза (от 1,4 до 0,4 %). В «южной» части СИП снижение доли обменной формы отмечается в 1,5 раза (от 2,2 до 1,4 %), подвижной формы – не менее чем в 2 раза (от 0,8 до 0,4 %). В зоне «следа» от термоядерного испытания 1953 г., изменение более выражено, чем на «следе» от наземного ядерного испытания 1951 г. Ряд авторов считают подвижным и доступным для растений суммарное количество радиоцезия, вытесняемого растворами нейтральных солей и разбавленными кислотами (кислоторастворимого) [54–56]. Полученные нами данные согласуются с данными исследования накопления радионуклида  $^{137}\text{Cs}$  зональными растениями на исследуемых территориях, выявивших различие в значениях коэффициентов накопления на «следах» выпадений и «фоновых» территориях [1, 9, 11, 47].

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

**Таблица 2.16.** Содержание форм нахождения радионуклида  $^{137}\text{Cs}$  (Бк/кг, % доля от суммарного содержания всех форм)

№ точки	Содержание $^{137}\text{Cs}$ в почве	Обменная форма (1М $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ )		Органическая форма (0,1 н NaOH)		Подвижная форма (1М HCl)		Прочносвязанная форма (почва)	
		Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%
«Фоновые» территории									
«Северная» часть СИП									
6	41 ± 8	< 0,9	< 1,7	-	-	< 0,7	< 1,4	50 ± 10	> 96,9
2	24 ± 4	< 0,8	< 3,3	-	-	< 0,7	< 2,9	23 ± 4	> 93,8
5	17,2*	< 0,8	< 3,4	-	-	< 0,7	< 2,7	23 ± 4	> 93,9
1	19 ± 8	< 0,9	< 4,3	-	-	< 0,6	< 2,8	20 ± 4	> 92,9
7	56 ± 10	3,2 ± 0,6	6,6	-	-	< 0,7	< 1,5	45 ± 10	> 91,9
10	16 ± 3	< 0,8	< 5,0	-	-	< 0,6	< 4,2	14 ± 3	> 90,8
9	19 ± 4	< 0,8	< 3,8	-	-	< 0,8	< 3,8	18 ± 3	> 92,5
8	27 ± 5	< 0,8	< 3,0	-	-	< 0,6	< 2,3	26 ± 5	> 94,7
4	19 ± 4	< 0,8	< 4,4	-	-	< 0,6	< 3,0	17 ± 3	> 92,5
3	20 ± 4	< 0,9	< 4,2	-	-	< 0,7	< 3,2	20 ± 4	> 92,6
Среднее, %**			< 4,0	-	-		< 2,8		> 93,3
«Западная» часть СИП									
369	58 ± 12	< 1,0	< 2,1	-	-	< 0,9	< 2,0	44 ± 12	> 95,9
119	11 ± 2	< 0,9	< 6,5	-	-	< 0,8	< 5,6	12 ± 3	> 87,9
77	49 ± 10	< 1,1	< 2,9	-	-	< 0,9	< 2,3	35 ± 7	> 94,8
175	49 ± 10	< 1,8	< 5,0	-	-	< 1,3	< 3,7	32 ± 6	> 91,3
560	42 ± 8	< 2,0	< 4,9	-	-	< 0,9	< 2,3	37 ± 7	> 92,9
457	32 ± 6	< 0,9	< 3,1	-	-	< 0,9	< 3,1	26 ± 5	> 93,8
503	30 ± 6	< 0,9	< 2,3	-	-	< 0,9	< 2,4	37 ± 7	> 95,3
7	32 ± 6	< 1,0	< 4,0	-	-	< 0,8	< 3,0	24 ± 5	> 93,0
Среднее, %**			< 3,9	-	-		< 3,0		> 93,1



Глава 2. Радиозэкологическое состояние  
условно «фоновых» территорий СИП

№-точки	Содержание $^{137}\text{Cs}$ в почве	Обменная форма (1М $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ )		Органическая форма (0,1 н NaOH)		Подвижная форма (1М HCl)		Прочносвязанная форма (почва)	
		Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%
«Юго-восточная» часть СИП									
937	83 ± 17	1,2 ± 0,2	1,6	< 0,5	< 0,6	< 0,4	< 0,6	72 ± 14	97,2
1052	30 ± 6	0,6 ± 0,1	1,8	< 0,5	< 1,5	< 0,4	< 1,3	31 ± 1	> 95,4
928	61 ± 10	< 0,9	< 1,5	< 0,2	< 0,4	0,7 ± 0,1	1,1	57 ± 9	> 97,1
1159	41 ± 11	1,1 ± 0,2	3,2	< 0,5	< 1,6	< 0,4	< 1,3	32 ± 6	> 94,0
1557	22 ± 5	< 0,7	< 4,6	< 0,3	< 1,9	< 0,4	< 2,5	14 ± 3	> 91,0
1670	62 ± 12	0,9 ± 0,2	1,5	< 0,2	< 0,4	0,6 ± 0,1	1,0	60 ± 10	97,1
1760	23 ± 5	< 0,5	< 2,1	< 0,5	< 2,2	< 0,4	< 1,7	20 ± 4	> 93,9
424	95 ± 19	3,3 ± 0,3	3,5	0,7 ± 0,1	0,8	1,4 ± 0,3	1,5	90 ± 18	94,3
365	23 ± 5	< 0,4	< 1,8	< 0,2	< 0,7	< 0,4	< 1,6	24 ± 5	> 95,9
258	66 ± 13	2,9 ± 0,3	4,4	< 0,2	< 0,3	1,2 ± 0,2	1,9	63 ± 12	93,5
97	27 ± 5	< 0,4	< 1,8	< 0,4	< 1,6	< 0,3	< 1,4	24 ± 5	> 95,2
113	76 ± 15	2,2 ± 0,2	3,0	< 0,4	< 0,5	1,4 ± 0,2	2,0	70 ± 14	94,5
189	42 ± 8	0,8 ± 0,1	1,8	< 0,1	< 0,3	< 0,5	< 1,1	43 ± 8	> 96,8
1187	34 ± 6	< 0,5	< 1,5	< 0,5	< 1,7	< 0,4	< 1,4	28 ± 5	> 95,3
Среднее, %**			2,3		< 1,0		1,4		95,4
«Южная» часть СИП									
5	49 ± 10	1,8 ± 0,4	3,5	< 0,3	< 0,6	0,5 ± 0,1	1,0	50 ± 10	94,8
7	31 ± 6	< 0,1	< 0,5	< 0,2	< 0,7	< 0,2	< 0,5	28 ± 5	> 98,3
8	34 ± 7	0,5 ± 0,1	1,8	< 0,2	< 0,7	< 0,1	< 0,4	29 ± 6	> 97,1
9	42 ± 8	1,6 ± 0,4	3,9	< 0,2	< 0,5	0,8 ± 0,2	1,9	38 ± 7	93,6
10	49 ± 10	0,6 ± 0,1	1,3	< 0,2	< 0,4	< 0,2	< 0,3	48 ± 10	> 98,0
Среднее, %**			2,2		< 0,6		0,8		96,4

№ точки	Содержание $^{137}\text{Cs}$ в почве		Обменная форма (1М $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ )		Органическая форма (0,1 н NaOH)		Подвижная форма (1М HCl)		Прочносвязанная форма (почва)	
	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%
Зоны прохождение «следов»										
Термоядерное испытание от 12.08.1953г (400 кт) («юго-восточная» территория СИП)										
1173	335 ± 65	1,7 ± 0,2	0,5	< 0,4	< 0,1		0,6 ± 0,1	0,2	330 ± 65	99,2
1274	475 ± 100	2,7 ± 0,5	0,5	< 0,6	0,1		1,4 ± 0,3	0,3	490 ± 100	99,1
1520	580 ± 110	2,4 ± 0,5	0,4	< 0,2	0,03		2,2 ± 0,4	0,4	580 ± 110	99,2
1748	130 ± 30	1,2 ± 0,2	0,9	< 0,5	< 0,3		0,6 ± 0,1	0,4	140 ± 30	98,4
1745	210 ± 40	1,7 ± 0,3	0,9	< 0,4	< 0,2		< 0,4	0,2	200 ± 40	> 98,7
1711	240 ± 45	1,1 ± 0,1	0,5	< 0,3	< 0,2		1,6 ± 0,2	0,7	215 ± 40	98,6
1915	85 ± 17	< 0,5	< 0,6	< 0,5	< 0,6		< 0,4	< 0,4	90 ± 20	> 98,4
725	40 ± 7	< 0,2	< 0,7	< 0,1	< 0,4		< 0,4	< 0,9	37 ± 7	> 98,0
838	140 ± 30	< 0,6	< 0,4	< 0,4	< 0,2		0,8 ± 0,2	0,5	160 ± 30	> 98,9
761	90 ± 10	0,7 ± 0,1	0,8	< 0,4	0,5		< 0,4	< 0,5	84 ± 10	> 98,2
855	180 ± 35	3,5 ± 0,7	2,0	< 0,4	< 0,2		< 0,5	< 0,3	180 ± 35	> 97,5
Среднее, %**			0,7		< 0,3			0,4		98,6
Наземное ядерное испытание от 24.09.1951г (38 кт) («южная» территория СИП)										
1	100 ± 20	1,0 ± 0,2	1,1	< 0,4	< 0,4		< 0,4	< 0,4	90 ± 18	> 98,1
2	100 ± 20	0,6 ± 0,1	0,5	< 0,2	< 0,2		< 0,3	< 0,3	103 ± 20	> 98,9
3	93 ± 19	1,9 ± 0,2	2,1	< 0,3	< 0,3		0,5 ± 0,1	0,6	87 ± 17	97,0
4	150 ± 30	2,7 ± 0,3	2,1	< 0,3	< 0,3		0,4 ± 0,1	0,3	126 ± 25	97,4
6	56 ± 11	0,6 ± 0,1	1,1	< 0,3	< 0,5		< 0,2	< 0,3	52 ± 11	> 98,1
Среднее, %**			1,4		< 0,3			< 0,4		97,9

Примечание: \* - среднее содержание радионуклида в почвах исследуемой зоны СИП

«-» не определяли

\*\* - при расчетах относительного содержания форм нахождения радионуклидов результаты определения удельной активности радионуклидов в вытяжках менее предела обнаружения методики принимались равными пределу обнаружения

**Формы нахождения радионуклида  $^{239+240}\text{Pu}$**

Результаты исследования радионуклида  $^{239+240}\text{Pu}$  представлены в таблице 2.17.

Особенностью поведения радионуклида  $^{239+240}\text{Pu}$  в почвах исследуемых территорий является различие, хоть и незначительное, в содержании органических форм в зоне «следов» и фоновых территорий «юго-восточной» части. На «северной» и «западной» территории СИП данных о содержании органической формы нет, так как исследование форм нахождения определяли по сокращенной схеме, исключающей выделение органически связанных форм. В зоне «следа» от термоядерного испытания содержание органически связанной формы  $^{239+240}\text{Pu}$  в среднем равно 0,7 %, на «фоновой» территории вдвое больше – 1,6 % от суммарного содержания. Данный факт не противоречит данным, выявившим более низкие значения параметров перехода радионуклида  $^{239+240}\text{Pu}$  в зональные растения, произрастающие на «следе» выпадения от термоядерного испытания относительно фоновых территорий «юго-восточной» части СИП [9,47]. Нельзя исключить влияние относительного содержания органически связанной формы радионуклида  $^{239+240}\text{Pu}$  в почве на корневое поступление радионуклида в зональные растения данных территорий. Преобладающей формой радионуклида в почве является прочносвязанная форма (98,2 – 99,8 %). В легкодоступной (обменной) форме радионуклид не обнаружен.

**Формы нахождения радионуклида  $^{241}\text{Am}$**

В таблице 2.18 представлены результаты исследования форм нахождения радионуклида  $^{241}\text{Am}$ . В связи с низким содержанием изучаемого радионуклида  $^{241}\text{Am}$  и характерной для данного радионуклида низкой растворимостью, определение растворимых форм радионуклида в почвах является сложной задачей. Недостаточные пределы обнаружения используемой аппаратуры и методики исследования не позволили достоверно рассчитать относительное содержание форм нахождения радионуклида  $^{241}\text{Am}$  в почвах. В связи с этим, в таблице представлены только значения удельного содержания форм радионуклида.

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

Таблица 2.17. Содержание форм нахождения радионуклида  $^{239+240}\text{Pu}$  (Бк/кг, % доля от суммарного содержания всех форм)

Точка отбора	Содержание $^{239+240}\text{Pu}$	Обменная форма (1М $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ )		Органическая форма (0,1 н NaOH)		Подвижная форма (1М HCl)		Прочносвязанная форма (почва)	
		Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%
«Фоновые» территории									
«Северная» часть СИП									
6	$3,4 \pm 0,6$	< 0,02	< 0,8	-	-	< 0,02	< 0,7	$2,5 \pm 0,3$	> 98,5
2	$5,2 \pm 1,0$	< 0,02	< 0,3	-	-	0,06	0,9	$6,9 \pm 1,4$	> 98,8
5	4,1*	< 0,02	< 0,9	-	-	< 0,04	< 1,7	$2,3 \pm 0,5$	> 97,4
1	$2,7 \pm 0,5$	< 0,02	< 1,7	-	-	< 0,05	< 3,9	$1,1 \pm 0,2$	> 94,5
7	4,1*	< 0,02	< 0,1	-	-	< 0,02	< 0,1	$20 \pm 3$	> 99,8
10	$4,9 \pm 0,9$	< 0,02	< 0,9	-	-	< 0,02	< 1,0	$2,0 \pm 0,3$	> 98,1
9	$12 \pm 2,5$	< 0,02	< 0,3	-	-	0,05	0,8	$7,0 \pm 1,3$	> 98,9
8	$14 \pm 3$	< 0,02	< 0,1	-	-	0,05	0,2	$20 \pm 4$	> 99,7
4	$3,5 \pm 0,6$	< 0,02	< 0,5	-	-	< 0,02	< 0,7	$3,2 \pm 0,6$	> 98,8
3	$12 \pm 2$	< 0,03	< 0,3	-	-	0,09	1,0	$8,9 \pm 1,7$	> 98,7
Среднее, %**			< 0,6				< 1,1		> 98,3
«Западная» часть СИП									
369	$6,6 \pm 1,3$	< 0,02	< 0,5	-	-	< 0,02	< 0,4	$4,6 \pm 0,9$	> 99,1
119	$1,2 \pm 0,2$	< 0,02	< 0,3	-	-	< 0,02	< 0,2	$0,8 \pm 0,15$	> 99,5
77	6,5*	< 0,02	< 0,4	-	-	< 0,02	< 0,4	$5,9 \pm 1,2$	> 99,3
175	$1,5 \pm 0,2$	< 0,03	< 2,0	-	-	< 0,02	< 1,8	$1,3 \pm 0,2$	> 96,2
560	6,5*	< 0,03	< 0,4	-	-	< 0,04	< 0,5	$7,5 \pm 1,5$	> 99,1
457	6,5*	< 0,03	< 0,2	-	-	< 0,02	< 0,2	$14 \pm 3$	> 99,6
503	6,5*	< 0,04	< 0,8	-	-	< 0,02	< 0,4	$4,8 \pm 0,9$	> 98,8
7	6,5*	< 0,02	< 1,5	-	-	< 0,02	< 1,4	$1,4 \pm 0,3$	> 97,1
Среднее, %**			< 0,7				< 0,7		> 98,6

Глава 2. Радиозэкологическое состояние  
условно «фоновых» территорий СИП

Точка отбора	Содержание $^{239,240}\text{Pu}$	Обменная форма (1М $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ )		Органическая форма (0,1 н $\text{NaOH}$ )		Подвижная форма (1М $\text{HCl}$ )		Прочносвязанная форма (почва)	
		Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%
«Юго-восточная» часть СИП									
1052	$20 \pm 4$	$< 0,02$	$< 0,1$	$< 0,04$	$< 0,2$	$0,2 \pm 0,01$	0,6	$23 \pm 3$	99,1
1159	$7,7 \pm 7$	$< 0,01$	$< 0,1$	$< 0,04$	$< 0,4$	$< 0,02$	$< 0,2$	$10 \pm 2$	$> 99,3$
1557	$5,4^*$	$< 0,02$	$< 0,04$	$0,3 \pm 0,02$	0,8	$< 0,04$	$< 0,1$	$39 \pm 5$	$> 99,0$
1670	$5,4^*$	$< 0,02$	$< 0,1$	$0,3 \pm 0,02$	1,3	$0,1 \pm 0,02$	0,5	$20 \pm 3$	98,1
2132	$7,4 \pm 1,5$	$< 0,03$	$< 0,2$	$0,1 \pm 0,01$	0,6	$< 0,03$	$< 0,2$	$16 \pm 3$	$> 99,0$
2110	$18 \pm 3$	$< 0,02$	$< 0,1$	$0,7 \pm 0,03$	3,0	$0,07 \pm 0,01$	0,3	$22 \pm 3$	96,6
2302	$13 \pm 3$	$< 0,02$	$< 0,1$	$0,1 \pm 0,02$	0,7	$0,2 \pm 0,02$	1,1	$19 \pm 3$	98,1
1187	$< 4,2$	$< 0,01$	$< 0,2$	$0,1 \pm 0,01$	3,0	$< 0,03$	$< 0,8$	$4,0 \pm 0,8$	$> 96,1$
Среднее, %**			$< 0,1$		1,6		0,5		$> 98,2$
«Южная» часть СИП									
5	$9,0 \pm 1,9$	$< 0,01$	$< 0,17$	$< 0,02$	$< 0,19$	$< 0,01$	$< 0,16$	$8,1 \pm 1,6$	$> 99,5$
7	$4,6^*$	$< 0,01$	$< 0,15$	$< 0,01$	$< 0,18$	$< 0,05$	$< 0,6$	$7,4 \pm 1,5$	$> 99,0$
8	$4,7 \pm 1,2$	$< 0,01$	$< 0,36$	$< 0,01$	$< 0,41$	$< 0,01$	$< 0,23$	$3,6 \pm 0,7$	$> 99,0$
9	$5,4 \pm 1,7$	$< 0,01$	$< 0,20$	$< 0,04$	$< 0,64$	$< 0,05$	$< 0,8$	$5,8 \pm 1,1$	$> 98,3$
10	$9,2 \pm 2,2$	$< 0,013$	$< 0,13$	$0,06 \pm 0,01$	0,6	$< 0,01$	$< 0,09$	$9,8 \pm 1,9$	$> 99,1$
Среднее, %**			$< 0,2$		$< 0,4$		$< 0,4$		$> 99,0$
Зоны прохождения «следов»									
Термоядерное испытание от 12.08.1953г (400 кТ) («юго-восточная» территория СИП)									
1173	$72 \pm 8$	$< 0,01$	$< 0,02$	$< 0,08$	$< 0,1$	$0,07 \pm 0,01$	0,1	$88 \pm 8$	99,8

Глава 2. Радиоэкологическое состояние  
условно «фоновых» территорий СИП

Точка отбора	Содержание <sup>239</sup> Рu/ <sup>240</sup> Рu	Обменная форма (1М СН <sub>3</sub> COONH <sub>4</sub> )		Органическая форма (0,1 н NaOH)		Подвижная форма (1М HCl)		Прочносвязанная форма (почва)	
		Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%
1274	77 ± 10	< 0,01	< 0,01	0,4 ± 0,03	0,3	0,1 ± 0,02	0,1	130 ± 30	99,6
1520	137 ± 11	< 0,01	< 0,01	< 0,05	< 0,04	0,1 ± 0,01	0,1	117 ± 10	99,9
1745	31 ± 6	< 0,01	< 0,03	0,7 ± 0,05	1,5	0,8 ± 0,06	1,8	43 ± 5	96,7
1711	58 ± 8	< 0,01	< 0,01	0,3 ± 0,02	0,6	< 0,04	< 0,1	55 ± 11	99,3
1915	29 ± 4	< 0,01	< 0,1	< 0,05	< 0,2	< 0,04	< 0,2	22 ± 3	> 99,5
725	7,0 ± 1,5	0,3 ± 0,02	2,2	0,4 ± 0,03	3,1	0,4 ± 0,04	3,2	11 ± 3	91,4
838	31 ± 6	0,1 ± 0,02	0,2	0,1 ± 0,02	0,2	0,1 ± 0,02	0,3	43 ± 7	99,2
761	19 ± 3	0,2 ± 0,02	0,9	0,2 ± 0,02	1,0	0,2 ± 0,03	1,0	18 ± 3	97,1
855	45 ± 5	< 0,05	< 0,1	0,1 ± 0,02	0,3	0,1 ± 0,02	0,3	37 ± 7	99,2
Среднее, %**			0,4		0,7		0,7		98,2
Названное ядерное испытание от 24.09.1951г (38 кт) («южная» территория СИП)									
1	19,3*	< 0,01	< 0,03	< 0,01	< 0,04	< 0,016	< 0,04	36 ± 7	> 99,9
2	19,3*	< 0,01	< 0,02	< 0,01	< 0,03	< 0,03	< 0,06	52 ± 11	> 99,9
3	33 ± 4	< 0,01	< 0,04	0,06 ± 0,01	0,2	< 0,05	< 0,14	32 ± 4	> 99,6
4	55 ± 6	< 0,02	< 0,04	< 0,02	< 0,04	< 0,01	< 0,02	42 ± 6	> 99,9
6	18 ± 3	< 0,01	< 0,07	< 0,01	< 0,09	< 0,01	< 0,06	17 ± 3	> 99,8
Среднее, %**			< 0,04		< 0,01		< 0,01		> 99,8

Примечание: \* - среднее содержание радионуклида в почвах исследуемой зоны СИП «С» не определяли

\*\* - при расчетах относительного содержания форм нахождения радионуклидов результаты определения удельной активности радионуклидов в вытяжках менее предела обнаружения методики принимались равными пределу обнаружения



### Формы нахождения радионуклида $^{90}\text{Sr}$

Особый интерес представляют результаты исследования радионуклида  $^{90}\text{Sr}$ . Как правило, в почвах радионуклид  $^{90}\text{Sr}$  характеризуется высокой подвижностью и биологической доступностью, что обусловлено физико-химическими свойствами радионуклида и механизмами взаимодействия его с почвенными компонентами. Результаты исследования по  $^{90}\text{Sr}$  представлены в *таблице 2.19*.

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

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

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

**Таблица 2.18.** Содержание форм нахождения радионуклида  $^{241}\text{Am}$  (Бк/кг)

Точка отбора	Содержание $^{241}\text{Am}$ в почве	Обменная форма (1М $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ )	Органическая форма (0,1 н $\text{NaOH}$ )	Подвижная форма (1М $\text{HCl}$ )	Прочносвязанная форма (почва)
«Фоновые» территории					
«Северная» часть СИП					
6	$0,6 \pm 0,2$	$< 0,3$	-	$< 0,6$	$< 0,5$
2	$0,6 \pm 0,2$	$< 0,3$	-	$< 0,3$	$< 0,6$
5	$< 0,7$	$< 0,3$	-	$< 0,6$	$< 0,6$
1	$1,1 \pm 0,3$	$< 0,3$	-	$< 0,3$	$< 0,5$
7	$1,7 \pm 0,4$	$< 0,2$	-	$< 0,6$	$1,9 \pm 0,3$
10	$1,3 \pm 0,3$	$< 0,4$	-	$< 0,3$	$< 0,7$
9	$0,7 \pm 0,2$	$< 0,2$	-	$< 0,3$	$< 0,5$
8	$2,2 \pm 0,4$	$< 0,3$	-	$< 0,4$	$2,5 \pm 0,4$
4	$0,9 \pm 0,3$	$< 0,3$	-	$< 0,2$	$< 0,4$
3	$1,2 \pm 0,2$	$< 0,4$	-	$0,8 \pm 0,2$	$< 0,5$
«Западная» часть СИП					
369	$1,3 \pm 0,3$	$< 0,3$	-	$< 0,3$	$< 0,6$
119	$1,0 \pm 0,3$	$< 0,6$	-	$< 0,3$	$< 0,5$
77	$< 0,8$	$< 0,5$	-	$0,9 \pm 0,2$	$< 0,5$
175	$1,0 \pm 0,4$	$< 0,8$	-	$< 0,3$	$< 0,5$
560	$1,4 \pm 0,3$	$< 0,3$	-	$< 0,3$	$1,0 \pm 0,3$
457	$0,7 \pm 0,2$	$< 0,3$	-	$< 0,3$	$< 0,5$
503	$3,0 \pm 0,4$	$< 0,4$	-	$0,9 \pm 0,2$	$1,1 \pm 0,4$
7	$1,3 \pm 0,4$	$< 0,6$	-	$< 0,3$	$< 0,4$

Точка отбора	Содержание <sup>241</sup> Am в почве	Обменная форма (1M СНЗСООН <sub>4</sub> )	Органическая форма (0,1 н NaOH)	Подвижная форма (1M HCl)	Прочносвязанная форма (почва)
«Юго-восточная» часть СИП					
937	4,4 ± 0,6	< 0,2	< 0,2	1,8 ± 0,1	3,6 ± 0,3
1052	4,4 ± 0,3	< 0,1	< 0,1	0,8 ± 0,1	3,1 ± 0,3
928	2,3 ± 0,5	< 0,2	< 0,2	0,6 ± 0,1	1,2 ± 0,3
1159	< 0,5	< 0,1	< 0,2	< 0,4	< 0,4
1557	< 0,52	< 0,1	< 0,2	< 0,2	< 0,3
1670	0,8 ± 0,2	< 0,1	< 0,2	0,5 ± 0,1	< 1,9
1760	1,8 ± 0,4	< 0,3	< 0,2	0,5 ± 0,1	< 1,7
2132	0,8 ± 0,2	< 0,1	< 0,3	< 0,3	< 0,3
2110	1,1 ± 0,4	< 0,1	< 0,2	0,7 ± 0,1	< 0,2
2011	2,2 ± 0,5	< 0,1	< 0,3	0,4 ± 0,1	1,7 ± 0,3
2302	0,8*	< 0,1	< 0,1	0,3 ± 0,1	< 0,2
424	2,4 ± 0,4	< 0,1	< 0,1	< 0,4	4,2 ± 0,4
365	1,0 ± 0,2	< 0,1	< 0,1	< 0,1	1,1 ± 0,3
258	< 0,7	< 0,1	< 0,1	0,5 ± 0,1	< 0,7
97	0,8 ± 0,2	< 0,1	< 0,2	< 0,3	< 0,6
113	1,7 ± 0,3	< 0,1	< 0,2	< 0,3	1,0 ± 0,3
189	0,9 ± 0,2	< 0,1	< 0,2	< 0,3	< 1,0
1187	0,8 ± 0,2	< 0,3	< 0,1	< 0,5	< 0,4
«Южная» часть СИП					
5	< 1,8	< 0,1	< 0,1	< 0,2	1,1 ± 0,2
7	< 2,4	< 0,1	< 0,1	< 0,2	< 0,5
8	< 1,3	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,6 ± 0,1

Точка отбора	Содержание <sup>241</sup> Атм в почве	Обменная форма (1М СН3СООNH <sub>4</sub> )	Органическая форма (0,1 н NaOH)	Подвижная форма (1М HCl)	Прочносвязанная форма (почва)
9	< 1,3	< 0,1	< 0,1	< 0,4	< 0,2
10	< 1,8	< 0,1	< 0,18	< 0,2	0,8 ± 0,2
Зоны прохождение «следа»					
Термоядерное испытание от 12.08.1953г (400 кт) («юго-восточная» территория СИП)					
1173	4,0 ± 0,8	< 0,2	< 0,2	0,3 ± 0,1	4,3 ± 0,4
1274	2,5*	< 0,2	< 0,2	0,5 ± 0,1	9,5 ± 0,6
1520	4,2 ± 0,6	< 0,1	< 0,2	0,9 ± 0,1	5,4 ± 0,6
1748	0,7 ± 0,2	< 0,1	< 0,2	0,6 ± 0,1	< 1,9
1745	3,2 ± 0,8	< 0,1	< 0,2	1,2 ± 0,1	1,2 ± 0,3
1711	4,5±1,0	< 0,1	< 0,2	0,5 ± 0,1	2,0 ± 0,4
1915	1,8 ± 0,4	< 0,2	< 0,3	0,5 ± 0,1	< 1,8
725	< 0,8	< 0,2	< 0,1	< 0,2	< 0,4
838	< 3,0	< 0,2	< 0,2	0,7 ± 0,1	1,2 ± 0,3
761	< 0,6	< 0,1	< 0,2	0,3 ± 0,1	< 0,4
855	< 3,0	< 0,1	< 0,2	0,5 ± 0,1	1,2 ± 0,3
Наземное ядерное испытание от 24.09.1951г (38 кт) («южная» территория СИП)					
1	< 3,7	< 0,1	< 0,2	< 0,3	2,4 ± 0,1
2	< 3,7	< 0,1	< 0,1	0,4 ± 0,1	3,2 ± 0,2
3	< 3,3	< 0,1	< 0,2	< 0,2	2,0 ± 0,2
4	< 7,2	< 0,2	< 0,1	< 0,1	3,8 ± 0,3
6	< 1,9	< 0,1	< 0,1	< 0,1	1,4 ± 0,2

**Примечание:** \* - среднее содержание радионуклида в почвах исследуемой зоны СИП

«\*» не определяли

Жирным шрифтом выделены количественные данные

Таблица 2.19. Содержание форм нахождения радионуклида  $^{90}\text{Sr}$  (Бк/кг, % доля от суммарного содержания всех форм)

Точка отбора	Содержание $^{90}\text{Sr}$ в почве	Обменная форма (1М $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ )		Органическая форма (0,1 н NaOH)		Подвижная форма (1М HCl)		Прочносвязанная форма (почва)	
		Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%
«Фоновые» территории									
«Северная» часть									
6	12 ± 3	4,7 ± 0,4	51,4	-	-	< 2,0	< 21,5	2,5 ± 0,7	27,2
2	10*	5,1 ± 0,4	> 63,3	-	-	< 1,1	< 13,1	< 1,9	< 23,6
5	61 ± 12	44 ± 4	77,0	-	-	10 ± 1	17,7	3,0 ± 1,0	5,3
1	10*	4,7 ± 0,5	> 57,7	-	-	< 1,3	< 16,3	< 2,1	< 26,0
7	10*	6,0 ± 0,7	56,2	-	-	2,2 ± 0,6	20,3	< 2,5	< 23,4
10	10*	3,8 ± 0,4	> 57,5	-	-	< 1,1	< 16,9	< 1,7	< 25,6
9	10*	3,3 ± 0,5	46,2	-	-	< 1,4	< 20,1	< 2,4	< 33,6
8	19 ± 3	4,5 ± 0,5	> 60,9	-	-	< 1,2	< 16,1	< 1,7	< 23,0
4	10*	3,7 ± 0,4	> 63,8	-	-	< 0,7	< 11,9	< 1,4	< 24,3
3	10*	4,0 ± 0,5	> 62,4	-	-	< 1,0	< 15,7	< 1,4	< 22,0
Среднее, %**			> 59,6%				< 17,0		< 23,4
«Западная» часть									
369	8,1 ± 3,0	6,6 ± 0,7	60,4	-	-	2,3 ± 0,6	21,3	< 2,0	< 18,3
119	16 ± 3	3,8 ± 0,6	28,1	-	-	< 1,5	< 11,2	8,0 ± 3,0	60,7
77	6 ± 1,2	5,1 ± 0,6	50,4	-	-	2,8 ± 0,5	27,7	< 2,2	< 21,9
175	5,8*	1,5 ± 0,6	5,1	-	-	3,6 ± 0,5	11,9	25 ± 2	83,0
560	7,9 ± 3,0	4,1 ± 0,6	40,8	-	-	2,9 ± 0,8	29,2	3,0 ± 1,0	30,0

Точка отбора	Содержание $^{90}\text{Sr}$ в почве		Обменная форма (1М $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ )		Органическая форма (0,1 н NaOH)		Подвижная форма (1М HCl)		Прочносвязанная форма (почва)	
	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%
457	5,8*	18,5	2,0 ± 0,6	18,5	-	-	6,0 ± 0,6	56,8	< 2,6	< 24,6
503	8,2 ± 0,8	35,2	3,5 ± 2,0	35,2	-	-	2,6 ± 0,6	25,6	4,0 ± 1,0	39,2
7	2,8 ± 0,5	> 42,8	2,8 ± 0,6	> 42,8	-	-	< 1,5	< 23,2	< 2,2	< 34,0
Среднее, %**		35,2		35,2				25,9		39,0
«Юго-восточная» часть СИП										
937	119 ± 20	2,6	2,6 ± 0,3	2,6	< 0,6	< 0,6	1,1 ± 0,3	1,0	99 ± 19	95,8
1052	84,5 ± 20	< 0,5	< 0,3	< 0,5	10,6	10,6	1,8 ± 0,3	2,9	53 ± 8	86,0
928	8,8 ± 1,3	26,4	4,6 ± 0,3	26,4	< 0,4	< 2,3	2,5 ± 0,3	14,5	< 9,8	< 56,7
1159	21 ± 5	16,4	3,8 ± 0,3	16,4	< 0,5	< 2,0	2,0 ± 0,4	8,6	17 ± 2,6	73,0
1557	5,5 ± 1,4	34,4	2,5 ± 0,4	34,4	< 0,5	< 7,4	2,8 ± 0,3	37,9	2,0 ± 0,5	20,3
1670	< 8,3	24,1	1,5 ± 0,3	24,1	< 0,5	< 7,6	1,5 ± 0,3	24,1	3,0 ± 1,0	44,1
1760	< 8,3	42,5	2,1 ± 0,3	42,5	< 0,5	< 10,7	< 0,7	< 14,7	< 1,6	< 32,1
2132	11 ± 2	50,1	4,5 ± 0,4	50,1	< 0,5	< 5,5	3,0 ± 0,3	34,2	< 0,9	< 10,1
2110	3,4 ± 0,8	37,9	1,9 ± 0,4	37,9	< 0,5	< 9,3	1,3 ± 0,3	26,5	< 1,3	< 26,3
2011	4,0 ± 1,0	46,1	2,5 ± 0,3	46,1	< 0,5	< 10,0	1,4 ± 0,3	25,3	< 1,0	< 18,5
2302	4,4 ± 0,9	48,3	2,9 ± 0,4	48,3	< 0,6	< 9,2	1,3 ± 0,3	21,3	< 1,3	< 21,3
424	6,2*	26,2	5,3 ± 0,4	26,2	< 0,5	< 2,6	3,7 ± 0,3	18,3	11 ± 3	52,8
365	6,2*	13,8	2,6 ± 0,3	13,8	< 0,3	< 1,7	1,5 ± 0,3	8,2	< 14,4	< 76,3
258	8,5 ± 0,9	31,4	5,4 ± 0,4	31,4	< 0,4	< 2,2	3,2 ± 0,3	18,8	< 8,2	< 47,7
97	8,3 ± 1,1	17,1	1,9 ± 0,3	17,1	< 0,3	< 2,9	0,8 ± 0,2	7,4	< 8,0	< 72,6

Точка отбора	Содержание $^{90}\text{Sr}$ в почве	Обменная форма ( $1\text{M CH}_3\text{COONH}_4$ )		Органическая форма ( $0,1\text{N NaOH}$ )		Подвижная форма (DM HCl)		Прочносвязанная форма (почва)	
		Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%
113	6,2*	6,1 ± 0,4	23,0	< 0,3	< 1,3	3,3 ± 0,3	12,2	17 ± 5	63,5
189	10,2 ± 2,0	5,1 ± 0,4	32,8	< 0,4	< 2,5	2,4 ± 0,3	15,4	< 7,6	< 49,4
1187	4,1 ± 1,0	2,7 ± 0,3	21,3	< 0,4	< 3,5	1,0 ± 0,3	7,7	< 8,7	< 67,5
Среднее, %**			27,5		< 5,1		16,6		50,8
«Южная» часть СИП									
5	5,1 ± 0,8	2,9 ± 0,3	19,3	< 0,5	< 3,6	1,5 ± 0,3	9,9	< 10,1	< 67,2
7	14,4*	1,3 ± 0,3	10,3	< 0,3	< 4,1	< 0,8	< 6,4	10 ± 4	79,2
8	14,4*	2,9 ± 0,3	14,5	< 0,6	< 3,2	< 0,6	< 2,8	16 ± 4	79,5
9	14,4*	3,6 ± 0,3	18,9	< 0,6	< 3,0	2,8 ± 0,4	14,6	12 ± 4	63,5
10	14,4*	3,6 ± 0,3	17,8	< 0,7	< 3,3	1,4 ± 0,3	7,1	14 ± 4	71,8
Среднее, %**			16,2		< 3,4		8,2		72,3
Зоны прохождение «следа»									
Термоядерное испытание от 12.08.1953г (400 кТ) («юго-восточная» территория СИП)									
1173	1750 ± 350	9,2 ± 0,4	0,6	< 1,0	< 0,1	4,2 ± 0,3	0,3	1500 ± 300	99,0
1274	2500 ± 400	3,9 ± 0,3	0,2	< 0,5	< 0,02	3,7 ± 0,4	0,2	2170 ± 390	99,6
1520	2400 ± 400	6,3 ± 0,4	0,3	< 0,5	< 0,02	4,3 ± 0,4	0,2	2400 ± 360	99,5
1745	650 ± 130	6,0 ± 0,4	0,9	< 0,7	< 0,1	2,2 ± 0,3	0,3	660 ± 130	98,7
1711	810 ± 160	2,7 ± 0,3	0,3	< 0,5	< 0,05	2,1 ± 0,3	0,2	1020 ± 150	99,5
725	118 ± 24	3,8 ± 0,3	2,7	< 0,4	< 0,3	2,6 ± 0,4	1,9	130 ± 25	95,1
838	430 ± 90	4,9 ± 0,3	0,8	< 0,4	< 0,1	3,9 ± 0,4	0,7	580 ± 130	98,4



Точка отбора	Содержание $^{90}\text{Sr}$ в почве	Обменная форма ( $1\text{M CH}_3\text{COONH}_4$ )		Органическая форма (0,1 н NaOH)		Подвижная форма (1М HCl)		Прочносвязанная форма (почва)	
		Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%
761	240 ± 50	5,0 ± 0,4	2,3	< 0,7	< 0,3	4,2 ± 0,4	2,0	204 ± 40	95,4
855	520 ± 855	6,9 ± 0,4	1,1	48	7,9	5,1 ± 0,3	0,8	550 ± 110	90,2
Среднее, %**		1,0		< 1,0		0,7		97,3	
Наземное ядерное испытание от 24.09.1951г (38 кт) («южная» территория СИП)									
1	31,6*	5,3 ± 0,4	8,6	< 0,6	< 1,0	1,9 ± 0,4	3,1	54 ± 6	87,3
2	31,6*	4,4 ± 0,4	5,7	< 0,9	< 1,3	2,8 ± 0,6	3,7	68 ± 7	89,3
3	31,6*	3,5 ± 0,4	7,2	< 0,6	< 1,3	< 0,8	< 1,5	44 ± 9	89,9
4	66 ± 16	3,6 ± 0,3	4,6	< 0,4	< 0,5	2,3 ± 0,3	2,9	72 ± 8	92,0
6	31,6*	2,8 ± 0,3	8,8	< 0,5	< 1,6	< 0,4	< 1,2	29 ± 7	88,4
Среднее, %		7,0		< 1,1		2,5		89,4	
Площадка «Опытное поле»									
1	29000±3800	105 ± 15	0,3	< 2,6	< 0,01	126 ± 17	0,4	35000±4200	99,3
2	7600±1200	55 ± 5	0,7	< 1,3	< 0,02	55 ± 5	0,7	7800±1200	98,6

**Примечание:** \* - среднее содержание радионуклида в почвах исследуемой зоны СИП

«-» не определяли

\*\* - при расчетах относительного содержания форм нахождения радионуклидов результаты определения удельной активности радионуклидов в вытяжках менее предела обнаружения методики принимались равными пределу обнаружения

мальными значениями параметров относительной подвижности и биологической доступности радионуклидов в почвах на СИП [57].

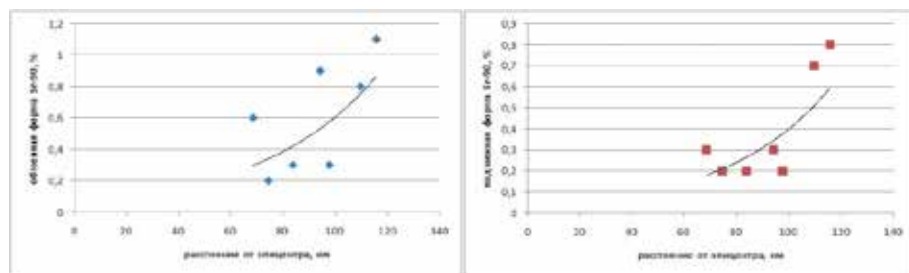
На рисунке 2.39 показана зависимость растворимости радионуклида  $^{90}\text{Sr}$  в почве на оси «следа» термоядерного наземного испытания 1953 г. от расстояния от площадки «П-1» – места проведения испытания. На оси «следа» от термоядерного испытания было выявлено незначительное увеличение доли обменной и подвижной форм радионуклида на участках, максимально удаленных от эпицентра испытания (точки 838, 855).

Представленные результаты исследования согласуются с результатами исследований, выявивших увеличение параметров накопления радионуклидов зональными растениями вдоль оси данного «следа» по мере удаления от эпицентра испытания [58].

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

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

- отмечены различия в содержании обменной и подвижной формы радионуклида на «фоновых» территориях и зонах «следов», которые могут обуславливать различную биологическую доступность  $^{137}\text{Cs}$  для растений, произрастающих на данных территориях. Выявлено уменьшение доли обменной и подвижной формы радионуклида в зоне «следов» выпадений от наземных ядерных испытаний «юго-восточной» (в 3 и 3,5 раза, соответственно) и «южной» (в 1,5 и 2 раза, соответственно) части СИП относительно их «фоновых» территорий, не подвергшихся влиянию местных испытаний. При этом в зоне «следа» от термоядерного испытания 1953 г. данное изменение более выражено, чем на «следе» от наземного ядерного испытания 1951 г. Преобладающее содержание радионуклида  $^{137}\text{Cs}$  в почвах исследуе-



**Рисунок 2.39.** Увеличение относительного содержания обменной и подвижной формы радионуклида  $^{90}\text{Sr}$  в почве на оси «следа» по мере удаления от эпицентра взрыва

- мых территорий находится в прочносвязанной форме (не менее 93 %), что является для данного радионуклида характерным;
- выявлено незначительное различие в количественном содержании органической фракции радионуклида  $^{239+240}\text{Pu}$  на «юго-восточной» части СИП, которая в зоне «следа» от термоядерного наземного испытания 1953 г. составляет 0,7 %, на «фоновой» части данной территории – в два раза больше: 1,6 %. В легкодоступной (обменной) форме радионуклид не обнаружен. Радионуклид  $^{239+240}\text{Pu}$  в почвах условно «фоновой» территории СИП представлен преимущественно в прочносвязанной форме (не менее 98 %);
  - количественные содержания  $^{241}\text{Am}$  отмечены в кислотных вытяжках и в прочносвязанной форме. В зоне «следов» максимум содержания радионуклида приурочен к прочносвязанной форме. На «фоновых» территориях отмечено незначительное увеличение доли подвижной формы радионуклида относительно зон «следов», а в некоторых случаях – преобладание ее по содержанию над прочносвязанной формой. В обменной и органической форме радионуклид  $^{241}\text{Am}$  не обнаружен;
  - количественное соотношение форм нахождения радионуклида  $^{90}\text{Sr}$  в почвах на условно «фоновых» территориях СИП неоднородно. На фоновых зонах («северная» и «западная» части) СИП почвы характеризуются максимальным содержанием обменной (в среднем, не менее 59,6 и 35,2 %) и подвижной (17,0 и 25,9 %) форм радионуклида. На участках, расположенных вблизи зон прохождения «следов» радиоактивных выпадений от наземных ядерных испытаний («юго-восточная» и «южная» части СИП), содержание обменной (27,5 и 16,2 %) и подвижной (16,6 и 8,2 %) форм значительно снижается. Зоны прохождения «следов» выпадений на «юго-восточной» и «южной» части СИП характеризуются минимальными значениями содержания обменной (1,0 и 7,0 %) и подвижной (0,7 и 2,5 %) форм радионуклида и преобладанием прочносвязанной (97,3 и 89,4 %) формы, что соответствует по характеру площадке «Опытное поле» – месту проведения рассматриваемых наземных ядерных взрывов. Соответствующее изменение форм нахождения радионуклида  $^{90}\text{Sr}$  отмечено вдоль оси «следа» от термоядерного наземного испытания 1953 г. по мере удаления от эпицентра испытания (П-1). С увеличением расстояния выявлено незначительное увеличение доли обменной и подвижной форм радионуклида.

Из всего вышесказанного определены следующие выводы:

- Выявленные различия форм нахождения данных радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$  и  $^{241}\text{Am}$  в зонах «следов» наземных испытаний и на «фоновых» территориях, с содержанием радионуклидов на уровне глобальных выпадений, незначительны. Имеющиеся данные применимы в качестве базовых критериев для характеристики форм нахождения данных радионуклидов в почвах условно «фоновых» территорий СИП. Это позволит оптимизировать работы по изучению форм нахождения радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$  и  $^{241}\text{Am}$  в рамках дальнейших работ по исследованию условно «фоновых» территорий СИП.
- В условиях СИП формы нахождения радионуклида  $^{90}\text{Sr}$  в почвах явля-

ются показателем, определяющим различие характера радионуклидного загрязнения выпадениями от наземных ядерных испытаний и глобальными выпадениями. Данный показатель может быть применен в качестве дополнительного параметра для идентификации «следов» выпадений от наземных ядерных взрывов.

## 2.2 Растительный покров

Исследование растительного покрова территорий СИП с целью их передачи в хозяйственный оборот – один из важнейших этапов при проведении радиозэкологических работ, так как растения являются неотъемлемой частью пищевой цепи «почва-растения-животное-человек». Определяющим параметром в этом случае выступает удельная активность радионуклидов в надземной части растений, которая может быть установлена непосредственно прямым измерением или рассчитана на основании удельной активности радионуклидов в почве. Для количественной оценки поступления радионуклидов из почвы в растения используется один из наиболее широко применяемых показателей – коэффициент накопления (Кн) – отношение содержания радионуклида в единице массы растений и почвы соответственно [59].

На сегодняшний день в мире имеется достаточно большое количество данных для естественной растительности пастбищных ценозов по Кн радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  ( $n > 120$ ) и  $^{90}\text{Sr}$  ( $n > 55$ ). При этом имеющиеся значения Кн для различных радиоактивнозагрязненных территорий варьируют в довольно широких диапазонах: Кн  $^{137}\text{Cs}$  – от 0,01 до 2,6; Кн  $^{90}\text{Sr}$  – от 0,4 до 2,6 [118]. Значительно реже в мировой литературе встречаются Кн трансурановых радионуклидов  $^{241}\text{Am}$  ( $n \approx 11$ ) и  $^{239+240}\text{Pu}$  ( $n \approx 10$ ) [60], которыми в существенной степени загрязнена территория СИП.

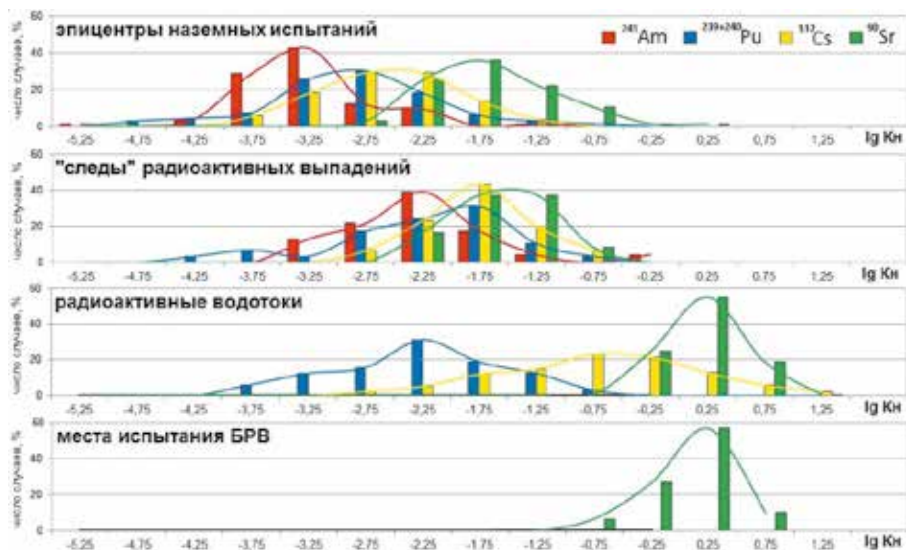
Учитывая большую площадь СИП, более экономически выгодно использовать для оценки радиоактивного загрязнения растительного покрова именно коэффициенты накопления (Кн). Исходя из природы процессов, происходящих при проведении ядерных испытаний, либо с испытаниями с использованием радиоактивных веществ, обусловивших характер радиоактивного загрязнения различных территорий СИП, можно предположить, что Кн для них могут существенно различаться. Чтобы получить достоверные средние значения Кн радионуклидов для всех территорий СИП, их исследование должно основываться на учете видов проведенных испытаний и механизмов формирования радиоактивного загрязнения. Для этого на протяжении многих лет на территории СИП велись целенаправленные работы по установлению средних значений Кн для доминантных растений естественных пастбищных ценозов на основных технических площадках и условно «фоновых» территориях [61].

### 2.2.1 Обзор данных по коэффициентам перехода ИРН из почв в растения на основных технических площадках СИП

Для получения данных по коэффициентам накопления (Кн) искусственных радионуклидов на технических площадках СИП исследования

проводились в зонах радиоактивных водотоков на площадке «Дегелен» [62], в эпицентрах наземных испытаний на площадке «Опытное поле» [63] и в местах испытаний боевых радиоактивных веществ на площадке «4А» [64]. Дополнительно выделены «следы» радиоактивных выпадений [65].

Распределение значений  $K_n$   $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{241}\text{Am}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  для перечисленных территорий представлено в виде гистограммы частоты встречаемости  $\lg K_n$  (рисунок 2.40).



**Рисунок 2.40.** Распределение значений  $\lg K_n$   $^{241}\text{Am}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  для исследуемых территорий

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

Представленная гистограмма наглядно демонстрирует, что характер распределения  $\lg K_n$   $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$  и  $^{241}\text{Am}$  близок к нормальному, поэтому в качестве средних величин  $K_n$  данных радионуклидов для исследуемых территорий наиболее верно будет использовать среднее геометрическое (GM). Таким образом, в таблице 2.20 приведены установленные в результате проведенных исследований средние значения  $K_n$  радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$  и  $^{241}\text{Am}$ .

**Таблица 2.20.** Установленные средние значения коэффициентов накопления радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$  и  $^{241}\text{Am}$  для исследуемых территорий

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

n – общее число случаев

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

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

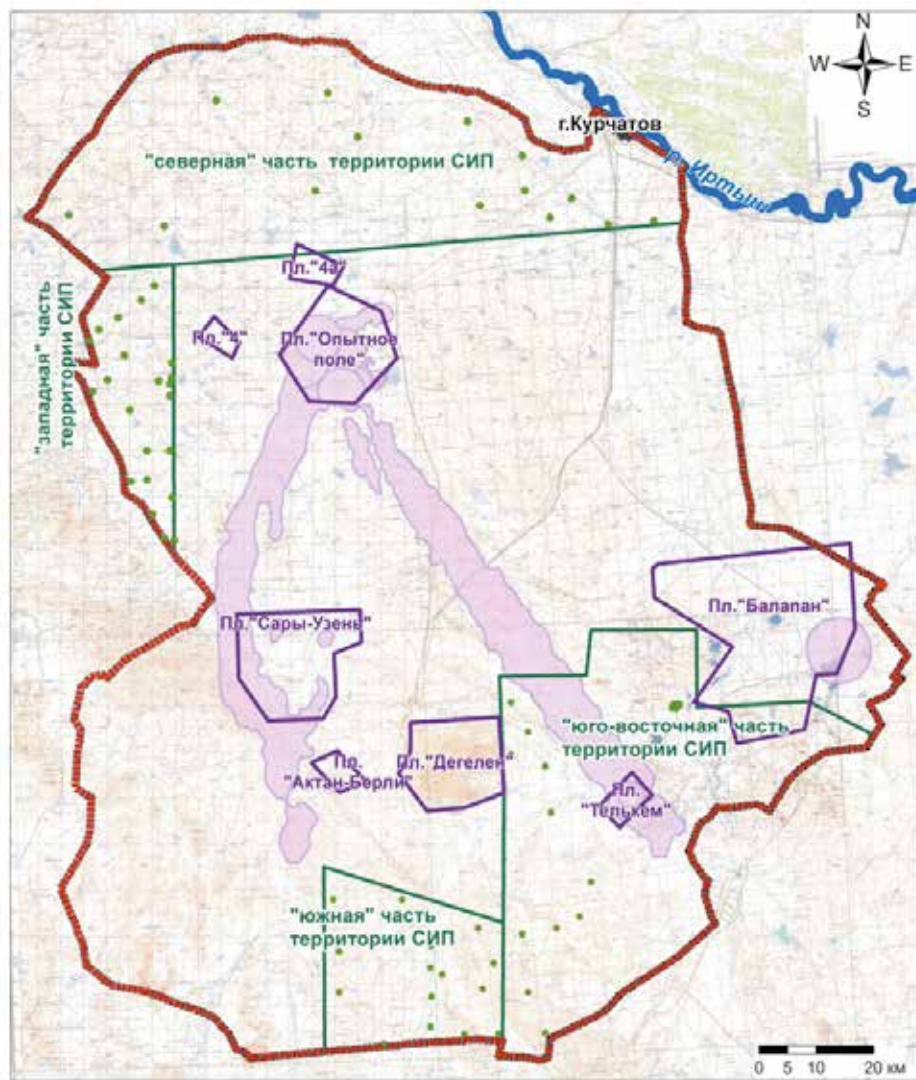
### 2.2.2 Исследование коэффициентов перехода ИРН из почвы в растение на условно «фоновых» территория СИП

Исследование коэффициентов накопления (Кн) искусственных радионуклидов на условно «фоновых» территориях проводилось в течение 5-ти лет (2009-2013 гг.) в «северной», «западной» и «юго-восточной» частях СИП [1, 9, 11] (рисунки 2.41).

Всего на исследуемой территории было заложено 55 исследовательских площадок: 14 – в «северной» его части, 22 – в «западной» и 19 – в «юго-восточной» (рисунки 2.41). На каждой площадке произведен отбор смешанной пробы почвы (методом «конверта» на глубину 5 см) и надземной части растений (площадь отбора ~ 2 м<sup>2</sup>). Травостой представлен степным разнотравьем с доминированием ковылей (*Stipa capillata*, *S. sareptana*, *S. lessingiana*), типчака (*Festuca valesiaca*) и полыней (*Artemisia gracileccens*, *A. frigida*).

Пробы растительности промывали, ополаскивали дистиллированной водой 2-3 раза, просушивали при температуре 80-100 °С и измельчали на лабораторной мельнице. Далее производилось термическое концентрирование (обугливание, озоление) проб. Сухой остаток обугливался, не допуская воспламенения образца, до получения чёрного остатка. Далее пробы охлаждались, растирались и переносились в фарфоровые





Условные обозначения

- |                                |                                |
|--------------------------------|--------------------------------|
| граница СИП                    | границы исследуемой территории |
| границы испытательных площадок | Изолиния 0.3 Ки/кв.км, Cs-137  |
|                                | исследовательские площадки     |

Рисунок 2.41. Схема расположения исследуемых условно «фоновых» территорий



чашки или тигли для последующего озоления. Первоначально температуру повышали до 200 °С в течение 50-60 минут, после чего устанавливали предельную температуру в муфельной печи: температура озоления для дальнейшего определения  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{241}\text{Am}$  составляла 400 °С,  $^{90}\text{Sr}$  – 550 °С,  $^{239+240}\text{Pu}$  – 650 °С. Пробы почвы высушивались до воздушно-сухого состояния при температуре 60-70 °С, после удаления крупных камней и включений (корней растений) – взвешивались. Далее весь объем пробы тщательно перемешивался, постепенно (порционно) растирался в фарфоровой ступке с помощью пестика и просеивался через сито с диаметром отверстий 1 мм.

Измерение удельной активности радионуклидов в пробах почвы и растений проводили по стандартным методикам [34, 66]. Определение удельной активности радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{241}\text{Am}$  проводилось на гамма-спектрометре Canberra GX-2020,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  – радиохимическим выделением с последующим измерением на бета-спектрометре TRICARB 2900 TR и альфа-спектрометре Canberra (мод.7401) соответственно. Концентрация радионуклидов в растениях определялась в золе, с последующим пересчетом на сухое вещество. Предел обнаружения по  $^{137}\text{Cs}$  составлял 1 Бк/кг (для проб растений) и 4 Бк/кг (для проб почвы),  $^{241}\text{Am}$  – 0,02 и 0,5 Бк/кг,  $^{239+240}\text{Pu}$  – 0,1 и 1 Бк/кг,  $^{90}\text{Sr}$  – 1 и 5 Бк/кг соответственно. Погрешность измерений для  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{241}\text{Am}$  не превышала 10-20 %,  $^{90}\text{Sr}$  – 15-25 %,  $^{239+240}\text{Pu}$  – 30 %.

Значения удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в почвах исследуемой территории составили от 4,5 до 110 Бк/кг,  $^{241}\text{Am}$  – не превысили 17 Бк/кг. Содержание в почвах радионуклидов  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  в отдельных случаях достигало 200 Бк/кг (таблица 2.21).

**Таблица 2.21.** Удельная активность радионуклидов в почвах

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

Примечание: \* – значение ниже предела обнаружения

Значения Кн получены для радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$ , для  $^{241}\text{Am}$  – установить не удалось из-за отсутствия количественных величин удельной активности данного радионуклида в растениях (таблица 2.22).

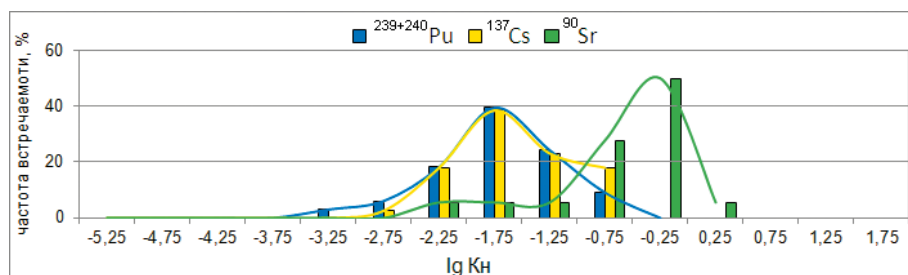
**Таблица 2.22.** Коэффициенты накопления (Кн)  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  в растениях

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

Примечание: n – число случаев; GM – среднее геометрическое, GSD – стандартное отклонение от среднего геометрического, AM – среднее арифметическое, SD – стандартное отклонение среднего арифметического

Результаты показывают, что параметры накопления радионуклидов растениями на условно «фоновых» территориях СИП изменяются в широких пределах. Диапазон значений Кн  $^{137}\text{Cs}$  составляет до 2-х порядков,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  достигает 3-х порядков. В наибольшей степени в растениях накапливается радионуклид  $^{90}\text{Sr}$ , в наименьшей степени –  $^{239+240}\text{Pu}$ .

Для большей наглядности проведено обобщение всех полученных данных по Кн для условно «фоновых» территорий. Сравнительное распределение полученных Кн  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  представлено в виде гистограммы частоты встречаемости их значений, выраженных в виде десятичных логарифмов (lg Кн) (рисунок 2.42).



**Рисунок 2.42.** Распределение значений lg Кн  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  для степно-го разнотравья условно «фоновых» территорий

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



Для количественной оценки разницы в накоплении радионуклидов растениями рассчитаны отношения:

$$\begin{aligned} \text{Кн } ^{90}\text{Sr} / \text{Кн } ^{137}\text{Cs} &\approx 8,3; \\ \text{Кн } ^{137}\text{Cs} / \text{Кн } ^{239+240}\text{Pu} &\approx 1,6; \end{aligned}$$

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

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

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

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

## 2.3 Водные объекты

### 2.3.1 Исследование уровней концентраций искусственных радионуклидов в объектах водопользования условно «фоновых» территорий СИП

#### Характеристика объектов водопользования

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

Так как на территории полигона присутствуют радиационно-опасные объекты, влияние которых на окружающую среду, в том числе и прилегающие к ним территории, исключать нельзя, возникла необходимость провести оценку качества вод объектов водопользования по радиационным параметрам.

С точки зрения выбора методологического подхода, все исследуемые объекты водопользования были разделены на две группы, в зависимости от их месторасположения относительно мест проведения ядерных испытаний:

- объекты водопользования, расположенные на условно «фоновых» территориях;
- объекты водопользования, генетически связанные с радиационно-опасными объектами полигона.

### Объекты водопользования, расположенные на условно «фоновых» территориях

По результатам ранее проведенных радиологических исследований к условно «фоновым» территориям СИП были отнесены «северная», «западная», «юго-восточная» и «южная» части полигона [1, 9, 1, 67].

Места расположения объектов водопользования на исследуемых территориях определялись путем дешифрирования космоснимков, выполненных с высоким разрешением, а также с использованием гидрогеологических карт местности с проведением детального маршрутного обследования. В ходе работ для каждого объекта водопользования были определены географические координаты, а в случае поверхностных водотоков (ручей, озеро) – достаточно четко установлены границы.

Классификация объектов водопользования проводилась по признакам и характеристикам, отражающим его основные особенности. Согласно проведенной классификации, были выделены следующие типы объектов:

1. скважинный тип;
2. колодезный тип;
3. поверхностный водоток;
4. родник.

Общий вид объектов водопользования представлен на *рисунке 2.43*.

В общей сложности в ходе проведения исследований выявлено и обследовано 250 объектов водопользования, месторасположение которых представлено на *рисунке 2.44*.

Скважины, колодцы и родники относятся к объектам водопользования, питающимся подземными водами. Часть таких объектов является действующей, они расположены на территории жилых летников и зимовок, зачастую оборудованы поилками для скота. Другая часть расположена обособленно, разбросана по всей исследуемой территории, либо вблизи заброшенных участков – временных мест проживания людей. Такие объекты водопользования также обследовались, так как в сезон активного выпаса брошенные летники и зимовки зачастую восстанавливаются, а заброшенные скважины и колодцы, расположенные, как правило, по пути следования к местам выпаса скота, вновь начинают функционировать.

К поверхностным водотокам относятся соленые и сильносоленые озера, стоки поверхностных вод, небольшие ручьи сезонного проявления. Котловины и русла таких водотоков заполняются талыми и дождевыми



Скважинный тип

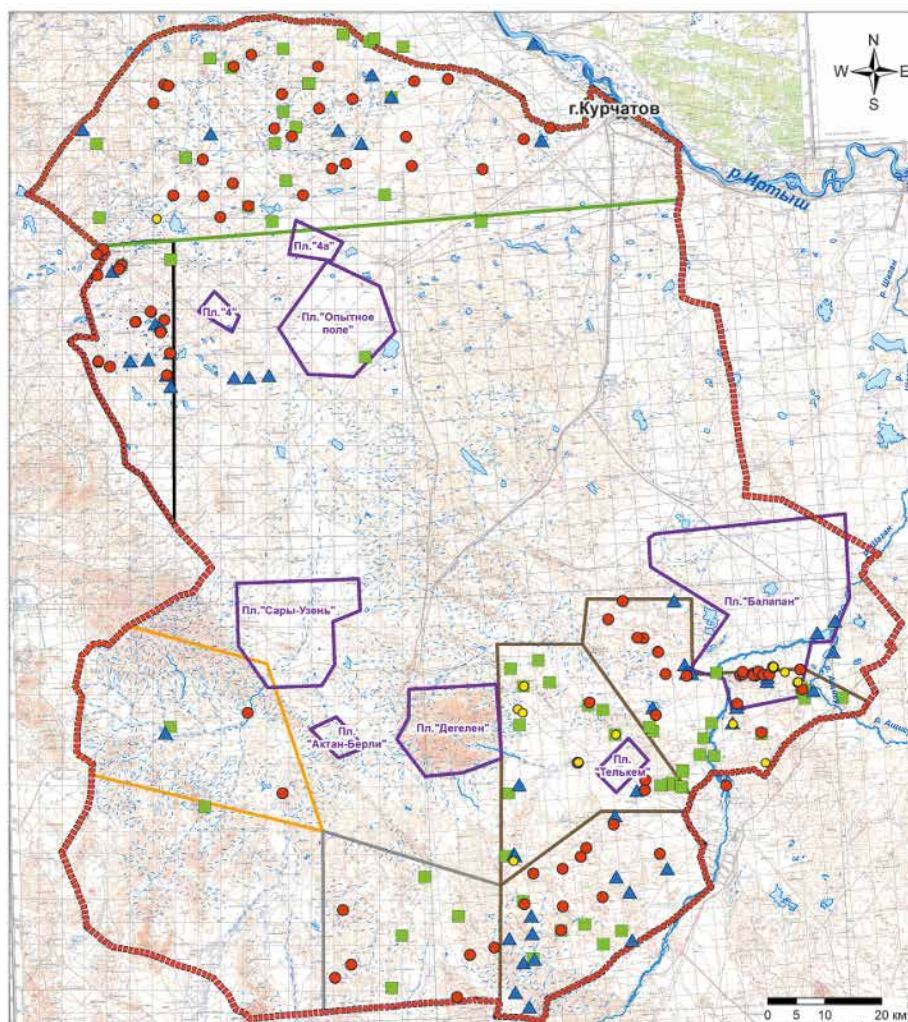


Поверхностный водоток (озеро)


















Колодец

**Рисунок 2.43.** Типы объектов водопользования



**Условные обозначения**

- |   |  |
|---|--|
|  граница СИП                                     |  озеро                  |
|  границы испытательных площадок                  |  река                   |
|  граница северной части СИП                      |  непересыхающий ручей   |
|  граница западной части СИП, Карагандинская обл. |  пересыхающий ручей     |
|  границы юго-восточной части СИП                 |  скважинный тип         |
|  граница южной части СИП                         |  колодезный тип         |
|  граница юго-западной части СИП                  |  поверхностный источник |
|   |  родник                 |

**Рисунок 2.44.** Схема расположения объектов водопользования на территории СИП

водами в весенне-осенний период и практически полностью пересыхают в летнее время года. Несмотря на это, поверхностные водотоки также тщательно обследовались, так как вблизи них были отмечены многочисленные места выпаса животных, что говорило об их использовании в хозяйственных целях.

Абсолютное большинство озер являются бессточными, мелководными, глубиной от 0,5 до 1,4 м. Источником питания озер и небольших поверхностных водотоков на 70 – 80 % являются грунтовые воды, остальное приходится на долю атмосферных осадков.

#### **Объекты водопользования, генетически связанные с радиационно-опасными объектами**

На части территорий существуют участки с повышенными концентрациями радионуклидов в объектах окружающей среды, расположенные вблизи радиационно-опасных объектов. Одним из таких участков, требующих особого отношения при проведении радиологических исследований, является территория, прилегающая к площадке «Дегелен». Основным путем образования радиоактивного загрязнения на данной территории является вынос радиоактивности со штольневыми водотоками, выходящими из полостей штолен ПЯВ на площадке «Дегелен». По берегам и поймам штольневых водотоков отмечены повышенные концентрации искусственных радионуклидов (ИРН) в объектах окружающей среды (воде, почве, растительности):  $^{90}\text{Sr}$  –  $n \times 10^3$  –  $n \times 10^5$  Бк/кг,  $^{137}\text{Cs}$  –  $n \times 10^4$  –  $n \times 10^5$  Бк/кг,  $^{239+240}\text{Pu}$  – до  $n \times 10^4$  Бк/кг,  $^3\text{H}$  – до  $n \times 10^5$  Бк/кг [68].

Всего таких водотоков на площадке «Дегелен» порядка 12, но все они генетически связаны с основными водотоками (ручьями), выходящими далеко за пределы испытательной площадки. Это ручьи Узынбулак, Токтакушук, Байтлес, Актыбай и ряд сезонных водотоков без названия.

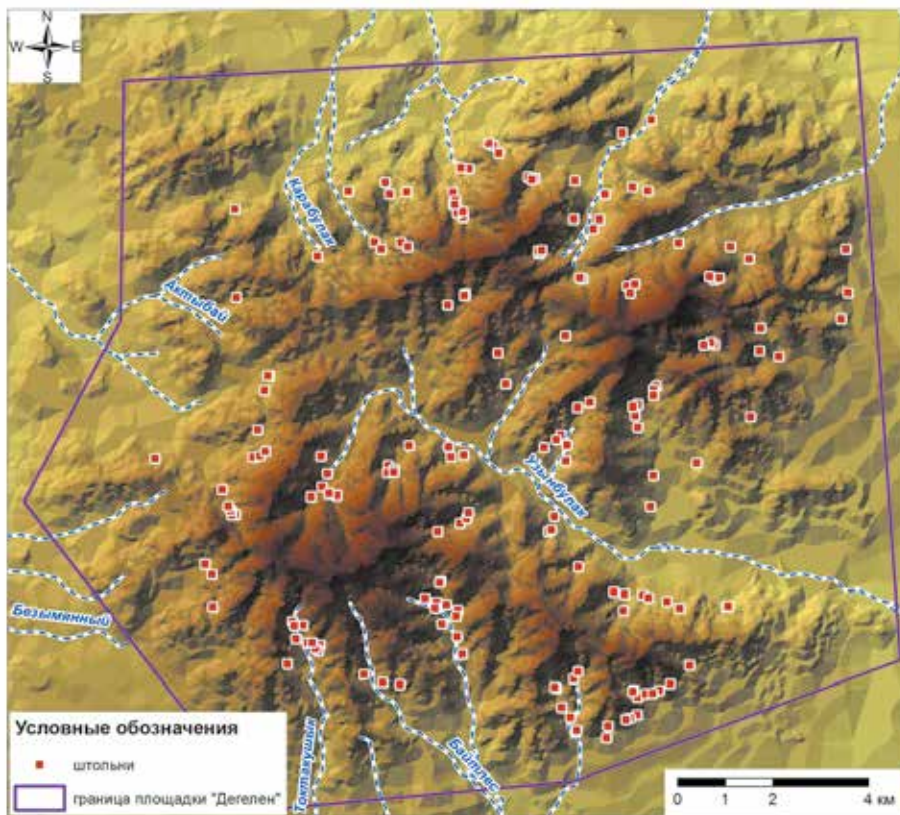
Данные ручьи за пределами площадки «Дегелен» становятся потенциальными объектами водопользования со свободным доступом к воде, которые могут быть использованы местным населением для водопоя скота, в питьевых и хозяйственных целях (рисунки 2.45).

Учитывая радиационную ситуацию, сложившуюся в пойме ручьев, и особенность их образования, проведение радиационного обследования таких потенциальных объектов водопользования является важной задачей.

Детальные исследования проводились на р. Узынбулак, долина которого имеет наиболее крупную площадь водосбора. Ручей Узынбулак генетически связан с водотоком штольни №177 и, выходя за границу испытательной площадки «Дегелен», протекает по территории юго-восточной части СИП на протяжении порядка 12 км.

Согласно ранее полученным данным, основным загрязняющим радионуклидом водотока штольни 177 и р. Узынбулак является  $^3\text{H}$ , удельная активность которого в воде составляет порядка  $n \times 10^5$  Бк/кг. Также в водотоке штольни 177 на участке, расположенном в непосредственной близости от портала штольни, было зафиксировано присутствие радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  с удельной активностью  $n \times 10^2$  –  $n \times 10^3$  Бк/кг [69].





**Рисунок 2.45.** Расположение основных ручьев, выходящих за пределы площадки «Дегелен»

### Методология проведения исследований

Общая методология проведения исследований включала в себя следующие этапы:

- визуальный осмотр объекта водопользования;
- отбор и временное хранение проб воды;
- транспортировка отобранных проб в лабораторию;
- проведение лабораторных исследований.

### Визуальный осмотр

Визуальный осмотр на месте включал в себя фотографирование объекта, измерение радиационных параметров для оценки радиационной ситуации, оценку физического состояния объекта водопользования (действующий/не действующий, наличие/отсутствие воды, наличие вблизи жилых построек, проживание людей, следы выпаса/жизнедеятельности скота и т.д.).

На основе визуального осмотра принималось решение о необходимости/возможности проведения дальнейшего обследования данного объекта.



### **Отбор и временное хранение проб**

Место отбора, количество проб и периодичность отбора устанавливались в зависимости от типа и состояния водного объекта.

Отбор проб воды проводился в тщательно вымытую посуду из химически стойкого стекла или прозрачного полиэтилена с закручивающейся неокрашенной пробкой. Непосредственно перед отбором емкость ополаскивалась водой, подлежащей анализу, а затем наполнялась до верха и закручивалась крышкой. Объем каждой пробы составлял 10 л.

По возможности пробы воды отбирались непосредственно перед транспортировкой в лабораторию. В случае заблаговременного отбора проб (если временной промежуток с момента отбора до проведения анализа предположительно составлял более 3-х суток) применялись промежуточные операции консервации проб, в зависимости от предполагаемой продолжительности хранения. В этом случае отобранная проба подкислялась азотной кислотой до  $\text{pH}=1$  (ориентировочно 3 мл  $\text{HNO}_3$  на 1 л пробы) для исключения процесса сорбции микроколичеств радионуклидов на внутренней поверхности емкости.

**Объекты водопользования, расположенные на условно «фоновых» территориях.** Из скважин и колодцев пробы воды отбирались после предварительной прокачки при помощи имеющегося при колодце приспособления для забора воды, либо батометром.

Из поверхностных водоемов пробы воды отбирали батометром с глубины 0,3–0,5 м на расстоянии порядка 0,5–1,0 м от берега (по возможности). При необходимости, в случае водоемов большой площади, отбор проб воды проводился с разных сторон либо в нескольких разных местах при наличии свободного доступа к воде.

**Ручей Узынбулак.** Отбор проб воды р. Узынбулак проводился батометром с глубины 0,3–0,5 м на расстоянии порядка 0,5–1,0 м от берега (по возможности). Учитывая связь ручья со штольневыми водотоком, отбор проб воды проводился вдоль всего русла, начиная от места выхода ручья на поверхность у портала штольни 177 и до зоны конечного стока ручья за пределами площадки «Дегелен». Для контроля возможного выноса радионуклидов на территорию «юго-восточной» части СИП, которая является условно «фоновой», в русле ручья дополнительно было заложено 2 исследовательских участка (МП4 и МП1), расположенных на границе площадки и на расстоянии порядка 2 км от границы площадки «Дегелен». На данных участках проводился одновременный отбор проб поверхностных и подземных вод (рисунок 2.46).

Учитывая особенность расположения ручья, особое внимание было уделено участку русла за пределами площадки «Дегелен» для оценки возможного выноса радионуклидов за ее границы. Русло ручья в пределах площадки исследовалось только на содержание радионуклида  $^3\text{H}$  (участки 1, 3, 5 и 15) в воде (рисунок 2.46). Пробы воды, отобранные на границе площадки «Дегелен» и за ее пределами, исследовались на все основные искусственные дозообразующие радионуклиды –  $^3\text{H}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$ .

### **Транспортировка**

Для транспортировки в лабораторию каждая проба снабжалась паспортом с указанием места и даты отбора, координат и радиационных



Рисунок 2.46. Участки исследований в русле р. Узынбулак

параметров места отбора, а также иных условий, при которых была отобрана проба, установленных при обследовании на месте. В случае проведения предварительной подготовки проб, данная информация также заносилась в паспорт на пробу с указанием даты, вида подготовки и используемых материалов/реагентов.

В соответствии с требованиями, пробы транспортировали в таре, гарантирующей сохранность и предохраняющей воду от замерзания или перегрева [70].

При транспортировке емкости с пробами помещали внутри тары (контейнера, ящика), препятствующей загрязнению, повреждению или самопроизвольному открытию пробок. Пробы упаковывались в тары в соответствии с датой их отправки в лабораторию.

#### Проведение лабораторных исследований

Отобранные пробы воды анализировались на содержание  $^3\text{H}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$ .

**Исследование содержания  $^3\text{H}$ .** Подготовка проб воды и измерение удельной активности  $^3\text{H}$  проводилась в соответствии с аттестованной методикой [71]. Из отфильтрованной пробы отбирали образец объемом 5 мл и помещали в пластиковую вials объемом 20 мл с добавлением

сцинтилляционного коктейля в пропорции 1:3 (отношение образец – сцинтиллятор). Для анализа представляемых проб использовался сцинтилляционный коктейль Ultima Gold LLT, разработанный специально для измерения  $^3\text{H}$  в природных образцах (эффективность регистрации для трития в диапазоне 0 - 18 КэВ порядка 60%). Для определения объёмной активности  $^3\text{H}$  в отобранных пробах использовался жидкосцинтилляционный спектрометр TriCarb 2900 TR. Область энергии для определения  $^3\text{H}$  задана в интервале от 0 до 15 кэВ. Время измерения каждого образца составляло порядка 120 минут. Чувствительность используемого метода измерений при определении удельной активности  $^3\text{H}$  в свободной воде – 12 Бк/л.

**Исследование содержания  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$ .** Подготовка проб и определение удельной активности  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  проводились в соответствии с методикой определения искусственных радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  в природных водах методом концентрирования. Для контроля химического выхода в предварительно отфильтрованную пробу вводились изотопные метки  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{85}\text{Sr}$  и  $^{242}\text{Pu}$  [72].

**Плутоний-(239+240).** Химический выход  $^{239+240}\text{Pu}$  рассчитывался по результатам альфа-спектрометрических измерений, исходя из известной активности введенной изотопной метки  $^{242}\text{Pu}$ . Отделение концентрата плутония проводилось на гидроксиде железа. Для этого в раствор вводили 40-70 мл раствора хлорного железа (III) с концентрацией 10 мгFe/см<sup>3</sup>. В полученный раствор добавлялся порциями 20 % раствор NaOH для осаждения гидроксила железа до pH=7. Раствор выстаивался в течение 12 часов и декантировался. Осадок гидроксида железа, являющийся концентратом плутония, далее отправлялся на радиохимический анализ для выделения изотопа  $^{239+240}\text{Pu}$ . Удельная активность  $^{239+240}\text{Pu}$  в подготовленном образце определялась на альфа-спектрометре [73].

**Стронций-90.** Химический выход  $^{90}\text{Sr}$ , после осаждения карбонатов, и  $^{90}\text{Y}$  определялся по результатам гамма-спектрометрических измерений, исходя из известной активности введенной изотопной метки  $^{85}\text{Sr}$  и  $^{88}\text{Y}$  соответственно. Концентрирование изотопов стронция осуществлялось методом соосаждения с карбонатом кальция, для чего в пробу вносился 20 % раствор  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  до pH  $\geq 9$ . По окончании осаждения проводилось измерение  $^{85}\text{Sr}$  для определения химического выхода, и в полученный раствор добавлялась изотопная метка  $^{88}\text{Y}$ . Удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  рассчитывалась по удельной активности  $^{90}\text{Y}$  после 2-недельного накопления  $^{90}\text{Y}$  из  $^{90}\text{Sr}$ . Измерение бета-источника  $^{90}\text{Y}$  выполнялось с использованием бета-спектрометра [53].

**Цезий-137.** Химический выход  $^{137}\text{Cs}$  рассчитывался по результатам гамма-спектрометрических измерений, исходя из известной активности введенной изотопной метки  $^{134}\text{Cs}$ . Концентрирование  $^{137}\text{Cs}$  проводилось методом соосаждения с ферроцианидами меди. Осадок ферроцианидов с осажденным цезием измерялся на гамма-спектрометре [34].

#### Результаты и их обсуждение

**Объекты водопользования, расположенные на условно «фоновых» территориях**

С целью детального изучения характера возможного радионуклидного загрязнения исследование радионуклидного состава вод объектов во-

допользования на каждой территории проводилось с 2-кратной повторностью в течение 2-х последовательных лет. Результаты исследований представлены в таблице 2.23.

**Таблица 2.23.** Диапазон удельной активности ИРН в воде

№ п/п	Удельная активность радионуклидов, Бк/кг			
	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>239/240</sup> Pu	<sup>3</sup> H
скважинный тип				
1	<0,07 - <0,1	<0,001 - <0,08	<0,0004 - <0,06	<7 - <12
колодезный тип				
2	<0,05 - <0,1	<0,004 - <0,08	<0,0010 - <0,08	<7 - <12
поверхностный источник				
3	<0,01 - <0,2	<0,005 - <0,08	<0,0006 - <0,08	<7
родник				
4	< 0,01 - <0,2	< 0,001 - < 0,01	< 0,0012 - <0,01	<7

Согласно полученным данным, присутствие искусственных радионуклидов в воде выявлено не было. Удельная активность радионуклидов в анализируемых образцах составила для <sup>137</sup>Cs < 0,2 Бк/кг, <sup>90</sup>Sr < 0,08 Бк/кг, <sup>239+240</sup>Pu < 0,09Бк/кг и для <sup>3</sup>H < 15 Бк/кг.

Значения удельной активности ИРН в воде объектов водопользования не превысили значений уровня вмешательства (УВ) по содержанию отдельных радионуклидов в питьевой воде: <sup>137</sup>Cs – 11 Бк/кг, <sup>90</sup>Sr – 4,9 Бк/кг, <sup>239+240</sup>Pu – 0,55 Бк/кг, <sup>3</sup>H – 7600 Бк/кг [74].

Результаты исследования показали, что вода объектов водопользования, расположенных на условно «фоновых» территориях, на удалении от участков с повышенным радиационным фоном, не содержит ИРН. С точки зрения радиационной составляющей, вода в исследованных объектах опасности не представляет.

Так как обследованные территории по результатам радиологических исследований признаны территориями с фоновыми уровнями радиоактивного загрязнения, полученные результаты были вполне ожидаемы [1, 9, 11, 67].

В поверхностных и подземных водах на данной территории не ожидается присутствия искусственных радионуклидов в количествах, превышающих значения УВ для питьевой воды – нет источников поступления ИРН, отсутствуют явные механизмы миграции. Даже если предположить, что миграция ИРН с радиационно-опасных объектов СИП все же будет иметь место, маловероятно появление на столь удаленном расстоянии от мест проведения испытаний таких радионуклидов, как <sup>239+240</sup>Pu и <sup>137</sup>Cs. Результаты комплексных исследований, проводимых в разное время на территории СИП, показали, что, учитывая характер загрязнения испытательных площадок, радионуклиды <sup>239+240</sup>Pu и <sup>137</sup>Cs не распространяются

на расстояние более 2-3 км от мест их образования, что, как правило, ограничивается территорией испытательной площадки [75, 76]. Таким образом, нет необходимости проводить постоянный и повсеместный контроль содержания данных радионуклидов в воде объектов водопользования.

Что касается радионуклидов  $^{90}\text{Sr}$  и  $^3\text{H}$ , учитывая их миграционные свойства, принимать решение о необходимости проведения исследований нужно отдельно в каждом конкретном случае, учитывая специфику радиоактивного загрязнения и расстояние от обследуемого объекта до той или иной испытательной площадки.

В случае если объект находится в непосредственной близости к местам проведения испытаний или к радиационно-загрязненным участкам, а также в случае наличия протяженного водного объекта, контактирующего с радиоактивно загрязненными территориями, контроль за содержанием  $^{90}\text{Sr}$  и  $^3\text{H}$  в водных объектах обязателен.

#### **Ручей Узынбулак**

Результаты исследования поверхностных и подземных вод р. Узынбулак представлены в *таблице 2.24*.

Основным загрязняющим радионуклидом вод р. Узынбулак является  $^3\text{H}$ , значительное содержание которого было зафиксировано как в поверхностных, так и в подземных водах. Во всех исследованных пробах воды удельная активность  $^3\text{H}$  составляет порядка  $1 \times 10^4$  Бк/кг. Полученные значения на порядок превышают значение УВ для  $^3\text{H}$ , равное  $7,6 \times 10^3$  Бк/кг [74]. Удельная активность  $^3\text{H}$  в поверхностных водах р. Узынбулак в ряде случаев превышает УВнас до 11 раз и остается достаточно высокой даже в зоне конечного стока ручья, на расстоянии порядка 10-12 км от границы площадки «Дегелен». По уровню содержания радионуклида  $^3\text{H}$  р. Узынбулак относится к радиационно-опасным объектам и не может использоваться в качестве объекта водопользования.

Наличие  $^{90}\text{Sr}$  в воде, удельная активность которого составила порядка 1,3 Бк/кг, отмечено только в подземных водах в русле р. Узынбулак в воде обоих мониторинговых скважин (*таблица 2.24*). Полученные значения не превышают УВнас, который для данного радионуклида составляет 4,9 Бк/кг [74]. Однако, с точки зрения прогнозных оценок миграции  $^{90}\text{Sr}$ , полученные значения являются существенными. Это показывает, что в подземных водах за пределами площадки «Дегелен» протекают миграционные процессы с выносом данного радионуклида из мест проведения ядерных испытаний, на что нужно обратить особое внимание.

Радионуклиды  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  в воде зафиксированы не были, значения удельной активности данных радионуклидов составили  $< 0,02$  для  $^{137}\text{Cs}$  и  $< 0,005$  для  $^{239+240}\text{Pu}$ , что существенно ниже УВ.

На примере р. Узынбулак видно, что в зоне влияния протяженных водотоков, имеющих генетическую связь с местами проведения ядерных испытаний и вытекающих за пределы испытательных площадок, необходим постоянный радиационный контроль. В первую очередь, важно наблюдать за содержанием в воде  $^3\text{H}$ , миграционные свойства которого позволяют ему мигрировать с водными потоками на большие расстояния, а затем  $^{90}\text{Sr}$ , миграционные свойства которого хуже, но, тем не менее, данный радионуклид также фиксируется на значительном расстоянии от мест проведения испытаний.

**Таблица 2.24.** Удельная активность искусственных радионуклидов в воде ручья Узынбулак

№ п/п	Точка отбора	<sup>137</sup> Cs, Бк/кг	<sup>90</sup> Sr, Бк/кг	<sup>239+240</sup> Pu, Бк/кг	<sup>3</sup> H, кБк/кг
Поверхностные воды					
1	участок 15	-	-	-	45 000 ± 5 000
2	участок 5	-	-	-	35 000 ± 3 000
3	участок 3	-	-	-	85 000 ± 7 000
4	участок 1	-	-	-	10 000 ± 1 000
5	участок 25	<0,02	<0,005	<0,003	45 000 ± 5 000
6	1/1в	<0,02	<0,005	<0,003	60 000± 6 000
77	T- <sup>3</sup> U	<0,02	<0,005	<0,003	60 000± 6 000
8	T- <sup>4</sup> U	<0,02	<0,005	<0,003	57 000 ± 7 000
9	T- <sup>5</sup> U	<0,02	<0,005	<0,003	55 000 ± 5 000
10	МП4	<0,02	<0,005	<0,003	30 000 ± 4 000
11	МП1	<0,02	<0,005	<0,003	35 000± 6 000
Подземные воды					
1	МП4	<0,02	1,25 ± 0,02	<0,003	40 000 ± 5 000
2	МП1	<0,02	1,30 ± 0,02	<0,003	40 000 ± 5 000

Важно понимать, что в случаях исследований рек и ручьев (протяженных водных объектов) необходимо осуществление мониторинга путем создания сети мониторинговых участков, а также контроль возможной миграции искусственных радионуклидов не только с поверхностными, но и с подземными водами. С целью определения необходимых видов анализов при исследовании качества вод на различных территориях, важно, в первую очередь, изучить гидрографическую сеть данного района, чтобы понять природу происхождения исследуемых водотоков (ручьев, рек, сезонных водотоков, горных стоков и т.д.) и оценить территорию их водосбора.

**Выводы.** Исследование качества вод «условно» фоновых территорий СИП проводилось с целью оценки возможного влияния последствий ядерных испытаний на окружающую среду и основывалось на характере предполагаемого загрязнения. При проведении радиационной оценки предполагалось, что в воде может быть зафиксировано присутствие ИРН, таких как <sup>3</sup>H, <sup>137</sup>Cs, <sup>90</sup>Sr, <sup>239+240</sup>Pu, и основной задачей являлось проведение исследования радионуклидного состава вод.

Проведенные исследования показали, что в воде объектов водопользования, расположенных на фоновых территориях, содержание искусственных радионуклидов не превышает значений уровня вмешательства. Однако нельзя с уверенностью говорить о полном их отсутствии, и в каждом конкретном случае необходимо корректировать стандартные методы и подходы, предлагаемые для исследования.

В целом, результаты проведенного исследования позволили сформировать следующие рекомендации при проведении радиационной оценки качества вод:

1. При исследовании объектов водопользования и различных водных объектов в первую очередь необходимо дать четкое описание гидрографической сети территории. Это позволит получить данные об их гидрологических характеристиках и определить наличие возможных гидрографических связей с радиационно-опасными объектами.
2. В случае если такая связь установлена, в первую очередь проанализировать воду на содержание  $^3\text{H}$ , затем, выборочно, на содержание  $^{90}\text{Sr}$ . Согласно полученным результатам принимать решение о необходимости проведения комплексных радиологических исследований.
3. При исследовании объектов водопользования по типу колодцев и скважин, расположенных на расстоянии 3-5 км и более от радиационно-опасного объекта, нет необходимости проводить исследования на содержание  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  в воде. Содержание  $^3\text{H}$  и  $^{90}\text{Sr}$  исследовать выборочно, в ряде объектов.

В целом, результаты проведенного исследования показали: вода во всех объектах водопользования, расположенных на фоновых территориях СИП, является радиационно-безопасной.

## 2.4 Воздушный бассейн

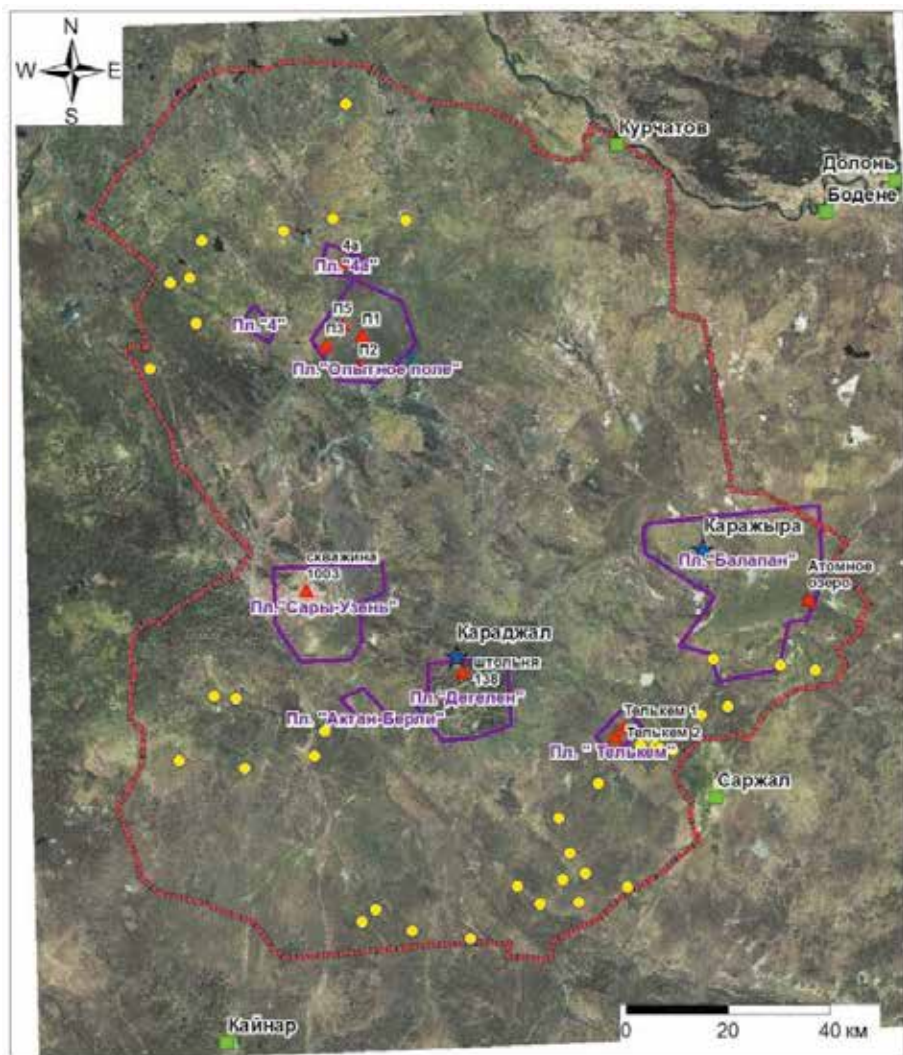
Повышенные концентрации искусственных радионуклидов (ИРН) в воздухе могут вносить существенный вклад в дозовую нагрузку за счет ингаляционного поступления радионуклидов в организм человека. Для оценки дозовых нагрузок, получаемых при поступлении в организм человека с вдыхаемым воздухом, нужно иметь представление о текущем радиоактивном загрязнении воздушного бассейна, а также о механизмах его формирования. Дополнительно, должна быть проведена теоретическая оценка содержания ИРН в воздухе, которая позволит определить максимально возможные уровни содержания ИРН в воздушной среде расчетным методом и сравнить расчетные данные с экспериментальными.

Для оценки уровней и характера радиоактивного загрязнения воздушной среды были проведены экспериментальные исследования, которые позволили определить объемную активность искусственных радионуклидов в воздухе. Исследовательские работы проводились на следующих объектах:

- радиационно-опасные объекты СИП (площадки «Опытное поле», «Дегелен», «Телькем», «Сары-Узень», «Атомное» озеро и др.) с высоким содержанием искусственных радионуклидов в почве;
- вблизи радиационно-опасных объектов;
- месторождения полезных ископаемых Каражыра и Караджал;
- территории субъектов незаконной хозяйственной деятельности (зимовки СИП);
- в населенных пунктах Кайнар, Саржал, Бодене и Курчатова, расположенных на территориях, прилегающих к СИП.



На рисунке 2.47 представлена карта расположения объектов исследования на СИП и прилегающей территории.



**Условные обозначения**

- зимовки СИП
- ▲ радиационно-опасные объекты
- ★ месторождения СИП
- населенные пункты
- ▭ граница СИП
- ▭ границы испытательных площадок

Рисунок 2.47. Расположение исследовательских объектов

На каждом исследовательском объекте пробы воздушных аэрозолей отбирались с помощью пробоотборника воздуха электромеханического типа с фильтрующим элементом (фильтр). В зависимости от типа исследовательского объекта использовались переносные или стационарные пробоотборники воздуха, с расходом воздуха от 50 до 500 м<sup>3</sup>/час. В качестве фильтра использовалась синтетическая фильтрующая перхлорвиниловая ткань Петрянова (ФПП-15-1,5) толщиной 0,2 мм. Объем прокачанного воздуха через фильтр составлял от 600 до 30 000 м<sup>3</sup>.

Фильтры с воздушными аэрозолями анализировались гамма-спектрометрическим методом на содержание искусственных радионуклидов <sup>241</sup>Am и <sup>137</sup>Cs и радиохимическим методом – на содержание радионуклидов <sup>239+240</sup>Pu и <sup>90</sup>Sr. Полученные результаты активности радионуклидов, с учетом объема прокачанного воздуха, пересчитывались в объемную активность (Бк/м<sup>3</sup>).

#### **2.4.1 Общая характеристика уровней загрязненности ИРН воздушного бассейна на основных испытательных площадках СИП**

Поскольку распространению искусственных радионуклидов воздушным путем за границы загрязненных участков способствует проведение производственных и сельскохозяйственных работ, связанных с техногенным воздействием на радиоактивнозагрязненный почвенный покров, то исследование воздушной среды проводилось в состоянии отсутствия воздействия на почвенный покров и при его наличии.

##### **Определение уровней радионуклидного загрязнения воздушной среды на радиационно-опасных объектах СИП**

Исследования проводились на радиационно-опасных объектах СИП, имеющих повышенный уровень радиоактивного загрязнения почвенного покрова искусственными радионуклидами, отличающийся как по радионуклидному составу, так и по площади. В качестве объектов исследований были выбраны:

- штольня с нештатной радиационной ситуацией на площадке «Дегелен»;
- место проведения экскавационных ядерных испытаний на площадках «Телькем», «Балапан» и «Сары-Узень»;
- площадка испытания боевых радиоактивных веществ;
- наземные и воздушные испытания на площадке «Опытное поле».

Для оценки максимальных уровней радиоактивного загрязнения воздушной среды ИРН на каждом радиационно-опасном объекте СИП, в точках с максимальными концентрациями радионуклидов в почве, проведено определение объемной активности искусственных радионуклидов в воздушной среде.

Результаты содержания искусственных радионуклидов в воздушной среде на территории радиационно-опасных объектов СИП представлены в *таблице 2.25*. Для сравнения в этой же таблице также представлены уровни содержания искусственных радионуклидов в подстилающей поверхности почвы.

**Таблица 2.25.** Содержание техногенных радионуклидов в воздушной среде на радиационно-опасных объектах СИП

Объект	Объемная активность радионуклидов, мкБк/м <sup>3</sup> (удельная активность в почве, Бк/кг)			
	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>241</sup> Am	<sup>239+240</sup> Pu
«Атомное» озеро	<180 (2,2×10 <sup>4</sup> )	<200 (5,6×10 <sup>3</sup> )	1300±300 (3,0×10 <sup>3</sup> )	6000±400 (1,7×10 <sup>4</sup> )
«Телькем-1»	<600 (2,5×10 <sup>3</sup> )	<400 (5,0×10 <sup>1</sup> )	<400 (6,3×10 <sup>3</sup> )	1200±200 (5,2×10 <sup>4</sup> )
«Телькем-2»	<80 (2,7×10 <sup>3</sup> )	<300 (2,3×10 <sup>2</sup> )	<100 (3,5×10 <sup>3</sup> )	700±100 (2,8×10 <sup>4</sup> )
«Сары-Узень», скважина 1003	<200 (1,0×10 <sup>3</sup> )	<200 (2,0×10 <sup>1</sup> )	<400 (8,0×10 <sup>2</sup> )	11000±1000 (7,0×10 <sup>3</sup> )
«Дегелен», штольня 138	<800 (3,0×10 <sup>3</sup> )	<300 (2,6×10 <sup>2</sup> )	<300 (1,0×10 <sup>3</sup> )	320±100 (1,0×10 <sup>4</sup> )
«Опытное поле», П-1	<80 (6,0×10 <sup>2</sup> )	<200 (1,0×10 <sup>2</sup> )	<100 (1,0×10 <sup>4</sup> )	110±40 (8,0×10 <sup>4</sup> )
«Опытное поле», П-3	<200 (1,3×10 <sup>3</sup> )	<400 (3,0×10 <sup>2</sup> )	3000±300 (7,4×10 <sup>4</sup> )	16000±1000 (5,8×10 <sup>3</sup> )
«Опытное поле», П-5	<100 (1,4×10 <sup>4</sup> )	<300 (3,5×10 <sup>3</sup> )	<100 (2,0×10 <sup>4</sup> )	120±30 (7,0×10 <sup>5</sup> )
«Опытное поле», «4А»	<350 (3,0×10 <sup>2</sup> )	1000±300 (1,3×10 <sup>6</sup> )	<100 (1,0×10 <sup>3</sup> )	140±50 (5,0×10 <sup>2</sup> )
ДОО для населения, мкБк/м <sup>3</sup>	2,7×10 <sup>7</sup>	2,7×10 <sup>6</sup>	2,9×10 <sup>3</sup>	2,5×10 <sup>3</sup>

Содержание <sup>137</sup>Cs в почве на радиационно-опасных объектах СИП достигает уровней  $n \times 10^4$  Бк/кг, однако экспериментальные исследования на этих объектах не выявили наличия радионуклида <sup>137</sup>Cs в воздушной среде.

При уровнях содержания <sup>90</sup>Sr в почвенном покрове от  $n \times 10^1$  до  $n \times 10^3$  Бк/кг, радионуклид <sup>90</sup>Sr не обнаружен в воздушной среде. При концентрации <sup>90</sup>Sr в почве  $n \times 10^6$  Бк/кг <sup>90</sup>Sr обнаружен, однако даже при этих концентрациях содержание <sup>90</sup>Sr в воздухе не превышает 1 000 мкБк/м<sup>3</sup>, что на 3 порядка ниже допустимой объемной активности для населения – ДОО<sub>НАС</sub>, согласно ГН СЭТОРБ [74].

<sup>241</sup>Am обнаружен в воздухе только на «Атомном» озере и технической площадке «П-3» Опытного поля, при этом концентрация <sup>241</sup>Am достигала уровня допустимой объемной активности для населения ДОО<sub>НАС</sub> ( $2,9 \times 10^3$  мкБк/м<sup>3</sup>).

Поскольку даже в условиях высоких уровней радиоактивного загрязнения почвы ( $n \times 10^4$  Бк/кг) искусственными радионуклидами содержание радионуклидов <sup>137</sup>Cs, <sup>241</sup>Am, <sup>90</sup>Sr в воздухе находится на 1-3 порядка ниже ДОО<sub>НАС</sub>, то и на других объектах и условно фоновых территориях СИП концентрация этих радионуклидов в воздухе никак не может превысить ДОО<sub>НАС</sub>.

На всех объектах, имеющих радиоактивное загрязнение почвы радионуклидом <sup>239+240</sup>Pu, обнаружено присутствие <sup>239+240</sup>Pu в воздушной среде.

При этом, объемная активность искусственного радионуклида  $^{239+240}\text{Pu}$  в воздушной среде радиационно-опасного объекта (РОО) составляла от  $10^2$  до  $10^4$  мкБк/м<sup>3</sup>, то есть максимальное значение на 1 порядок превышало уровень ДОА<sub>НАС</sub> ( $2,5 \times 10^3$  мкБк/м<sup>3</sup>). Максимальные уровни радиоактивного загрязнения воздушной среды, превышающие ДОА<sub>НАС</sub>, выявлены вблизи воронки экскавационных ядерных испытаний на «Атомном» озере и на скважине 1003, а также в местах проведения наземных и воздушных ядерных испытаний на технической площадке «П-3» Опытного поля.

На основании всего вышеизложенного можно сделать вывод о том, что при оценке загрязненности воздушной среды искусственными радионуклидами основное внимание необходимо уделить определению объемной активности радионуклида  $^{239+240}\text{Pu}$  в воздухе. Определение концентрации радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{241}\text{Am}$  воздушной среде можно рассчитать теоретически, по известным изотопным отношениям  $^{239+240}\text{Pu}/^{241}\text{Am}/^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ .

Состояние воздушной среды вблизи радиационно-опасных объектов СИП при проведении сельскохозяйственных работ

Для выявления максимально возможных уровней радиоактивного загрязнения воздушной среды при воздействии на почвенный покров на опытно-экспериментальном участке «Опытное поле» (рисунок 2.48) проведены специальные экспериментальные исследования [77]. В местах проведения сельскохозяйственных работ (производственная зона, огород) отбор проб воздуха проводился в течение рабочей смены (6-8 ча-

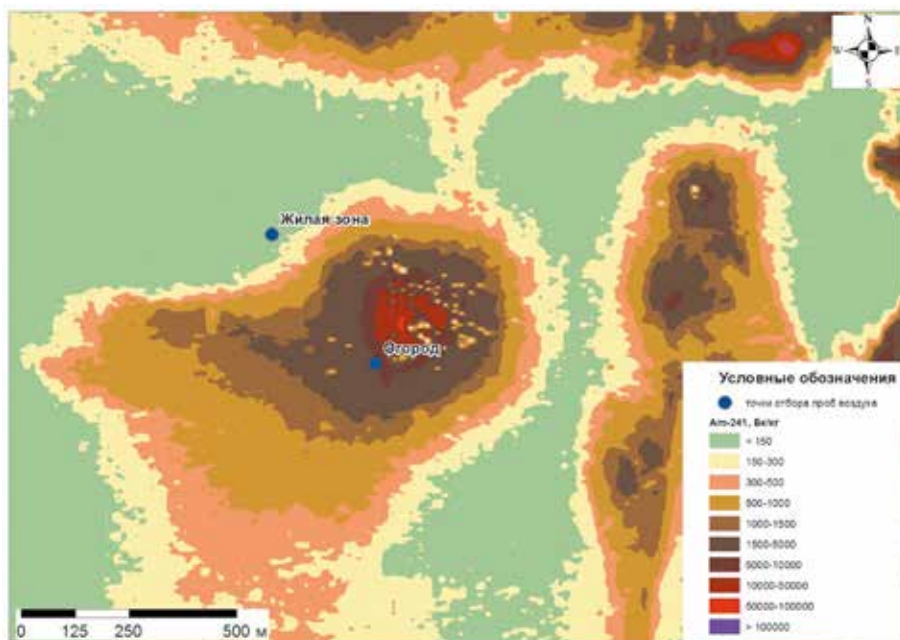


Рисунок 2.48. Расположение исследовательских объектов на площадке «Опытное поле»

сов). На расстоянии 300 м от места ведения сельскохозяйственных работ (жилая зона) проводился круглосуточный отбор проб воздуха.

Производственная зона располагалась непосредственно на участке с радиоактивным загрязнением почвы (содержание трансурановых радионуклидов в почве составляют  $n \times 10^4$  Бк/кг). На данном участке проводились сельскохозяйственные работы: вспашка и боронование почвы, выравнивание пашни, посадка и прополка сельскохозяйственных культур, полив, сбор урожая и др.

В таблице 2.26 представлено содержание искусственных радионуклидов в воздушной среде при проведении сельскохозяйственных работ в производственной зоне.

**Таблица 2.26.** Содержание искусственных радионуклидов в воздушной среде при проведении сельскохозяйственных работ в производственной зоне

Виды работ	Период отбора	Объемная активность радионуклидов, мкБк/м <sup>3</sup>			
		<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>241</sup> Am	<sup>239+240</sup> Pu
Вспашка почвы	24.05.11	<1000	<1000	<700	1300±100
Перекопка, посадка с\х культур	28-29.05.11	<600	<400	<300	7400±900
	03-08.06.11	<500	<300	<300	1000±200
Боронование пашни	07.06.11	<7000	<500	<3000	16000±6000
	09.06.11	<6000	<400	<5000	30000±1000
Посадка с\х культур	06-12.07.11	<200	<100	<100	2600±300
ДОА для персонала		$1,7 \times 10^9$	$3,3 \times 10^8$	$2,1 \times 10^5$	$3,2 \times 10^4$
ДОА для населения		$2,7 \times 10^7$	$2,7 \times 10^6$	$2,9 \times 10^3$	$2,5 \times 10^3$

Максимальные концентрации <sup>239+240</sup>Pu зафиксированы в период проведения сельскохозяйственных работ, связанных с техногенным воздействием на почвенный покров (таблица 2.26), таких как вспашка почвы, боронование, выравнивание и посадка грядок. В период боронования почвы объемная активность радионуклида <sup>239+240</sup>Pu составляла 30 000 мкБк/м<sup>3</sup>, что достигает уровень допустимой объемной активности (ДОАперс – 32 000 мкБк/м<sup>3</sup>) и значительно превышает уровень ДОАнас.

На расстоянии 300 м от участка с радиоактивным загрязнением почвы ( $n \times 10^4$  Бк/кг), на условно «чистой» территории, проводился отбор проб воздуха в следующей последовательности:

- в течение 3-х дней замена фильтра осуществлялась 2 раза в сутки, дневная и ночная прокачка воздуха;
- в течение 3-х дней замена фильтра осуществлялась 1 раз в сутки;
- в течение 3-х или 5-ти дней замена фильтра осуществлялась 1 раз за 3 или 5 суток непрерывно.

Полученные данные использовались для оценки и сравнения загрязнения воздушной среды в дневные (1 300 м<sup>3</sup>), ночные, суточные (2 800 м<sup>3</sup>) и 3-5 суточные периоды (7 500-9 000 м<sup>3</sup>).

В таблице 2.27 представлены средние значения концентрации искусственных радионуклидов в воздушной среде жилой зоны. Результаты проведенных работ показали, что на всех исследовательских участках не обнаружено повышенных концентраций искусственных радионуклидов  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  в воздушной среде, их содержание не превышало предел обнаружения.

**Таблица 2.27.** Средние концентрации искусственных радионуклидов воздушной среды в различные периоды отбора проб воздуха

Период отбора (число измерений, n)	Объемная активность радионуклидов, мкБк/м <sup>3</sup>			
	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{241}\text{Am}$	$^{239+240}\text{Pu}$
Среднедневной (17)	<92	<14	<51	22±7
Средненочной (16)	<83	<19	<50	10±4
Среднесуточный (30)	<36	<14	<29	24±8

На протяжении всего исследовательского периода (4 месяца) максимальная концентрация радионуклида  $^{239+240}\text{Pu}$  в жилой зоне не превышала 54 мкБк/м<sup>3</sup>, при этом среднесуточная концентрация составила 24 мкБк/м<sup>3</sup>. Таким образом, на расстоянии 300 м от участка с радиоактивным загрязнением почвы (в жилой зоне) концентрация радионуклида  $^{239+240}\text{Pu}$  находится на уровне 24 мкБк/м<sup>3</sup>.

Полученные данные позволяют предположить, что даже в условиях радиоактивного загрязнения почвенного покрова искусственными радионуклидами, при техногенном воздействии на почвенный покров, значимое распространение радионуклидов воздушным путем не превышает нескольких сотен метров.

#### 2.4.2 Исследование уровней концентраций ИРН в воздушном бассейне условно «фоновых» территорий СИП

Экспериментальные исследования воздушной среды по определению объемной активности искусственных радионуклидов выполнялись на производственных объектах, населенных пунктах и исследуемых территориях СИП («северной», «западной» и «юго-восточной» части).

##### Производственные объекты СИП

На протяжении 2007-2013 гг. мониторинг воздушной среды проводился на территории следующих месторождений полезных ископаемых: месторождение каменного угля «Каражыра», которое находится на территории площадки «Балапан», ближайший радиационно-опасный объект расположен на расстоянии 3-5 км от производственной зоны месторождения; флюоритовое месторождение «Караджал», которое расположено на расстоянии 3-5 км от площадки «Дегелен», вблизи участка с нештатной радиационной ситуацией.

Исследование воздушной среды, на содержание искусственных радионуклидов позволило оценить текущее состояние воздушной среды в условиях производственной деятельности. В таблице 2.28 представлены обобщенные данные о содержании искусственных радионуклидов в воздушной среде при ведении производственной деятельности.



**Таблица 2.28.** Средние концентрации искусственных радионуклидов в воздушной среде на месторождениях полезных ископаемых СИП

Месторождения	Средний объем прокачанного воздуха, м <sup>3</sup>	Объемная активность радионуклидов, мкБк/м <sup>3</sup> (число измерений, n)			
		<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>241</sup> Am	<sup>239+240</sup> Pu
Караджал	38 000	< 4 (41)	< 1 (7)	< 1 (41)	0,4 ± 0,1 (8)
Каражыра	20 000	< 6 (58)	< 2 (5)	< 5 (58)	1,2 ± 0,6 (18)
ДОО для населения		2,7×10 <sup>7</sup>	2,7×10 <sup>6</sup>	2,9×10 <sup>3</sup>	2,5×10 <sup>3</sup>
Концентрация <sup>239+240</sup> Pu, <sup>137</sup> Cs, <sup>90</sup> Sr в почве, n×10 <sup>1</sup> Бк/кг, <sup>241</sup> Am – 10 <sup>0</sup> Бк/кг					

Непрерывный отбор проб воздуха с большим объемом позволил определить уровень радионуклидного загрязнения воздушной среды искусственными радионуклидами. За весь исследовательский период численные значения концентрации искусственных радионуклидов в воздушной среде получены только по радионуклиду <sup>239+240</sup>Pu. Объемная активность искусственного радионуклида <sup>239+240</sup>Pu в воздушной среде производственных объектов СИП составляет 0,4–1,2 мкБк/м<sup>3</sup>, что на 3–4 порядка ниже ДОО<sub>нас</sub>, установленного Гигиеническими нормативами [74].

Полученные результаты позволяют предположить, что распространение радионуклидов воздушным путем с территории данных испытательных площадок СИП отсутствует или незначительное.

#### Населенные пункты, прилегающие к территории СИП

Населенные пункты Курчатов, Бодене, Саржал и Кайнар находятся за пределами границы СИП. Тем не менее, следы радиоактивных выпадений от воздушных и наземных ядерных испытаний СИП пролегают на десятки или сотни километров в направлении поселков Бодене и Саржал.

В таблице 2.29 представлены обобщенные данные содержания искусственных радионуклидов в воздушной среде населенных пунктов Курчатов, Бодене, Саржал и Кайнар.

**Таблица 2.29.** Средние концентрации искусственных радионуклидов в воздушной среде в населенных пунктах, прилегающих к СИП

Населенные пункты (период исследования)	Средний объем прокачанного воздуха, м <sup>3</sup>	Объемная активность радионуклидов, мкБк/м <sup>3</sup> (число измерений, n)			
		<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>241</sup> Am	<sup>239+240</sup> Pu
Курчатов (2009-2014)	13 000	<70 (150)	< 15 (6)	< 2 (150)	< 2 (19)
Бодене (2013)	19 000	<50 (1)	< 10 (1)	< 4 (1)	< 0,5 (1)
Саржал (2012-2013)	30 000	< 80 (7)	< 4 (1)	< 4 (7)	1,0 ± 0,4 (7)
Кайнар (2012)	18 000	< 10 (2)	< 5 (1)	< 5 (2)	0,3 ± 0,1 (2)
ДОО для населения		2,7×10 <sup>7</sup>	2,7×10 <sup>6</sup>	2,9×10 <sup>3</sup>	2,5×10 <sup>3</sup>
Концентрация <sup>239+240</sup> Pu, <sup>137</sup> Cs, <sup>90</sup> Sr в почве, n×10 <sup>1</sup> Бк/кг, <sup>241</sup> Am – 10 <sup>0</sup> Бк/кг					



Объемная активность радионуклида  $^{239+240}\text{Pu}$  в воздушной среде населенных пунктов составляет 0,3–1 мкБк/м<sup>3</sup>. Вероятно, источником радионуклида  $^{239+240}\text{Pu}$ , обнаруженного в воздушной среде п. Саржал, является почвенный покров. Ветровой подъем создает фоновую концентрацию  $^{239+240}\text{Pu}$  в воздушной среде на территории поселка ~ 1 мкБк/м<sup>3</sup>.

**Экспериментальное определение концентрации ИРН на «фоновых» территориях**

Для изучения состояния воздушной среды на территории «северной», «западной» и «юго-восточной» части СИП проведены экспериментальные исследования, направленные на определение объемной активности искусственных радионуклидов. На жилых зимовках и летниках СИП в летний период проводились разовые исследования воздушной среды. Расположение исследовательских объектов (зимовок) представлено на рисунке 2.47.

В таблице 2.30 представлены средние концентрации искусственных радионуклидов в воздушной среде на условно «фоновых» территориях (северной, западной и юго-восточной части СИП).

В воздушной среде всех исследовательских зимовок СИП объемная активность искусственных радионуклидов находилась ниже уровня предела обнаружения. На условно «фоновых» территориях СИП количественных данных о содержании искусственных радионуклидов в воздушной среде также обнаружить не удалось. Это связано, прежде всего, с низким объемом прокачанного воздуха (150-300 м<sup>3</sup>) в период отбора проб, тем не менее, полученные экспериментальным методом данные объемной активности радионуклидов в воздухе на 2–3 порядка ниже ДОА<sub>НАС</sub>.

**Таблица 2.30.** Средние концентрации искусственных радионуклидов на условно фоновых территориях СИП

Части территории СИП	Название зимовок	Объемная активность радионуклидов, мкБк/м <sup>3</sup>			
		$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{241}\text{Am}$	$^{239+240}\text{Pu}$
«Северная»	Бапай, Актас, Булак, Достык, Торткудук	<300	-	<200	<10
«Западная»	Алтынкудук, Тоқыл, Тескудук, Маусымбек	<400	-	<200	-
«Юго-восточная» - 1	Ақшаке, Тилеубек, Шоландыр, Толеген, Ақбиик, Сункар, Самай, Кызыл	<200	<800	<90	<100
«Юго-восточная» - 2	Тайлан-1, Тайлан-2, Тайлан-3, Шурек, Мастен-1	<100	<100	<70	<30
«Юго-восточная» - 3	Атымтай, Бакижан-1, Енбектес, Жезбике, Кан	<200	<200	<100	<20
ДОА для населения		$2,7 \times 10^7$	$2,7 \times 10^6$	$2,9 \times 10^3$	$2,5 \times 10^3$

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ К ГЛАВЕ 2

1. Стрильчук Ю.Г. Радиоэкологическое состояние «западной» части территории СИП /Ю.Г. Стрильчук, О.В. Тоневицкая, Ю.Ю. Яковенко // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Национального ядерного центра Республики Казахстан за 2010г.] / под рук. Лукашенко С.Н. – Т.2. – Вып. 3. – Павлодар: Дом печати, 2011. – С. 81-164.
2. Обеспечение радиационной безопасности на территории Республики Казахстан. Материалы комплексного экологического обследования «юго-восточной» части территории СИП (район площадок «Балапан», «Дегелен», «Телькем»): отчет о РБП 038 (информационный) / Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК (ИРБЭ НЯЦ РК); рук. Лукашенко С.Н. – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2013.
3. Израэль Ю.А. Экология и контроль состояния природной среды /Ю.А. Израэль. – Л.: Гидрометиздат, 1979.–375с.
4. Инструкция по отбору проб почв при радиационном обследовании загрязнении местности. – М.: Межведомственная комиссия, 1987. -10с.
5. Методические указания по проведению обследования сельхозугодий в хозяйствах загрязненной радионуклидами зоны в 1991-1992 гг. - Киев, 1991. - 11с.
6. Методические рекомендации по оценке радиационной обстановки в населенных пунктах. - М., 1990. -118с.
7. Махонько К.П. Контроль за радиоактивным загрязнением природной среды в окрестностях АЭС/К.П. Махонько, А.Н. Силантьев, И.Г. Шкуратов. – Л., Гидрометеоиздат, 1985. - 131с.
8. Яковлев Е.А. Временные методические рекомендации по проведению радиоэкологических исследований в зоне влияния АЭС / Е.А. Яковлев, А.И. Оставненко, Н.М. Бондарева [и др.]. – К.: Минэнерго СССР, 1990. – 98с.
9. Стрильчук Ю.Г. Радиоэкологическое состояние «юго-восточной» (район с. Саржал) части территории СИП / Ю.Г. Стрильчук, С.Н. Лукашенко, В.В. Каширский [и др.]. // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Национального ядерного центра Республики Казахстан за 2011-2012 г.] / под рук. Лукашенко С.Н. – Павлодар: Дом печати, 2013. – Т.1. - Вып. 4. – С. 15-117. - ISBN 978-601-7112-74-5.
10. Обеспечение радиационной безопасности на территории Республики Казахстан «Материалы комплексного экологического обследования «юго-восточной» части территории СИП (южнее площадки «Балапан»): отчет о РБП 038 (информационный) /Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК (ИРБЭ НЯЦ РК); рук. Лукашенко С.Н. – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2013.
11. Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Радиоэкологическое состояние «северной» части территории Семипалатинского испытательного полигона]/ под рук. Лукашенко С.Н. – Вып. 1. – Павлодар: Дом печати, 2010. – 234с. - ISBN 978-601-7112-28-8
12. Panitskiy A.V., Lukashenko S.N. «Nature of radioactive contamination of components of ecosystems of streamflows from tunnels of Degelen massif /A.V. Panitskiy, S.N. Lukashenko // Journal of Environmental Radioactivity . – 2015. - P. 32-40.

13. Лакин Г.Ф. Биометрия / Г.Ф. Лакин. – М.: Высшая школа, 1990. – С. 44.
14. Василенко И.Я. Чернобыль и проблемы радиобиологии / И.Я. Василенко.
15. М.Г. Давыдов // Радиоэкология. Избранные главы.- 2001.
16. Источники, эффекты и опасность ионизирующей радиации: доклад на Генеральной Ассамблее ООН за 1988г. -М., 1992.
17. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах / Ф.И. Павлоцкая. - М., Атомиздат, 1974.
18. Глобальные выпадения и человек. - М.:Атомиздат, 1974.
19. Моисеев А.А. Цезий-137 в биосфере / А.А. Моисеев, П.В. Рамзаев. - М., Атомиздат, 1975.
20. Бонина Т.А. Анализ некоторых результатов долгосрочного радиоэкологического мониторинга территории Республики Беларусь / Т.А.Бонина, О.Д.Хвалей, В.В. Журавков // Вестник Белорусского государственного педагогического университета. – Минск, 2008. - №4 - С.14-18.
21. Чернобыль. Радиоактивное загрязнение природных сред / Под ред. Ю.А.Израэля. – М.: Гидрометеиздат, 1990.
22. DETERMINATION OF TRANSURANIC ELEMENTS, THEIR BEHAVIOUR AND SOURCES IN THE AQUATIC ENVIRONMENT
23. Паницкий А.В. Характер перераспределения радионуклидов в системе вода – почва в экосистемах, сопряженных с радиоактивно-загрязненными водотоками из штолен, на испытательной площадке «Дегелен» Семипалатинского испытательного полигона/ А.В. Паницкий, С.Н. Лукашенко // Радиация и риск. Бюллетень Национального радиационно-эпидемиологического регистра. – 2013. - № 4. – С 75-82.
24. Паницкий А.В.Особенности вертикального распределения радионуклидов в почвах бывшего Семипалатинского полигона / А.В. Паницкий, С.Н. Лукашенко, Р.Ю. Магашева // Фундаментальные исследования. – 2013. – № 10. – С. 2231-2236.
25. Мартюшов В.В. Радиоэкологические аспекты поведения долгоживущих радионуклидов в пойменных ландшафтах верхнего течения реки Течь / В.В.Мартюшов, Д.А. Спирин// Экология. – 1997. - №5. - С.361-368.
26. Титаева Н.А. Ядерная геохимия: учебник / Н.А. Титаева. – 2-е изд., испр. и доп. – М.: Изд-во МГУ, 2000. – 336 с.
27. Трансурановые элементы в окружающей среде: пер. с англ./Под ред. У.С. Хэнсона. -М.:Энергоатомиздат, 1985. – 344 с.
28. Артемьев О.И. Изучение форм нахождения  $^{239/240}\text{Pu}$  в радиоактивных выпадениях атмосферных ядерных взрывов на Семипалатинском испытательном полигоне / О.И. Артемьев, М.А. Умаров, Т.В. Сидорич // Вестник НЯЦ РК. – 2003. – Вып.3. – С. 48-51.
29. Круглов С.В. Распределение радионуклидов чернобыльских выпадений по фракциям гранулометрического состава дерново-подзолистых почв / С.В. Круглов, Н.А. Васильева, А.Д. Куринов, Р.М. Алексин // Почвоведение. -1995. - №3. – С. 551-557.
30. Spezzano P. Distributionpre- andpost-Chernobyl radiocesium with particle size fractions of soils / P. Spezzano // Journal of Environmental Radioactivity. – 2005. – Vol.83. – Is. 2. – P. 117-127.

31. Hosoda M. Visualization of radiocesium distribution in contaminated soil from Kashiwa City, Chiba, Japan / M. Hosoda, M. Fukushi [atal.] // *RadiationEnergyMedicine*. - 2012. – Vol. 1. - № 1-2. – P. 117-120.
32. Korobova E.M. Granulometric and mineralogic investigation for explanation of radionuclide accumulation on different size fractions of the Yenisey floodplain soils / E.V. Korobova, V.G. Linnik [atal.] // *Journal of Geochemical Exploration*. - 2014. - № 142. – P. 49-59.
33. Bihari A. Examination of the effect of particle size on the radionuclide content of soils / A. Bihari, Z. Dezso // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2008. - № 99. – P. 1083-1089.
34. 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.
35. Инструкция и методические указания по оценке радиационной обстановки на загрязненной территории: 17.03.89 г. - М.: Госкомгидромет СССР, 1989.
36. Методика выполнения измерений активности радионуклидов плутоний-238, плутония-(<sup>239+240</sup>) в счетных образцах, приготовленных из проб объектов окружающей среды. - М.: ФГУП «НПО Радиевый институт им. В.Г. Хлопина».
37. Ядерные испытания СССР. Семипалатинский полигон. Факты, свидетельства, воспоминание. Обеспечение общей и радиационной безопасности ядерных испытаний / Под рук. В.А. Логачева. - Москва: ИГЕМ РАН, 1997. – 314 с.
38. Обеспечение радиационной безопасности на территории Республики Казахстан, приложении «Материалы комплексного экологического обследования «южной» части территории СИП: отчет о РБП 038 (информационный) / Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК (ИРБЭ НЯЦ РК); рук. Лукашенко С.Н. – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2014.
39. Павлоцкая Ф.И. Относительная подвижность, состояние и формы нахождения стронция-90, стабильного стронция и кальция в почвах / Ф.И. Павлоцкая. - Москва, 1973. – 39 с.
40. Михайловская Л.Н. Физико-химические формы радионуклидов аварийных выпадений ЧАЭС в лесных подстилках / Л.Н. Михайловская, И.В. Молчанова, Е.Н. Караваева // *Экология*. - 1999. - №5. - С. 348-351.
41. Hirofumi Tsukada. Concentration and specific activity of fallout <sup>137</sup>Cs in extracted and particle-size fractions of cultivated soils / Hirofumi Tsukada, Akira Takeda, Shun'ichi Hisamatsu, Jiro Inaba // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2008. - № 99. - P. 875-881.
42. Федоров Е.А. Поведение плутония в почве и поступление в растения / Е.А. Федоров, А.С. Бакуров, М.Н. Федорова, М. Ф. Расулев // *Агрохимия*. – 1986. - № 12. - С. 83-88.
43. Jixin Qiao. Fractionation of plutonium in environmental and bio-shielding concrete samples using dynamic sequential extraction / Jixin Qiao, Xiaolin Hou // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2010. - № 101. - P. 244-249.

44. Szabo G. Investigation of the solid phase speciation of  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{239}\text{Pu}$  and  $^{241}\text{Am}$  in soils determined by extraction and ultra-filtration methods / G. Szabo, J. Guzzi, A. Nisbet // Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. -1997. - Vol. 226. -Nos 1-2. – P. 255-259.
45. Guillen J. Radionuclide Contamination and Remediation Through Plants. Ch. 5. Transfer of radionuclides to plants: Influence on the speciation of radionuclides in soil / J.Guillen, A.Baeza, A.Salas, J.G. Munoz-Munoz, A. Munoz-Serrano. - P. 107-123.
46. Новиков А.П. Коллоидный транспорт радионуклидов в почвах /А.П. Новиков, С.Н. Калмыков, Т.А. Горяченкова, Б.Ф. Мясоедов // Российский химический журнал (Журнал Российского химического общества им. Д.И. Менделеева). - 2010.- Т.LIV. - С. 111-119.
47. Обеспечение радиационной безопасности на территории Республики Казахстан»: отчет о РБП 005 (информационный) по договору № 2/3 20.02.2012 / Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК (ИРБЭ НЯЦ РК); рук. Лукашенко С.Н. – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2012. – 178 с.
48. Почвы Казахской ССР. Павлодарская область. - Алма-Ата: Наука, 1960. – Вып. 3. – 265с.
49. Почвы Казахской ССР. Карагандинская область. - Алма-Ата: Наука, 1967. – Вып. 8. - 330 с.
50. Почвы Казахской ССР. Семипалатинская область. - Алма-Ата: Наука, 1968. – Вып. 10. - 474 с.
51. Jeffrey R. Isthere a future for sequential chemical extraction? /R.Jeffrey, Bacon, Christine M. Davidson //Analyst. - 2008.- P.25-46.
52. Пономарева В.В. Гумус и почвообразование (методы и результаты изучения) /В.В.Пономарева, Т.А. Плотникова. - Л.: Наука, 1980. – 222 с.
53. Методика измерения активности радионуклидов с использованием сцинтилляционного бета-спектрометра с программным обеспечением «Прогресс», №40090.4Г006. – Менделеево: ГНМЦ «ВНИИФТРИ», 2004. - 30 с.
54. Гребенщикова Н.В. Исследование закономерностей поведения радиоцезия в почвенно-растительном покрове Белорусского полесья после аварии на ЧАЭС / Н.В. Гребенщикова, С.К. Фирсакова, А.А. Новик [и др.]. // Агрехимия. – 1992. - № 1. – С. 91-99.
55. Марей А.Н. Глобальные выпадения цезия-137 и человек /А.Н. Марей, Р.М. Бархударов, Н.Я. Новикова. - М.: Атомиздат, 1974. - 166 с.
56. Книжников В.А. Глобальные выпадения цезия как фактор облучения населения СССР после аварии на Чернобыльской АЭС / В.А. Книжников, Р.М. Бархударов, Г.Я. Брук //Материалы науч. конф. - Киев: Здоров'я, 1988. - С. 66.
57. Кундузбаева А.Е. Формы нахождения искусственных радионуклидов в почвах на территории площадки «Опытное поле» / А.Е. Кундузбаева., С.Н.Лукашенко, Р.Ю. Магашева // Сборник трудов Национального ядерного центра Республики Казахстан за 2011-2012 гг. / под ред. С.Н. Лукашенко. – Т.2. - Вып. 4. - Павлодар: Дом печати, 2013. – С. 181-208.

58. Ларионова Н.В. Поступление радионуклидов из почвы в растения в зоне радиоактивных выпадений при прохождении радиоактивного облака («след» от взрыва 1953 года.) / Н.В. Ларионова [и др.] // Сборник трудов Национального ядерного центра Республики Казахстан за 2011-2012 гг. / под ред. С.Н. Лукашенко. – Т.2. - Вып. 4. - Павлодар: Дом печати, 2013. – С. 159-166.
59. Анненков Б.Н. Основы сельскохозяйственной радиологии / Б.Н. Анненков, Е.В. Юдинцева.- М.: Агропромиздат, 1991. - С. 56-83.
60. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Quantification of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments for radiological assessments, IAEA-TECDOC-1616. – Vienna: IAEA, 2009.
61. Ларионова Н.В. Накопление искусственных радионуклидов растениями на территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона: автореф. дис. канд. биол. наук: 03.01.01 / Ларионова Наталья Владимировна. – Обнинск, 2013. – 22 с.
62. Ларионова Н.В. Особенности распределения искусственных радионуклидов в системе «почва – растение» в условиях лугового биогеоценоза / Н.В. Ларионова, С.Н. Лукашенко, А.М. Кабдыракова, Р.Ю. Магашева // Проблемы биогеохимии и геохимической экологии. – 2010. - №3 (14). - С.137-143.
63. Ларионова Н.В. Особенности накопления искусственных радионуклидов степными растениями на площадке «Опытное поле» бывшего СИП / Н.В. Ларионова, С.Н. Лукашенко, А.Е. Кундузбаева, С.А. Келлер // Вестник НЯЦ РК. - 2011. – Вып. 3. - С.120-125.
64. Ларионова Н.В. Параметры накопления радионуклидов растениями в местах испытания боевых радиоактивных веществ на территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона / Н.В. Ларионова, С.Н. Лукашенко, Н.И. Санжарова // Радиация и риск. Бюллетень Национального радиационно-эпидемиологического регистра. – 2013. - № 4. – С. 85-64.
65. Ларионова Н.В. Поступление радионуклидов из почвы в растения в зоне радиоактивных выпадений на территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона / Н.В. Ларионова, С.Н. Лукашенко // Радиация и риск. Бюллетень Национального радиационно-эпидемиологического регистра. – 2013. - № 3. – С. 65-71.
66. Методические рекомендации по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объектах внешней среды. – Введ. – 1999. - Рег. № 5.05.008.99. – 336 с.
67. «Обеспечение радиационной безопасности на территории РК», в рамках мероприятия 1 «Обеспечение безопасности бывшего СИП» этап (01.01.01) «Комплексная оценка воздействия бывшего Семипалатинского ядерного полигона на окружающую среду»: отчет о РПБ 038 / Институт радиационной безопасности и экологии (ИРБЭ НЯЦ РК); рук. Лукашенко С.Н. – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2014. – 82 с.
68. Отчет о научно-технической деятельности Института радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, выполненного в рамках мероприятия 0346 «Развитие атомной энергетики в Республике Казахстан» за 2009 год: отчет НТП (годовой) / Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК (ИРБЭ НЯЦ РК); рук. Лукашенко С.Н. – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2009. – 112 с.

69. Паницкий А.В. Характерные особенности радиоактивного загрязнения компонентов природной среды экосистем водотоков штолен горного массива Дегелен / А.В. Паницкий, Р.Ю. Магашева, С.Н. Лукашенко // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007 – 2009гг. ] / под рук. Лукашенко С.Н. – Вып. 2. – Павлодар: Дом печати, 2010. – С. 57-102.
70. СТ РК 1545-2006 Радиационный контроль. Отбор проб поверхностных и сточных вод. Общие требования.- Введ. 2008-01-01. Астана: Изд-во стандартов, 2008. – 7 с.
71. Качество воды – определение активности трития, соответствующей данной концентрации – жидкостной методом сцинтилляционного счета. Международный стандарт ISO 9698:2010 (Е). – Введ.1989-12-01.– Москва: ВЦП НТЛИД, 1990. – 17 с.
72. Методика определения содержания искусственных радионуклидов плутония-(<sup>239+240</sup>), стронция-90, цезия-137 в природных водах методом концентрирования. KZ.07.00.00732-2007. – Алматы:ИЯФ РГП НЯЦ РК, 2001.
73. Методика выполнения измерений активности радионуклидов плутония-(239-240) в счетных образцах, приготовленных из проб объектов окружающей среды. – М.: ФГУП «НПО Радиевый Институт им. В.Г. Хлопина».
74. Гигиенические нормативы «Санитарно-эпидемиологические требования к обеспечению радиационной безопасности» Утверждены постановлением Правительства Республики Казахстан № 201 от 03.02.2012 года.
75. Субботин С.Б. Некоторые особенности радиоактивного загрязнения подземных и поверхностных вод на территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона / С.Б. Субботин, С.Н. Лукашенко [и др.] // Радиационные риски в центральной Азии: доклад на семинаре НАТО, 20-22 июня. – Алматы: ИЯФ НЯЦ РК, 2006.
76. Субботин С.Б.. Подземная миграция искусственных радионуклидов за пределы горного массива Дегелен / С.Б. Субботин, С.Н. Лукашенко, В.В. Каширский // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007-2009 гг.] / под рук. Лукашенко С.Н. – Вып. 2. – Павлодар: Дом печати, 2010. – С.103-157.
77. Турченко Д.В. Оценка состояния загрязненности воздушного бассейна на испытательной площадке «Опытное поле» при проведении сельскохозяйственных работ / Д.В. Турченко, С.Н. Лукашенко, А.О. Айдарханов, А.В. Паницкий // Вестник НЯЦ РК.- 2013. – Вып. 4. – С. 59.



## ГЛАВА 3. РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ТЕРРИТОРИЙ, ПРИЛЕГАЮЩИХ К СИП

### 3.1 Характер загрязнения территорий в зоне прохождения следов

В результате проведения ядерных испытаний на Семипалатинском испытательном полигоне радиоактивные облака выходили за пределы полигона, что привело к радиоактивному загрязнению местности. Основные дозообразующие следы были направлены в северо-восточном, юго-восточном и южном направлениях. Радиоактивное загрязнение распространилось за пределы полигона на сотни километров, образуя следы шириной десятки километров.

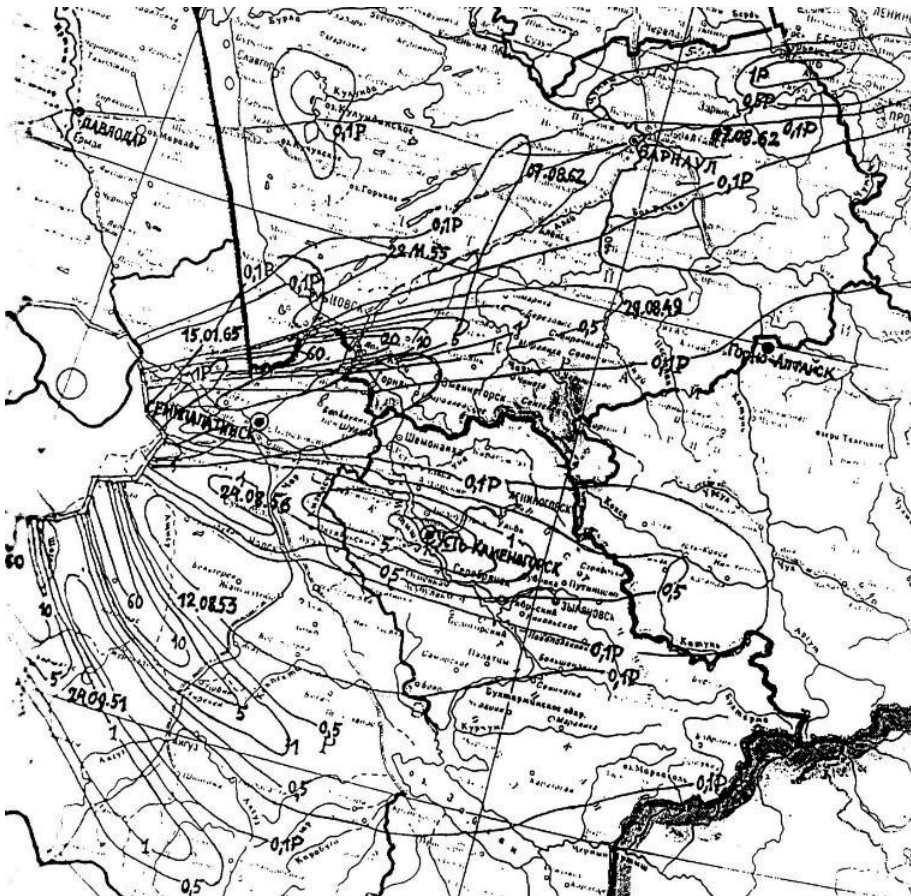
Согласно Закону Республики Казахстан от 18.12.1992 г. N 1787-XII «О социальной защите граждан, пострадавших вследствие ядерных испытаний на Семипалатинском испытательном ядерном полигоне» сделана классификация территорий, подвергшихся воздействию ядерных испытаний, основанная на данных радиационной разведки, проводившейся в период испытаний. Вся территория Восточно-Казахстанской и прилегающие к полигону районы Павлодарской и Карагандинской областей признаны зоной экологического бедствия. К зоне чрезвычайного радиационного риска отнесены территории Саржалского сельского округа Абайского района, Долонского сельского округа Бескарагайского района, населенных пунктов Сарапан и Иса упраздненного Жанасемейского района Восточно-Казахстанской области.

На *рисунке 3.1* представлена схема, на которой показано положение радиоактивных следов, образовавшихся после проведения ядерных испытаний на СИП, с указанием изолиний доз гамма-излучения до полного распада продуктов взрыва на открытой местности.

Основой для разработки этой карты-схемы послужили материалы архивного хранения с данными о радиационно-гигиенической обстановке на локальных следах радиоактивного загрязнения, образовавшихся за пределами территории СИП после проведения на нем ядерных испытаний в атмосфере в период с 1949 по 1962 гг. Результаты анализа этих данных дают основание утверждать, что только 5 ядерных взрывов, произведенных на СИП (29.08.1949 г., 24.09.1951 г., 12.08.1953 г., 24.08.1956 г. и 07.08.1962 г.), могли оказать значимое влияние на радиоактивное загрязнение местности, различных объектов окружающей среды, а также диких и сельскохозяйственных животных [2].

Осуществление 29.08.1949 г. первого экспериментального взрыва считалось в то время настолько важным военно-политическим событием, что было решено пренебречь неблагоприятными метеорологическими условиями и провести испытание в дождливую погоду с резкими порывами ветра.

После проведения первого ядерного испытания территория, на которой доза внешнего гамма-излучения на местности до полного распада



**Рисунок 3.1.** Положение радиоактивных следов, образовавшихся после проведения ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне, с указанием изолиний доз гамма-излучения до полного распада продуктов взрыва на открытой местности, в рентгенах [1]

да радиоактивных веществ могла превышать 1 рентген, простиралась постепенно расширяющейся полосой до расстояния примерно 300 км от границы запретной зоны при ширине следа до 40–50 км [3]. Радиоактивному загрязнению подверглись Новопокровский и Бескарагайский районы Семипалатинской области и несколько районов Алтайского края. В *таблице 3.1* приведены величины доз излучения на местности, рассчитанные на основании обобщения данных различных исследований [2].

24 сентября 1951 г. был осуществлен второй ядерный взрыв на испытательной площадке «П-1». Образовавшаяся полоса радиоактивного загрязнения располагалась к югу и к юго-востоку от испытательной площадки. Территория, где доза гамма-излучения могла превышать 1 рентген,

**Таблица 3.1.** Некоторые данные о радиационной обстановке в населенных пунктах Семипалатинской области, расположенных на радиоактивном следе взрыва 29 августа 1949 г.

Место измерения (нас. пункт)	Расстояние от центра взрыва, в км.	Уровни радиации на время измерения, Р/ч	Время после взрыва, час		Доза (до полного распада РВ), Р	
			измерение мощности дозы гамма-излучения	формирования загрязнения	на местности	облучения населения
Белокаменка	122	3,6x10 <sup>-5</sup>	173	3,4	0,06	0,05
На оси следа вблизи Долони	118	0,2	173	3,4	224	-
Долонь	118	-	-	-	185	134(150)*
Мостик	90	0.01	173	3,4	17	13(15)
Черемушки	76	1,8	24	21	200	135(150)
Известковый	76	3,6x10 <sup>-5</sup>	173	3	0,07	0,05
Канонерка	-	-	-	-	15	12(14)

Примечание: \* В скобках – с учетом дозы за период формирования следа

протянулась полосой до 200 км от запретной границы полигона. В зону радиоактивного загрязнения попали Абайский, Чубартауский и Аягузский районы Семипалатинской области [2]. Данные о дозах излучения приведены в таблице 3.2.

**Таблица 3.2.** Некоторые данные о радиационной обстановке на радиоактивном следе наземного ядерного взрыва 24 сентября 1951 г

Место измерения (нас. пункт)	Расстояние от центра взрыва, в км.	Уровни радиации на время измерения, Р/ч	Время после взрыва, час		Доза (до полного распада РВ), Р	
			измерение мощности дозы гамма-излучения	формирования загрязнения	на местности	облучения населения
Кайнар	150	0,27	10	10	9	7(8)*
Колхоз им. Молотова	225	0,17	20	15	14	11(12)
Тескескен	410	0,004	20	-	0,3	0,2
Теспакан	460	0,002	20	-	0.12	0,1

Примечание: \*В скобках – с учетом дозы за период формирования следа.

После проведения первого термоядерного взрыва 12 августа 1953 г. – самого мощного наземного взрыва в СССР (400 кт) – радиоактивными продуктами была загрязнена территория, расположенная к юго-востоку от испытательной площадки «П-1». Полоса загрязнения с дозой более 1 рентгена, на основании данных наземной и воздушной разведок, прослеживалась на расстоянии до 400 км от границы полигона. В зону загрязнения частично попали Абайский, Георгиевский и Аягузский районы Семипалатинской области с населенными пунктами Абай, Кызылтас, Журекодыр, Саржал (центральная усадьба колхоза им. Тельмана) и др. Данные о дозах излучения в некоторых населенных пунктах области приведены в *таблице 3.3*.

**Таблица 3.3.** Данные о радиационной обстановке в населенных пунктах Семипалатинской области, расположенных на радиоактивном следе первого термоядерного взрыва 12 августа 1953 года [3]

Место измерения (нас. пункт)	Расстояние от центра взрыва, в км.	Уровни радиации на время измерения, Р/ч	Время после взрыва, час		Доза (до полного распада РВ), Р	
			измерение мощности дозы гамма-излучения	формирования загрязнения	на местности	облучения населения
Тайлан	100	3	36,6	1,2	1000	-
Саржал	110	1,19	25,7	1,3	250	42*
Кара-Аул (Абай)	200	0,18	84	2,4	150	13*
Айгыржал	300	0,04	25,8	3,5	6,6	5(6)**

Примечание: \* С учетом временного отселения жителей.

\*\* В скобках – с учетом дозы за период формирования следа.

После взрыва 5 октября 1954 г., мощность которого составляла 4 кт, загрязнение местности радиоактивными выпадениями произошло в юго-западном направлении от Опытного поля.

После испытания 30 октября 1954 г. (10 кт) полоса загрязнения протянулась, на юго-восток, захватив частично Абайский, Новопокровский, Чарский и Георгиевский районы Семипалатинской области и Никитинский район Восточно-Казахстанской области.

По программе работ в 1956 г. было проведено три наземных испытания (16 и 25 марта, 24 августа). Наиболее значительное загрязнение произошло после наземного ядерного взрыва мощностью 27 кт, произведенного 24 августа 1956 г. Полоса загрязненной местности после этого взрыва располагалась к востоку от Опытного поля и имела несколько участков с максимальными дозами. Появление загрязненных участков в дальней зоне было связано с выпадением осадков в виде дождя. Частично оказались загрязненными Новопокровский и Чарский районы Семипалатинской области, Таврический, Предгорненский, Никитинский и Серебрянский районы Восточно-Казахстанской области вместе с областным центром г. Усть-Каменогорском (*таблица 3.4*).

**Таблица 3.4.** Данные о радиационной обстановке в населенных пунктах Семипалатинской и Восточно-Казахстанской областей, расположенных на радиоактивном следе взрыва 24 августа 1956 г.

Место измерения (нас. пункт)	Расстояние от центра взрыва, в км.	Уровни радиации на время измерения, Р/ч	Время после взрыва, час		Доза (до полного распада РВ), Р	
			измерение мощности дозы гамма-излучения	формирования загрязнения	на местности	облучения населения
Иса	100	0,0014	720	1,7	15	12(13)*
Знаменка	130	0,0003	720	2,2	3	2(3)
7 км юго-западнее Малое Карасу	244	0,0002	720	4,1	1,7	-
5 км южнее Бородино	263	$8 \times 10^{-4}$	720	4,4	6,8	-
6 км юго-западнее Акимовки	335	$1,6 \times 10^{-3}$	720	5,6	13	-
Усть-Каменогорск	342	$1,2 \times 10^{-3}$	720	3,7	10	8(9)
Тарханка	364	$3 \times 10^{-4}$	720	6,1	2,4	2(3)
Бобровка	345	$3 \times 10^{-4}$	720	5,8	2,4	2(3)

Примечание: \*В скобках - с учетом дозы за период формирования следа.

В последующие годы, вплоть до окончания ядерных испытаний в атмосфере (последний взрыв был осуществлен 24 декабря 1962 г.), проводились в основном воздушные испытания. Наземные ядерные взрывы, осуществлявшиеся на Семипалатинском полигоне, имели уже сверхмалую мощность, поэтому после этих взрывов радиоактивный след почти полностью формировался в пределах территории полигона.

При высоких воздушных взрывах, когда приземный пылевой столб, образующийся в эпицентральной зоне, не соединялся с облаком взрыва, радиоактивное загрязнение, как правило, было незначительным.

В таблице 3.5 приведены данные, характеризующие радиационную обстановку в наиболее крупных населенных пунктах Семипалатинской области, территории которых подверглись радиоактивному загрязнению в разные годы проведения на СИП ядерных испытаний в атмосфере за период с 1949 по 1958 гг. Анализ данных таблицы показывает, что самые высокие дозы внешнего гамма-излучения на открытой местности до полного распада продуктов ядерного взрыва были зафиксированы в п. Долонь (185 Р) после первого ядерного испытания, проведенного 29.08.1949 г., и в п. Саржал (250 Р) после испытания первой водородной бомбы 12.08.1953 г. Однако доза внешнего облучения жителей п. Саржал была значительно ниже дозы облучения жителей п. Долонь. Это объясняется тем, что население п. Саржал было отселено перед испытанием в безопасную зону и возвращено обратно

через 19 дней после значительного снижения уровня радиации в результате распада большей части относительно короткоживущих радионуклидов.

**Таблица 3.5.** Радиационная обстановка в населенных пунктах Семипалатинской области, территории которых были загрязнены радиоактивными выпадениями после проведения на СИП ядерных испытаний в 1949-1958 гг. [5, 6, 7, 8, 9].

№ п/п	Населенные пункты	Суммарная доза внешнего гамма-излучения на открытой местности за счет выпадения радиоактивных осадков в разные годы, Р									Доза внешнего облучения населения, Р
		1949	1951	1953	1954	1955	1956	1957	1958	1949-1958	
1	Долонь	185	-	-	0,056	0,086	0,03	-	0,36	186	134
2	Мостик	17	-	-	0,056	0,248	0,03	-	0,36	18	13
3	Черемушки	0,07	-	-	-	-	-	-	-	0,07	0,05
4	Белокаменка	0,06	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,05
5	Кайнар	-	10	-	-	-	-	-	-	10	7
6	Саржал	-	-	250	-	-	-	-	-	250	42
7	Кара-Аул (Абай)	-	-	150	-	-	-	-	-	150	14
8	Знаменка	-	-	-	0,018	-	5,5	-	-	6	3
9	г. Семипалатинск	-	-	-	-	0,012	0,01	-	-	0,22	0,01

Стоит отметить, что представленная архивная информация о радиационной обстановке стала известна широкой общественности лишь после закрытия полигона в 90-х годах. При этом, данные о текущем состоянии объектов окружающей среды на территории, прилегающей к СИП, полностью отсутствовали. В результате исследований, проведенных РГП НЯЦ РК, удалось получить информацию, характеризующую современное радиационное состояние указанных территорий.

## 3.2 Радиоэкологическое состояние населенных пунктов

### 3.2.1 Сёла Долонь, Бескарагай, Канонерка, Бодене

Исследование поверхностного распределения радионуклидов в населенных пунктах

**Село Долонь.** В ходе работ по изучению площадного загрязнения территории поселка Долонь были отобраны и проанализированы пробы



почвы. Отбор проб производился в точках, расположенных, по возможности, равномерно по площади села с ненарушенным почвенным покровом. Схема села Долонь представлена на рисунке 3.2.



**Рисунок 3.2.** Схема села Долонь

Результаты проведенных лабораторных гамма-спектрометрических измерений представлены на рисунке 3.3.

В целом, области повышенных значений активности приурочены к краям села. Причиной низких уровней активности техногенных радионуклидов в центральной части села может быть их заглупление в результате хозяйственной деятельности. Среднее значение удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в почве по поселку Долонь составило 9,7 Бк/кг. Среднее значение для америция составило 0,8 Бк/кг, которое является «оценкой сверху», так как практически в половине проб его содержание находится ниже минимально детектируемой активности используемого лабораторного оборудования.



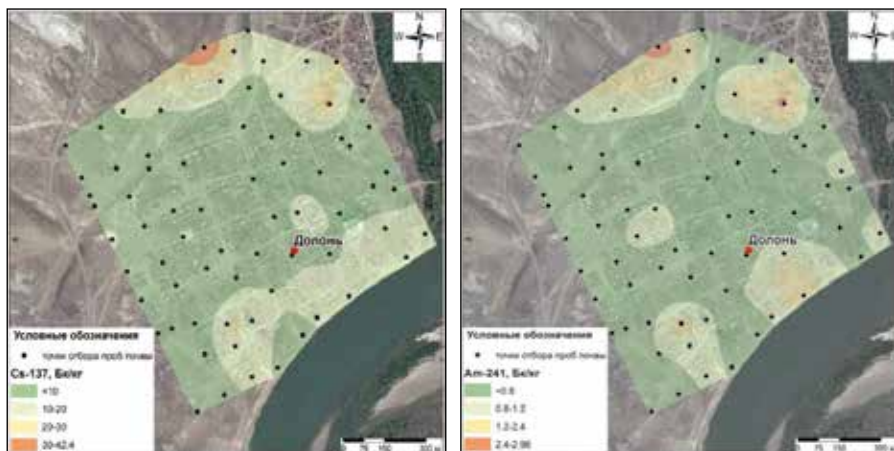


Рисунок 3.3 Поверхностное распределение  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{241}\text{Am}$  в районе с. Долонь

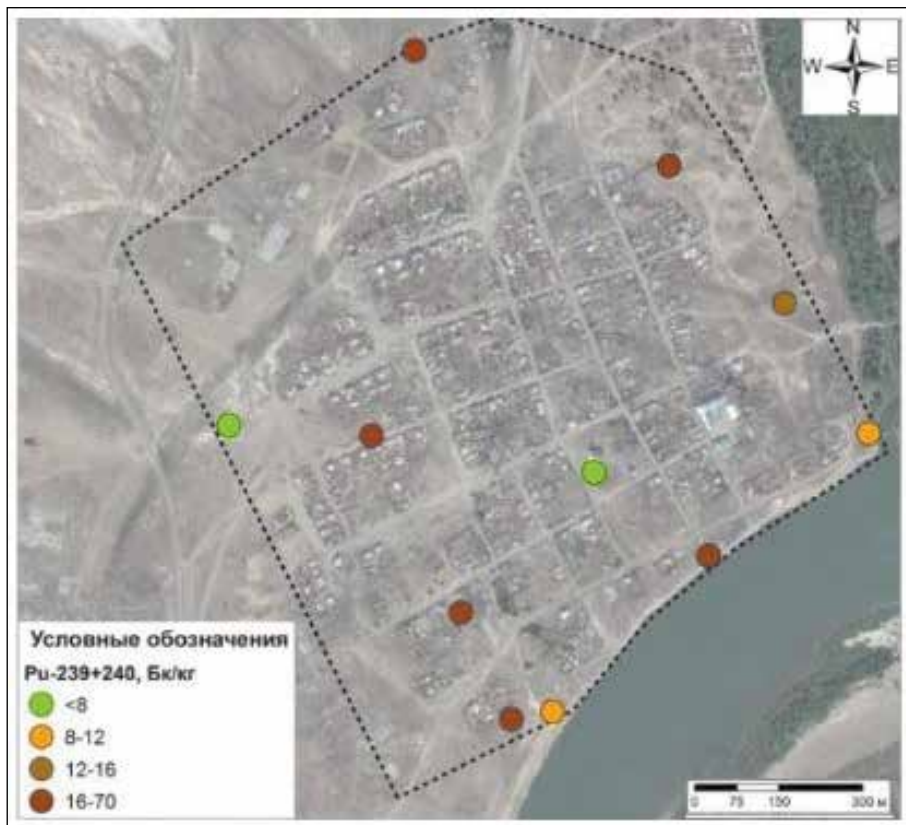


Рисунок 3.4. Удельная активность  $^{239+240}\text{Pu}$  в отдельных точках по результатам радиохимического анализа

Обращают на себя внимание достаточно высокие значения удельной активности плутония в большинстве проб от 14 до 70 Бк/кг (рисунок 3.4). При этом в пространственном отношении они расположены по всему периметру села, следовательно, высока вероятность наличия таких же концентраций в центральной части поселка. Средняя удельная активность  $^{239+240}\text{Pu}$  в почве для поселка рассчитывалась по содержанию в почве  $^{241}\text{Am}$ , с учетом максимального отношения  $^{239+240}\text{Pu}$  к  $^{241}\text{Am}$  (20,6), равно-го 16,5 Бк/кг.

**Село Бескарагай.** Исследование площадного распределения искусственных радионуклидов на территории населенного пункта Бескарагай заключалось в определении их содержания в поверхностном почвенном покрове.

На рисунке 3.5 показана схема расположения точек отбора проб почвы.

Оценка характера площадного радионуклидного загрязнения почвенного покрова в с. Бескарагай основана на результатах гамма-спектрометрического анализа образцов почв. При этом гамма-спектрометрическим методом определялись  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{241}\text{Am}$  как наиболее важные в радиоэкологическом плане долгоживущие техногенные радионуклиды. Распределение  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  оценивалось по  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{241}\text{Am}$ , соответственно, с учетом их отношений ( $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  и  $^{239+240}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$ ).

Площадное распределение  $^{137}\text{Cs}$  на территории населенного пункта представлено на рисунке 3.6, а.

Удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  в почвенном покрове населенного пункта изменяется от 0,4 до 34 Бк/кг, каких-либо зон с повышенными значени-

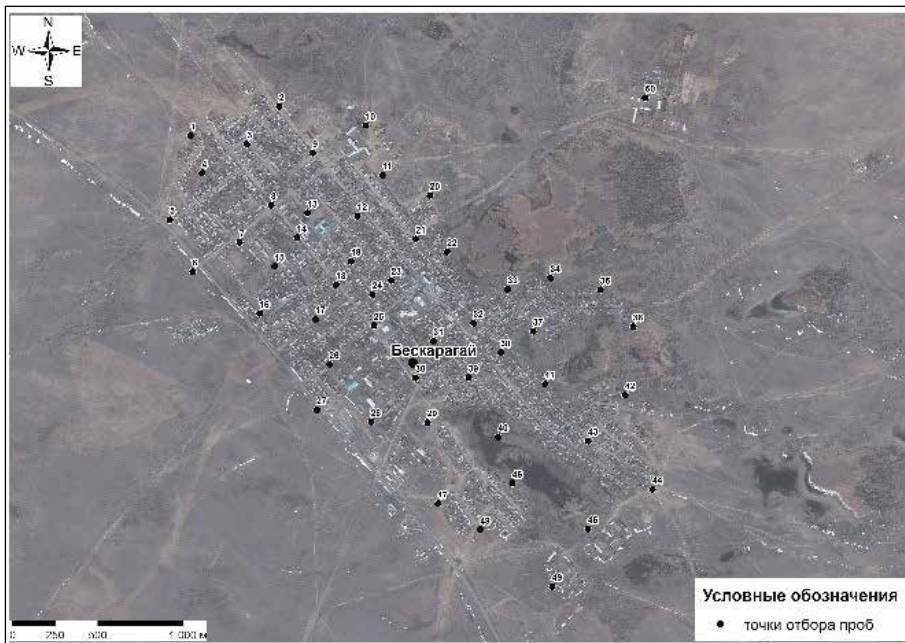
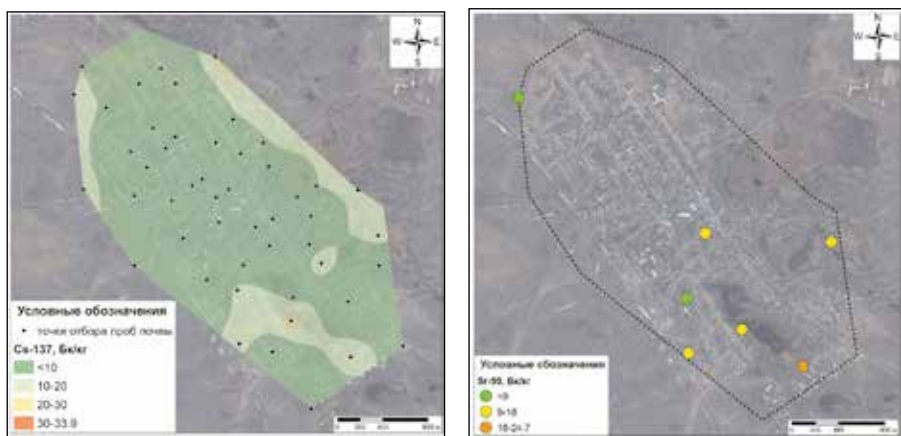


Рисунок 3.5. Схема расположения точек отбора проб почвы в с. Бескарагай

ями  $^{137}\text{Cs}$  не наблюдается. Имеются небольшие повышения концентрации  $^{137}\text{Cs}$  по краям села, но в целом его распределение можно оценить как равномерное.

Площадное распределение  $^{90}\text{Sr}$  определялось с использованием отношения  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ . Так как оба радионуклида являются продуктами деления ядерного взрыва, то и их соотношение в радиоактивных выпадениях одного и того же испытания будет стабильным. Следовательно, для оценки стронциевого загрязнения территории населенного пункта был выполнен радиохимический анализ в нескольких пробах, затем, по полученным значениям удельной активности  $^{90}\text{Sr}$ , было определено отношение  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ , и далее с его помощью рассчитаны концентрации  $^{90}\text{Sr}$  в почве для всей территории (рисунок 3.6, б). С учетом полученного значения отношения  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ , равного 0,6, среднее значение удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в почве на территории с. Бескарагай составило  $\sim 4$  Бк/кг.



а)  $^{137}\text{Cs}$

б)  $^{90}\text{Sr}$

**Рисунок 3.6.** Площадное распределение радионуклидов на территории с. Бескарагай

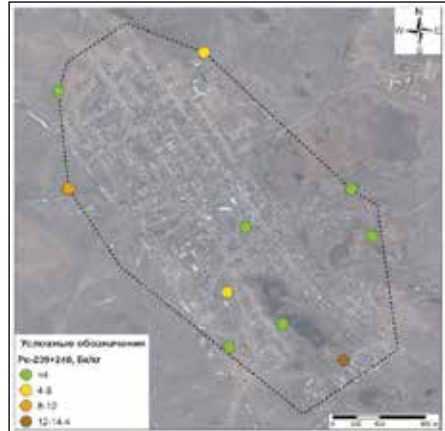
В площадном распределении  $^{241}\text{Am}$  наблюдается схожая с  $^{137}\text{Cs}$  картина – приблизительно равномерное распространение по всей территории села (рисунок 3.7).

В более чем половине проб содержание америция находится ниже уровня детектируемой активности используемого оборудования. В этой связи, статистическая обработка данных по удельной активности  $^{241}\text{Am}$  в почве выполнена «оценкой сверху», т.е. для всех данных приняты верхние границы значений. Так, среднее значение удельной активности  $^{241}\text{Am}$  («оценкой сверху») равно 0,6 Бк/кг, при этом в более чем 80 % проб активность америция ниже 0,6 Бк/кг.

Площадное распределение  $^{239+240}\text{Pu}$  определялось по значениям  $^{241}\text{Am}$  с учетом их соотношения ( $^{239+240}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$ ). Для этого был выполнен радиохимический анализ нескольких образцов почвы, определено среднее значение соотношения  $^{239+240}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$ , которое затем применялось



**Рисунок 3.7.** Площадное распределение  $^{241}\text{Am}$  на территории с. Бескарагай



**Рисунок 3.8.** Содержание  $^{239+240}\text{Pu}$  в почве в отдельных точках по результатам радиохимического анализа и отношение удельной активности  $^{239+240}\text{Pu}$  к  $^{241}\text{Am}$  на территории с. Бескарагай



**Рисунок 3.9.** Схема расположения точек отбора проб почвы в с. Канонерка



для дальнейшего анализа данных, в частности, для оценки пространственного распределения плутония на территории села (рисунк 3.8).

Исходя из полученных результатов, значение отношения  $^{239+240}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$  для Бескарагая равно 4,9. Следовательно, среднее значение удельной активности  $^{239+240}\text{Pu}$  в почве населенного пункта составит 2,9 Бк/кг.

**Село Канонерка.** Для определения характера площадного распределения техногенных радионуклидов на территории с. Канонерка были отобраны пробы почвы (рисунк 3.9). Отобранные пробы были проанализированы в лабораторных условиях.

Площадное распределение  $^{137}\text{Cs}$  на территории населенного пункта представлено на рисунке 3.10.

Удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  в почвенном покрове населенного пункта изменяется от 1,2 до ~20 Бк/кг, каких-либо зон с повышенными значениями  $^{137}\text{Cs}$  не наблюдается. Имеются небольшие повышения концентрации цезия по краям села, но в целом его распределение можно оценить, как равномерное. Статистическая обработка данных показывает, что в большинстве проб почвы (75%) содержание  $^{137}\text{Cs}$  находится на уровне до 10 Бк/кг, среднее значение удельной активности равно – 6,6 Бк/кг.

Для оценки стронциевого загрязнения территории населенного пункта были выбраны несколько точек с повышенными значениями цезия, в пробах которых выполнен радиохимический анализ. По полученным значениям удельной активности  $^{90}\text{Sr}$ , было определено отношение  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ , и далее с его помощью рассчитаны концентрации  $^{90}\text{Sr}$  в почве для всей территории (рисунк 3.11).

С учетом полученного значения отношения  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ , равного 0,8, среднее значение удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в почве на территории с. Канонерка составило ~5 Бк/кг.

Площадное распределение  $^{241}\text{Am}$  как и  $^{137}\text{Cs}$  приблизительно равномерное по всей территории села (рисунк 3.12). Наблюдаются небольшие повышения его активности по краям села.

Среднее значение удельной активности  $^{241}\text{Am}$  в почве с. Канонерка составило 0,6 Бк/кг.

Площадное распределение  $^{239+240}\text{Pu}$  определялось по значениям  $^{241}\text{Am}$  с учетом их соотношения ( $^{239+240}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$ ). Для этого был выполнен радиохимический анализ нескольких образцов почвы, определено среднее значение соотношения  $^{239+240}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$ , которое затем применялось для дальнейшего анализа данных, в частности для оценки пространственного распределения плутония на территории села (рисунк 3.13).

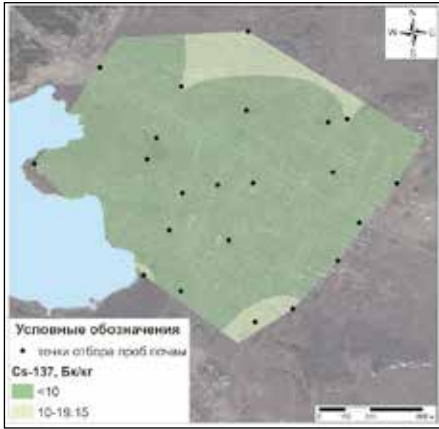
Значение отношения  $^{239+240}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$  для с. Канонерки равно 6,1. Следовательно, среднее значение удельной активности  $^{239+240}\text{Pu}$  в почве населенного пункта составит 3,7 Бк/кг.

**Село Бодене.** Для определения содержания техногенных радионуклидов на территории поселка отобраны пробы почвы и растений, в точках, расположенных равномерно по всей площади (рисунк 3.14).

Результаты лабораторных анализов отобранных проб приведены в таблице 3.6.

В результате проведенных  $\gamma$ -спектрометрических анализов было установлено, что удельная активность радионуклида  $^{137}\text{Cs}$  в почве не превы-

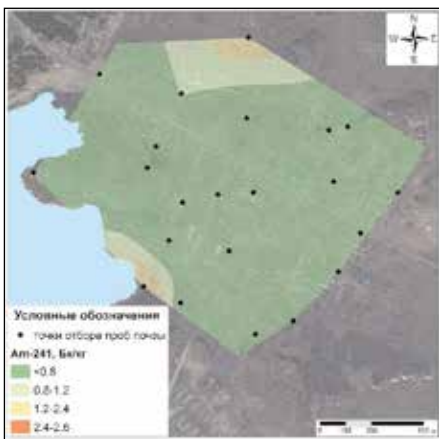
шает фона глобальных выпадений (30 Бк/кг) [10]. Удельная активность радионуклида  $^{90}\text{Sr}$  в почве варьирует в пределах от <1,2 до 2,9 Бк/кг, что не превышает фона глобальных выпадений (18 Бк/кг). Содержание радионуклида  $^{239+240}\text{Pu}$  в четырех пробах почвы не превышает <4 Бк/кг,



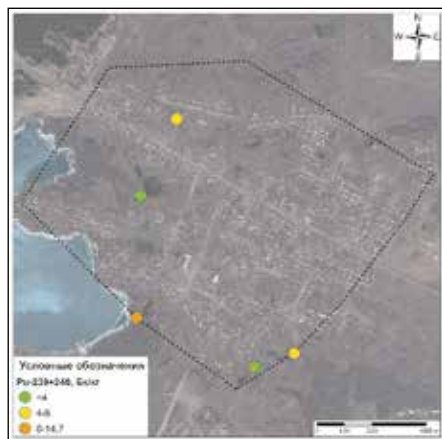
**Рисунок 3.10.** Площадное распределение  $^{137}\text{Cs}$  на территории с. Канонерка



**Рисунок 3.11.** Содержание  $^{90}\text{Sr}$  в почве в отдельных точках по результатам радиохимического анализа и отношение удельных активностей  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{C}$



**Рисунок 3.12.** Площадное распределение  $^{241}\text{Am}$  на территории с. Канонерка



**Рисунок 3.13.** Содержание  $^{239+240}\text{Pu}$  в почве в отдельных точках по результатам радиохимического анализа и отношение удельной активности  $^{239+240}\text{Pu}$  к  $^{241}\text{Am}$  на территории с. Канонерка

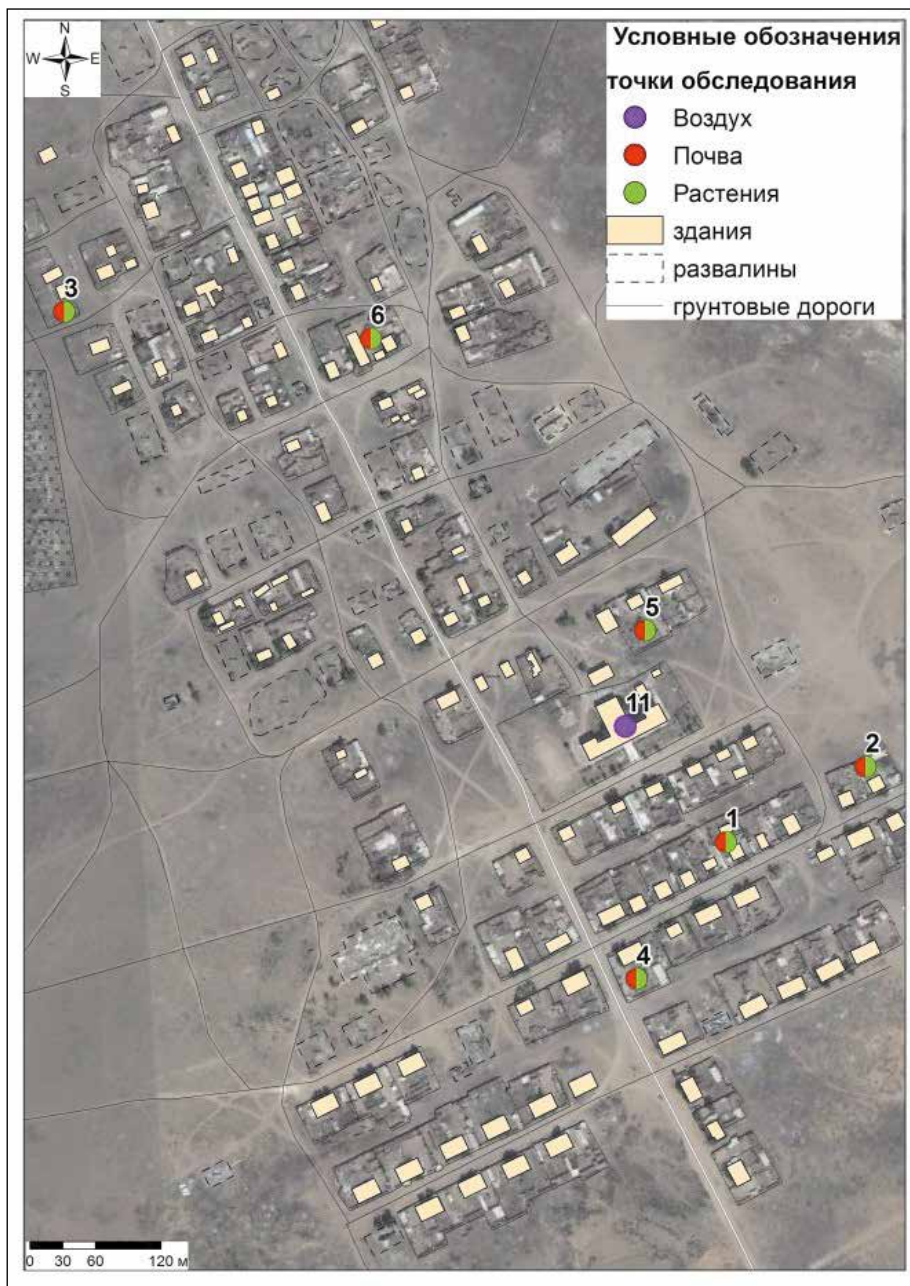


Рисунок 3.14. Схема с. Бодене



**Таблица 3.6.** Содержание радионуклидов в почве на приусадебных площадках

№ п/п	Точка отбора, адрес	Удельная активность радионуклидов, Бк/кг			
		<sup>137</sup> Cs	<sup>241</sup> Am	<sup>90</sup> Sr	<sup>239+240</sup> Pu
1	точка 1, ул. А. Кашаубаева д. 15	4,0	<0,5	1,9	<0,7
2	точка 2, ул. А. Кашаубаева д. 23	4,0	<0,4	2,9	<2,8
3	точка 3, ул. Джамбула д. 1	13	<0,9	<1,2	10
4	точка 4, ул. Айткожа д. 14	2,2	<0,4	2	<2,7
5	точка 5, ул. Баймуратова д. 5	2,8	<0,5	-	-
6	точка 6, ул. Амангельды д. 47	5,8	<1,9	<1,8	<4

что находится на уровне средних значений содержания радионуклида в почве (0,5–2,67 Бк/кг) [11]. Удельная активность радионуклида <sup>239+240</sup>Pu в 1 пробе составляет 10 Бк/кг и превышает средние значения содержания радионуклида в почве в 4 раза.

#### Состояние воздушного бассейна

##### Оценка содержания искусственных радионуклидов в воздухе

Комплекс исследовательских работ включал: экспериментальные исследования воздушной среды непосредственно на территории населенного пункта, и теоретическая оценка возможного радионуклидного загрязнения воздушной среды.

##### Экспериментальные исследования воздушной среды

Для оценки содержания естественных и искусственных радионуклидов в воздушной среде населенных пунктов проведены работы по определению объемной активности долгоживущих естественных (<sup>40</sup>K, <sup>232</sup>Th, <sup>226</sup>Ra) и искусственных (<sup>235</sup>U, <sup>241</sup>Am, <sup>137</sup>Cs, <sup>90</sup>Sr, <sup>239+240</sup>Pu) радионуклидов в естественных условиях.

В таблице 3.7 представлены средние концентрации естественных радионуклидов (<sup>40</sup>K, <sup>232</sup>Th, <sup>226</sup>Ra, <sup>235</sup>U) в воздушной среде населенных пунктов.

**Таблица 3.7.** Средняя концентрация долгоживущих радионуклидов в воздушной среде в населенных пунктах, прилегающих к территории СИП

Место отбора	Средний объем прокачанного воздуха, м <sup>3</sup>	Объемная активность радионуклидов, Бк/м <sup>3</sup>			
		<sup>40</sup> K	<sup>232</sup> Th	<sup>226</sup> Ra	<sup>235</sup> U
Долонь	15 000	$2 \times 10^{-3} \pm 2 \times 10^{-4}$	$< 8 \times 10^{-5}$	$7 \times 10^{-5} \pm 7 \times 10^{-6}$	$< 5 \times 10^{-5}$
Бескарагай	400	$1 \times 10^{-2} \pm 2 \times 10^{-3}$	$< 6 \times 10^{-3}$	$5 \times 10^{-2} \pm 5 \times 10^{-3}$	$< 5 \times 10^{-3}$
Канонерка	400	$2 \times 10^{-2} \pm 2 \times 10^{-3}$	$< 4 \times 10^{-3}$	$4 \times 10^{-2} \pm 2 \times 10^{-3}$	$< 5 \times 10^{-3}$
Бодене	18 000	$4 \times 10^{-3} \pm 3 \times 10^{-4}$	$< 5 \times 10^{-5}$	$2 \times 10^{-5} \pm 5 \times 10^{-6}$	$< 2 \times 10^{-5}$
ДОО для населения, мкБк/м <sup>3</sup>		$3,8 \times 10^3$	0,19	3,1	2,9

**Таблица 3.8.** Средняя концентрация долгоживущих радионуклидов в воздушной среде в населенных пунктах, прилегающих к территории СИП

Место отбора	Средний объем прокачанного воздуха, м <sup>3</sup>	Объемная активность радионуклидов, мкБк/м <sup>3</sup>			
		<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>241</sup> Am	<sup>239+240</sup> Pu
Долонь	15 000	<8	<5	<7	2,3±1,1
Бескарагай	400	<500	<100	<300	<200
Канонерка	400	<400	<100	<200	<300
Бодене	18 000	<40	<8	<5	<0,5
ДОО для населения, мкБк/м <sup>3</sup>		2,7×10 <sup>7</sup>	2,7×10 <sup>6</sup>	2900	2500

Концентрация <sup>239+240</sup>Pu в почве, n×10<sup>1</sup> Бк/кг

В таблице 3.8 представлены средние концентрации техногенных радионуклидов (<sup>137</sup>Cs, <sup>90</sup>Sr, <sup>241</sup>Am, <sup>239+240</sup>Pu) в воздушной среде.

Результаты проведенных работ показали, что на всех исследовательских объектах не обнаружено повышенных концентраций естественных (<sup>40</sup>K, <sup>232</sup>Th, <sup>226</sup>Ra) и техногенных (<sup>241</sup>Am, <sup>137</sup>Cs, <sup>90</sup>Sr) радионуклидов в воздушной среде, содержание которых находилось на уровне предела обнаружения.

Несмотря на то что концентрация <sup>239+240</sup>Pu находилась на уровне предела обнаружения, были получены численные концентрации по радионуклиду <sup>239+240</sup>Pu, которые значительно ниже допустимой объемной активности для населения.

Как видно из полученных результатов, концентрация <sup>239+240</sup>Pu составляет от 1–2 мкБк/м<sup>3</sup>, что ниже допустимой объемной активности (ДОО) для категории «Население». Таким образом, перенос радиоактивности с испытательных площадок СИП незначительный, проживание, ведение производственной и сельскохозяйственной деятельности на исследуемой территории не представляет опасности для населения.

#### Теоретическая оценка возможного радионуклидного загрязнения воздушной среды

Климатические условия исследуемой территории (пыльные бури, сильные ветры) способствуют вторичному подъему содержащихся на поверхности почвы техногенных радионуклидов. Данному процессу способствуют распространенные на исследуемой территории легкие почвы, которые наиболее подвержены пылеобразованию.

Оценка содержания искусственных радионуклидов в воздухе исследуемых населенных пунктов выполнялась по средним значениям удельной активности радионуклидов в почве. Вычисленные значения объемной активности искусственных радионуклидов в воздухе исследуемых объектов с учетом среднегодовой запыленности воздуха представлены в таблице 3.9.

При средних значениях удельной активности в поверхностном слое почвы рассчитаны объемные активности искусственных радионуклидов в воздухе населенных пунктов, прилегающих к территории СИП. Полученные значения объемной активности радионуклидов значительно

**Таблица 3.9.** Объемная активность искусственных радионуклидов в воздухе населенных пунктов

Среднегодовая запыленность воздуха (rsus), кг/м <sup>3</sup>	Объемная активность радионуклидов в воздухе при средних значениях удельной активности в почве, мкБк/м <sup>3</sup>			
	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>239+240</sup> Pu	<sup>241</sup> Am
Долонь				
1,3×10 <sup>-7</sup>	1,26	0,55	0,31	0,08
Бескарагай				
8,8×10 <sup>-9</sup>	1,2	0,36	0,43	0,02
Канонерка				
8,2×10 <sup>-9</sup>	0,36	0,13	0,54	0,01
Бодене				
7,6×10 <sup>-7</sup>	2,8	0,24	1,27	0,05
ДОА <sub>нас</sub> , мкБк/м <sup>3</sup>	2,7×10 <sup>7</sup>	2,7×10 <sup>6</sup>	2500*	2900

**Примечание:** \* – допустимая объемная активность <sup>239+240</sup>Pu принята 2,5×10<sup>-3</sup> Бк/м<sup>3</sup> для одного радионуклида <sup>239</sup>Pu

меньше (на 3-7 порядка) допустимой объемной активности (ДОА) для категории «Население», согласно ГН СЭТОРБ.

Исследования показали, что полученные экспериментальные данные объемной активности радионуклидов в воздушной среде на порядок ниже теоретически рассчитанной объемной активности радионуклидов в воздухе. Полученные экспериментальным и теоритическим методом уровни радиоактивного загрязнения воздушной среды радиационной опасности для населения не представляют.

#### **Оценка содержания естественных и искусственных радионуклидов в воде, употребляемой для питья и в хозяйственных целях**

На формирование радиоактивного загрязнения водных объектов исследуемых населенных пунктов территории могли повлиять:

- атмосферные выпадения от наземных и воздушных ядерных взрывов, проведенных на площадке «Опытное поле»;
- глобальные атмосферные выпадения;
- природные геохимические аномалии изотопов естественных радионуклидов.

В связи с чем, для оценки содержания естественных и искусственных радионуклидов в воде, используемой в различных хозяйственно-питьевых целях, проведены работы по исследованию состояния водных объектов поверхностного и подземного происхождения.

Исследования состояния водных объектов проводилось по следующей методологии:

- Дешифрирование космоснимков (выявление потенциальных поверхностных водных объектов).
- Опрос населения и администрации поселка (определение точного количества и типов объектов водопользования).

- Полевые работы (непосредственный выезд на водные объекты).
- Лабораторные анализы воды.

**Село Долонь.** В географическом плане населенный пункт Долонь расположен в долине крупной трансграничной р. Иртыш, и вся гидрография района находится в зоне влияния бассейна реки. Поверхностные водные объекты близлежащих территорий характеризуются небольшими водоемами, образованными в результате отделения стариц от основного русла р. Иртыш. Подземные воды района имеют безнапорный тип и распространены на уровнях осадочных отложений аллювиально-пролювиального происхождения.

По результатам обработки картографического материала установлено, что близлежащие поверхностные водные объекты расположены на расстоянии 1–3 км от населенного пункта. По данным опроса населения и администрации поселка, централизованное водоснабжение отсутствует, в качестве источника хозяйственно-питьевого водопотребления используются частные водозаборные сооружения – скважины.

Места расположения обследованных объектов водопользования показаны на рисунке 3.15.



**Рисунок 3.15.** Места расположения обследованных объектов водопользования

Обследование объектов водопользования в населенном пункте проводилось выборочно, среди жилых домов, равномерно распределенных по всей территории. В числе 14 обследованных объектов водопользования: 12 скважин и 2 поверхностных водоема. В местах отбора поверхностных вод, проводился сопряженный отбор проб донных отложений.

#### Определение искусственных радионуклидов в воде

Во всех отобранных пробах воды проводился лабораторный анализ по определению содержания искусственных радионуклидов  $^3\text{H}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$ . Результаты лабораторных анализов представлены в таблице 3.10.

**Таблица 3.10.** Результаты определения искусственных радионуклидов

№ п/п	Наименование объекта	Удельная активность, Бк/кг				
		$^3\text{H}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{241}\text{Am}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{239+240}\text{Pu}$
1	Жилой дом	< 11	< 0,01	-	< 0,004	< 0,0007
2	Жилой дом	< 11	< 0,01	-	< 0,004	< 0,0003
3	Жилой дом	< 11	< 0,02	-	< 0,005	< 0,0004
4	Жилой дом	< 11	< 0,01	-	< 0,004	< 0,0003
5	Жилой дом	< 11	< 0,01	-	< 0,004	< 0,0004
6	Лесничество	< 11	< 0,01	-	< 0,004	< 0,0003
7	Акимат	< 11	< 0,01	-	< 0,004	< 0,0003
8	Школа	< 11	< 0,01	-	< 0,004	< 0,0002
9	Жилой дом	< 11	< 0,01	-	< 0,004	< 0,0002
10	Жилой дом	< 11	< 0,01	-	< 0,004	< 0,0002
11	т.4	< 11	< 0,0002	< 0,002	-	-
12	т.7	< 11	< 0,0003	< 0,002	-	-
13	Жилой дом	-	< 0,0002	< 0,002	-	-

Согласно полученным результатам в подземных и поверхностных водах удельная активность искусственных радионуклидов находятся ниже пределов обнаружения минимально-детектируемой активности используемого аппаратурно-методического обеспечения и составили для  $^3\text{H}$  <11 Бк/кг,  $^{137}\text{Cs}$  <0,0002 Бк/кг,  $^{241}\text{Am}$  <0,002 Бк/кг,  $^{90}\text{Sr}$  <0,004 Бк/кг,  $^{239+240}\text{Pu}$  <0,0003 Бк/кг. Полученные значения искусственных радионуклидов в исследуемых водах ниже уровней вмешательства в питьевой воде, согласно Гигиеническому нормативу [18].

#### Определение естественных радионуклидов в воде

Определение содержания естественных радионуклидов проводилось в образцах воды, подготовленных после предварительного выпаривания. Результаты лабораторных анализов представлены в таблице 3.11.

**Таблица 3.11.** Результаты определения естественных радионуклидов

№ п/п	Наименование объекта	Удельная активность, Бк/кг			Примечание
		<sup>40</sup> K	<sup>232</sup> Th	<sup>226</sup> Ra	
1	т.4	0,4 ± 0,04	0,01 ± 0,001	0,01 ± 0,001	Озеро
2	т.7	0,7 ± 0,07	0,01 ± 0,001	0,01 ± 0,001	
3	Жилой дом	0,6 ± 0,06	0,01 ± 0,001	0,01 ± 0,001	Скважина

Удельная активность естественных радионуклидов изменяется в незначительных пределах: 0,4 – 0,7 Бк/кг для <sup>40</sup>K, 0,01 Бк/кг для <sup>232</sup>Th и <sup>226</sup>Ra. Зафиксированные значения регламентируемых естественных радионуклидов <sup>232</sup>Th и <sup>226</sup>Ra не превышают уровня вмешательства, равного 0,60 и 0,49 Бк/кг для питьевых вод, согласно Гигиеническому нормативу [18].

Во всех проанализированных пробах воды значения искусственных радионуклидов <sup>3</sup>H, <sup>137</sup>Cs, <sup>241</sup>Am, <sup>90</sup>Sr, и <sup>239+240</sup>Pu находятся ниже предела обнаружения минимально-детектируемой активности используемого аппаратурно-методического обеспечения. Содержание естественных радионуклидов <sup>232</sup>Th и <sup>226</sup>Ra в исследуемых объектах не превысили уровни вмешательства для питьевых вод, согласно Гигиеническому нормативу [18].

Таким образом, используемые населением в качестве хозяйственно-питьевых целей подземные воды села Долонь, а также потенциальные поверхностные водные объекты близлежащих водоемов, по содержанию естественных и искусственных радионуклидов, согласно гигиеническим нормативам, опасности для населения не представляют.

#### **Определение естественных и искусственных радионуклидов в донных отложениях**

Результаты определения естественных и искусственных радионуклидов в образцах донных отложений представлены в *таблице 3.12*.

**Таблица 3.12.** Содержание радионуклидов в донных отложениях, Бк/кг

№ п/п	Точка отбора	<sup>40</sup> K	<sup>232</sup> Th	<sup>226</sup> Ra	<sup>241</sup> Am	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>239+240</sup> Pu	<sup>3</sup> H
1	т.4	1100 ± 110	35 ± 3	35 ± 3	<3	30 ± 3	2,5±0,6	53±5	< 2
2	т.7	1100 ± 110	25 ± 2	20 ± 2	<3	8 ± 1	1,2±0,6	52±7	7 ± 1
3	т.13	1100 ± 100	30 ± 3	25 ± 3	< 3	15 ± 3	-	-	8 ± 1

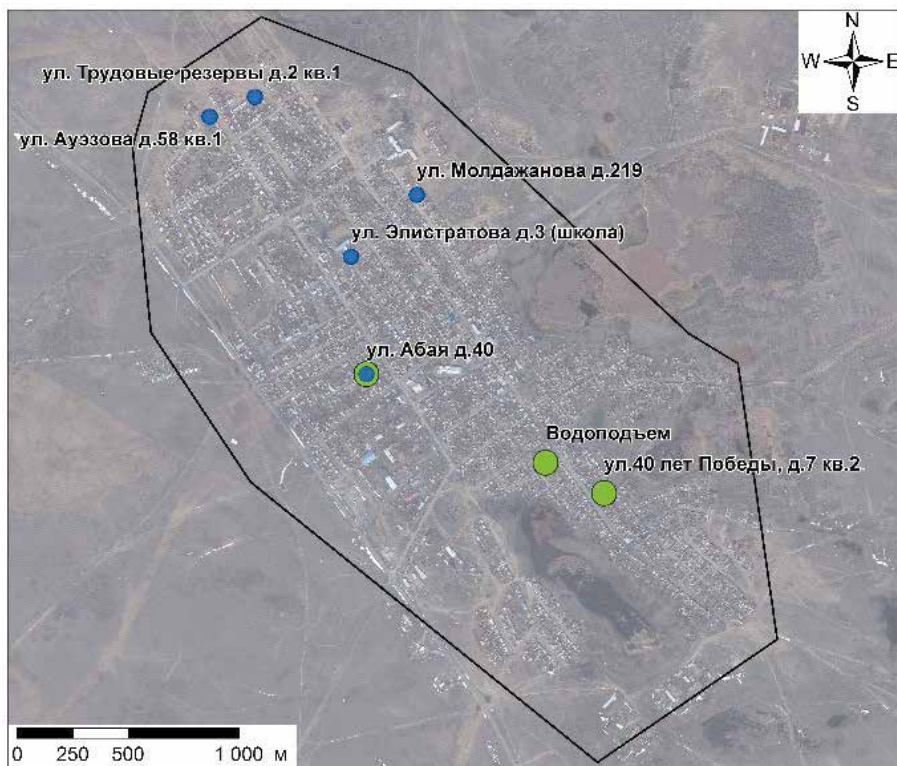
Согласно полученным результатам, обнаружено присутствие в донных отложениях техногенных радионуклидов, таких как <sup>137</sup>Cs, <sup>239+240</sup>Pu, <sup>90</sup>Sr и <sup>3</sup>H.

Присутствие техногенных радионуклидов, по всей видимости, обусловлено последствием ядерных испытаний, проведенных на площадке «Опытное поле» и глобальными атмосферными выпадениями. Учитывая сроки проведения испытаний и отсутствие новых источников поступле-



ния, можно сделать вывод, что радиоактивное загрязнение воды могло иметь место лишь в самый начальный период, и в настоящий момент времени все загрязнение аккумулировано в донных отложениях. Вторичного загрязнения водоемов, вследствие перераспределения техногенных радионуклидов из донных отложений в настоящее время не происходит. Об этом свидетельствует отсутствие техногенных радионуклидов в воде.

**Село Бескарагай.** Согласно данным опроса населения и администрации населенных пунктов, в качестве хозяйственно-питьевых источников используются централизованное водоснабжение и частные водозаборные сооружения – скважины (рисунок 3.16).



**Рисунок 3.16.** Точки отбора проб воды в п. Бескарагай

В отобранных пробах воды проводился лабораторный анализ по определению содержания искусственных радионуклидов  $^3\text{H}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$ . Результаты лабораторных анализов представлены в таблице 3.13.

Согласно полученным результатам в подземных и поверхностных водах удельная активность искусственных радионуклидов находится ниже пределов обнаружения используемого аппаратурно-методического обеспечения и составила для  $^3\text{H}$  <11 Бк/кг,  $^{137}\text{Cs}$  <0,0002 Бк/кг,  $^{241}\text{Am}$



**Таблица 3.13.** Результаты определения содержания искусственных радионуклидов

№ п/п	Населенный пункт	Наименование объекта	Удельная активность, Бк/кг					Примечание
			<sup>3</sup> H	<sup>137</sup> Cs	<sup>241</sup> Am	<sup>90</sup> Sr	<sup>239+240</sup> Pu	
1	Бескарагай	ул. 40 лет Победы	< 11	< 0,0002	< 0,001	< 0,004	< 0,0004	Скважина
2		ул. Абая 40	< 11	< 0,0002	< 0,001	< 0,004	< 0,0003	
3		ул. Ауэзова 58	< 11	< 0,0002	< 0,001	< 0,004	< 0,0004	
4		ул. Трудовые резервы	< 11	< 0,0002	< 0,001	< 0,004	< 0,0003	
5		ул. Молдажанова 219	< 11	< 0,0002	< 0,001	< 0,004	< 0,0004	
6		Водозаборная	< 11	< 0,0002	< 0,001	< 0,004	< 0,0003	Цен. водопровод
7		Школа	< 11	< 0,0002	< 0,001	< 0,004	< 0,0003	
Уровень вмешательства			7600	11	0,69	4,9	0,55	

**Таблица 3.14.** Результаты определения содержания естественных радионуклидов

№ п/п	Населенный пункт	Наименование объекта	Удельная активность, Бк/кг			Примечание
			<sup>40</sup> K	<sup>232</sup> Th	<sup>226</sup> Ra	
1	Бескарагай	ул. Абая 40	0,70 ± 0,07	0,020 ± 0,002	0,010 ± 0,001	Скважина
2		ул. 40 лет Победы	0,70 ± 0,07	0,020 ± 0,002	0,020 ± 0,002	
3		Водозаборная	0,40 ± 0,04	0,010 ± 0,001	0,010 ± 0,001	Цен. водопровод

<0,001 Бк/кг, <sup>90</sup>Sr <0,004 Бк/кг, <sup>239+240</sup>Pu <0,0003 Бк/кг. Полученные значения искусственных радионуклидов в исследуемых водах ниже уровней вмешательства в питьевой воде согласно гигиеническим нормативам.

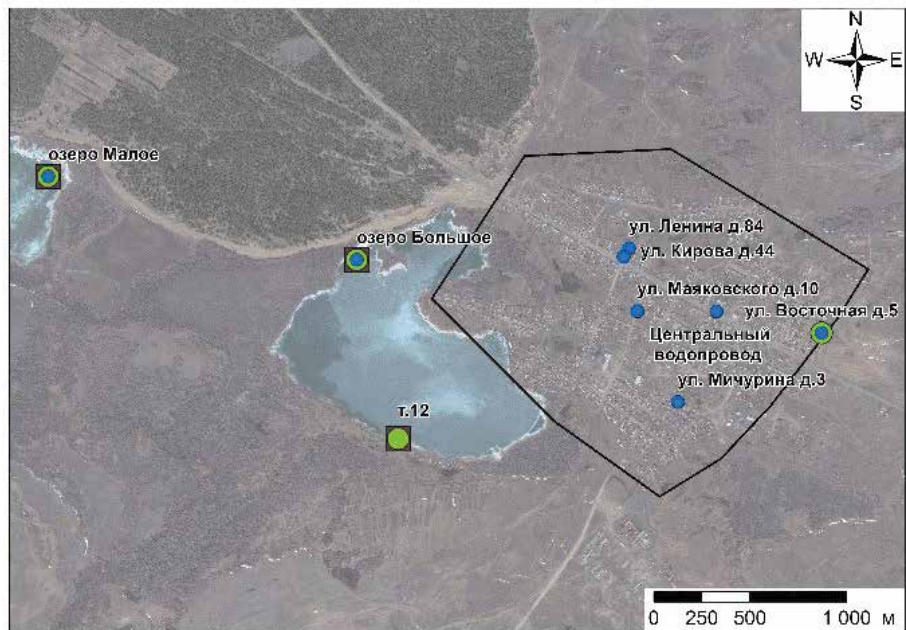
#### Определение естественных радионуклидов в воде

Определение содержания естественных радионуклидов проводилось в образцах воды, подготовленных после предварительного выпаривания воды 100 л. Результаты лабораторных анализов представлены в таблице 3.14.

Удельная активность естественных радионуклидов изменяется в пределах 0,40–1,50 Бк/кг для <sup>40</sup>K, 0,010–0,020 Бк/кг для <sup>232</sup>Th и <sup>226</sup>Ra. Зафиксированные значения регламентируемых естественных радионуклидов <sup>232</sup>Th и <sup>226</sup>Ra не превышают уровня вмешательства, равного 0,60 и 0,49 Бк/кг для питьевых вод, согласно Гигиеническим нормативам [18].

**Таблица 3.15.** Результаты определения содержания искусственных радионуклидов

№ п/п	Населенный пункт	Наименование объекта	Удельная активность, Бк/кг					Примечание
			<sup>3</sup> H	<sup>137</sup> Cs	<sup>241</sup> Am	<sup>90</sup> Sr	<sup>239+240</sup> Pu	
1	Канонерка	ул. Ленина 84	< 11	< 0,0002	< 0,001	< 0,004	< 0,0003	Скважина
2		ул. Кирова 44	< 11	< 0,0002	< 0,001	< 0,004	< 0,0004	
3		ул. Маяковского 10	< 11	< 0,0002	< 0,001	< 0,004	< 0,0003	
4		ул. Мичурина 3	< 11	< 0,0002	< 0,001	< 0,004	< 0,0004	
5		ул. Восточная 5	< 11	< 0,0002	< 0,001	< 0,004	< 0,0003	
6		Школа	< 11	< 0,0002	< 0,001	< 0,004	< 0,0004	Цен. водопровод
7		оз. Малое	< 11	< 0,0002	< 0,001	< 0,004	< 0,0003	Водоем
8		оз. Большое - сев	< 11	< 0,0002	< 0,001	< 0,004	< 0,0004	
9		оз. Большое - юг	< 11	< 0,0002	< 0,001	< 0,004	< 0,0003	
Уровень вмешательства			7600	11	0,69	4,9	0,55	



**Рисунок 3.17.** Точки отбора проб воды в с. Канонерка

**Село Канонерка.** Обследование объектов водопользования проводилось выборочно, среди жилых домов, распределенных по всей территории. По результатам обработки картографического материала установлено, что поверхностные водные объекты представлены двумя озерами, расположенными в районе с. Канонерка (рисунки 3.17).

Результаты лабораторных анализов по определению содержания искусственных радионуклидов  $^3\text{H}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  представлены в таблице 3.15.

В подземных и поверхностных водах удельная активность искусственных радионуклидов находится ниже пределов обнаружения используемого аппаратурно-методического обеспечения и составила для  $^3\text{H}$   $<11$  Бк/кг,  $^{137}\text{Cs}$   $<0,0002$  Бк/кг,  $^{241}\text{Am}$   $<0,001$  Бк/кг,  $^{90}\text{Sr}$   $<0,004$  Бк/кг,  $^{239+240}\text{Pu}$   $<0,0003$  Бк/кг. Значения искусственных радионуклидов в исследуемых водах ниже уровней вмешательства в питьевой воде, согласно гигиеническим нормативам [18].

#### **Определение естественных радионуклидов в воде**

Результаты лабораторных анализов по определению содержания естественных радионуклидов представлены в таблице 3.16.

Удельная активность естественных радионуклидов изменяется в пределах 0,40-1,50 Бк/кг для  $^{40}\text{K}$ , 0,010-0,020 Бк/кг для  $^{232}\text{Th}$  и  $^{226}\text{Ra}$ . Зафиксированные значения регламентируемых естественных радионуклидов  $^{232}\text{Th}$  и  $^{226}\text{Ra}$  не превышают уровня вмешательства, равного 0,60 и 0,49 Бк/кг для питьевых вод, согласно Гигиеническим нормативам [18].

#### **Определение естественных и искусственных радионуклидов в донных отложениях**

Радионуклидный анализ в донных отложениях проводился во всех трех пробах, отобранных в местах отбора воды из поверхностных озер. Результаты определения естественных и искусственных радионуклидов представлены в таблице 3.17.

Согласно результатам исследования каких-либо аномальных отклонений в содержании естественных радионуклидов не отмечается. Удельная активность  $^{40}\text{K}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  на уровнях, характерных для территорий Казахстана [12].

По данным исследуемых техногенных радионуклидов обнаружены численные значения  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$ . Удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  составила от 4 до 25 Бк/кг,  $^{241}\text{Am}$  – в пределах 20 – 63 Бк/кг,  $^{90}\text{Sr}$  – в пределах от 1,3 до 5,7 Бк/кг,  $^{239+240}\text{Pu}$  – от 2 до 39 Бк/кг. В озере Малое наиболее высокие значения отмечаются в пробах, отобранных с глубины 5-20 см. В северной части озера Большое максимальное значение по  $^{241}\text{Am}$  наблюдается также на глубине 5–20 см, распределение  $^{137}\text{Cs}$  носит равномерный характер. В южной части озера Большое содержание радионуклидов в пределах исследованного интервала 0–5 см составило ниже пределов минимально-детектируемой активности.

Диапазон значений фиксируемых радионуклидов, согласно [13, 14, 15, 16, 17], превышает фон, обусловленный глобальными выпадениями в северном полушарии. В связи с этим, повышенные значения радионуклидов в донных отложениях обусловлены радиоактивными выпадениями из облаков ядерных испытаний, проведенных на площадке «Опытное

**Таблица 3.16.** Результаты определения содержания естественных радионуклидов

№ п/п	Населенный пункт	Наименование объекта	Удельная активность, Бк/кг			Примечание
			<sup>40</sup> K	<sup>232</sup> Th	<sup>226</sup> Ra	
1	Канонерка	ул. Восточная 5	0,50 ± 0,05	0,010 ± 0,001	0,010 ± 0,001	Скважина
2		оз. Малое	1,50 ± 0,1	0,010 ± 0,001	0,010 ± 0,001	Водоем
3		оз. Большое - сев	0,60 ± 0,06	0,010 ± 0,001	0,010 ± 0,001	
4		оз. Большое - юг	0,60 ± 0,06	0,010 ± 0,001	0,010 ± 0,001	
5	Бескарагай	ул. Абая 40	0,70 ± 0,07	0,020 ± 0,002	0,010 ± 0,001	Скважина
6		ул. 40 лет Победы	0,70 ± 0,07	0,020 ± 0,002	0,020 ± 0,002	
7		Водозаборная	0,40 ± 0,04	0,010 ± 0,001	0,010 ± 0,001	Цен. Водопровод

**Таблица 3.17.** Результаты определения содержания радионуклидов в донных отложениях

№ п/п	Точка отбора	Удельная активность, Бк/кг							Глубина отбора, (см)
		Естественные радионуклиды			Техногенные радионуклиды				
		<sup>40</sup> K	<sup>232</sup> Th	<sup>226</sup> Ra	<sup>241</sup> Am	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>239+240</sup> Pu	
1	оз. Малое	1000 ± 100	20 ± 3	15 ± 3	< 3	23 ± 3	< 1,1	2,7	0-5
2	оз. Малое	950 ± 90	20 ± 3	15 ± 2	20 ± 3	25 ± 3	< 1,1	39 ± 4	5-20
3	оз. Большое сев	950 ± 90	25 ± 3	20 ± 3	< 3	6 ± 1	5,7 ± 0,9	< 0,24	0-5
4	оз. Большое сев	900 ± 90	25 ± 3	20 ± 3	63 ± 6	4 ± 1	< 1,2	< 0,22	5-20
5	оз. Большое юг	950 ± 90	30 ± 3	25 ± 3	< 3	7 ± 3	1,3 ± 0,5	15 ± 3	0-5

поле». Тем не менее, согласно результатам лабораторных анализов воды, отобранных сопряженно с донными отложениями, установлено, что вымывания техногенных радионуклидов из донных отложений в воды озера не происходит.

**Село Бодене.** Пробы воды были отобраны из скважин и колодцев на территории приусадебных участков (огородов) (т.1-8), поверхностных водоемов (пойма реки Иртыш (т.9) и места водопоя скота (т.10)) (рисунок 3.18).

Анализ проб воды показал, что содержание трития в воде составляет <12 Бк/кг.



**Рисунок 3.18.** Точки отбора проб воды на территории с.Бодене

Полученные результаты значительно ниже уровня вмешательства 7,6 кБк/кг, согласно ГН СЭТОРБ [18].

**Таблица 3.18.** Содержание трития в питьевой воде и общий химический состав

Точка отбора	<sup>3</sup> H кБк/кг, кБк/л	Жесткость (ммоль/дм <sup>3</sup> )	pH	Содержание катионов			Содержание анионов		
				Na <sup>+</sup> K <sup>+</sup> (мг/дм <sup>3</sup> )	Ca <sup>2+</sup> (мг/дм <sup>3</sup> )	Mg <sup>2+</sup> (мг/дм <sup>3</sup> )	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (мг/дм <sup>3</sup> )	Cl (мг/дм <sup>3</sup> )	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (мг/дм <sup>3</sup> )
питьевая вода									
ул. Кашаубаева д. 15	< 0,01	4,5	7	140	43	29	190	99	250
ул. Джамбула д. 1	< 0,011	12	7,4	53	140	56	240	190	230
ул. Амангельды д. 47	< 0,011	5,9	7,2	130	56	37	190	110	260
ул. Баймуратова д. 5	< 0,012	9	7,2	110	116	39	230	170	260
ул. Айткожа д. 13	< 0,01	11	7,1	80	120	61	250	180	240
ул. Момышулы д. 2	< 0,011	9	7,4	37	110	44	170	120	230
ул. Кашаубаева д. 23	< 0,011	6	7,2	120	66	33	220	99	230
ул. Айткожа д. 14	< 0,011	5	7,2	69	50	30	100	64	250
место водозабора местного населения									
водозабор	< 0,01	2,1	7,1	14	30	8	32	13	100
место водопоя скота									
водопой	< 0,011	3,5	7,3	52	44	16	46	31	240

### Оценка содержания естественных и искусственных радионуклидов в продуктах питания растительного и животного происхождения

#### Продукты питания растительного происхождения

Для оценки содержания радионуклидов в растениеводческой продукции в населенных пунктах, прилегающих к территории полигона, был проведён отбор проб растениеводческой продукции с последующим анализом полученных результатов. На основании полученных данных была проведена расчётно-теоретическая работа по прогнозируемым концентрациям радионуклидов в основной растительной продукции, производимой на территории данных сёл.

Исследование проводилось в летне-осенний период (август-сентябрь), когда наступает время созревания большей части растительной продукции. В каждом из исследуемых сел был произведен отбор растениеводческой продукции у местных жителей, которые выращивали овощи, томаты и др. у себя на огороде. В качестве объектов для исследования были взяты следующие культуры: картофель, томат, огурцы, морковь, свекла, баклажан, перец и тыква. Основная растениеводческая продукция (плоды, клубни, кочан, корнеплоды) отбирались в сыром виде, весом не менее 0,5 кг.

Содержание исследованных искусственных радионуклидов как в растениях, так и в почве очень низкое. Для большинства растительных и почвенных проб получены значения ниже предела обнаружения измерительной аппаратуры (пределы обнаружения  $^{137}\text{Cs}$  – 1 Бк/кг,  $^{241}\text{Am}$  – 0,3 Бк/кг,  $^{90}\text{Sr}$  – 7 Бк/кг,  $^{239+240}\text{Pu}$  – 0,1 Бк/кг), что связано с низкими концентрациями радионуклидов в почве. Следует отметить, что содержание радионуклидов в растительных пробах на порядок ниже содержания их в почве.

#### **Продукты питания животного происхождения**

Для оценки содержания радионуклидов в животноводческой продукции в населенных пунктах, прилегающих к территории полигона, были проведены следующие виды работ: проведён отбор проб животноводческой продукции с последующим анализом полученных результатов, установлены ареалы выпаса сельскохозяйственных животных и сенокоса. И на основании полученных данных была проведена расчётно-теоретическая работа по прогнозируемым концентрациям радионуклидов в основных, свойственных для данных территорий, животноводческих продуктах.

Отбор проб в населенных пунктах проводился путём подворного обхода с разных участков сел, как с окраин, так и с центральных улиц для полного охвата, с проведением опроса и установлением ареалов выпаса и сенокоса, а также с последующим выездом на места выпасов и сенокосов для определения координат. Объектом исследования была животноводческая продукция, полученная на интересующих участках, прилегающих к трём селам, мясная продукция отбиралась в сыром, замороженном виде от 0,5 до 1 кг, молочная продукция – объемом от 0,5 до 1 литра. Полученным пробам присваивался паспорт, и затем они помещались в индивидуальные герметичные тары, исключающие контаминацию с окружающей средой и другими пробами. Результаты отобранных проб приведены в *таблице 3.19*.

Таким образом, все полученные значения удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{241}\text{Am}$  в биопробах находятся ниже предела измерений аппаратуры. Эти значения на несколько порядков ниже допустимых значений содержания  $^{137}\text{Cs}$  в пищевых продуктах, которые, согласно Гигиеническим нормативам «Санитарно-эпидемиологические требования к обеспечению радиационной безопасности» РК (ГН СЭТОРБ), составляют для молока 100 Бк/л, для мяса – 200 Бк/кг. Содержание  $^{241}\text{Am}$  в продуктах питания не нормируются, при этом его предел годового поступления с пищей – 2700 Бк/год (ГН СЭТОРБ, 2015).

Так как молоко является одним из наиболее критичных видов продукции к накоплению радионуклида  $^{90}\text{Sr}$ , в образцах молока КРС и молока кобыл были выполнены радиохимические определения удельной активности радионуклида  $^{90}\text{Sr}$ . Результаты показали, что концентрации радионуклида в животноводческой продукции были ниже предела обнаружения при использованных методах измерения и аппаратурно-методического обеспечения (допустимые уровни  $^{90}\text{Sr}$  в молоке – 25 Бк/л).

#### **Заключение**

Проведенные комплексные радиоэкологические исследования позволили получить представление о современном радиоэкологическом



Таблица 3.19. Содержание радионуклидов в продукции животноводства, Бк/кг

№ п/п	Тип пробы	Определение			
		<sup>241</sup> Am	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>239+240</sup> Pu
с. Долонь					
1	молоко коровье	< 0,2	< 0,6	-	-
с. Бескарагай					
1	мясо говяжье	< 0,2	< 0,6	-	-
2	молоко коровье	< 0,2	< 0,6	-	-
с. Канонерка					
1	мясо говяжье	< 0,2	< 0,6	-	-
2	молоко коровье	< 0,2	< 0,6	-	-
с. Бодене					
1	кумыс	< 0,01	< 0,05	< 0,1	-
2	мясо баранины	< 0,01	< 0,07	-	-
3	курт (кисломолочный продукт)	< 0,01	< 0,05	< 0,4	<0,04
4	молоко коровье	< 0,02	<0,03	-	-
5	мясо баранины	< 0,01	<0,03	< 0,2	-
6	курт (кисломолочный продукт)	< 0,07	< 0,1	-	-

состоянии территории, прилегающей к бывшему СИП. Несмотря на наличие пятен радиоактивного загрязнения, радиационную обстановку на исследованной территории можно считать нормальной.

Установлено, что, в основном, содержание искусственных радионуклидов в объектах окружающей среды (вода, воздух, растительность) на исследованных территориях не превышает нормативных уровней и не представляет опасности для населения. В то же время, выявлены локальные участки радиоактивного загрязнения почвенного покрова, где концентрация техногенных радионуклидов выше, чем на отдельных территориях полигона.

Специальных мероприятий, направленных на снижение коллективной дозовой нагрузки населения, путем рекультивации загрязненных территорий, ограничения доступа к радиационно-опасным территориям и оптимизации хозяйственной деятельности, в настоящее время не требуется.

### 3.2.2 Село Саржал и прилегающие территории

#### Оценка интегральных радиационных параметров

Основным источником радиоактивного загрязнения юго-восточной части Семипалатинского испытательного полигона является испытание первого термоядерного заряда в 1953 г., мощность которого составила порядка 400 кт. После взрыва формирование следа радиоактивных

выпадения происходило в юго-восточном направлении от «Опытного поля». Ширина полосы достигала 40 км на границе запретной зоны и 55-60 км на расстоянии 140-150 км. Поскольку практически вся юго-восточная часть полигона по своим природным особенностям представляет собой пастбищные угодья, данный регион неоднократно становился объектом радиэкологических исследований. В 2011 – 2014 гг. Институтом радиационной безопасности и экологии были проведены комплексные радиэкологические исследования, в том числе радиометрические исследования, определены уровни содержания естественных и техногенных радионуклидов в почве, изотопные отношения, а также содержание техногенных радионуклидов в местной сельскохозяйственной продукции.

В ходе обследования территории в районе с. Саржал было сделано 1200 измерений МЭД и плотности потока  $\beta$ -частиц. Нижняя граница измерения мощности эквивалентной дозы составила 0,1 мкЗв/час, нижняя граница измерения плотности потока  $\beta$ -частиц – 10 част/(мин $\times$ см<sup>2</sup>). Диапазон значений МЭД составляет от <0,1 до 0,24 мкЗв/час. Диапазон значений потока  $\beta$ -частиц составляет от <10 до 24 част/(мин $\times$ см<sup>2</sup>). Следует отметить, что из всего числа выполненных радиометрических измерений (1200) количество измерений, полученных в виде предела обнаружения, составило 8 % для МЭД и 33 % – для плотности потока  $\beta$ -частиц. Т.е. большая часть результатов измерений представлена в виде численных значений. На *рисунке 3.19* представлены карты распределения МЭД и плотности потока  $\beta$ -частиц по исследуемой территории.

Согласно литературным данным вариативность мощности эквивалентной дозы, обусловленной естественным радиационным фоном, по данным различных стран составляет 0,01 – 0,2 мкЗв/час [19]. В данный интервал попадают практически все наблюдаемые значения МЭД.

В целом радиометрическое обследование территории не выявило каких-либо локальных участков радиоактивного загрязнения. След радиоактивных выпадений от испытания 1953 г. за границей полигона практически не выделяется. Можно предположить, что изменение радиометрических параметров обусловлено изменением содержания естественных радионуклидов в почве. Однако подтверждение данного предположения возможно только после изучения радионуклидного состава отобранных проб почвы, что будет рассмотрено далее.

#### **Распределение техногенных радионуклидов**

Всего на исследуемой территории было отобрано 1200 проб. Определение удельной активности <sup>137</sup>Cs проводилось во всех отобранных пробах почвы. Определение активности <sup>90</sup>Sr, из-за трудоемкости радиохимического анализа, проводилось только в 38 образцах почвы. В случае <sup>137</sup>Cs все результаты измерений получены в виде численных значений. В случае <sup>90</sup>Sr в восьми случаях результат получен в виде предела обнаружения (<8 Бк/кг).

На *рисунке 3.20* представлено распределение значений удельной активности <sup>137</sup>Cs и <sup>90</sup>Sr по частоте встречаемости.

В *таблице 3.20* представлены характеристики полученных распределений.

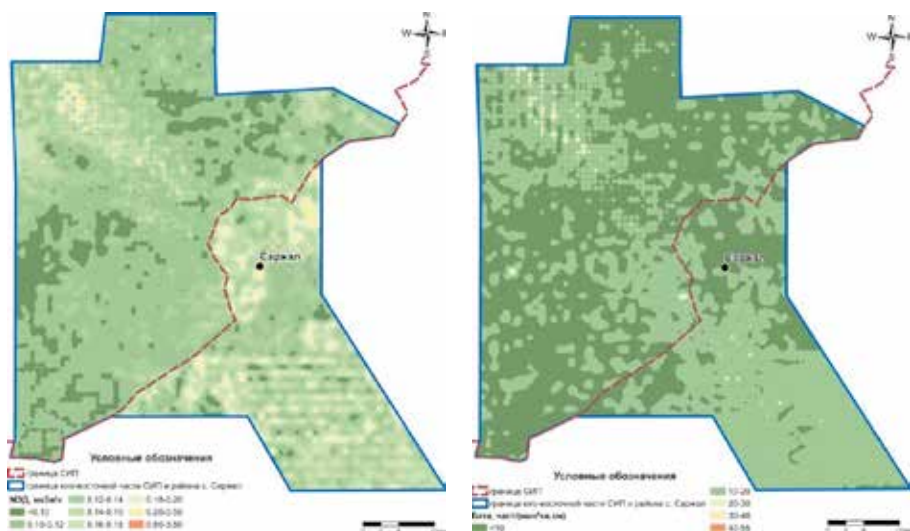


Рисунок 3.19. Карты распределения МЭД и плотности потока бета-частиц на исследуемой территории

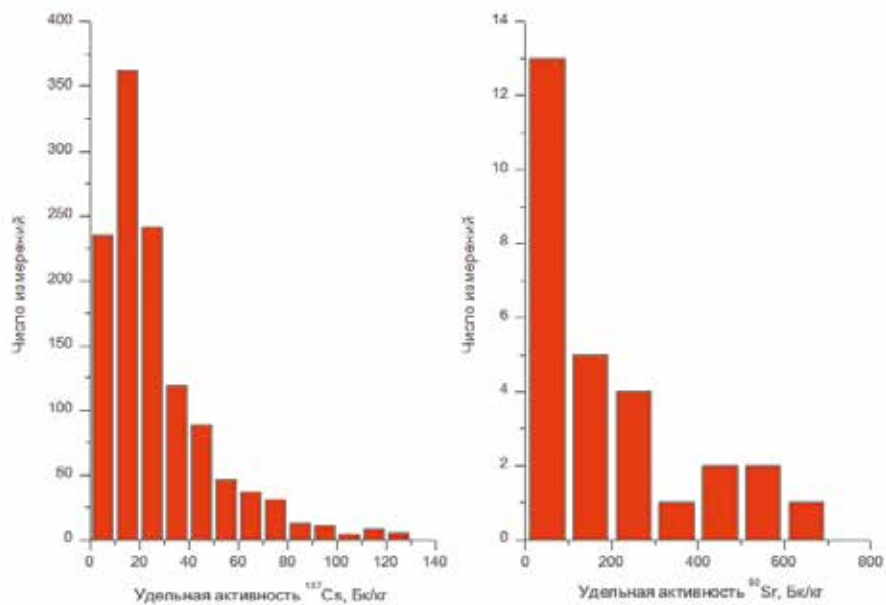


Рисунок 3.20. Распределение удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  по частоте встречаемости

**Таблица 3.20.** Содержание  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в почве исследуемой территории

Радионуклид	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$
Диапазон изменения, Бк/кг	0,28 – 128	< 8 – 655
Среднее значение, Бк/кг	27	184
Медиана, Бк/кг	20	108
Коэффициент вариации, %	83	105
Показатель асимметрии	1,7	1,8

Активности  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  изменяются в очень широком диапазоне значений. В случае  $^{90}\text{Sr}$  коэффициент вариации превышает 100 %. Несмотря на широкий диапазон изменения значений удельной активности, среднее значение удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  достаточно близко к медиане. В то же время, среднее значение удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  более чем в 2 раза превышает медиану, что указывает на присутствие в выборке достаточно большого количества экстремально высоких значений, искажающих среднюю величину.

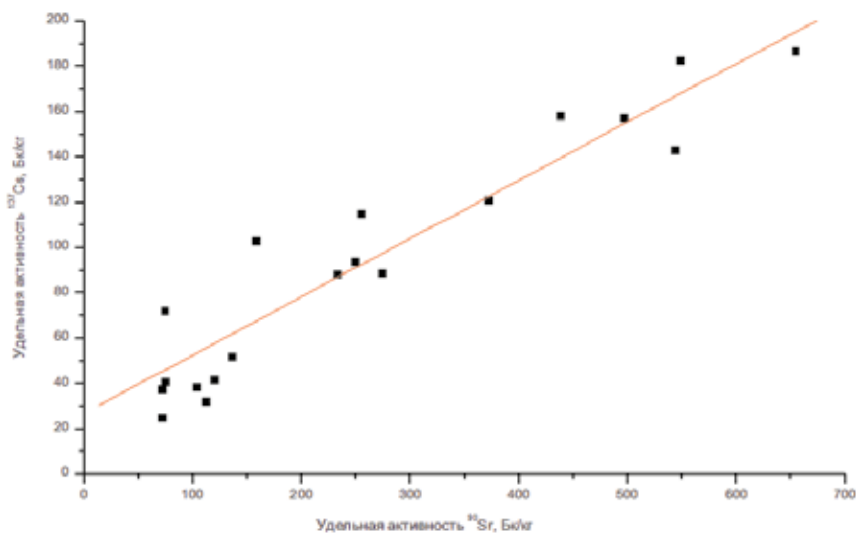
Огромный интерес представляет изотопное отношение  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ . С использованием данного отношения и результатов измерения удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  можно теоретически оценить активность  $^{90}\text{Sr}$ . Учитывая сложность радиохимического анализа  $^{90}\text{Sr}$  и сопутствующие ему погрешности, при расчете изотопного отношения  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  во внимание принимались только «надежно» определяемые значения активности  $^{90}\text{Sr}$  (превышающие МДА не менее чем в 10 раз). На *рисунке 3.21* представлена зависимость удельной активности  $^{90}\text{Sr}$ , как функции от удельной активности  $^{137}\text{Cs}$ .

Полученная зависимость аппроксимируется линейной функцией  $y = 27 + 0,25 \times x$  с коэффициентом корреляции 0,93. Исходя из полученной зависимости, изотопное отношение  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  соответствует 4.

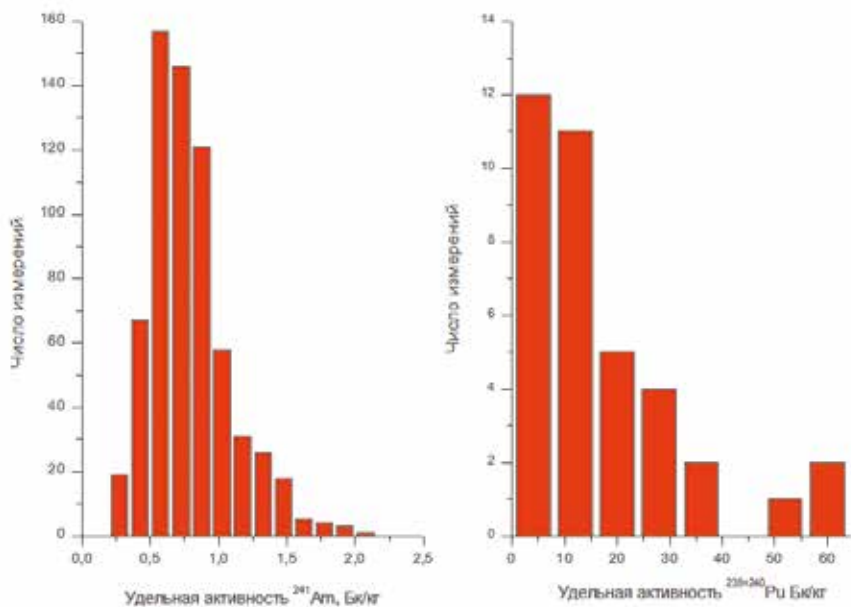
Аналогичные рассуждения были проведены относительно радионуклидов  $^{241}\text{Am}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$ . Определение удельной активности  $^{241}\text{Am}$  проводилось во всех пробах почвы с типичным пределом обнаружения 0,1 Бк/кг. Определение удельной активности  $^{239+240}\text{Pu}$  было проведено лишь в 38 пробах с типичным пределом обнаружения 0,4 Бк/кг. На *рисунке 3.22* представлены гистограммы распределения полученных результатов.

Распределение удельной активности  $^{239+240}\text{Pu}$  демонстрируют больший коэффициент вариации относительно результатов измерения активности  $^{241}\text{Am}$ . Как и в случае  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , интерес представляет величина изотопного отношения  $^{239+240}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$ . На *рисунке 3.23* представлено распределение значений изотопного отношения  $^{239+240}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$  по частоте встречаемости.

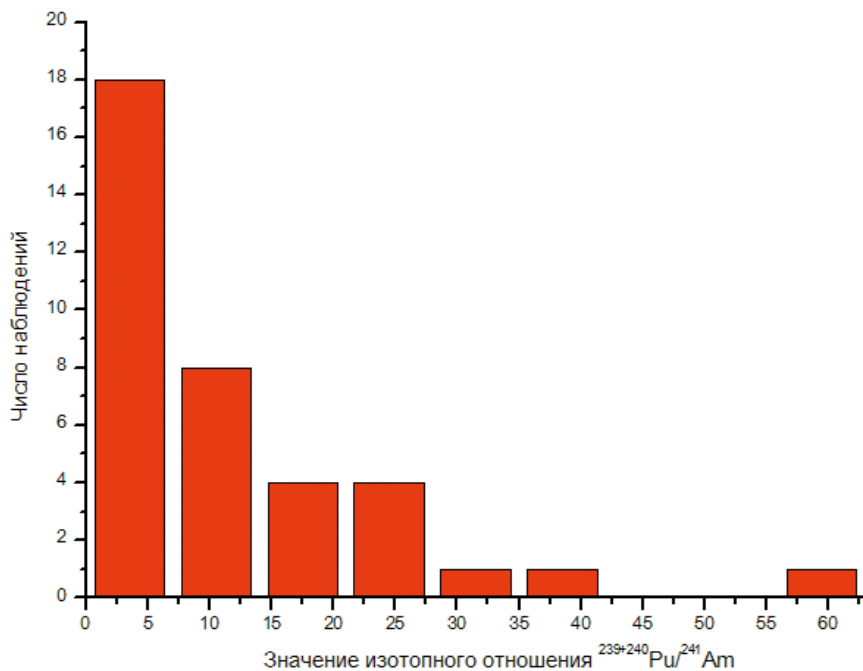
В *таблице 3.21* представлены характеристики полученных распределений.



**Рисунок 3.21.** Удельная активность  $^{137}\text{Cs}$ , как функция от удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  на исследуемых территориях



**Рисунок 3.22.** Распределение удельной активности  $^{241}\text{Am}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  по частоте встречаемости



**Рисунок 3.23.** Распределение значений изотопного отношения  $^{239+240}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$  по частоте встречаемости

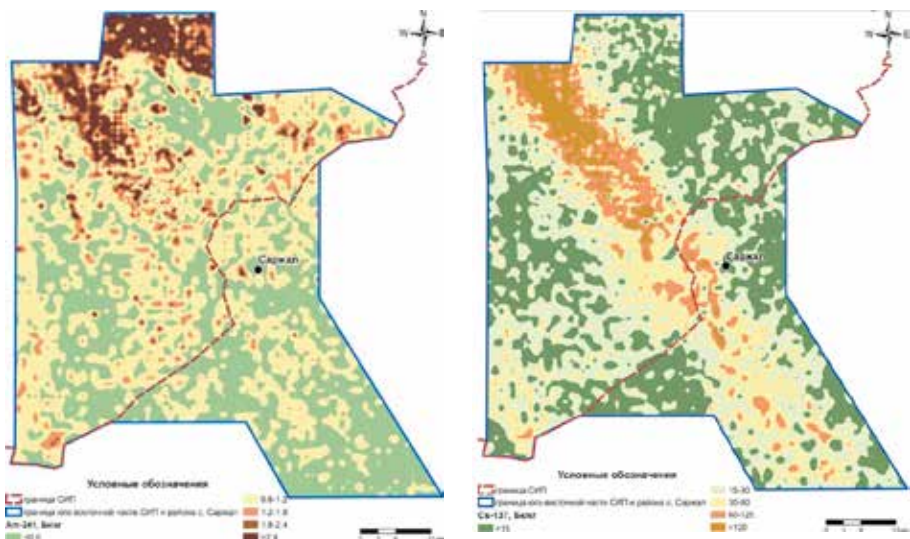
**Таблица 3.21.** Содержание  $^{241}\text{Am}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  в почве исследуемой территории

Радионуклид	$^{241}\text{Am}$	$^{239+240}\text{Pu}$
Диапазон изменения, Бк/кг	< 0,1 / 2,2	1,8 / 61
Среднее значение, Бк/кг	0,78	17
Медиана, Бк/кг	0,72	11
Коэффициент вариации, %	46	98
Показатель асимметрии	1,1	1,4

Как видно, диапазон изменения значений данного изотопного отношения очень широкий – от 2 до 60. Коэффициент вариации составляет 88 %, при таком разбросе значений наиболее корректно будет использование величины моды, которая, в свою очередь, равна 8-ми.

Таким образом, получены значения изотопных отношений, характеризующих радиационную обстановку на исследуемой территории:  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs} = 4$  и  $^{239+240}\text{Pu}/^{241}\text{Am} = 8$ .

На рисунке 3.24 представлены карты площадного распределения радионуклидов  $^{241}\text{Am}$  и  $^{137}\text{Cs}$ .



**Рисунок 3.24.** Карты распределения  $^{241}\text{Am}$  и  $^{137}\text{Cs}$  на исследуемой территории

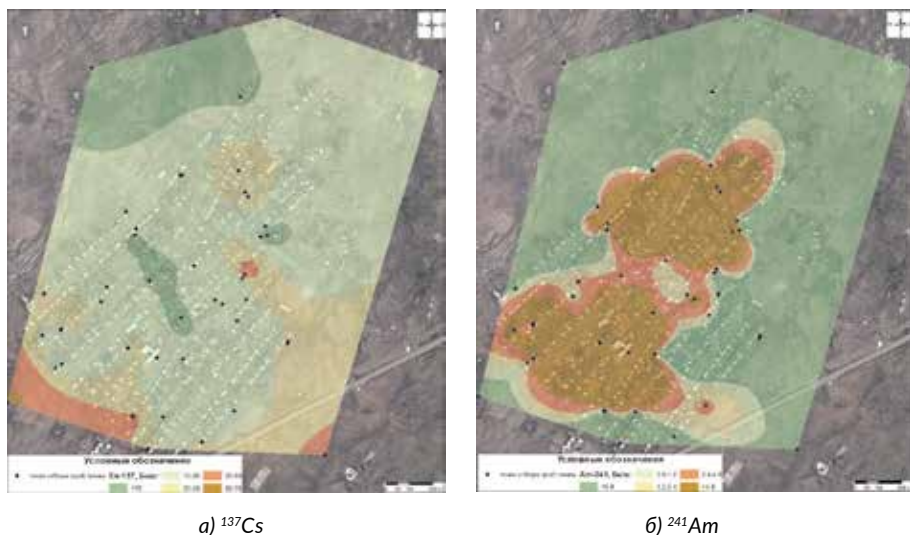
Участки с наибольшим уровнем загрязнения по  $^{241}\text{Am}$  находятся внутри полигона и не выходят за его границу на исследуемые территории. Характер загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  повторяет след радиоактивных выпадений от термоядерного испытания 1953 г.

#### Радиоэкологическое обследование с. Саржал.

Карта площадного загрязнения радионуклидом  $^{137}\text{Cs}$  территории с. Саржал представлена на рисунке 3.25,а. Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в почве колеблется от 0,8 до 75 Бк/кг. Загрязнение территории села носит неравномерный характер. Наибольшие значения удельной активности наблюдаются в юго-западной части села, как наиболее подверженной радиоактивным выпадениям от испытания 1953 г. В большинстве случаев (65%) содержание  $^{137}\text{Cs}$  в почве находится на уровне 10–20 Бк/кг, среднее значение удельной активности равно 17 Бк/кг. В основном, содержание  $^{137}\text{Cs}$  в почве сопоставимо с глобальными выпадениями. Площадное распределение  $^{90}\text{Sr}$ , в целом, повторяет распределение  $^{137}\text{Cs}$ . На приусадебных участках среднее значение удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  составляет 9 Бк/кг, на остальной территории села значение удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  достигает 60 Бк/кг.

Удельная активность  $^{241}\text{Am}$ , в основном, не превышает 5 Бк/кг и его распределение по территории села носит более равномерный характер по сравнению с распределением  $^{137}\text{Cs}$ . Тем не менее, имеются несколько точек, где активность  $^{241}\text{Am}$  аномально высокая (вплоть до 100 Бк/кг). В пространственном отношении эти точки расположены по всей территории населенного пункта, и нельзя выделить какой-то один локальный участок (или зону) и говорить о дополнительном источнике радиоактивного загрязнения, кроме имеющегося следа радиоактивных выпадений 1953 г. Вполне вероятно, что эта активность обусловлена «горячими» частицами, образовавшимися в момент этого же термоядерного испыта-





**Рисунок 3.25.** Распределение радионуклидов на территории села Саржал

ния 1953 г. В общем случае, среднее значение удельной активности  $^{241}\text{Am}$  составляет 2,0 Бк/кг. Среднее значение удельной активности  $^{239+240}\text{Pu}$  в почве села Саржал составляет порядка 20 Бк/кг.

Средние концентрации естественных и техногенных радионуклидов в воздухе представлены в таблице 3.22. Там же, для сравнения, представлены допустимые значения активности для населения. Как видно, наблюдаемые значения объемной активности естественных и техногенных радионуклидов в воздухе существенно ниже допустимых норм.

**Таблица 3.22.** Содержание естественных и техногенных радионуклидов в приповерхностном воздухе

Место отбора	Объемная активность радионуклидов, Бк/м <sup>3</sup>							
	$^{40}\text{K}$	$^{232}\text{Th}$	$^{226}\text{Ra}$	$^{235}\text{U}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{241}\text{Am}$	$^{239+240}\text{Pu}$
Саржал	$8 \times 10^{-4} \pm 8 \times 10^{-5}$	$< 3 \times 10^{-5}$	$3 \times 10^{-5} \pm 3 \times 10^{-6}$	$< 1 \times 10^{-5}$	$< 80$	$< 4$	$< 4$	$1,3 \pm 0,4$
ДОО для населения, мкБк/м <sup>3</sup>	$3,8 \times 10^3$	0,19	3,1	2,9	$2,7 \times 10^7$	$2,7 \times 10^6$	2900	2500

Ввиду того, что основным видом деятельности жителей с. Саржал является сельское хозяйство, огромный интерес представляет содержание техногенных радионуклидов в продуктах питания. В таблице 3.23 представлены удельные активности техногенных радионуклидов в наиболее популярных с/х культурах данного региона.

**Таблица 3.23.** Содержание радионуклидов в растительной продукции села Саржал

Растения	УА, Бк/кг (сухой вес)			
	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>239+240</sup> Pu	<sup>241</sup> Am
картофель (клубни)	<0,6	<3,1	<0,3	<0,6
морковь (корнеплод)	<1,7	<5,9	0,9±0,2	<1
свекла (корнеплод)	<1,4	<13	3,3±0,5	<0,6
томат (плод)	<1	5,9±1,1	<0,46	<1,3
перец (плод)	<3	<10	<0,74	<1,8
огурец (плод)	<1,7	<0,9	<0,7	<1
тыква (плод)	<0,3	<0,8	<0,13	<0,2
баклажан плоды	-	<31	-	-
лук (головки)	<1,2	15±4	-	<0,8
кабачки (плоды)	-	-	-	-
капуста (плоды)	-	-	-	-

Содержание исследованных искусственных радионуклидов в растениях очень низкое. Для большинства растительных и почвенных проб получены значения ниже предела обнаружения измерительной аппаратуры, что связано с низкими концентрациями радионуклидов в почве. Аналогично были проведены исследования по определению активности техногенных радионуклидов в продуктах животноводства: кумыс, коровье молоко, мясо. Все результаты проведенных измерений получены в виде пределов обнаружения, которые составили для <sup>241</sup>Am – 0,01 Бк/кг, <sup>137</sup>Cs – 0,03 Бк/кг, <sup>90</sup>Sr – 0,2 Бк/кг и <sup>239+240</sup>Pu – 0,05 Бк/кг.

Характер радиоактивного загрязнения с. Саржал, в целом, повторяет характер радиоактивного загрязнения на следе испытания 1953 г. Поскольку след радиоактивных выпадений задел лишь часть села, содержание техногенных радионуклидов внутри с. Саржал заметно ниже, чем за его границей. Это, в первую очередь, касается таких радионуклидов, как <sup>137</sup>Cs и <sup>90</sup>Sr. В случае <sup>241</sup>Am внутри поселка имеются точки, в которых удельное содержание данного радионуклида существенно выше, чем на прилегающих к селу территориях. Однако эти точки немногочисленны и разрознены по всему селу.

Исследование местных продуктов питания и воды не выявило значительного содержания техногенных радионуклидов. Наблюдаемые численные значения существенно ниже допустимых величин.

Таким образом, можно резюмировать, что сложившаяся радиозкологическая обстановка с. Саржал и прилегающих к нему территорий безопасна для проживающего населения.

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ К ГЛАВЕ 3

1. Логачев В.А., Оценка степени радиоактивного загрязнения диких и сельскохозяйственных животных в период проведения ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне. Отчет о НИР. М. 1958 г.
2. Логачев В.А., Волошин Н.П., Матущенко А.М., Михалхина Л.А., Смагулов С.Г., Шмаков О.И. и др. Ядерные испытания СССР. Семипалатинский полигон: обеспечение общей и радиационной безопасности ядерных испытаний. – М., ФУ «Медбиоэкстрем», 1997, - 330 с.
3. Степанов Ю.С. радиоактивные выпадения в районах прилегающих к УП-2.-М., Фонды ГНЦ РФ ИБФ, 1961.-54 с.
4. Енько А.В., Ремезов И.В., Алексеев, Хованович (инициалы авторов в отчете отсутствуют). Отчет по измерениям следа радиоактивного облака осколков деления (на П-2 в 1949 г.) учебный полигон № 2 МВС СССР, 1949.-20 с.
5. Исследования загрязненности территории продуктами атомных взрывов и ее влияние на население. Отчет бригады специалистов Минздрава СССР под рук. А.Н. Мареев. М., 1956, 109 с.
6. Итоги работы научной экспедиции Минздрава СССР в феврале-марте 1957 г. под рук. А.Ф. Кобзева. М., 1957.
7. Результаты изучения воздействия радиоактивных осадков на объекты внешней среды и состояния здоровья населения Восточно-Казахстанской, Семипалатинской, Карагандинской и Павлодарской областей Казахской ССР. Отчет о работе научной экспедиции Минздрава СССР под рук. А.Ф. Кобзева. М., 1958.
8. О состоянии здоровья населения, подвергшегося действию радиоактивных осадков. Отчет о работе в 1959 г экспедиции Минздрава СССР под рук. А.Ф. Кобзева. М., 1960.
9. Радиоактивность внешней среды и стояния здоровья населения и сельскохозяйственных животных в Центральном Казахстане. Отчет о работе научной экспедиции Минздрава СССР и Института краевой патологии АН Каз. ССР, М., 1969, т 1-5.
10. Радиационная обстановка на территории СССР в 1990 г. Под ред. Махонько К.П. Госкомгидромет СССР. Обнинск, НПО «Тайфун».1991
11. Павлоцкая Ф.И., Федорова З.М. и др. Содержание плутония в почвах Советского союза // Атомная энергия., Т.59, вып 5 - М.: Энергоатомиздат,1985,- с382-383
12. ОАО «Волковгеология» «Учебно-методическое руководство по радиоэкологии и обращению с радиоактивными отходами для условий Казахстана», Алматы, 2002. 304 с.
13. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. М., Атомиздат, 1974 г.
14. Глобальные выпадения и человек. М., Атомиздат, 1974 г.
15. Моисеев А.А. Рамзаев П.В. Цезий – 137 в биосфере. М., Атомиздат, 1975 г.
16. Бонина Т.А. и др. Анализ некоторых результатов долгосрочного радиоэкологического мониторинга территории Республики Беларусь.
17. Чернобыль. Радиоактивное загрязнение природных сред. Под ред. Ю.А.Израэля. Гидрометеоздат, 1990 г.

18. Гигиенические нормативы «Санитарно-эпидемиологические требования к обеспечению радиационной безопасности» РК №201 от 03.02.2012.
19. Сахаров В.К. Радиоэкология: учебное пособие. – СПб, издательство «Лань». 2006. С – 132.

## ГЛАВА 4. ОЦЕНКА ВОЗМОЖНОСТИ ОСУЩЕСТВЛЕНИЯ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ НА ТЕРРИТОРИИ СИП

### 4.1 Прогноз качества сельскохозяйственной продукции при ее производстве на территории СИП

При ведении сельского хозяйства на радиоактивно-загрязненных территориях получение безопасной продукции растениеводства для населения является одной из главных проблем сельского хозяйства, решением которой занимаются многие ученые [1 – 2]. Исследования, выполненные на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварий на предприятиях ядерного энергетического цикла, показали, что во многих радиологических ситуациях вклад внутреннего облучения населения за счет потребления содержащих радионуклиды продуктов питания в суммарную дозу сравним или даже выше вклада внешнего облучения [1, 2].

С момента закрытия СИП его земли стали активно использоваться для ведения хозяйственной деятельности, в основном пастбищного скотоводства, а вот земли, прилегающие к территории полигона, использовались все время. Использование прилегающих к СИП территорий связано с размещением на данных площадях многочисленных населенных пунктов (сёл, зимовок и т.д.), жителями которых ведется активная хозяйственная деятельность.

Оценку качества растениеводческой продукции по радиационным параметрам можно проводить двумя путями:

- 1) Путем прямой оценки качества растениеводческой продукции, т.е. стандартное определение концентраций радионуклидов в продукции растениеводства с заранее известным местом отбора или неизвестным.
- 2) Путем не прямой оценки или расчетным методом качества растениеводческой продукции на основании определенных показателей перехода ( $K_n$ ) радионуклидов из почвы в с/х растения и содержания радионуклидов в почве.

Прямая оценка качества растениеводческой продукции может быть проведена только в случае наличия реальной с/х продукции, а для потенциальной с/х продукции растениеводства, т.е. для прогноза, не подходит. Расчетный метод качества с/х продукции растениеводства может быть проведен как при наличии с/х продукции, так и при её отсутствии, в этом случае необходимо лишь знать содержание радионуклидов в почве и количественный показатель перехода радионуклида из почвы в растение.

На сегодняшний день основными используемыми количественными показателями перехода радионуклидов из почвы в растение являются: коэффициент накопления ( $K_n$ ) – отношение удельной активности радионуклида к единице массы растений и почвы, или коэффициент перехода ( $K_p$ ) – отношение удельной активности радионуклидов в растениях к плотности загрязнения почвы на единицу площади. Для территории

СИП, характеризуемой большим разбросом данных по содержанию радионуклидов в почве на загрязненных участках небольшой площади, наиболее подходящим количественным показателем является Кн, который в данном случае будет достоверно отражать радиационную обстановку любого участка на территории СИП. Помимо этого, Кн является наиболее широко используемым количественным показателем в международном сообществе, поскольку Transferfactor (Fv или TF) – это аналог коэффициента накопления [4, 5].

Из мировой практики исследований, проведенных в области с/х радиоэкологии, известно достаточно много [6, 7 – 12]. Все значимые результаты мировых исследований по переходу радионуклидов из почвы в растения были обобщены МАГАТЭ и представлены в специальном справочнике [4]. Данные МАГАТЭ можно использовать для теоретической оценки уровня загрязненности потенциальной продукции растениеводства для территории СИП. Однако коэффициенты накопления (Fv) МАГАТЭ отличаются высокой вариативностью значений (до 5–6 порядков), предназначены для объединённых групп различных видов растений и получены в различных почвенно-климатических условиях, что вызывает сомнение в возможности использования мировых данных для прогнозной оценки качества с/х продукции в почвенно-климатических условиях территории СИП. Т.о., мировые данные – это сильно обобщенные Кн, применять которые для оценки качества местной растениеводческой продукции следует в последнюю очередь.

На сегодняшний день мы имеем большую базу данных о содержании радионуклидов в продукции растениеводства, которая была произведена на территории СИП и прилегающих к нему территориях [13 – 17]. Кн, полученные в ходе данных исследований, позволяют проводить оценку качества потенциальной растительной продукции как на территории СИП, так и за ее пределами.

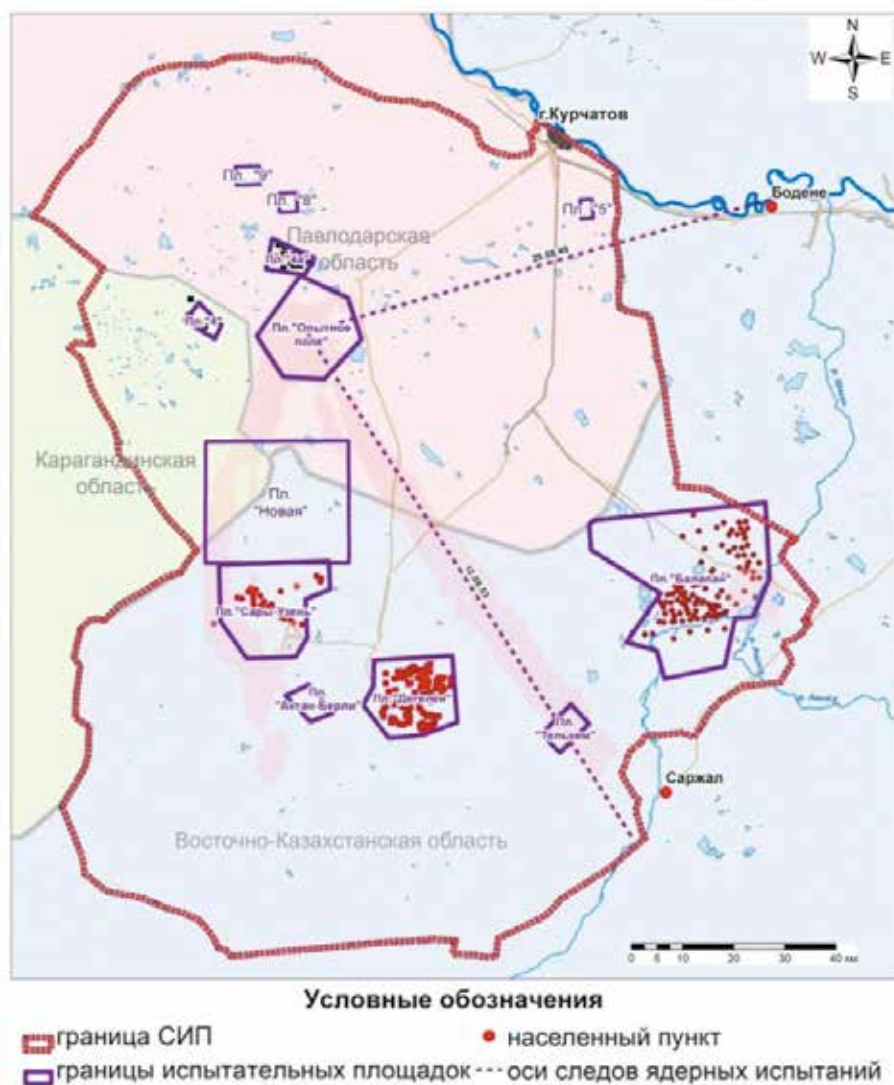
Для дальнейшей оценки качества с/х продукции наиболее подходящим в использовании считаем расчетный метод. В этом случае будет необходимым лишь анализ почвы исследуемого участка для определения концентраций радионуклидов в ней и дальнейший пересчет на определенные Кн.

#### **4.1.1 Прогноз качества растениеводческой продукции**

##### **Оценка качества с/х продукции, произведенной на территории сел Саржал и Бодене**

Территория полигона и прилегающие районы подвергались многократному радиоактивному загрязнению, которое сформировали, главным образом, атмосферные испытания, проведенные на площадке «Опытное поле».

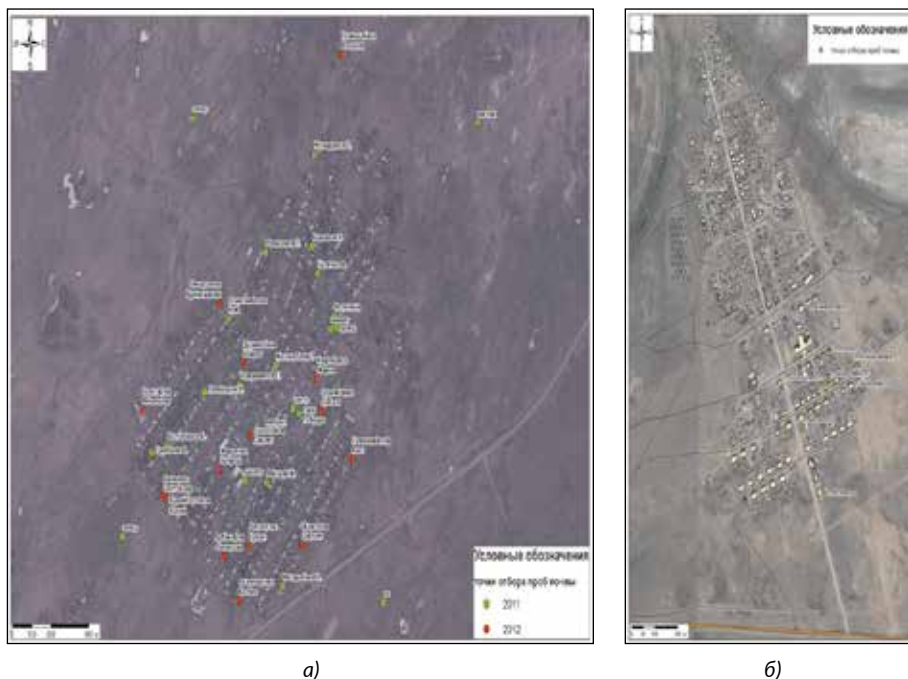
В 2010–2012 гг. основными для исследования населенными пунктами на прилегающих к полигону территориях стали с. Саржал и с. Бодене. Выбор данных сел был связан, прежде всего, с прохождением так называемых следов радиоактивных выпадений от наземных ядерных испытаний.



**Рисунок 4.1.** Карта СИП со следами радиоактивных выпадений и расположение с. Бодене и с. Саржал

Территория «юго-восточной части» СИП расположена вблизи с. Саржал, которое находится на расстоянии около 120 км от центра площадки «Опытное поле». Радиационная обстановка данной территории обусловлена, прежде всего, проведенными на площадке «Опытное поле» наземными и воздушными ядерными взрывами: первое наземное термоядерное испытание 1953 г. (мощность ~400 кт) и модельные эксперименты (гидроядерные и гидродинамические) 1961 и 1963 гг.





**Рисунок 4.2.** Населенные пункты: а) с. Саржал; б) с. Бодене

Село Бодене расположено на левом берегу реки Иртыш, на расстоянии около 90 км от центра площадки «Опытное поле». Основное загрязнение территории с. Бодене и прилегающей территории могло возникнуть в результате испытания, проведенного 29.08.1949 г. (мощность ~22 кт). Ось следа прошла на расстоянии 3 км от северной окраины с. Бодене (рисунок 4.1). Оси следов радиоактивных выпадений от ядерных испытаний, проведенных 22.11.1955 г. (мощность ~1600 кт), 29.07.1955 г. (мощность ~1,3 кт) и 17.01.1958 г. (мощность ~0,5 кт), находятся на расстоянии более 10 км от с. Бодене и поэтому могли как оказать, так и не оказать воздействие на исследуемую территорию. Расположение осей следов ядерных испытаний на исследуемых территориях представлено на рисунках 4.1 – 4.2.

**Основные этапы исследования и объекты исследования.** Отбор проб проводился в летне-осенний период (август-сентябрь), когда наступает время созревания большей части растительной продукции. В каждом из исследуемых сел (Саржал и Бодене) был проведен отбор растениеводческой продукции у местных жителей, которые выращивали овощи, томаты и др. у себя на огороде. В качестве объектов для исследования были взяты следующие культуры: картофель, томат, огурцы, морковь, свекла, баклажан, перец и тыква.

**Отбор проб сельскохозяйственных растений и почвы.** Основная растениеводческая продукция (плоды, клубни, кочан, корнеплоды) от-

биралась в сыром виде, весом не менее 0,5 кг, сопряженно отбирались пробы почвы с огородов жителей на корнеобитаемую глубину (0-20 см). Растительные и почвенные пробы помещались в полиэтиленовые пакеты и снабжались паспортом [18]. В местах отбора растительных проб проводились измерения МЭД на поверхности почвы, плотности потока  $\beta$ -частиц на поверхности почвы. Измерения проводились дозиметром-радиометром МКС-АТ6130 [19]. После отбора растительные пробы разделялись на отдельные части (плоды, корнеплоды, листья, стебли, корни и клубни) и подготавливались для радионуклидных анализов.

**Радионуклидный анализ.** Анализы по измерению удельной активности радионуклидов в пробах почвы и растений проводились в соответствии со стандартизованными методическими указаниями на поверенной лабораторной аппаратуре [20, 21]. Определение удельной активности радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{241}\text{Am}$  для почвы и растений проводилось на гамма-спектрометре Canberra GX-2020. Концентрация  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  в растениях определялась в сухих измельченных образцах,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  – в золе, с последующим пересчетом на сухое вещество. Предел обнаружения, в зависимости от типа пробы и навески, по  $^{137}\text{Cs}$  составил 1–10 Бк/кг (сухого вещества для проб растений и почвы),  $^{241}\text{Am}$  – 1–10 Бк/кг,  $^{239+240}\text{Pu}$  – 0,1 и 1 Бк/кг,  $^{90}\text{Sr}$  – 1–10 Бк/кг. Погрешность измерений для  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{241}\text{Am}$  не превышала 15–25 %,  $^{90}\text{Sr}$  – 15–25 %,  $^{239+240}\text{Pu}$  – 30 %.

Результаты по содержанию радионуклидов в растительных и почвенных образцах, отобранных с приусадебных участков (огородов) жителей с. Саржал (Абайский район) и с. Бодене (Бескарагайский район) в 2011-2012 гг. представлены в *таблицах 4.1 – 4.4*. Средние значения содержания радионуклидов в таблицах – это среднее арифметическое всех имеющихся количественных значений, в случае если количественных значений было больше двух, при этом значения ниже предела обнаружения измерительной аппаратуры не учитывались.

Содержание исследованных искусственных радионуклидов (далее ИРН) и в растениях, и в почве оказалось очень низким, поэтому в ряде случаев были получены лишь данные ниже предела чувствительности аппаратуры. Количественные значения все же были получены для отдельных культур: картофель, томат и свекла.

Для растениеводческой продукции существуют нормы содержания радионуклидов, которые представлены в ГН СЭТОРБ РК [22]. Содержание радионуклидов  $^{239+240}\text{Pu}$  и  $^{241}\text{Am}$ , в отличие от  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ , в пищевых продуктах не нормируется. Однако учитывая тот факт, что предел годового поступления (ПГП)  $^{239+240}\text{Pu}$  и  $^{241}\text{Am}$  с пищей для населения на порядок меньше, чем для  $^{90}\text{Sr}$ , можно предположить, что и допустимые уровни для данных радионуклидов также будут на порядок меньше. Допустимое содержание исследуемых радионуклидов в продукции растениеводства представлены в *таблице 4.5*.

Сравнительная оценка полученных данных для растениеводческой продукции в селах и действующих норм показала, что содержание радионуклидов в растениеводческой продукции исследуемых сёл меньше требований ГН СЭТОРБ: по  $^{137}\text{Cs}$  на 2 порядка, по  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$  и  $^{241}\text{Am}$  не менее чем на 1 порядок. Полученные результаты указыва-

Таблица 4.1. Содержание <sup>137</sup>Cs в растениеводческой продукции, произведенной на территории с. Саржал и с. Бодене

Растения	Содержание <sup>137</sup> Cs в растениеводческой продукции, Бк/кг (сухой вес)									
	Саржал					Бодене				
	min	max	среднее	n (n*)	n (n*)	min	max	среднее	n (n*)	
картофель (клубни)	<0,2	<5,6	-	12	<0,6	<0,9	-	2		
картофель (листья)	<0,6	4,6±0,9	3,6±0,74	13 (3)	-	-	-	-		
картофель (стебли)	<0,8	<3,5	-	6	-	-	-	-		
картофель (корни)	<1	2,3±0,5	-	12 (1)	-	-	-	-		
почва	9±1	42±8	20,1±3,4	13 (13)	4,4±0,9	5±1	4,7±0,9	2 (2)		
морковь (листья)	<0,5	<9	-	8	-	<1,1	-	-		
морковь (корнеплод)	<0,8	<3	-	4	<1,7	<2	-	5		
почва	11±2	16±1	14,5±2,2	8 (8)	2,2±0,4	4,4±0,9	3,2±0,6	5 (5)		
свекла (листья)	<0,7	11,2±0,6	-	6(1)	<0,3	<1,1	-	4		
свекла (корнеплод)	<0,5	<1,4	-	3	<0,7	<2	-	4		
почва	12±2	19±1	14,5±2,3	6 (6)	2,8±0,6	13±3	6,0±1,4	4 (4)		
томат (плод)	<0,4	<1,7	-	5	<0,8	<3	-	4		
томат (листья)	<0,8	6±1	-	5 (1)	-	-	-	-		
томат (стебли)	<1,6	<4	-	3	<1,3	2±0,4	-	2 (1)		
томат (корень)	<2	<8	-	5	<2	<5	-	2		
почва			17,2±2,6		<1,6	4,4±0,9	3,0±0,6	4 (3)		
перец (плод)	<0,4	<5	-	4	-	<3	-	1		
перец (листья)	<1,6	<5	-	4	-	-	-	-		
перец (стебли)	<1,9	<6,5	-	4	-	-	-	-		
перец (корни)	<1,3	<8	-	4	-	-	-	-		
почва	8±1	22±4	13,1±1,5	4 (4)	-	2,2±0,4	-	1		
огурец (плод)	<0,7	<3	-	4	-	<1,8	-	1		

Глава 4. Оценка возможности осуществления  
сельскохозяйственной деятельности на территории СИП

Растения	Содержание $^{137}\text{Cs}$ в растениеводческой продукции, Бк/кг (сухой вес)									
	Саржал					Бодене				
	min	max	среднее	n (n*)	n (n*)	min	max	среднее	n (n*)	n (n*)
огурец (листья)	<1,8	3,4±0,5	-	3 (1)	-	-	-	-	-	-
огурец (стебли)	<1,9	3±0,6	-	4 (1)	-	<2	-	-	1	-
огурец (корни)	<2,2	<5,3	-	4	-	-	-	-	-	-
почва	8±1	23±1	16,2±0,9	4 (4)	-	2,8±0,6	-	-	1	-
тыква (плод)	-	<0,3	-	1	-	-	-	-	-	-
тыква (листья)	-	<1,6	-	1	-	-	-	-	-	-
тыква (стебли)	-	<4	-	1	-	-	-	-	-	-
тыква (корни)	-	<9	-	1	-	-	-	-	-	-
почва	-	19±1	-	1	-	-	-	-	-	-
баклажан плоды	-	-	-	-	<0,7	<3	-	-	2	-
баклажан листья	-	<0,9	-	1	-	-	-	-	-	-
баклажан стебли	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
баклажан корни	-	<1,6	-	1	-	-	-	-	-	-
почва	-	11±2	-	1	2,4±0,5	5±1	-	-	2 (2)	-
лук (листья)	-	<0,9	-	1	-	-	-	-	-	-
лук (головки)	-	<1,2	-	1	-	-	-	-	-	-
почва	-	17±3	-	1	-	-	-	-	-	-
кабачки (плоды)	-	-	-	-	-	<1,8	-	-	1	-
кабачки (ботва)	-	-	-	-	-	<1,6	-	-	1	-
почва	-	-	-	-	-	1,6±0,3	-	-	1	-
капуста (плоды)	-	-	-	-	-	<3	-	-	1	-
почва	-	-	-	-	-	7±1	-	-	1	-

Примечание: n – общее количество проанализированных проб; n\* – число значений с количественными данными; «-» – данные не получены

Таблица 4.2. Содержание  $^{90}\text{Sr}$  в растениеводческой продукции, произведенной на территории с. Саржал и с. Бодене

Растения	Содержание $^{90}\text{Sr}$ в растениеводческой продукции, Бк/кг (сухой вес)									
	Саржал					Бодене				
	min	max	среднее	n (n*)	n (n*)	min	max	среднее	n (n*)	n (n*)
картофель (клубни)	<0,6	3,1±1,4	-	10(1)	10(1)	0,5±0,2	0,6±0,2	0,6±0,2	2(2)	2(2)
картофель (листья)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
картофель (стебли)	<2,12	12,3±1,8	6,8±1,5	4(3)	4(3)	-	-	-	-	-
картофель (корни)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
почва	2,7±0,8	22±2	10,8±1,7	8(8)	8(8)	<1,8	2,9±1,2	-	2 (1)	2 (1)
морковь (листья)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
морковь (корнеплод)	<2,4	< 20	-	5	5	-	-	-	-	-
почва	5,2±1,1	18±4	11,9±1,5	8(8)	8(8)	<0,8	1,9±0,9	-	5 (1)	5 (1)
свекла (листья)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
свекла (корнеплод)	<2,8	<22,3	-	3	3	-	-	-	-	-
почва	2,4±0,7	13±2	9,1±1,3	6(6)	6(6)	<1,1	6,3±0,9	-	4 (1)	4 (1)
томат (плод)	< 1,4	5,9±1,1	-	5(1)	5(1)	-	-	-	-	-
томат (листья)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
томат (стебли)	21,6±2,4	33±2,4	27,3±2,5	2(2)	2(2)	-	-	-	-	-
томат (корень)	-	5,1±1,1	-	1	1	-	-	-	-	-
почва	2,6±0,6	12±1	7,3±1,1	2(2)	2(2)	<0,9	<1,9	-	4	4
перец (плод)	< 1,9	24±7	-	3(1)	3(1)	-	-	-	-	-
перец (листья)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
перец (стебли)	-	18,5±2,1	-	1	1	-	-	-	-	-
перец (корни)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
почва	8±1	12±1	10±1,1	2(2)	2(2)	-	<0,8	-	1	1
огурец (плод)	<0,9	<2,4	-	2	2	-	-	-	-	-

Растения	Содержание <sup>90</sup> Sr в растениеводческой продукции, Бк/кг (сухой вес)									
	Саржал					Бодене				
	min	max	среднее	n (n*)		min	max	среднее	n (n*)	
огурец (листья)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
огурец (стебли)	-	<1,46	-	1	-	-	-	-	-	-
огурец (корни)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
почва	2,6±0,6	11±1	8,2±1,1	4(4)	-	<0,9	-	-	1	-
тыква (плод)	-	<0,8	-	1	-	-	-	-	-	-
тыква (листья)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
тыква (стебли)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
тыква (корни)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
почва	-	10±1	-	1 (1)	-	-	-	-	-	-
баклажан плоды	-	< 31	-	1	-	-	-	-	-	-
баклажан листья	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
баклажан стебли	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
баклажан корни	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
почва	-	5,2±1,1	-	1 (1)	1,9±0,9	3,8±1,1	2,8±1,1	-	2 (2)	-
лук (листья)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
лук (головки)	-	15±4	-	1 (1)	-	-	-	-	-	-
почва	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Примечание: n – общее количество проанализированных проб; n\* – число значений с количественными данными;  
«-» – данные не получены.

**Таблица 4.3.** Содержание  $^{239+240}\text{Pu}$  в растениеводческой продукции, произведенной на территории с. Саржал и с. Бодене

Растения	Содержание $^{239+240}\text{Pu}$ в растениеводческой продукции, Бк/кг (сухой вес)									
	Саржал					Бодене				
	min	max	среднее	n (n*)	n (n*)	min	max	среднее	n (n*)	
картофель (клубни)	0,068±0,02	0,94±0,29	0,35±0,11	8 (6)	-	-	-	-	-	
картофель (листья)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
картофель (стебли)	< 0,3	1,5±0,4	1,3±0,3	5 (2)	-	-	-	-	-	
картофель (корни)	-	< 0,8	-	1	-	-	-	-	-	
почва	<3,3	35±7	13,4±3,6	8 (7)	< 2,8	< 4	-	-	2	
морковь (листья)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
морковь (корнеплод)	< 0,4	0,9±0,2	-	2(1)	-	-	-	-	-	
почва	1,7±1,2	53±10	18,0±5,1	8(6)	< 2,7	4±2	-	-	5 (1)	
свекла (листья)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
свекла (корнеплод)	0,3±0,1	3,3±0,5	-	2 (2)	-	-	-	-	-	
почва	1,7±1	94±17	28,7±9,4	6 (4)	< 3	10±4	-	-	4 (1)	
томат (плод)	0,38±0,15	0,46±0,13	-	2	-	-	-	-	-	
томат (листья)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
томат (стебли)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
томат (корень)	-	< 2,2	-	1	-	-	-	-	-	
почва	<2,2	21±4	11,6±3,7	2 (2)	< 2,6	< 4	-	-	4	
перец (плод)	-	0,74±0,27	-	1	-	-	-	-	-	
перец (листья)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
перец (стебли)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
перец (корни)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
почва	5,6±3,5	6,1±3,5	5,8±3,5	2	-	4±2	-	-	1	
огурец (плод)	-	< 0,7	-	1	-	-	-	-	-	



Растения	Содержание <sup>239+240</sup> Pu в растениеводческой продукции, Бк/кг (сухой вес)									
	Саржал					Бодене				
	min	max	среднее	n (n*)	n (n*)	min	max	среднее	n (n*)	n (n*)
огурец (листья)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
огурец (стебли)	-	< 0,4	-	1	-	-	-	-	-	-
огурец (корни)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
почва	< 1,7	16±6	9,7±3,0	4 (3)	-	-	-	-	-	-
тыква (плод)	-	< 0,13	-	1	-	-	-	-	-	-
тыква (листья)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
тыква (стебли)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
тыква (корни)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
почва	-	69±20	-	1	-	-	-	-	-	-

Примечание: n – общее количество проанализированных проб; n\* – число значений с количественными данными; «-» – данные не получены.

**Таблица 4.4.** Содержание <sup>241</sup>Am в растениеводческой продукции, произведенной на территории с. Саржал и с. Бодене

Растения	Содержание <sup>241</sup> Am в растениеводческой продукции, Бк/кг (сухой вес)									
	Саржал					Бодене				
	min	max	среднее	n (n*)	n (n*)	min	max	среднее	n (n*)	n (n*)
картофель (клубни)	<0,2	<1,1	-	12	-	<0,5	<0,6	-	2	-
картофель (листья)	<0,6	<1,9	-	13	-	-	-	-	-	-
картофель (стебли)	<0,5	<3,5	-	6	-	-	-	-	-	-
картофель (корни)	<0,6	<1,8	-	12	-	-	-	-	-	-
почва	<0,21	13±2	5,2±0,8	13 (4)	<0,5	4,6±0,9	-	2 (1)	-	-
морковь (листья)	<0,2	<2,4	-	8	-	<1,4	-	1	-	-
морковь (корнеплод)	<0,4	<1,8	-	4	<0,8	<1,1	-	5	-	-
почва	<0,4	35±1	-	8 (1)	<0,4	4,6±0,9	-	5 (1)	-	-

Глава 4. Оценка возможности осуществления сельскохозяйственной деятельности на территории СИП

Растения	Содержание <sup>241</sup> Am в растениеводческой продукции, Бк/кг (сухой вес)									
	Саржал					Бодене				
	min	max	среднее	n (n*)		min	max	среднее	n (n*)	
свекла (листья)	<0,3	<2,1	-	6		<0,4	<0,8	-	4	
свекла (корнеплод)	<0,3	<0,7	-	3		<0,6	<1,2	-	4	
почва	<0,2	0,7±0,2	-	6 (1)		<0,5	4,6±0,9	-	4 (1)	
томат (плод)	<0,3	<1,3	-	5		<0,5	<1,5	-	4	
томат (листья)	<0,3	<1,6	-	5		-	-	-	-	
томат (стебли)	<0,4	<2,1	-	3		<0,8	<1	-	2	
томат (корень)	<1,3	<3	-	5		<1,4	<3	-	2	
почва	<0,4	8,3±0,5	6,6±0,9	5 (3)		<0,4	4,6±0,9	-	4 (1)	
перец (плод)	<0,2	<1,8	-	4		-	<1,5	-	1	
перец (листья)	<0,8	<1,7	-	4		-	-	-	-	
перец (стебли)	<1	<3	-	4		-	-	-	-	
перец (корни)	<0,4	<4	-	4		-	-	-	-	
почва	<0,33	<0,7	-	4		-	<0,5	-	1	
огурец (плод)	<0,6	<1,1	-	4		-	<0,9	-	1	
огурец (листья)	<0,3	<0,8	-	3		-	-	-	-	
огурец (стебли)	<0,6	<1,4	-	4		-	<2,8	-	1	
огурец (корни)	<0,7	<3,4	-	4		-	-	-	-	
почва	<0,4	37±1	14,6±2,6	4 (3)		-	<0,5	-	1	
тыква (плод)	-	<0,2	-	1		-	-	-	-	
тыква (листья)	-	<0,4	-	1		-	-	-	-	
тыква (стебли)	-	<0,5	-	1		-	-	-	-	
тыква (корни)	-	<5	-	1		-	-	-	-	
почва	-	0,93±0,04	-	1		-	-	-	-	

Примечание: n – общее количество проанализированных проб; n\* – число значений с количественными данными; «-» – данные не получены.

**Таблица 4.5.** Допустимые удельные активности (ДУА) радионуклидов в растениеводческой продукции на сухую массу

Вид продукции	ДУА, Бк/кг (на сухую массу)			
	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>239+240</sup> Pu*	<sup>241</sup> Am*
Картофель	245	82	8	8
Морковь	632	211	21	21
Свекла	571	190	19	19
Томат	471	353	35	35
Перец	400	300	30	30
Баклажан	571	429	43	43
Огурцы	800	600	60	60
Тыква	533	400	40	40
Лук	364	273	27	27
Капуста	429	143	14	14

Примечание: <sup>239+240</sup>Pu\* и <sup>241</sup>Am\* - ориентировочные нормы

ют на то, что в селах Саржал и Бодене превышения допустимых норм содержания искусственных радионуклидов в продукции растениеводства не ожидается. Учитывая тот факт, что сёла Саржал и Бодене расположены на территории прохождения «следов» от наземных ядерных взрывов, и для продукции растениеводства данных сёл получены низкие концентрации радионуклидов, можно предположить, что в других селах, для которых влияние ядерных испытаний полигона оказалось минимальным или вообще отсутствовало, концентрации радионуклидов будут и того меньше. Таким образом, можно сделать вывод о том, что на прилегающих к полигону территориях и «фоновых» участках территории СИП продукция растениеводства, которая может быть здесь получена, будет соответствующего качества по содержанию искусственных радионуклидов и безопасна для употребления населением.

#### Оценка качества сельскохозяйственной растениеводческой продукции расчетным методом

##### Выбор и расчет коэффициентов накопления

Для оценки уровней загрязненности сельскохозяйственной продукции растительного происхождения необходимы данные по концентрации радионуклидов в почвах исследуемой территории и коэффициенты накопления (Кн) радионуклидов для различных видов растениеводческой продукции. Поэтому нами был проведен тщательный анализ всех имеющихся данных: мировые и экспериментальные (найденные для СИП и для сёл) данные, с целью выбора оптимальных Кн (для «фоновых» территорий СИП и территорий, прилегающих к полигону).

##### Расчет коэффициентов накопления

Расчет коэффициентов накопления (Кн), необходимых для количественного описания параметров переноса радионуклидов из почвы

в различные части растений, представлял собой отношение содержания радионуклида в единице массы растительности к содержанию радионуклида в единице массы почвы [4, 5].

Экспериментальные Кн для растениеводческой продукции сёл (Саржал и Бодене)

Полученные данные содержания радионуклидов в растительной продукции сёл Саржал и Бодене (таблицы 4.14 – 4.17) позволяют не только оценить качество продукции, но и рассчитать Кн (таблицы 4.20 – 4.23, столбец 3). Расчёт Кн проводился следующим образом:

- 1) в случае, когда имеются несколько величин Кн (более 3-х), найденных по количественным значениям удельной активности (УА) радионуклида в растениях и почве; рекомендуемыми для оценки качества продукции растениеводства будут являться средние геометрические значения Кн;
- 2) в случае, когда имеется всего лишь один Кн, найденный по количественным значениям УА, и несколько Кн, найденных по значениям УА ниже предела чувствительности аппаратуры (<2 и т.д.); рекомендуемыми для оценки качества продукции растениеводства будут являться Кн, найденные по численным значениям УА, а остальные данные не учитываются;
- 3) в случае, когда имеются только Кн, полученные по значениям УА ниже предела чувствительности аппаратуры (<2 и т.д.); рекомендуемыми для оценки качества продукции растениеводства будут являться средние геометрические значения оценочных Кн (<);

**Экспериментальные Кн для растениеводческой продукции на территории СИП**

В ходе проведения натуральных экспериментов в 2010-2013 гг. на испытательной площадке «Опытное поле» территории СИП, были получены экспериментальные данные о характере накопления радионуклидов для различных видов с/х растений (таблицы 4.20 – 4.23, столбец 4) [13 – 17]. Расчёт Кн проводился также, как и в случае расчёта Кн для сёл.

**Обобщенные мировые Кн для растениеводческой продукции**

В случае отсутствия данных по содержанию радионуклидов в продукции растениеводства, произведенной в сёлах и на территории СИП, рекомендуемыми величинами для оценки качества продукции растениеводства могут являться Кн из международной базы данных МАГАТЭ (таблицы 4.7 – 4.10, столбец 5). В справочнике МАГАТЭ приведены данные для различных групп растений и групп почв. В первую очередь необходимо использовать Кн, представленные для почв, характерных для исследуемого региона (легко- и среднесуглинистые почвы) [4].

Результаты исследований с дикорастущими растениями, проведенные на разных площадках СИП, указывают на существенные различия в накоплении радионуклидов в зависимости от почвенных характеристик, форм нахождения радионуклидов в почве, уровня радиоактивного загрязнения, интенсивности использования в сельском хозяйстве и др. [16]. Учитывая вышеприведенное, использование Кн, полученных на территории СИП, для сёл возможно только после определенной корректировки данных, т.е. нахождения поправочного коэффициента. Поправочный коэффициент для растительности сёл («фонные» территории СИП) – не что иное, как отношение коэффициентов накопления (Кн

«фоновые»), полученные для растительной продукции на «фоновой» территории СИП, к коэффициентам накопления (Кн «эпицентр»), полученным для растительной продукции на «эпицентрах ядерных испытаний» территории СИП. Коэффициент представлен в *таблице 4.6*.

**Таблица 4.6.** Поправочный коэффициент накопления для растительности различных зон СИП

Отношения Кн различных зон	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>239+240</sup> Pu	<sup>241</sup> Am
«Фоновые» / «Эпицентр»	10,7	10,8	13,5	3,8

С помощью поправочного коэффициента были найдены рекомендуемые Кн для «фоновых» территорий: экспериментальные данные для с/х растений («Опытное поле») умножались на соответствующие поправочные коэффициенты для каждого радионуклида. Для данных МАГАТЭ, изначально уже представленных для различных почвенно-климатических условий, поправочный коэффициент не использовался.

Таким образом, если были найдены Кн (по численным значениям) на «фоновых» территориях, то рекомендуемыми являлись эти данные, если же нет – то Кн, найденные на территории СИП, с определенной корректировкой данных. Если и их нет, то Кн, обобщенные МАГАТЭ.

Коэффициенты накопления, которые можно рекомендовать для оценки содержания радионуклидов в растительной продукции на фоновых территориях СИП, представлены в *таблицах 4.7 – 4.10*.

#### Результаты оценки качества растениеводческой продукции расчетным методом

Так как проведение прямой оценки качества растениеводческой продукции на «фоновых» территориях СИП невозможно, то для определения ожидаемого содержания радионуклидов в растительной продукции на данной территории был использован расчетный метод. Прогнозные концентрации радионуклидов в продукции растениеводства были найдены с использованием средних значений содержания радионуклидов в почве (*таблица 4.11*) и рекомендуемых Кн радионуклидов (*таблицы 4.7 – 4.10*) для различных видов растений.

**Таблица 4.7.** Коэффициенты накопления <sup>137</sup>Cs для растительной продукции

Вид растения	орган	Коэффициент накопления <sup>137</sup> Cs			
		с. Саржал и с. Бодене	По результатам исследований на СИП [13–15]	По обобщенным результатам международных исследований [4]	Рекомендуемые
картофель	клубни	<4,4E-02	3,3E-03	3,5E-02 (40)****	3,6E-02
	листья	1,4E-01*	1,8E-02	-	1,4E-01
	стебли	<1,1E-01	1,3E-02	-	1,4E-01
	корни	1,2E-01**	1,2E-02	-	1,2E-0

Глава 4. Оценка возможности осуществления  
сельскохозяйственной деятельности на территории СИП

Вид расте- ния	орган	Коэффициент накопления <sup>137</sup> Cs			
		с. Саржал и с. Бодене	По результа- там исследо- ваний на СИП [13-15]	По обобщенным результатам международных исследований [4]	Рекомен- дуемые
морковь	листья	<1,9E-01***	1,9E-02	-	2,1E-01
	корнеплод	<2,9E-01	1,4E-02	3,0E-02 (21)	1,5E-01
свекла	листья	8,0E-01	2,1E-02	-	8,0E-01
	корнеплод	<1,4E-01	6,5E-03	3,0E-02 (21)	7,0E-02
томат	плоды	<1,2E-01	2,3E-02	3,3E-02 (5)	2,4E-01
	листья	6,0E-01	5,5E-02	-	6,0E-01
	стебли	4,5E-01	2,2E-02	-	4,5E-01
	корни	<4,2E-01	6,4E-02	-	6,8E-01
перец	плоды	<2,4E-01	2,1E-03	3,3E-02 (5)	2,2E-02
	листья	<2,2E-01	2,3E-02	-	2,5E-01
	стебли	<4,0E-01	1,3E-02	-	1,4E-01
	корни	<2,8E-01	1,0E-02	-	1,1E-01
огурец	плоды	<1,6E-01	3,2E-03**	3,3E-02 (5)	3,5E-02
	листья	1,6E-01	1,1E-02**	-	1,6E-01
	стебли	1,3E-01	2,5E-02**	-	1,3E-01
	корни	<2,4E-01	3,8E-02**	-	4,1E-01
тыква	плоды	<1,6E-02	9,6E-03	3,3E-02 (5)	1,0E-01
	листья	<8,4E-02	2,9E-02	-	3,1E-01
	стебли	<2,1E-01	1,3E-02	-	1,4E-01
	корни	<4,7E-01	1,4E-02	-	1,5E-01
баклажан	плоды	<4,2E-01	4,3E-02	3,3E-02 (5)	4,7E-01
	листья	<8,2E-02	3,1E-02	-	3,3E-01
	стебли	-	9,0E-03	-	9,6E-02
	корни	<1,5E-01	2,7E-02	-	2,9E-01
лук	листья	<5,3E-02	8,1E-03	3,3E-02 (5)	8,6E-02
	луковицы	<7,1E-02	8,6E-03	-	9,3E-02
капуста	листья	<4,3E-01	1,1E-02	7,4E-02(119)	1,2E-01
	стебель	<4,3E-01	3,3E-03	-	3,5E-02
	корни	-	2,2E-02	-	2,4E-01
пшеница	зерно	-	4,1E-04	2,0E-02(158)	4,4E-03
	стебли	-	1,0E-02	1,1E-01 (36)	9,2E-01
	корни	-	8,6E-02	-	7,9E-02

Примечание: 3,3E-03\* – среднее геометрическое (GM); 4,1E-04\*\* – единичные количественные данные; <0,62\*\*\* – среднее геометрическое ориентировочных величин; 3,5E-02\*\*\*\* – среднее геометрическое мировых исследований, полученные на суглинистых почвах в скобках – количество использованных значений

Глава 4. Оценка возможности осуществления  
сельскохозяйственной деятельности на территории СИП

**Таблица 4.8. Коэффициенты накопления  $^{90}\text{Sr}$  для растительной продукции**

Вид растения	орган	Коэффициент накопления $^{90}\text{Sr}$			
		с. Саржал и с. Бодене	По результатам исследований на СИП [13-15]	По обобщенным результатам исследований международных исследований [4]	Рекомендуемые
картофель	клубни	4,7E-01*	1,9E-02	1,3E-01 (41)****	4,7E-01
	листья	-	2,1E-01	-	2,3E+00
	стебли	6,9E-01*	3,5E-01	-	6,9E-01
	корни	-	2,6E-01	-	2,8E+00
морковь	листья	-	7,4E-02	6,1E-01 (16)	8,0E-01
	корнеплод	<5,8E-01***	3,8E-01	-	4,1E+00
свекла	корнеплод	<1,4	-	6,1E-01 (16)	6,1E-01
томат	плоды	<8,9E-01	<7,9E-04	3,6E-01 (19)	3,6E-01
	листья	-	1,3E-01	-	1,4E+00
	стебли	1,8	1,1E-01	-	1,8E+00
	корни	1,7E-01	2,6E-01	-	1,7E-01
перец	плоды	<8,3E-01	<6,3E-03	3,6E-01 (19)	3,6E-01
	листья	-	3,8E-01	-	4,1E+00
	стебли	1,5	6,5E-01	-	1,5E+00
	корни	-	1,0E-01	-	1,1E+00
огурец	плоды	<2,7E-01	1,5E-02	3,6E-01 (19)	1,6E-01
	листья	-	1,8E-01	-	1,9E+00
	стебли	<1,3E-01	7,5E-02	-	8,1E-01
тыква	плоды	<0,08	5,9E-03	3,6E-01 (19)	6,4E-02
	листья	-	1,8E-01	-	2,0E+00
	стебли	-	8,4E-02	-	9,0E-01
	корни	-	3,0E-02	-	3,2E-01
баклажан	плоды	<5,9	<2,6E-03	3,6E-01 (19)	3,6E-01
	листья	-	7,9E-01	-	8,5E+00
	стебли	-	3,9E-01	-	4,2E+00
	корни	-	1,3E-01	-	1,4E+00
лук	листья	-	5,2E-02	3,6E-01 (19)	5,6E-01
	луковицы	-	4,7E-01	-	5,1E+00
капуста	листья	-	1,1E-01	1,2 (84)	1,2E+00
	стебель	-	1,5E-02	-	1,6E-01
	корни	-	1,9E-02	-	2,0E-01
пшеница	зерно	-	2,6E-02	1,1E-01 (71)	2,8E-01
	пленка зерна	-	3,5E-02	-	5,5E-01
	стебли	-	6,2E-03	1,8 (3)	6,7E-02
	корни	-	1,2E-01	-	1,3E+00

Примечание: 6,9E-01\* – среднее геометрическое (GM); 8,2E-01\*\* – единичные количественные данные; <5,8E-01\*\*\* – GM ориентировочных значений; 1,3E-01(41)\*\*\*\* – среднее геометрическое



Глава 4. Оценка возможности осуществления  
сельскохозяйственной деятельности на территории СИП

трическое мировых исследований, полученные на суглинистых почвах, в скобках – количество использованных значений

**Таблица 4.9. Коэффициенты накопления  $^{239+240}\text{Pu}$  для растительной продукции**

Вид растения	орган	Коэффициент накопления $^{239+240}\text{Pu}$			
		с. Саржал и с. Бодене	По результатам исследований на СИП [13-15]	По обобщенным результатам международных исследований [4]	Рекомендуемые
картофель	клубни	1,2E-02*	4,3E-04	1,5E-04 (9)****	1,2E-02
	листья	-	2,2E-02	-	3,0E-01
	стебли	1,1E-01	8,0E-03	-	1,1E-01
	корни	<6,0E-02***	4,7E-02	-	6,4E-01
морковь	листья	-	6,9E-02**	2,2E-03 (5)	9,3E-01
	корнеплод	<4,9E-02	3,9E-02	3,9E-04 (5)	5,2E-01
свекла	листья	-	1,0E-02	2,2E-03 (5)	1,4E-01
	корнеплод	4,2E-01	1,6E-03	3,9E-04 (5)	4,2E-01
томат	плоды	<1,4E-01	<1,0E-03	6,2E-05 (8)	7,5E-05
	листья	-	4,8E-03	-	6,5E-02
	стебли	-	1,7E-03	-	2,3E-02
	корни	<1,4E-01	2,9E-01	-	3,9E+00
перец	плоды	-	1,1E-04	6,2E-05 (8)	1,4E-03
	листья	-	1,1E-02	-	1,5E-01
	стебли	-	1,8E-03	-	2,4E-02
	корни	-	9,0E-03	-	1,3E-01
огурец	плоды	<2,2E-01	1,9E-04	6,2E-05 (8)	2,6E-03
	листья	-	5,0E-03	-	6,7E-02
	стебли	<2,3E-01	3,7E-03	-	5,0E-02
Тыква	плоды	<1,9E-03	3,1E-05	6,2E-05 (8)	4,2E-04
	листья	-	3,4E-03	-	4,5E-02
	стебли	-	7,4E-04	-	1,0E-02
	корни	-	6,6E-03	-	8,9E-02
баклажан	плоды	-	5,5E-02	6,2E-05 (8)	7,4E-01
	листья	-	5,1E-02	-	6,9E-01
	стебли	-	9,5E-04	-	1,3E-02
	корни	-	1,6E-02	-	2,2E-01

Глава 4. Оценка возможности осуществления  
сельскохозяйственной деятельности на территории СИП

Вид растения	орган	Коэффициент накопления <sup>239+240</sup> Pu			
		с. Саржал и с. Бодене	По результатам исследований на СИП [13-15]	По обобщенным результатам международных исследований [4]	Рекомендуемые
лук	листья	-	2,8E-03	-	3,8E-02
	луковицы	-	1,3E-02	6,2E-05 (8)	1,7E-01
капуста	листья	-	1,2E-03	8,3E-05 (13)	1,7E-02
	стебель	-	7,1E-03	-	9,6E-02
	корни	-	2,8E-02	-	3,8E-01
пшеница	зерно	-	8,1E-04	9,5E-06 (105)	1,1E-02
	стебли	-	2,6E-03	4,4E-05 (10)	1,1E+00
	корни	-	8,3E-02	-	9,7E-03

Примечание: 1,2E-02\* – среднее геометрическое (GM); 6,9E-02\*\* – единичные количественные данные; <4,9E-02\*\*\* – GM ориентировочных значений; 1,5E-04 (9)\*\*\*\* – среднее геометрическое, данные мировых исследований, полученные на суглинистых почвах, в скобках – количество использованных значений

**Таблица 4.10.** Коэффициенты накопления <sup>241</sup>Am для растительной продукции

Вид растения	орган	Коэффициент накопления <sup>241</sup> Am			
		с.Саржал и с.Бодене	По результатам исследований на СИП [174-176]	По обобщенным результатам международных исследований [118]	Рекомендуемые
картофель	клубни	<1,7E-01***	1,1E-03*	1,5E-04 (8)****	4,2E-03
	листья	<4,9E-01	9,9E-03	-	3,8E-02
	стебли	<4,9E-01	2,7E-03	-	1,0E-02
	корни	7,0E-01**	1,1E-02	-	7,0E-01
морковь	листья	<1,0E-02	8,6E-03	6,7E-04 (4)	3,3E-02
	корнеплод	<7,0E-02	6,8E-03	-	2,6E-02
свекла	листья	<4,8E-01	1,4E-02	6,7E-04 (4)	5,2E-02
	корнеплод	<8,3E-01	2,8E-03	-	1,1E-02
томат	плоды	<1,4E-01	5,6E-03	3,6E-04 (9)	2,1E-02
	листья	<1,8E-01	1,7E-02	-	6,6E-02
	стебли	<2,7E-01	1,3E-02	-	5,1E-02
	корни	<6,4E-01	7,1E-02	-	2,7E-01
перец	плоды	-	<4,4E-03	3,6E-04 (9)	3,6E-04
	листья	-	3,6E-03	-	1,4E-02
	стебли	-	1,7E-03	-	6,4E-03
	корни	-	3,4E-02	-	1,3E-01

**Глава 4. Оценка возможности осуществления  
сельскохозяйственной деятельности на территории СИП**

Вид растения	орган	Коэффициент накопления <sup>241</sup> Am			
		с.Саржал и с.Бодене	По результатам исследований на СИП [174-176]	По обобщенным результатам международных исследований [118]	Рекомендуемые
огурец	плоды	<1,4E-01	1,9E-04	3,6E-04 (9)	7,2E-04
	листья	<8,9E-02	1,2E-02	-	4,7E-02
	стебли	<1,8E-01	2,6E-03	-	1,0E-02
	корни	<2,6E-01	1,4E-02	-	5,2E-02
Тыква*	плоды	<2,2E-01	1,1E-04**	3,6E-04 (9)	4,2E-04
	листья	<4,3E-01	1,2E-02**	-	4,5E-02
	стебли	<5,4E-01	3,2E-04**	-	1,2E-03
	корни	<5,4	1,3E-02**	-	4,8E-02
баклажан	плоды	-	4,5E-03	3,6E-04 (9)	1,7E-02
	листья	-	2,1E-02	-	8,0E-02
	стебли	-	1,0E-03	-	3,8E-03
	корни	-	1,2E-02	-	4,4E-02
лук	листья	-	1,4E-03	3,6E-04 (9)	5,4E-03
	луковицы	-	2,4E-03	-	9,2E-03
капуста	листья	-	8,1E-04	2,7E-04 (10)	3,1E-03
	стебель	-	1,3E-03	-	5,0E-03
	корни	-	1,1E-02	-	4,3E-02
пшеница	зерно	-	1,1E-03	2,2E-05 (83)	4,2E-03
	стебли	-	5,7E-03	7,9E-05(5)	4,8E-01
	корни	-	1,3E-01	-	9,1E-03

Примечание: 1,1E-03\* – среднее геометрическое (GM); 7,0E-01\*\* – единичные количественные данные; <1,7E-01\*\*\* – GM ориентировочных значений; 1,5E-04 (8)\*\*\*\* – среднее геометрическое мировых исследований, полученные на суглинистых почвах, в скобках – количество использованных значений.

**Таблица 4.11.** Средние значения удельной активности радионуклидов в почве

Территория СИП		Содержание радионуклидов в почве, Бк/кг [2, 69, 77]			
		<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>239+240</sup> Pu	<sup>241</sup> Am
«Северная» часть		17,2	-	4,1	0,8
«Западная» часть		16,7	6	4,9	0,9
«Юго-восточная» часть	зона 1	19	3,4	3,6	0,7
	зона 2	43,9	18,9	14,3	0,8
	зона 3	30,2	4,2	5,6	0,8
Среднее		25,4	8,1	6,5	0,8

Для расчёта прогнозного содержания радионуклидов в растениеводческой продукции на сырую массу использовались данные процентного содержания сухой массы в растениях, приведенные в рекомендациях МАГАТЭ и полученные в ходе экспериментальных работ на СИП [4, 13, 14]. Прогнозные концентрации радионуклидов в основной продукции растениеводства (зерно, плоды, листья, клубни и корнеплоды), произведенной на территории исследуемых сёл, и допустимые значения содержания радионуклидов в пищевых продуктах, согласно ГН СЭТОРБ РК, представлены в *таблице 4.12* [22].

**Таблица 4.12.** Прогнозируемое содержание радионуклидов в растениеводческой продукции (на сырую массу) в случае ее получения на «фоновых» территориях СИП

Вид продукции	Прогнозируемая концентрация, Бк/кг (допустимая концентрация (на сырую массу), Бк/кг)			
	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>239+240</sup> Pu	<sup>241</sup> Am
Корнеклубнеплоды				
Картофель	0,43 (120)	1,9 (40)	0,040 (4,0)	0,0017 (4,0)
Морковь	0,71 (120)	6,3 (40)	0,64 (4,0)	0,0039 (4,0)
Свекла	0,36 (120)	1,0 (40)	0,57 (4,0)	0,0018 (4,0)
Фруктовые овощи				
Томат	0,51 (40)	0,25 (30)	0,000041 (3,0)	0,0014 (3,0)
Перец	0,055 (40)	0,29 (30)	0,00092 (3,0)	0,000029 (3,0)
Баклажан	0,80 (40)	0,20 (30)	0,34 (3,0)	0,0010 (3,0)
Огурцы	0,043 (40)	0,065 (30)	0,00084 (3,0)	0,000029 (3,0)
Тыква	0,19 (40)	0,039 (30)	0,00021 (3,0)	0,000025 (3,0)
Луковичные овощи				
Лук	0,25 (40)	4,5 (30)	0,12 (3,0)	0,00081 (3,0)
Листовые овощи				
Капуста	0,81 (120)	2,6 (40)	0,031 (4,0)	0,00069 (4,0)
Зерновые злаки				
Пшеница	0,10 (70)	2,0 (40)	0,063 (4,0)	0,0030 (4,0)

Ожидаемые концентрации радионуклидов в продукции растениеводства показали, что в среднем <sup>137</sup>Cs будет ниже допустимых норм на 2-3 порядка, <sup>90</sup>Sr – 1–2 порядка, <sup>239+240</sup>Pu – 2–4 порядка и <sup>241</sup>Am – 3–4 порядка.

Полученные прогнозные концентрации радионуклидов в растительной продукции «фоновых» территорий, в целом, оказались схожими с экспериментальными данными, полученными в исследованных сёлах (*таблицы 4.1–4.4*). Соответствие прогнозных и экспериментальных данных указывает на то, что рекомендуемые Кн являются верными, а ожи-

даемые концентрации достоверными, что в сущности подтверждает концентрации радионуклидов в продукции растениеводства, полученные на территории исследованных сёл.

#### Расчёт предельных параметров радионуклидного загрязнения

Используя полученные Кн для сельскохозяйственных культур и допустимую удельную активность радионуклидов в растительной продукции, можно рассчитать допустимую концентрацию радионуклидов в почве исследуемой территории, при которой возможно получение сельскохозяйственной продукции соответствующего качества, т.е. не превышающей установленные нормы [22]. Предельно допустимая концентрация (ДК) радионуклидов в почве рассчитывалась следующим образом:

$$ДК_{\text{почва}} = ДУА_{\text{сух}} / Кн ,$$

где

ДК<sub>почва</sub> – допустимая концентрация исследуемого радионуклида в почве,

ДУА<sub>сух</sub> – допустимая удельная активность радионуклидов в растительной продукции в пересчете на сухой вес,

Кн – коэффициент накопления исследуемого радионуклида.

Допустимые концентрации исследуемых искусственных радионуклидов в почве, по содержанию радионуклидов в основной растениеводческой продукции (генеративные органы), представлены в *таблице 4.13*.

**Таблица 4.13.** Оценочные допустимые концентрации радионуклидов в почве

С/х культура	Продукция	Допустимая концентрация радионуклидов в почве, Бк/кг			
		<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>239+240</sup> Pu*	<sup>241</sup> Am*
Картофель	клубни	6800	170	650	1900
Морковь	корнеплоды	4100	50	40	820
Свекла	корнеплоды	8200	300	46	1800
Томат	плоды	1900	980	473000	1700
Перец	плоды	17800	830	21100	83000
Баклажан	плоды	1200	1200	60	2500
Огурцы	плоды	23000	3700	23200	83000
Тыква	плоды	5200	6200	94600	94000
Лук	луковицы	3900	50	160	2900
Капуста	Листья	3600	120	850	4650
Пшеница	зерно	18000	160	420	1070

В целом, полученные данные допустимых концентраций радионуклидов в почве указывают на возможность получения растениеводческой продукции приемлемого качества даже на участках СИП с высоким уровнем радионуклидного загрязнения почв. Однако все же некоторые

с/х культуры (морковь, лук, свекла, морковь и баклажан) являются критическими видами по накоплению таких радионуклидов, как  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$ . Допустимые концентрации данных радионуклидов в почве для критических видов с/х растений оказались на один и более порядка ниже, чем для остальных с/х растений. Данное обстоятельство указывает на то, что ограничивающим фактором производства растительной продукции на территории СИП, прежде всего, будут являться радионуклиды  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$ , а не  $^{241}\text{Am}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , и это следует учитывать в дальнейшем при прогнозной оценке качества растениеводческой продукции, произведенной на территории СИП.

Таким образом, установлено, что ожидаемое содержание искусственных радионуклидов в с/х растениеводческой продукции, произведенной на территориях с уровнем радионуклидного загрязнения, соответствующего глобальным выпадениям (таблица 4.11), не превысит допустимых норм. Следовательно, общее поступление искусственных радионуклидов с растительной продукцией, произведенной на данных территориях, в течение 1 года для населения будет ниже установленных норм (предел годового поступления (ПГП)) ГН СЭТОРБ РК по  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  на 2 порядка, а  $^{241}\text{Am}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  на 1 порядок.

При оценке качества растениеводческой продукции, которая может производиться на территории СИП, предполагаемой для использования в хозяйственных целях, необходимо учитывать следующие моменты:

- Для оценки качества с/х растениеводческой продукции рекомендуется использовать Кн, представленные в таблицах 4.7 – 4.10.
- Если концентрации искусственных радионуклидов в почве, будут соответствовать, уровню радионуклидного загрязнения почв «фоновых» территорий, то оценку качества растениеводческой продукции проводить нецелесообразно, поскольку ожидаемые концентрации в растениеводческой продукции будут заведомо ниже допустимых норм.

#### 4.1.2 Оценка качества животноводческой продукции

Одним из основных источников поступления радионуклидов в организм человека является сельскохозяйственная продукция, которая, как известно, занимает основную долю в рационе.

Радионуклиды могут поступать в организм животных разными путями. Пероральным путем, т.е. через пищеварительный тракт с кормом, водой и почвой, аэральным путем, т.е. через легкие с загрязненным воздухом и пылью, и перкутаным путем через поверхность кожи, слизистые оболочки и раны [23]. При этом известно, что основное количество радионуклидов поступает в организм животных пероральным путем.

Попавшие в организм животных радионуклиды вступают в процессы метаболизма, включающие всасывание, передвижение по отдельным органам и тканям, депонирования и выведения. От интенсивности этих процессов зависит, в конечном счете, накопление радионуклидов в продукции животноводства [24].

Переход радионуклидов в продукцию животноводства определяется следующими факторами: формами содержания радионуклидов

в компонентах окружающей среды, видом и возрастом животных, типом и составом рациона, продуктивностью животных, технологией их содержания [25].

Основными дозообразующими и наиболее распространенными радионуклидами на СИП являются  $^3\text{H}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$  и  $^{241}\text{Am}$ . Поэтому, при оценке качества животноводческой продукции, получаемой на СИП, необходимо рассмотреть именно эти радионуклиды.

Радионуклиды  $^3\text{H}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  являются достаточно мобильными радионуклидами, которые достаточно хорошо переходят как в органы и ткани животных и птиц, так и в получаемую от них продукцию (молоко, яйца). При этом распределение  $^3\text{H}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в организме равномерное,  $^{90}\text{Sr}$  в основном депонируется в костной ткани [1]. Трансурановые радионуклиды плохо накапливаются в организме, к примеру, лишь одна сотая часть  $^{239+240}\text{Pu}$  или  $^{241}\text{Am}$ , поступившего в организм, может перейти в мышечную ткань животных. Основными органами их депонирования являются печень и костная ткань [26].

В Гигиенических нормативах «Санитарно-эпидемиологические требования к обеспечению радиационной безопасности» РК [22] определены допустимые уровни (ДУ)  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в продуктах питания. Часть этих данных представлена в таблице 4.14.

**Таблица 4.14.** Допустимые уровни содержания радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в продукции животноводства

№	Группы продуктов питания	Удельная активность радионуклидов, Бк/кг (л)				
		$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{239+240}\text{Pu}^*$	$^{241}\text{Am}^*$	$^3\text{H}^*$
1	Мясо, мясные продукты и субпродукты	200	50	5	5	50000
2	Олени, мясо диких животных	300	100	10	10	100000
3	Птица, субпродукты птицы	180	80	8	8	80000
4	Рыба и рыбные продукты	130	100	10	10	100000
5	Яйца и продукты их переработки	80	50	50	50	50000
6	Молоко-сырье, сливки - сырье	100	25	2,5	2,5	25000

Примечание: \* - значения, полученные расчетным методом

Содержание радионуклидов  $^3\text{H}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$  и  $^{241}\text{Am}$  в пищевых продуктах не нормируется.

Однако, ввиду того, что, согласно Гигиеническим нормативам, предел годового поступления (ПГП) с пищей для населения на порядок меньше, чем аналогичная величина для  $^{90}\text{Sr}$  ( $^{239+240}\text{Pu}$   $-2,4 \times 10^3$  Бк/год,



$^{241}\text{Am}$  –  $2,7 \times 10^3$  Бк/год,  $^3\text{H}$  –  $2,1 \times 10^7$ ;  $^{90}\text{Sr}$  –  $1,3 \times 10^4$  Бк/год), можно предположить, что допустимые уровни по ним будут на порядок меньше, чем по  $^{90}\text{Sr}$ . Для  $^3\text{H}$  – наоборот, его ПГП с пищей приблизительно на три порядка больше, чем для  $^{90}\text{Sr}$ , соответственно, ДУ будет на три порядка больше, чем для  $^{90}\text{Sr}$ . Данные, представленные в таблице для  $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$  и  $^3\text{H}$ , приведены из этого расчета.

Основным видом животноводческой деятельности на территории полигона и на прилегающих к ним территориях является разведение мелко-, крупнорогатого скота и лошадей.

Получаемая животноводческая продукция – козлятина, коровье и козье молоко, а также мясо и яйца кур – используется лишь для собственных нужд самих фермеров. Баранина, говядина, конина и кобылье молоко производится с целью сбыта в городах и районах, расположенных рядом.

На обследованной к настоящему времени территории полигона (40 % от общей площади СИП), установлено 42 действующих фермерских хозяйств. На данных хозяйствах проживают и ведут животноводческую деятельность более 250 человек. Всего содержится более 2500 голов КРС, 13000 голов МРС, 1600 голов лошадей [27, 28, 29 – 31].

Сельскохозяйственные животные, разводимые на территории полигона, – беспородные, в основном, овцы курдючного грубошерстного направления. В крупнорогатом скотоводстве – в основном помеси как мясных, так и молочных пород, малопродуктивные. В коневодстве основное поголовье лошадей – помеси разных пород.

Способ содержания скота – стойлово-пастбищный. Система пастбы скота вольная или бессистемная. Пастбища данной территории используются круглогодично, некоторые участки используются только в летний период: выпас скота начинают в первой декаде мая и заканчивают в начале октября.

Содержание радионуклидов в продукции животноводства, производимой на СИП

При проведении оценки качества животноводческой продукции у жителей фермерских хозяйств, расположенных на СИП, приобретали используемое ими в пищу мясо и молоко, которые далее передавались на спектрометрические измерения. Результаты измерений представлены в *таблице 4.15*.

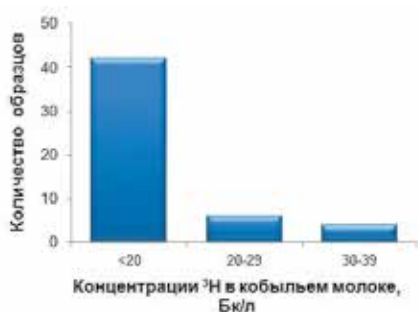
Как видно из таблицы, содержание радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  в пробах мяса и молока были ниже предела обнаружения при использованном аппаратурно-методическом обеспечении. Безусловно, может показаться странным, что в продукции, получаемой на СИП, очень низкие концентрации радионуклидов. Однако необходимо понимать, что территория полигона имеет локальный или пятнистый характер загрязнения, т.е. животные в течение дня могут выпастись как на «чистых», так и на «загрязненных» участках.

Производство кобыльего молока – одно из основных видов деятельности на СИП. Его объемы в 2010 г. составляли более 900 л в день. Основное поголовье лошадей сконцентрировано на юго-восточной части полигона вблизи площадки «Дегелен», где есть большая вероятность поступления  $^3\text{H}$  в организм животных.

**Таблица 4.15.** Максимальные концентрации радионуклидов в пробах молока и мяса

№ п/п	Обследованные участки полигона	Продукция (n – количество образцов)	Удельная активность радионуклидов, Бк/кг (допустимая концентрация, Бк/кг)		
			<sup>241</sup> Am	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr
1	район р. Шаган	мясо	–	–	–
		молоко, (n=2)	–	1,7±0,4	0,8±0,2
2	«Северная» часть	мясо			
		молоко			
3	«Западная» часть	мясо	–	–	–
		молоко	–	–	–
4	«Юго-восточная» часть	мясо, (n=10)	< 0,6	< 0,8	–
		молоко, (n=12)	< 0,4	< 0,7	<0,09
5	«Южная» часть	мясо, (n=6)	< 0,6	< 0,8	–
		молоко, (n=4)	< 0,4	< 0,7	–
6	«Юго-западная» часть	мясо, (n=2)	< 0,6	< 0,8	–
		молоко, (n=3)	< 0,4	< 0,7	–

В связи с этим, для оценки содержания <sup>3</sup>H в кобыльем молоке были проведены отдельные исследования, результаты которых показали [32], что содержание <sup>3</sup>H в большинстве случаев не превышает нижних пределов измерения аппаратуры. Зафиксированные в отдельных случаях количественные значения значительно ниже, чем уровень вмешательства для питьевой воды, который, согласно Гигиеническим нормативам, составляет 2000 Бк/кг [22]. Концентрации <sup>3</sup>H в кобыльем молоке представлены на рисунке 4.3.



**Рисунок 4.3.** Концентрации <sup>3</sup>H в кобыльем молоке

Одним из участков, где возможно поступление высоких концентрации <sup>3</sup>H в организм животных, является территория, прилегающая к реке Шаган. Результаты оценки содержания <sup>3</sup>H в продукции животноводства, представленные в работе [33], показали высокие активности в отобранных пробах мяса и молока. В некоторых случаях концентрации были выше, чем уровень вмешательства (УВ) для питьевой воды (рисунок 4.4).

Анализ полученных результатов показывает, что наибольшая удельная активность радионукли-

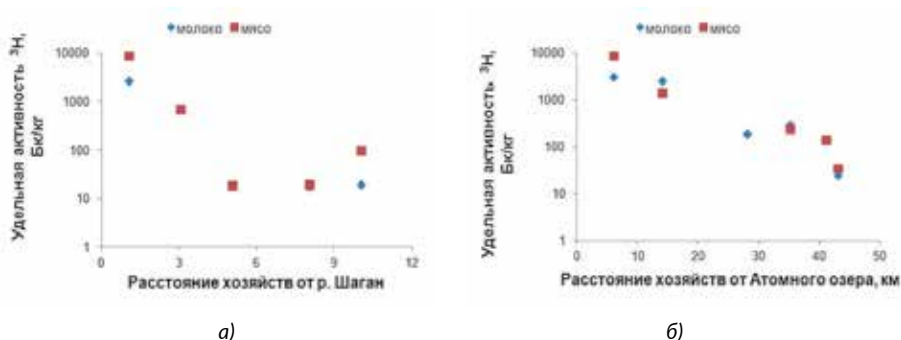


Рисунок 4.4. Удельная активность  $^3\text{H}$  в продукции фермерских хозяйств (по расположению к «Атомному» озеру (а) и р. Шаган (б))

да  $^3\text{H}$  в сельскохозяйственных продуктах животного происхождения отмечается в хозяйствах, в зону выпаса которых входят участки с максимальными значениями  $^3\text{H}$  в водах реки Шаган. С удалением от «Атомного» озера по направлению течения реки Шаган наблюдается снижение удельной активности  $^3\text{H}$  в мясе и молоке.

В целом, проведенная оценка содержания радионуклидов в продукции животноводства, производимой на СИП, показала, что концентрации  $^3\text{H}$  могут достигать значительных величин, тогда как содержание радионуклидов  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  очень низкое.

Для определения максимального уровня загрязнения производимой продукции необходимо знать и учитывать уровень радионуклидного загрязнения окружающей среды (почвы, воды, растения), количественные параметры перехода радионуклидов из окружающей среды в продукцию, ареал выпаса животных, время и длительность их пребывания на загрязненных участках, время вывода животных на чистые участки и т.д. Проводить отдельные исследования по оценке качества животноводческой продукции на каждом обследуемом участке полигона нецелесообразно.

Для оптимального решения этой задачи целесообразно провести теоретические расчеты, которые будут основаны на количественных данных уровней загрязнения почвы и коэффициентах перехода радионуклидов в системе «почва-растительность» и «рацион-продукция», полученных для СИП.

#### Теоретическая оценка качества продукции животноводства, производимой на СИП

Выбор коэффициентов перехода. К настоящему времени в мире выполнено достаточное большое количество научных работ, посвященных изучению перехода радионуклидов в животноводческую продукцию. Обзорные и обобщающие материалы по данным видам научных работ можно найти в трудах Н. Грин [34] и обобщений Фесенко С. и др. [35]. Также имеются публикации МАГАТЭ [36], где обобщены и структурированы все знания, имеющиеся к настоящему времени в мире, о параметрах и закономерностях миграции радионуклидов в агро-экосистемах.

В качестве основного параметра при оценке уровня перехода радионуклидов из внешней среды в животноводческую продукцию использу-

ется коэффициент перехода  $K_n$ , который рассчитывается как отношение удельной активности продукции (мясо, молоко, субпродукты) (Бк/кг) к суммарному количеству радионуклида, поступившего в течение дня в организм животного (Бк/сут):

$$K_n = \frac{A_n}{A_p}, \quad (4.1)$$

где  $A_n$  – концентрация радионуклида в продукции, Бк/кг;

$A_p$  – количество суммарного суточного поступления радионуклида с рационом, Бк/сут.

Необходимо отметить, что коэффициент перехода рассчитывается при равновесном состоянии радионуклида в организме животных или в получаемой от них продукции.

#### Переход радионуклидов $^{137}\text{Cs}$ , $^{90}\text{Sr}$ , $^{241}\text{Am}$ и $^{239+240}\text{Pu}$ в продукцию животноводства

В таблице 4.16 приведены значения коэффициентов перехода радионуклидов в некоторые продукты сельского хозяйства, имеющиеся в публикации МАГАТЭ [36].

**Таблица 4.16.** Коэффициенты перехода радионуклидов в животноводческую продукцию

Вид продукции	Кпиз корма на 1 кг (л) продукции			
	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{241}\text{Am}$	$^{239+240}\text{Pu}$
Конина	–	–	–	–
Говядина	$\frac{3,0 \times 10^{-2}}{4,7 \times 10^{-3} - 9,6 \times 10^{-2}}$ (58)	$\frac{2,1 \times 10^{-3}}{2,0 \times 10^{-4} - 9,2 \times 10^{-3}}$ (35)	$\frac{5,0 \times 10^{-4}}{-}$ (1)	$\frac{6,0 \times 10^{-5}}{8,8 \times 10^{-8} - 3,0 \times 10^{-4}}$ (5)
Баранина	$\frac{2,7 \times 10^{-1}}{5,3 \times 10^{-2} - 1,3}$ (41)	$\frac{1,7 \times 10^{-3}}{3,0 \times 10^{-4} - 4,0 \times 10^{-3}}$ (25)	$\frac{1,1 \times 10^{-4}}{-}$ (1)	$\frac{5,3 \times 10^{-5}}{2,0 \times 10^{-5} - 8,5 \times 10^{-5}}$ (2)
Кобылье молоко	–	–	–	–
Коровье молоко	$\frac{4,6 \times 10^{-3}}{6,0 \times 10^{-4} - 6,8 \times 10^{-2}}$ (288)	$\frac{1,5 \times 10^{-3}}{3,4 \times 10^{-4} - 4,3 \times 10^{-3}}$ (154)	$\frac{4,2 \times 10^{-7}}{-}$ (1)	$\frac{1,0 \times 10^{-5}}{-}$ (1)

Примечание: в числителе приведены средние значения, в знаменателе – диапазон значений, в скобках – количество значений  $K_n$  в базе данных МАГАТЭ; «–» – данные отсутствуют.

Из таблицы видно, что в мире поступление радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в агро-экосистему изучено достаточно хорошо. Однако использование этих данных может быть некорректным в наших условиях, пото-

му что, во-первых, варьирование коэффициентов перехода происходит в широком диапазоне, во-вторых, большинство из них были выполнены в лабораторных условиях или после радиационных аварий на Южном Урале и Чернобыльской АЭС. Они могут отличаться от ситуации на Семипалатинском полигоне характером радиоактивного загрязнения, видами разводимых животных и их продуктивностью, типом кормления, условиями содержания, видами кормовых растений, типом почвы и многими другими факторами. Также необходимо отметить, что, в основном, исследования проводились в системе «корм – продукция животноводства», при этом исследования в системе «почва/дернина – продукция животноводства» носил второстепенный характер. Это было обусловлено тем, что корм являлся основным источником поступления радионуклидов в организм животных. Однако на Семипалатинском полигоне почва и дернина, ввиду ее степной зональности, может внести существенную долю радионуклидов в суточный рацион животных.

Проведены единичные исследования по изучению перехода  $^{239+240}\text{Pu}$  и  $^{241}\text{Am}$ , отсутствуют данные по  $^3\text{H}$ . Эти факты обосновывают актуальность и необходимость изучения данного вопроса в условиях бывшего СИП, где подобные исследования ранее также не проводились.

Поэтому при оценке уровня загрязнения сельскохозяйственной продукции необходимо использовать параметры перехода радионуклидов (коэффициенты перехода, периоды полувыведения и т.д.), которые были получены в тех же условиях, где производят продукцию.

#### Переход $^3\text{H}$ в продукцию животноводства

$^3\text{H}$  в сельскохозяйственных продуктах подразделяется на органически связанный тритий (ОСТ) и тритий в свободной воде ткани (НТО). В 2010 г. на очередном заседании рабочей группы МАГАТЭ в Вене [37] была сделана оценка степени изученности перехода обеих форм  $^3\text{H}$  в продукты. Часть из них представлена в *таблице 4.17*.

**Таблица 4.17.** Изученность перехода  $^3\text{H}$  в продукцию сельского хозяйства

Сельхозпродукция	Степень изученности	
	после поступления тритиевой воды	после поступления органически связанного $^3\text{H}$
Коровье молоко	хорошо	1 эксперимент
Говядина	2 работы	нет данных
Баранина	нет данных	нет данных

Из таблицы видно, что достаточно хорошо изучен лишь переход  $^3\text{H}$  в коровье молоко. В остальных случаях исследования единичны или совсем отсутствуют. Также в данной таблице отсутствуют данные по переходу  $^3\text{H}$  в продукты коневодства, которые пользуются огромным спросом в Центральной Азии. Нами не выявлено работ, проведенных в этом направлении.

Исследования параметров перехода  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$  в продукцию животноводства, проведенные на СИП

Для получения коэффициентов перехода в сельскохозяйственную продукцию животного происхождения на территории СИП проводились натурные эксперименты с сельскохозяйственными животными. В качестве экспериментальных животных использовались наиболее распространенные, типичные для данного региона – овцы, крупнорогатый скот, лошади, свиньи и куры-несушки.

Исследования проводились на площадке «Опытное поле» СИП, которая расположена в пустынно-степной зоне и характеризуется более значительным содержанием радионуклидов  $^{241}\text{Am}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  [38]. На данной площадке проводились исследования параметров перехода радионуклидов в органы и ткани овец (полуторогодовалые кастраты) [39, 40], лошадей (8-9-летние кобылы, годовалые кобылки) [41], крупнорогатого скота (9-10-летние коровы), а также кур при поступлении радионуклидов с кормом, почвой и раствором (из почвенных вытяжек) [42].

Также исследования проводились на радиоактивно-загрязненной площадке «Дегелен» в низкогорном массиве, где изучали параметры перехода радионуклидов ( $^3\text{H}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{241}\text{Am}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$ ) в органы и ткани овец при пероральном поступлении с водой, сеном и почвой [43, 44], а также параметры перехода  $^{90}\text{Sr}$  в коровье молоко при поступлении радионуклида с кормом и водой [45]. Были проведены отдельные исследования по изучению перехода радионуклида  $^3\text{H}$  в коровье и кобылье молоко, а также в продукцию птицеводства.

Все работы проводились в летний период в условиях стойлового содержания животных. Отдельным группам животных (КРС, МРС, лошади, свиньи) и птиц скармливали загрязненный корм, почву, спаивали загрязненную воду, в некоторых случаях перорально вводили водный раствор с различными радионуклидами. Корм, воду и почву заготавливали с наиболее загрязненных участков технических площадок «Дегелен» и «Опытное поле». Для контроля поступления радионуклидов в организм животных и птиц в течение всего периода проведения эксперимента проводился ежедневный учет количества съеденного корма, почвы и выпитой воды, а также отбор проб растительности, почвы, воды согласно схеме проведения эксперимента.

Сроки содержания животных и птиц варьировали от 1 до 120 суток. В конце каждого срока проводился забой животных и птиц методом обескровливания. Определение радионуклидов проводилось во всех основных органах и тканях.

Полученные коэффициенты перехода радионуклидов из рациона в продукцию животноводства в условиях СИП представлены в *таблице 4.18*.

Из представленной таблицы видно, что для различных источников коэффициенты перехода будут разными. Радионуклиды лучше переходят с водой, чем с кормом, с почвой еще меньше. Поэтому при рассмотрении перехода радионуклидов в продукцию животноводства необходимо учитывать вклад каждого компонента отдельно.

Также было исследовано распределение радионуклидов по органам и тканям животных. Результаты исследований были представлены в работе [46]. Откуда известно, что разница между уровнем накопления в мышечной ткани и основными органами депонирования может отли-

**Таблица 4.18.** Коэффициенты перехода радионуклидов в продукцию животноводства

Коэффициенты перехода	$^{137}\text{Cs}, \times 10^{-2}$	$^{90}\text{Sr}, \times 10^{-4}$	$^{241}\text{Am}, \times 10^{-6}$	$^{239+240}\text{Pu}, \times 10^{-5}$
<b>Баранина</b>				
Почва с эпицентров наземных испытаний	3,1 ±1,1	–	2,3±1,3	0,06±0,03
Почва с зон радиоактивных водотоков		–		1,5±0,6
Степная растительность с эпицентров наземных испытаний	2,6 ±0,4	–	<3000,0	8,6±3,9
Луговая растительность с зон радиоактивных водотоков	7,8±4,8	1,8±0,7		
Вода	17,0±0,2	4,1±0,8	–	–
<b>Говядина</b>				
Степная растительность с эпицентров наземных испытаний	0,0050	0,14	<88,1	<1,5
Почва с эпицентров наземных испытаний	0,0082	<0,0068	25,9	0,0025
<b>Курятина</b>				
Степная растительность с эпицентров наземных испытаний	200,0	–	–	–
Почва с эпицентров наземных испытаний	20,0	–	180,0	–
<b>Кони́на (10 лет)</b>				
Почва с эпицентров наземных испытаний	0,0078	–	7,1	–
Вода	2,7	6,6	6,5	0,088
<b>Кони́на (1 год)</b>				
Почва с эпицентров наземных испытаний	0,013	0,63	1,6	0,015
Вода	5,0	6,0	3,3	0,071

чаться от 3 до 5 порядков. Например, при длительном поступлении  $^{90}\text{Sr}$  в организм овец (более 120 суток) его концентрации в костной ткани и шерсти были в 2500 и 60 раз больше, чем в баранине; концентрации  $^{241}\text{Am}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  в печени были больше в 200 и 500 раз.

#### Принятые коэффициенты перехода

Полученные результаты о характере метаболизма радионуклидов в организме животных, в ходе натурных исследований на СИП, сопоставимы с уже имеющимися данными. Однако полученные коэффициенты перехода ( $K_p$ )  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в говядину и баранину оказались значительно меньше, чем значения  $K_p$ , представленные в базе данных МАГАТЭ [36].



Коэффициенты перехода  $^{239+240}\text{Pu}$ , полученные в натуральных условиях СИП, наоборот, оказались больше, чем средние значения, представленные в техническом документе МАГАТЭ. Эти различия значений коэффициентов связаны с большим количеством факторов, существующих на СИП (природно-климатические условия, видовые особенности животных и их продуктивность, форма нахождения радионуклидов и т.д.), аналогов которым в мире не существует. Определить, какой фактор повлиял в значительной мере, в настоящее время сложно.

Для оценки содержания радионуклидов в животноводческой продукции использовались коэффициенты перехода, полученные в натуральных исследованиях в условиях СИП. Для продуктов, по которым данные в настоящее время не получены, использовались коэффициенты перехода, имеющиеся в базе данных МАГАТЭ (средние значения). Вместо отсутствующих значений коэффициентов перехода из почвы в продукцию использовались коэффициенты перехода из сена. Коэффициенты перехода для расчета содержания радионуклидов в продукции животноводства и птицеводства представлены в таблице 4.19.

**Таблица 4.19.** Принятые коэффициенты перехода для расчета содержания радионуклидов в продукции

Вид продукции	Радионуклиды				
	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{241}\text{Am}$	$^{239+240}\text{Pu}$	$^3\text{H}$
$K_n$ из корма на 1 кг (л) продукции					
Конина	$3,0 \times 10^{-2}$	$2,1 \times 10^{-3}$	$5,0 \times 10^{-4}$	$6,0 \times 10^{-5}$	–
Говядина	$3,0 \times 10^{-2}$	$2,1 \times 10^{-3}$	$5,0 \times 10^{-4}$	$6,0 \times 10^{-5}$	–
Баранина	$7,8 \times 10^{-2}$	$1,8 \times 10^{-4}$	$1,1 \times 10^{-4}$	$8,6 \times 10^{-5}$	$1,4 \times 10^{-1}$
Коровье молоко	$4,6 \times 10^{-3}$	$1,5 \times 10^{-3}$	$4,2 \times 10^{-7}$	$1,0 \times 10^{-5}$	–
$K_n$ из почвы на 1 кг (л) продукции					
Конина	$2,7 \times 10^{-2}$	$6,6 \times 10^{-4}$	$6,5 \times 10^{-6}$	$8,8 \times 10^{-7}$	–
Говядина	$8,2 \times 10^{-5}$	$6,8 \times 10^{-7}$	$2,6 \times 10^{-5}$	$2,5 \times 10^{-8}$	–
Баранина	$3,1 \times 10^{-2}$	$4,5 \times 10^{-5}$	$2,3 \times 10^{-6}$	$1,5 \times 10^{-5}$	–
$K_n$ из воды на 1 кг (л) продукции					
Баранина	$1,7 \times 10^{-1}$	$4,1 \times 10^{-4}$	–	–	$1,1 \times 10^{-1}$

Примечание:   - данные натуральных экспериментов на СИП;   - данные МАГАТЭ; «–» - данные отсутствуют.

Исследования параметров перехода  $^3\text{H}$  в продукцию животноводства, проведенные на СИП. В связи с недостаточностью информации о параметрах перехода  $^3\text{H}$  в животноводческую продукцию на территории СИП были выполнены натурные исследования по изучению перехода  $^3\text{H}$  в коровье и кобылье молоко, баранину, яйца и мышечную ткань кур-несушек [47 – 49]. Необходимо отметить, что в исследованиях изучали параметры

перехода  $^3\text{H}$  только в свободную воду. Содержание органически связанного  $^3\text{H}$  в продукции не рассматривалось.

В качестве экспериментальных животных использовались наиболее распространенные, типичные для данного региона виды животных и птиц: овцы, крупнорогатый скот, лошади и куры-несушки. Исследования были проведены на участке, прилегающем к одной из радиоактивнозагрязненных штолен с водопроявлением, расположенной на площадке «Дегелен».

При постановке и проведении экспериментальных работ с животными и птицами были применены схемы научных опытов, которые основаны на принципах пар-аналогов и групп-периодов. Так, животные и птицы были разделены на группы с различными источниками поступления, которыми являлись: атмосферный воздух, вода и растительность.

При поступлении  $^3\text{H}$  в организм с атмосферным воздухом, то есть при ингаляционном поступлении, объекты исследования содержались на участках с повышенными концентрациями  $^3\text{H}$  в воздухе в специально сконструированных клетках. Следующие группы животных и птиц получали  $^3\text{H}$  со штольневой водой. Другим группам скармливали растительность, заготовленную с радиоактивнозагрязненных участков.

В результате проведенных работ получены коэффициенты перехода  $^3\text{H}$  в продукцию животноводства, а также периоды полувыведения. Коэффициент перехода (Кп) был рассчитан как отношение удельной активности  $^3\text{H}$  в продукции (Бк/кг или кБк/л) к суммарному количеству радионуклида, поступившего в течение дня в организм животного (Бк/сут). Параметры перехода  $^3\text{H}$  в продукцию животноводства, полученные в ходе натурных экспериментов на СИП, представлены в *таблице 4.20*.

**Таблица 4.20.** Параметры перехода  $^3\text{H}$  в продукцию животноводства и птицеводства

Продукция	К <sub>n</sub> <sup>3H</sup> в продукцию с различными компонентами окружающей среды					
	Воздух		Вода		Корм	
	при длительном поступлении	при однократном поступлении	при длительном поступлении	при однократном поступлении	при длительном поступлении	при однократном поступлении
Мясо куриное	2,5	1,2	2,6	1,2	8,3	4,2
Яйца куриные	7,7	1,2	2,7	0,81	83,3	12,5
Баранина	-	-	0,12	0,063	0,34	0,096
Молоко кобылье	-	-	>0,015	0,0070	0,21	0,011
Молоко коровье	-	0,027	>0,022	0,0038	0,018	0,017

Из представленных в таблице данных видно, что  $^3\text{H}$ , поступивший с кормом, переходит больше, чем с водой. Полученные экспериментальным путем данные позволяют оценить содержание  $^3\text{H}$  в основных продуктах, получаемых на СИП.

### Расчет ожидаемых концентраций $^{137}\text{Cs}$ , $^{90}\text{Sr}$ , $^{241}\text{Am}$ , $^{239+240}\text{Pu}$ и $^3\text{H}$ в животноводческой продукции

Основные пути поступления радионуклидов в организм животных и птиц на СИП. При выпасе животных на территории СИП источниками поступления радионуклидов могут являться воздух, вода, почва и растительность. Как было установлено ранее [50], вклад воздуха при поступлении радионуклидов ( $^3\text{H}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{241}\text{Am}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$ ) в организм животных и птиц незначительный, и им можно пренебречь.

Повышенные концентрации радионуклидов ( $^3\text{H}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{241}\text{Am}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$ ) в водах СИП встречаются на площадке «Дегелен» и водотоках, вытекающих за ее границы (р. Узынбулак, Карабулак, Байтлес, Токтакушук и др.) [50], а также в водах реки Шаган, где установлены повышенные концентрации  $^3\text{H}$ . Доля воды в суточном поступлении радионуклидов, за исключением  $^3\text{H}$ , составляет менее одного процента.

Поступление почвы в организм животных может быть обусловлено двумя факторами: с пылью на растительности и с почвой, которую животное непреднамеренно заглатывает с земли. Основными источниками поступления  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{241}\text{Am}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  в организм сельскохозяйственных животных являются почва и растительность,  $^3\text{H}$  – корм и вода (таблица 4.21).

**Таблица 4.21.** Вклад почвы, воды и растительности в суточное поступление радионуклидов в организм животных (на примере мелкого рогатого скота), %

Территория СИП	$^{137}\text{Cs}$		$^{90}\text{Sr}$		$^{241}\text{Am}$		$^{239+240}\text{Pu}$		$^3\text{H}$	
	почва	корм	почва	корм	почва	корм	почва	корм	вода	корм
эпицентры наземных испытаний	98	2	88	12	99,7	0,3	99	1	-	-
«следы» радиоактивных выпадений	89	11	87	13	96,7	3,3	96	4	-	-
условно «фоновые» территории	85	15	40	60	-	-	90	10	-	-
зоны радиоактивных водотоков	45	55	9	91	-	-	97	3	67	33
места испытаний БРВ	-	-	12	88	-	-	-	-	-	-

Примечание: Расчеты проведены на основании полученных коэффициентов накопления радионуклидов растениями на СИП

### Расчет ожидаемых концентраций $^{137}\text{Cs}$ , $^{90}\text{Sr}$ , $^{241}\text{Am}$ и $^{239+240}\text{Pu}$ в животноводческой продукции

При прогнозе концентраций радионуклидов в продукции животноводства учитывается их концентрация в рационе и  $K_p$  из рациона в продукцию. Поскольку предыдущие расчеты показали, что в суточном

поступлении радионуклидов в организм есть определенная доля всех компонентов окружающей среды (почва, вода, корм), можно предположить, что содержание радионуклидов в продуктах животноводства (Спрод) будет рассчитываться по следующей формуле:

$$C_{\text{прод}} = V_{(\text{почва})} \times C_{(\text{почва})} \times K_{\text{п}(\text{почва})} + V_{(\text{корм})} \times C_{(\text{корм})} \times K_{\text{п}(\text{корм})} + V_{(\text{вода})} \times C_{(\text{вода})} \times K_{\text{п}(\text{вода})} \quad (4.2)$$

где  $V_{(\text{корм})}$  – суточное потребление корма, кг/сут;  
 $V_{(\text{почва})}$  – количество непреднамеренно заглатываемой почвы, кг/сут;  
 $V_{(\text{вода})}$  – суточное потребление воды, л/сут;  
 $C_{(\text{корм})}$  – удельная активность радионуклида в корме, Бк/кг;  
 $C_{(\text{почва})}$  – удельная активность радионуклида в почве, Бк/кг;  
 $C_{(\text{вода})}$  – удельная активность радионуклида в воде, Бк/л;  
 $K_{\text{п}(\text{корм})}$  – коэффициент перехода радионуклида из корма на 1 кг (л) продукции;  
 $K_{\text{п}(\text{почва})}$  – коэффициент перехода радионуклида из почвы на 1 кг (л) продукции;  
 $K_{\text{п}(\text{вода})}$  – коэффициент перехода радионуклида из воды на 1 кг (л) продукции.

При расчете содержания радионуклидов  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  поступления радионуклидов с водой не учитывали. При оценке  $^3\text{H}$  не учитывали поступление с почвой.

Как уже было отмечено ранее, миграция радионуклидов в системе «почва-растение» – это начальная ступень биологического цикла, которая определяет уровень переноса радионуклидов в организм животных и в получаемую от них продукцию. Концентрацию радионуклидов  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  в растениях можно рассчитать на основании полученных экспериментальных данных по исследованию параметров накопления радионуклидов растениями на СИП [3], соответственно:

$$C_{(\text{корм})} = C_{(\text{почва})} \times K_{\text{н}}, \quad (4.3)$$

где  $K_{\text{н}}$  – коэффициент накопления радионуклидов растениями (глава 4.2.)

Показатели количества суточного потребления корма, воды и почвы основаны на литературных данных [52] (таблица 4.22). Расчет суточного поступления радионуклидов с почвой, заглатываемой животными при выпасе, проведен исходя из того, что за пастбищный период КРС может потреблять до 600 кг почвы, МРС – до 75 кг почвы [1, 23].

**Таблица 4.22.** Принятые для расчета физиологические показатели сельскохозяйственных животных

Показатель	Коровы	Лошади	Овцы
Суточное потребление корма, кг/сут	15	12	1,2
Суточное потребление воды, л/сут	70	35	2
Количество непреднамеренно заглатываемой почвы, кг/сут	1,6	1,6	0,2

Глава 4. Оценка возможности осуществления  
сельскохозяйственной деятельности на территории СИП

В таблице 4.23 представлены принятые средние значения для фоновых территорий [53]. Содержание радионуклидов в растениях рассчитано по формуле (3).

**Таблица 4.23.** Средняя удельная активность радионуклидов в почве и растениях на условно фоновых территориях

Источники поступления	<sup>137</sup> Cs, Бк/кг	<sup>90</sup> Sr, Бк/кг	<sup>241</sup> Am, Бк/кг	<sup>239+240</sup> Pu, Бк/кг
Удельная активность в почве	18	10,8	0,9	4,7
Удельная активность в корме	0,36	2,7	0,032	0,005

Результаты расчета суточного поступления радионуклидов в организм сельскохозяйственных животных при выпасе на условно «фоновых» территориях представлены в таблице 4.24.

**Таблица 4.24.** Суточное поступление радионуклидов в организм сельскохозяйственных животных на условно фоновых территориях

С/х животные	Живая масса, кг	Поступление радионуклидов в организм 1 животного, Бк							
		суточное поступление с кормом				суточное поступление с почвой			
		<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>241</sup> Am	<sup>239+240</sup> Pu	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>241</sup> Am	<sup>239+240</sup> Pu
Лошадь	350-400	4,3	32,4	0,38	0,06	28,8	17,6	1,4	7,5
Корова	400	5,4	40,5	0,48	0,075	28,8	17,6	1,4	7,5
Овца	50-60	0,43	3,2	0,038	0,006	3,6	2,2	0,18	0,94

На основании представленных выше данных можно оценить концентрации радионуклидов в животноводческой продукции, в случае ее производства на исследуемой территории. Ожидаемые концентрации радионуклидов в продукции животноводства представлены в таблице 4.25.

**Таблица 4.25.** Ожидаемые концентрации радионуклидов в продукции животноводства

Вид продукции	Прогнозируемая концентрация, Бк/кг			
	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>241</sup> Am	<sup>239+240</sup> Pu
Конина	$9,1 \times 10^{-1}$	$8,0 \times 10^{-2}$	$2,0 \times 10^{-4}$	$1,0 \times 10^{-5}$
Говядина	$1,6 \times 10^{-1}$	$8,5 \times 10^{-2}$	$2,8 \times 10^{-4}$	$4,7 \times 10^{-6}$
Баранина	$1,5 \times 10^{-1}$	$6,8 \times 10^{-4}$	$4,6 \times 10^{-6}$	$1,5 \times 10^{-5}$
Коровье молоко	$1,6 \times 10^{-1}$	$8,7 \times 10^{-2}$	$8,1 \times 10^{-7}$	$7,6 \times 10^{-5}$

Полученные значения ожидаемых концентраций радионуклидов в сельскохозяйственной продукции, в случае выпаса животных на условно «фоновых» территориях, существенно ниже, чем ДУ.

**Расчет предельно допустимых концентраций  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{241}\text{Am}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  в почве при производстве животноводческой продукции.** Для определения участков, на которых можно выпасать скот и получать продукцию, отвечающую гигиеническим нормативам, можно рассчитать предельно допустимые уровни (ПДУ) радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{241}\text{Am}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  в почве. Исходя их формулы (4.3), следует, что:

$$ПДУ_{(почва)} = \frac{C_{(ДУпрод)}}{V_{(почва)} K_{n(почва)} + V_{(корм)} K_{n(корм)} K_n}, \quad (4.4)$$

Расчитанные ПДУ радионуклидов в почве для различных участков СИП, которые позволяют получить животноводческую продукцию (на примере баранины и коровьего молока), отвечающую гигиеническим нормативам, представлены в *таблицах 4.26, 4.27.*

**Таблица 4.26.** *Предельно допустимые уровни радионуклидов в почве на площадках СИП (для баранины), кБк/кг*

Площадки СИП	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{241}\text{Am}$	$^{239+240}\text{Pu}$
эпицентры наземных испытаний	32	3300	9000	1600
зоны радиоактивных водотоков	7	100	9000	1300
места испытаний БРВ	–	150	–	–
«следы» радиоактивных выпадений	30	3100	3600	5000
зоны радиоактивных водотоков	20	700	–	1000

**Таблица 4.27.** *Предельно допустимые уровни радионуклидов в почве на площадках СИП (для коровьего молока), кБк/кг*

Площадки СИП	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{241}\text{Am}$	$^{239+240}\text{Pu}$
эпицентры наземных испытаний	28	18	7900	300
зоны радиоактивных водотоков	10	1	7900	300
места испытаний БРВ	–	2	–	–
«следы» радиоактивных выпадений	24	17	7500	300
условно «фоновые» территории	22	6	–	300

Из представленных таблиц видно, что при выпасе животных на участках с высокими концентрациями радионуклидов в почве, особенно трансурановых, можно получить животноводческую продукцию соответствующего качества. Такие концентрации  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{241}\text{Am}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  могут встречаться лишь в эпицентрах наземных испытаний и в зонах радиоактивных водотоков, радионуклид  $^{90}\text{Sr}$  – в местах испытаний БРВ. Поэтому переход радионуклидов в продукцию животноводства на условно фоновых территориях не представляет никакой опасности.

При длительном выпасе животных на загрязненных участках уровни радионуклидов в основных органах депонирования ( $^{90}\text{Sr}$  – костная

ткань,  $^{241}\text{Am}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  – печень) будут значительно выше, чем в мясе этих животных. Однако, площади загрязнения почвы на таких участках относительно самих площадок очень малы. Например, на площадке испытаний БРВ, площадь которой 63 км<sup>2</sup>, участок загрязнения почвы  $^{90}\text{Sr}$  от 1,5 кБк/кг и выше составляет всего 8,0 км<sup>2</sup>, выше 100 кБк/кг – 0,14 км<sup>2</sup>. Площадь загрязнения почвы  $^{241}\text{Am}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  на площадке «Опытное поле» ( $S=375$  км<sup>2</sup>) более 10 кБк/кг – всего 1,5 км<sup>2</sup>. При кратковременном нахождении животных на этих участках содержание радионуклидов в продукции будет незначительно, участки не будут представлять собой опасности при формировании дозы, получаемой населением.

Расчет ожидаемых концентраций  $^3\text{H}$  в животноводческой продукции. Для оценки уровня загрязнения животноводческой продукции  $^3\text{H}$  на условно фоновых территориях используем уравнение (4.3).

Как пример, можно рассмотреть территорию ручья Узынбулак, который берет начало на площадке «Дегелен» и вытекает далеко за ее границы, где максимальные значения  $^3\text{H}$  в компонентах окружающей среды составили:

60 кБк/л – в воде;

50 кБк/кг – в свободной воде растительности (без учета ОСТ).

На основании этих данных, с использованием информации о суточной норме потребления пастбищного корма и воды животными (таблица 4.35), рассчитаны концентрации  $^3\text{H}$  в суточном рационе (таблица 4.28).

**Таблица 4.28.** Суточное поступление  $^3\text{H}$  в организм сельскохозяйственных животных и птиц

С/х животные	Поступление $^3\text{H}$ в организм, кБк/сут		
	с кормом	с водой	всего
Корова	750	4200	4950
Кобыла	600	2100	2700
Овца	60	120	180

Расчет суточного поступления  $^3\text{H}$  с кормом проводился с учетом того, что луговая растительность состоит из 70 % влаги и 30 % сухого вещества, при этом количество водорода в составе органических веществ растений составляет ~6 % от сухой массы [54]. Активность  $^3\text{H}$  в органически связанной воде растения можно считать равной активности  $^3\text{H}$  в свободной воде растения [36].

При расчете содержания радионуклидов в животноводческой продукции использовали коэффициенты перехода  $^3\text{H}$  в продукцию, представленные в таблице 4.33.

На основании представленных выше данных можно оценить концентрации  $^3\text{H}$  в животноводческой продукции в случае ее производства на исследуемой территории. Ожидаемые концентрации  $^3\text{H}$  в продукции животноводства представлены в таблице 4.29.



**Таблица 4.29.** Ожидаемые концентрации  $^3\text{H}$  в продукции животноводства

Вид продукции	Прогнозируемая концентрация, кБк/кг (л)		
	при поступлении с кормом	при поступлении с водой	всего
Молоко коровье	14	92	106
Молоко кобылье	126	32	158
Баранина	20	14	35

Как видно из таблицы, ожидаемые концентрации  $^3\text{H}$  могут быть выше ДУ. Это говорит о том, что животноводческая продукция, произведенная вблизи вытекающих из горного массива Дегелен водных объектов и р. Шаган, может быть непригодной к употреблению.

**Расчет предельно допустимых концентраций  $^3\text{H}$  в водных объектах СИП.** Принцип расчета аналогичен расчету предельно допустимых концентраций  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{241}\text{Am}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  в почве. Но, в отличие от других радионуклидов, началом звена миграции  $^3\text{H}$  является вода. Соответственно, уравнение будет иметь следующий вид:

$$ПДУ_{(вода)} = \frac{C_{(ДУ_{прод})}}{V_{(вода)}K_{n(вода)} + V_{(корм)}K_{n(корм)}K_n}, \quad (4.5)$$

На основании данного уравнения можно рассчитать, что предельно допустимые уровни  $^3\text{H}$  в воде при производстве баранины составят /л, коровьего молока – 47 кБк/л.

Таким образом, на основании полученных практических данных качества сельскохозяйственной продукции на СИП и проведенных теоретических расчетов, основанных на результатах специальных исследований с животными, могут быть представлены следующие рекомендации:

- в случае содержания радионуклидов в почве в пределах установленных базовых уровней для территории СИП нецелесообразно проведение как практических, так и теоретических работ по оценке качества животноводческой продукции;
- в случае если концентрации радионуклидов в почве превышают принятые базовые уровни, то можно провести теоретические расчеты с использованием коэффициентов перехода;
- при проведении исследований вблизи р. Шаган и водных источников, вытекающих за пределы площадки «Дегелен», необходимо провести теоретические расчеты, принимая во внимание площади загрязнения и объемы кормовых запасов на загрязненных участках. При превышении одной десятой доли ПДУ в воде необходимо принять меры по фактическому определению  $^3\text{H}$  в продукции;
- в случае если животных выпасали на территории площадки «4А» или в непосредственной близости к этому участку, можно провести оценку содержания  $^{90}\text{Sr}$  в шерсти животных или в молоке, лишь для определения уровня поступления радионуклида в организм животных.

При дальнейших исследованиях территории СИП с целью их передачи в хозяйственный оборот оценка качества животноводческой продукции может быть ограничена лишь теоретическими расчетами.

Исключением является р. Шаган и водные источники, вытекающие за пределы площадки «Дегелен». При выпасе животных на этих участках возможно поступление повышенных концентрации  $^3\text{H}$  в продукцию.

## 4.2 Оценка граничных параметров радиоактивного загрязнения территорий, гарантирующих непревышение допустимых дозовых нагрузок

Вопросы регулирования современной деятельности на территории бывшего СИП и вопросы обоснования реабилитационных мероприятий требуют оценки радиационных рисков развития какой-либо деятельности, которая фактически имеет место или планируется на данной территории. Источниками повышенного облучения могут являться радиоактивно загрязненные объекты природной среды, а также продукты питания, получаемые и производимые на радиоактивно загрязненной территории.

В настоящее время основой оценки степени радиационного риска является общепринятая и регламентированная нормативными документами РК (Гигиенические нормативы «Санитарно-эпидемиологические требования к обеспечению радиационной безопасности» (ГН СЭТОРБ) [22] модель беспорогового действия ионизирующего излучения, в которой мерой радиационного риска является величина эффективной дозы. Ожидаемая годовая эффективная доза от техногенного облучения не должна превышать 1 мЗв в год для населения, согласно ГН СЭТОРБ.

Критерии оценки радиоэкологического состояния территорий нормативно установлены Постановлением Правительства Республики Казахстан от 31 июля 2007 г. №653 «Об утверждении критериев оценки экологической обстановки территорий» [55]. Согласно Постановления (п.6. Показатели для оценки радиационной безопасности) «территории, в пределах которых среднегодовые значения дополнительной (сверх естественного фона) эффективной дозы облучения человека не превышают 1 мЗв, а среднегодовые значения эффективной дозы облучения за счет природных источников не превышают 30 мЗв, относятся к территориям с относительно благополучной экологической обстановкой. Территории, в пределах которых среднегодовые значения эффективной дозы облучения (дополнительного, сверх естественного фона) могут превысить 5 мЗв и находиться в диапазоне доз до 10 мЗв, необходимо относить к территориям чрезвычайной экологической ситуации, а более 10 мЗв – к зонам экологического бедствия».

В таблице ниже (таблица 4.30) приведены показатели для оценки радиационной безопасности для разных статусов экологической обстановки по параметру общей годовой эффективной дозы.

**Таблица 4.30.** Показатели для оценки радиационной безопасности [55]

Показатель	Параметр		
	Экологическое бедствие	Чрезвычайная экологическая ситуация	Относительно удовлетворительная ситуация
Показатель загрязнения радиоактивными веществами, мЗв	Более 50	5-50	1-5

Также в п.7 Постановления Правительства №653 (Критерии изменения природной среды, пп.7. Показатели для оценки состояния почв) указано, что «выбор критериев экологической оценки состояния почв определяется спецификой их местоположения, генезисом, буферностью, а также разнообразием их использования. Выявление видов деятельности, вызывающих загрязнение почвы, дает полное представление о масштабе и степени загрязнения на обследуемой территории и позволяет значительно сузить и конкретизировать количество показателей». В *таблице 4.31* приведены характеристики территорий по радиационной обстановке.

**Таблица 4.31.** Характеристики территории по радиационной обстановке [55]

Показатель	Параметр		
	Экологическое бедствие	Чрезвычайная экологическая ситуация	Относительно удовлетворительная ситуация
Радиоактивное загрязнение, Ки/км <sup>2</sup>			
<sup>137</sup> Cs	свыше 40	40-15	до 15
<sup>90</sup> Sr	свыше 3	3-1	до 1
Pu (сумма изотопов)	свыше 0,1	0,1-0,05	до 0,05

Таким образом, в Постановлении Правительства указаны два критерия оценки, при этом оценка по параметру эффективной дозы является определяющей и имеет приоритет.

Оценка проводится с учетом целей использования территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению, и путей облучения.

На загрязненных участках потенциальными путями воздействия на человека являются следующие:

- внешнее облучение от радионуклидов, содержащихся в почве;
- внешнее облучение от загрязненной почвы, попавшей на кожу;
- внутреннее облучение от ингаляционного поступления радионуклидов;

- внутреннее облучение от поступления радионуклидов с продуктами питания и водой;
- внутреннее облучение от непреднамеренного перорального поступления загрязненной почвы.

Основой научного подхода к проблеме защиты от радиационного воздействия было и остается установление максимальных уровней предельно допустимого воздействия на людей, подвергающихся наибольшему риску от искусственных источников излучения. Поэтому были разработаны консервативные подходы к расчету доз, получаемых населением при проживании и ведении деятельности на территории бывшего СИП.

Доза существенно зависит от таких параметров, как содержание искусственных радионуклидов в объектах окружающей среды, условий проживания, особенностей питания населения и ведения хозяйственной деятельности.

Для того чтобы учесть все параметры, рассмотрен наиболее консервативный сценарий поведения человека при проживании на загрязненной территории – сценарий «фермер, ведущий натуральное хозяйство», который был разработан в дополнение к понятию «человек, подвергающийся максимальному радиационному воздействию», когда непонятно, каким путем в основном будет происходить воздействие в течение длительных периодов времени [56, 57].

Этот подход консервативен в том, что там есть несколько предположений относительно образа жизни людей, при котором радиационное воздействие может быть выше. Предполагаем, что человек проживает на загрязненной территории, занимается растениеводством и животноводством, выращивает и производит продукты на этой территории, потребляет их.

Если по оценкам прогнозируемая доза и риск для фермера, ведущего натуральное хозяйство, с большой вероятностью будут ниже допустимых предельных уровней, тогда можно предположить, что и остальное население будет также защищено. Использование такого подхода позволяет дать консервативную оценку ожидаемой годовой эффективной дозы облучения населения при проживании и ведении деятельности на территории СИП.

При наличии в окружающей среде радионуклидов необходимо оценивать дозы у представителей нескольких групп населения: представители взрослого населения, школьники 7-12 лет и дошкольники младшей возрастной группы 1-2 года. Выбор такой возрастной группы детей обоснован тем, что основными продуктами питания для ребенка 1-2 года являются молочные продукты, ребенок от 7-12 лет рассматривается как среднее звено по параметрам объема вдыхаемого воздуха и нормам потребления продуктов питания. Однако, проведенные ранее оценки дозовых нагрузок на население при проживании на территории СИП [29] показали, что основным представителем критической группы является фермер, ведущий натуральное хозяйство на загрязненной территории. Поэтому дальнейшие оценки будут проведены для фермера.

#### **Общая методика расчета доз**

Ионизирующее излучение оказывает воздействие на человека несколькими путями: внешнее облучение от радионуклидов, содержащихся в объектах природной среды, внутренне облучение в результате

поступления радионуклидов внутрь организма человека с вдыхаемым воздухом, пищей и водой, а также при поступлении радионуклидов через кожные покровы.

Доза эффективная – величина, используемая как мера риска возникновения отдаленных последствий облучения всего тела человека и отдельных его органов и тканей, с учетом их радиочувствительности. Она представляет сумму произведений эквивалентной дозы в органах и тканях на соответствующие взвешивающие коэффициенты [22]:

$$E = \sum_T W_T \cdot H_T, \quad (4.6)$$

где  $H_T$  – эквивалентная доза в органе или ткани Т;

$W_T$  – взвешивающий коэффициент для органа или ткани Т.

Таким образом, если просуммировать произведения величин каждого из монофакторных воздействий на его дозовый коэффициент, то в сумме получится величина, равная или большая фактически полученной эффективной дозе.

Предлагаемая оценка дозовых нагрузок проводится суммированием эффективной дозы внешнего облучения, полученной за календарный год, и ожидаемой эффективной дозы внутреннего облучения, обусловленной поступлением в организм искусственных радионуклидов за этот же год.

Ожидаемая годовая эффективная доза  $E_{ef}$  для человека, живущего на данной территории, выражена в виде суммы парциальных доз по всем  $j$ -тым факторам радиационного воздействия:

$$E_{ef} = E_\gamma + E_\beta + E_{skin} + E_{inh} + E_{mg} + E_{ing}, \quad (4.7)$$

где  $E_\gamma$  – доза внешнего облучения гамма-излучением;

$E_\beta$  – доза внешнего облучения бета-излучением;

$E_{skin}$  – доза внешнего облучения от загрязненной почвы, попавшей на кожу;

$E_{inh}$  – доза внутреннего облучения от ингаляционного поступления радионуклидов;

$E_{mg}$  – доза внутреннего облучения от перорального поступления радионуклидов с пищей;

$E_{ing}$  – доза внутреннего облучения от непреднамеренного поступления радионуклидов в органы пищеварения.

#### **Доза внешнего бета-, гамма-излучения от почвы**

Эффективная доза на население от внешнего бета-, гамма-излучения радионуклидов определялась как:

$$E_\gamma = \sum E_{\gamma i}, \quad (4.8)$$

$$E_\beta = \sum E_{\beta i}, \quad (4.9)$$

$$E_\gamma = A_{si} \cdot B_{sgi} \cdot T \cdot K_{tc}, \quad (4.10)$$

$$E_\beta = (1/2 \cdot A_{ni} \cdot n_{\beta i} \cdot (E_i) \cdot e_i \cdot \exp(-\mu_{si} \cdot 1,3 \cdot 10^4) / \mu_{si} \cdot T \cdot W_i \cdot K_{\beta 0}) \quad (4.11)$$

где  $E_{\gamma i}$  – эффективная доза внешнего гамма – излучения от загрязненной поверхности почвы для  $i$ -го радионуклида, Зв/год;  
 $E_{\beta i}$  – эффективная доза внешнего бета – излучения от загрязненной поверхности почвы для  $i$ -го радионуклида, Зв/год;  
 $T$  – время облучения, ч/год;  
 $V_{sgi}$  – коэффициент перехода от единичной поверхностной активности радионуклида в почве к мощности поглощенной дозы гамма-излучения в воздухе на высоте 1 м над поверхностью земли, мГр·м<sup>2</sup>/ч·кБк, Приложение 7 [58];  
 $K_{tc}$  – коэффициент перехода от дозы в воздухе на высоте 1 м над подстилающей поверхностью к эффективной дозе для представителей  $j$ -ой группы населения мЗв/мГр, (принимается равным 0,75 мЗв/мГр – для взрослого населения, 0,80 мЗв/мГр – для детей школьного возраста и 0,90 мЗв/мГр – для дошкольников) [58];  
 $A_{si}$  – площадная активность  $i$ -го радионуклида, кБк/м<sup>2</sup>. Рассчитывается по формуле:

$$A_{si} = A_{mi} \cdot \rho \cdot h \cdot 10^{-3}, \text{ (кБк/м}^2\text{)} \quad (4.12)$$

где  $A_{mi}$  – удельная активность  $i$ -го радионуклида в поверхностном слое почвы, Бк/кг;  
 $\rho$  – плотность почвенного покрова,  $1,3 \times 10^3$  кг/м<sup>3</sup>;  
 $h$  – глубина поверхностного слоя почвы (0–5 см).  
 $1/2$  – поправка на  $2\pi$  геометрию, 1/Бк;  
 $p_{\beta i}(E_i)$  – выход бета-частиц  $i$ -ой энергии на распад ядра, %;  
 $e_i$  – эквивалентная на единичный флюенс доза бета-частиц для  $i$ -го радионуклида, Зв·см<sup>2</sup> (ГН СЭТОРБ) [22];  
 $\exp(-\mu_{si} \cdot 1,3 \cdot 10^{-4})$  – поправка на ослабление бета-частиц в слое воздуха 1 м;  
 $\mu_{si}$  – массовый коэффициент ослабления бета-частиц в почве и воздухе, примерно равный  $\mu_{\beta i}$  в алюминии,  $\mu_{\beta i} = 4700$  см<sup>2</sup>/кг для  $E = 0,9$  МэВ [59];  
 $W_t = 0,01$  – взвешивающий коэффициент для кожи;  
 $K_{\beta 0} = 0,5$  – коэффициент ослабления бета-излучения одеждой.

#### **Доза внутреннего облучения от ингаляционного поступления радионуклидов**

Ожидаемая годовая эффективная доза от поступления искусственных радионуклидов ингаляционным путем (через органы дыхания) определялась по формуле:

$$E_{inh} = \sum E_{inhi} \quad (4.8)$$

$$E_{inhi} = V \cdot e_{inhi} \cdot A_v \cdot T, \quad (4.9)$$

где  $V$  – интенсивность дыхания представителей  $j$ -ой группы населения, м<sup>3</sup>/ч.

Согласно п.7 ГН СЭТОРБ [22] годовой объем вдыхаемого воздуха для разных возрастных групп населения составляет 0,9 м<sup>3</sup>/ч – старше 17 лет, 0,6 м<sup>3</sup>/ч – для детей 7-12 лет, 0,2 м<sup>3</sup>/ч – для детей 1 год. Для пер-

сонала объем вдыхаемого воздуха составляет 1,4 м<sup>3</sup>/ч. При этом в документе не учитывается увеличение интенсивности дыхания при тяжелой работе.

Согласно отчету Национального комитета радиологической защиты Великобритании [57], средняя интенсивность дыхания для лиц из населения разного возраста при легкой физической нагрузке составляет 1,4 м<sup>3</sup>/ч – старше 17 лет, 1,1 м<sup>3</sup>/ч – для детей 10 лет, 0,35 м<sup>3</sup>/ч – для детей 1 год. Следует иметь в виду, что при тяжелой работе интенсивность дыхания увеличивается в среднем в два раза, а при очень тяжелой – до четырех-пяти раз.

При проведении расчетной оценки дозы внутреннего облучения от ингаляционного поступления радионуклидов принимаем значения Национального комитета радиологической защиты Великобритании [57] и учитываем, что при работе интенсивность дыхания увеличивается в 2 раза для всех рассматриваемых групп населения.

$e_{\text{inhi}}$  – дозовый коэффициент для  $i$ -го радионуклида при поступлении его ингаляционным путем для населения, Зв/Бк [22];

$T$  – время облучения, ч/год;

$A_v$  – концентрация  $i$ -го радионуклида в воздухе с учетом респираторной защиты Бк/м<sup>3</sup>;

Концентрация радионуклидов в воздухе рассчитывается следующим образом:

$$A_v = A_{mi} \cdot \rho_{sus} \cdot K_o, \quad (4.15)$$

где  $A_{mi}$  – удельная активность  $i$ -го радионуклида в поверхностном слое почвы, Бк/кг;

$K_o$  – коэффициент обогащения, используется для определения средней удельной активности радионуклидов во фракции <8 мкм;

$\rho_{sus}$  – среднегодовая запыленность воздуха, кг/м<sup>3</sup>.

Среднегодовая естественная запыленность воздуха принималась равной 1×10<sup>-8</sup> кг/м<sup>3</sup>, в условиях повышенной запыленности – 2×10<sup>-7</sup> кг/м<sup>3</sup>. Значения среднегодовой запыленности получены экспериментально на территории СИП.

#### **Доза внутреннего облучения от поступления пищи, произведенной на загрязненной территории**

Эффективная доза от поступления радионуклидов с пищей определяется по формуле:

$$E_{mg} = \sum E_{mgi} \quad (4.16)$$

$$E_{mgi} = A_{mgi} \cdot q \cdot e_{dti} \quad (4.17)$$

где  $A_{mgi}$  – удельная активность  $i$ -го радионуклида в продуктах питания, Бк/кг;

$q$  – годовое потребление продукта питания кг/год;

$e_{dti}$  – дозовый коэффициент для  $j$ -ой группы населения  $i$ -го радионуклида при поступлении его с пищей, Зв/Бк Приложение 9 [58].

Удельная активность  $i$ -го радионуклида в продукции растительного происхождения рассчитывалась как:



$$A_{\text{mgi}} = A_{\text{mi}} \times K_{\text{ac}} \times \frac{K_{\%}}{100}, \quad (4.18)$$

где  $A_{\text{mgi}}$  – прогнозируемое содержание радионуклидов в продукции растительного происхождения (Бк/кг);

$A_{\text{mi}}$  – средняя концентрация радионуклидов в почве (Бк/кг);

$K_{\text{ac}}$  – коэффициент накопления;

$K_{\%}$  – процент содержания сухого вещества в общей массе растения.

Удельная активность  $i$ -го радионуклида в животноводческой продукции рассчитывалась как:

$$A_{\text{mgian}} = A_{\text{ration}} \times K_t, \quad (4.19)$$

где  $A_{\text{ration}}$  – активность радионуклидов суточного рациона, Бк;

$K_t$  – коэффициент перехода радионуклида из рациона в 1 л (кг) продукции.

#### **Доза внешнего облучения от загрязненной почвы, попавшей на открытые участки кожи**

Открытые участки кожи (50 % общей площади) [57] подвергаются облучению  $\alpha$ -,  $\beta$ -частицами, находящимися в слое пыли (0,01 см), покрывающей эту часть кожи. Эффективная доза от излучения радионуклидов, находящихся в слое пыли, равна:

$$E_{\text{skin}} = \sum E_{\text{skini}} \quad (4.20)$$

$$E_{\text{skini}} = W_t \cdot 0,5 \cdot \rho \cdot A_{\text{mi}} \cdot t \cdot n_i \cdot e_{\alpha,\beta i} \cdot T \quad (4.21)$$

где  $W_t$  – взвешивающий коэффициент для тканей (кожи), 0,01 (Приложение 1, таблица 2 [68]);

0,5 – поправка на долю облучаемой части кожи (50% открытых участков кожи), Приложение А [57];

$\rho$  – плотность слоя пыли на коже, принималась  $0,5 \times 10^{-3}$  кг/см<sup>3</sup>;

$A_{\text{mi}}$  – удельная активность  $i$ -го радионуклида в поверхностном 5-см слое почвы, Бк/кг;

$t$  – толщина слоя пыли на коже, принималась 0,01 см [57];

$n_i$  – выход частиц ед./распад для  $i$ -го радионуклида;

$e_{\alpha,\beta i}$  – эквивалентная доза на единичный флюенс  $i$ -го радионуклида (таблица 14 ГН СЭТОРБ), Зв·см<sup>2</sup>;

$T$  – время облучения в течение года, ч/год.

#### **Доза внутреннего облучения от непреднамеренного перорального поступления загрязненной почвы**

Рассматривается доза внутреннего облучения, которую население получает при непреднамеренном заглатывании частиц загрязненной почвы, присутствующей на коже рук.

Эффективная доза от непреднамеренного заглатывания частиц загрязненной почвы определена как:

$$E_{\text{ing}} = \sum E_{\text{ingi}} \quad (4.22)$$

$$E_{\text{ingi}} = M_{\text{annual}} \cdot A_{\text{mi}} \cdot e_{\text{dii}} \quad (4.23)$$

где  $M_{\text{annual}}$  – годовое непреднамеренное заглывание частиц загрязненной почвы, кг/год, ( $8,3 \times 10^{-3}$  кг/год – для взрослого,  $18 \times 10^{-3}$  кг/год – для детей 7–12 лет,  $44 \times 10^{-3}$  кг/год – для детей до 1 года) [57];

$A_{mi}$  – удельная активность  $i$ -го радионуклида в поверхностном 5-см слое почвы, Бк/кг;

$e_{\text{dri}}$  – дозовый коэффициент для  $i$ -го радионуклида при пероральном поступлении (принят равным дозовому коэффициенту при поступлении радионуклида с пищей, указанному в таблице Приложения 9 [58]), Зв/Бк.

#### **Исходные данные для сценария «Фермер, ведущий натуральное хозяйство»**

Данный сценарий рассматривает условия жизнедеятельности фермера на территории СИП. В роли фермера выступает взрослый работник (мужчина). Фермер употребляет продукты растительного и животного происхождения, производимые на исследуемой территории.

В данном сценарии предполагаем, что фермер не использует средств индивидуальной защиты, не учитываем снижение мощности доз внешнего облучения при укрытии почвы снежным покровом (зимний период), не учитываем изменения запыленности воздуха в зависимости от времени года, а также не учитываем увеличение высоты (до 1,5–2 метров) над поверхностью земли и экранирование техникой (для фермера).

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

Запыленность воздуха в помещении принимаем  $10\text{--}8$  кг/м<sup>3</sup>. Коэффициент экранирования (стены дома) принимался равным 0,4 [61].

Фермер занимается выращиванием сельскохозяйственных культур и заготовкой сена на земельном участке (ферме), расположенном недалеко от места его проживания. Предполагается, что фермер часть рабочего времени проводит при возделывании участка и уходе за растениями, все остальное время он проводит на приусадебном участке, на подворье, ухаживая за скотом, и в доме. Доза для фермера рассчитывается из предположения, что он проводит на открытом воздухе 8 часов в день.

Обобщенные данные о времени нахождения фермера на открытом воздухе и в помещении и параметры, применяемые для расчетной оценки дозовых нагрузок по сценарию «Фермер, ведущий натуральное хозяйство», приведены в *таблице 4.32*.

Для уточнения параметров потребления основных продуктов питания на территории СИП был проведен опрос населения, проживающего в пределах исследуемой территории. Количество потребляемых продуктов питания, выращенных и производимых на территории СИП, коэффициенты перехода в растениеводческую и животноводческую продукцию приведены в *таблицах 4.33 – 4.36*.

**Таблица 4.32. Параметры, используемые в оценке доз**

Фактор	Ед. изм.	Значение
Время, проведенное на открытом воздухе	час/год	2920
Время, проведенное внутри дома	час/год	5840
Интенсивность дыхания на открытом воздухе (V)	м <sup>3</sup> /ч	2,8
Интенсивность дыхания в помещении (V)	м <sup>3</sup> /ч	1,4
Среднегодовая запыленность на открытом воздухе (psus)	кг/м <sup>3</sup>	2×10 <sup>-7</sup>
Среднегодовая запыленность воздуха в помещении (psus)	кг/м <sup>3</sup>	10 <sup>-8</sup>

**Таблица 4.33. Количество потребляемых продуктов питания, выращенных и производимых на территории СИП**

Продукты питания	Количество потребляемых продуктов питания, кг/год
	мужчина
Мука пшеничная обогащенная 1 сорт	16,6
Хлеб из муки пшеничной обогащенной 1 сорт	91,3*
Крупа овсяная	2,4
Горох, Фасоль	2,6
Картофель	117,9
Капуста белокочанная	31,6
Морковь	23
Томаты	6,2
Огурцы	6,2
Свекла	6,2
Лук	26
Говядина	30*
Конина	40*
Баранина	40*
Мясо птицы	10*
Молоко, литр	200*
Сметана, 20% жирности	30*
Кумыс, литр	60*
Творог полужирный	30*
Яйца, шт	200*

Примечание: \* - внесены изменения, согласно проведенному опросу

Глава 4. Оценка возможности осуществления  
сельскохозяйственной деятельности на территории СИП

**Таблица 4.34.** Принятые коэффициенты перехода для растениеводческой продукции для «загрязненных территорий» СИП

Продукция с/х растений	Кп			
	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>239+240</sup> Pu	<sup>241</sup> Am
Зерновые злаки				
Пшеница	4,3E-02	2,6E-02	9,5E-06	2,2E-05
Овес	8,7E-03	1,9E-02	9,5E-06	2,2E-05
Листовые овощи				
Капуста	8,2E-03	4,3E-01	1,1E-03	7,9E-04
Бобовые				
Фасоль, горох	2,4E-03	6,6E-02	6,7E-05	4,8E-04
Фруктовые овощи				
Томат	1,0E-02	1,5E+00	8,5E-05	2,3E-04
Огурцы	9,4E-02	1,5E+00	8,5E-05	7,9E-04
Луковичные овощи				
Лук	2,6E-02	2,4E-01	7,9E-03	7,0E-03
Корнеклубнеплоды				
Картофель (клубни)	6,6E-03	3,4E-02	1,6E-03	1,3E-03
Свекла (корнеплоды)	5,3E-02	1,3E+00	1,7E-03	8,6E-04
Морковь (корнеплоды)	7,7E-03	3,8E-01	3,0E-02	3,6E-03

**Таблица 4.35.** Принятые коэффициенты перехода для расчета содержания радионуклидов в продукции

Вид продукции		Говядина (Кони-на)	Баранина	Куриное мясо	Коровье молоко	Овечье молоко	Яйца
К <sub>п</sub> из корма на 1 кг (л) продукции	<sup>137</sup> Cs	2,7×10 <sup>-4</sup>	1,4×10 <sup>-1</sup>	3	4,6×10 <sup>-3</sup>	7,7×10 <sup>-2</sup>	4,3×10 <sup>-1</sup>
	<sup>90</sup> Sr	8,8×10 <sup>-6</sup>	2,7×10 <sup>-4</sup>	2,3×10 <sup>-2</sup>	2,0×10 <sup>-4</sup>	3,0×10 <sup>-2</sup>	8,8×10 <sup>-1</sup>
	<sup>241</sup> Am	8,2×10 <sup>-4</sup>	>3,0×10 <sup>-3</sup>	6,6×10 <sup>-4**</sup>	4,2×10 <sup>-7</sup>	6,9×10 <sup>-6***</sup>	3,0×10 <sup>-3</sup>
	<sup>239+240</sup> Pu	5,5×10 <sup>-4</sup>	1,0×10 <sup>-4</sup>	2,3×10 <sup>-5**</sup>	1,0×10 <sup>-5</sup>	1,0×10 <sup>-4</sup>	1,2×10 <sup>-3</sup>
К <sub>п</sub> из почвы на 1 кг (л) продукции	<sup>137</sup> Cs	8,0×10 <sup>-5</sup>	1,4×10 <sup>-1*</sup>	2,1×10 <sup>-2</sup>	4,6×10 <sup>-3*</sup>	7,7×10 <sup>-2*</sup>	4,3×10 <sup>-1*</sup>
	<sup>90</sup> Sr	5,9×10 <sup>-7</sup>	2,7×10 <sup>-4*</sup>	9,1×10 <sup>-4</sup>	2,0×10 <sup>-4*</sup>	3,0×10 <sup>-2*</sup>	8,8×10 <sup>-1*</sup>
	<sup>241</sup> Am	2,3×10 <sup>-5</sup>	>3,0×10 <sup>-3*</sup>	6,6×10 <sup>-4</sup>	4,2×10 <sup>-7*</sup>	6,9×10 <sup>-6*</sup>	3,0×10 <sup>-3*</sup>
	<sup>241</sup> Am	2,3×10 <sup>-5</sup>	>3,0×10 <sup>-3*</sup>	6,6×10 <sup>-4</sup>	4,2×10 <sup>-7*</sup>	6,9×10 <sup>-6*</sup>	3,0×10 <sup>-3*</sup>

Примечание:  – данные МАГАТЭ,  – данные натуральных экспериментов на СИП, «\*» – Кп из корма; «\*\*» – Кп из корма; «\*\*\*» – Кп по козьему молоку;

**Таблица 4.36.** Значения параметров для оценки возможного поступления радионуклидов в организм сельскохозяйственных животных при выпасе на территориях СИП [30]

С/х животные	Живая масса, кг	Суточная норма потребления пастбищного корма (на сухой вес), кг	Количество заглатываемой почвы при выпасе (с учетом пыли на растениях), кг
Лошадь	350-400	18	1,93
Корова	400	16	1,91
Овца	50-60	2,5	0,24
Птица	4-6	0,15	0,021

### Оценка граничных параметров радиоактивного загрязнения территории СИП

#### Выявление основных путей облучения населения при проживании на территории СИП

Большую часть территории СИП представляют условно «чистые» территории. Это территории, на которых уровень концентраций искусственных радионуклидов сравним с уровнем фона глобальных выпадений. На этих территориях основными искусственными радионуклидами являются  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ .

Для того чтобы определить значимость путей облучения, рассмотренных в методике, проведем предварительную оценку ожидаемой годовой эффективной дозы по следующим путям облучения населения:

- внешнее облучение от излучения бета-частиц;
- внешнее облучение гамма-излучением;
- внешнее облучение от загрязненной почвы на коже;
- внутреннее облучение от ингаляционного поступления радионуклидов;
- доза внутреннего облучения от перорального поступления радионуклидов с пищей;
- внутреннее облучение от непреднамеренного поступления радионуклидов в органы пищеварения.

Основным параметром для оценки дозы является удельная активность. Для выявления основных путей облучения оценку проведем для фермера, а удельную активность радионуклидов в почве принимаем как «Ai» Бк/кг. Дозовые коэффициенты для проведения оценки ожидаемой годовой дозы приведены в *таблице 4.37* [22, 58, 62].

Результаты проведенной оценки дозовой нагрузки для фермера от рассматриваемых путей облучения приведены в *таблице 4.38*.

Полученные результаты показывают, что значения парциальных ожидаемых годовых эффективных доз от внешнего облучения от излучения бета-частиц, внешнего облучения от загрязненной почвы на коже и внутреннего облучения от непреднамеренного перорального поступления загрязненной почвы составляют менее 0,1% от суммарной дозы по всем рассматриваемым путям воздействия ионизирующего излучения на че-

**Таблица 4.37.** Значения коэффициентов, используемых при оценке дозовых нагрузок

Коэффициент	Значения коэффициентов					
	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>239+240</sup> Pu	<sup>241</sup> Am	<sup>152</sup> Eu	<sup>154</sup> Eu
$V_{sg}$ , МГр·м <sup>2</sup> /ч·кБк	2,5×10 <sup>-6</sup>	1,0×10 <sup>-9</sup>	1,3×10 <sup>-9</sup>	9,7×10 <sup>-8</sup>	3,9×10 <sup>-6</sup>	4,2×10 <sup>-6</sup>
$e_{inhнас}$ , Зв/Бк	4,6×10 <sup>-9</sup>	5,0×10 <sup>-8</sup>	5,0×10 <sup>-5</sup>	4,20×10 <sup>-5</sup>	4,2×10 <sup>-8</sup>	5,3×10 <sup>-8</sup>
$e_{dt}$ (взрослый), Зв/Бк	1,3×10 <sup>-8</sup>	2,8×10 <sup>-8</sup>	2,5×10 <sup>-7</sup>	2,0×10 <sup>-7</sup>	1,4×10 <sup>-9</sup>	2,0×10 <sup>-9</sup>
$n_{\beta\gamma}$ , %	0,95	1	-	-		
$e_{\alpha,\beta\gamma}$ , Зв·м <sup>2</sup>	5,0×10 <sup>-10</sup>	5,0×10 <sup>-10</sup>	5,0×10 <sup>-6</sup>	5,0×10 <sup>-6</sup>		

**Таблица 4.38.** Результаты оценки годовой эффективной дозы облучения на единицу удельной активности радионуклидов в поверхностном слое почвы

Пути облучения	Эффективная доза, (мЗв/((Бк/кг)*год))			
	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>239+240</sup> Pu	<sup>241</sup> Am
Внешнее облучение от гамма-излучения	А×6,5Е-04	А×2,6Е-07	А×3,3Е-07	А×2,5Е-05
Внешнее облучение от бета-излучения	А×1,2Е-09	А×1,2Е-09	-	-
Внутреннее облучение от ингаляционного поступления радионуклидов	А×7,9Е-09	А×8,6Е-08	А×8,6Е-05	А×7,2Е-05
Внутреннее облучение от непреднамеренного перорального поступления почвы	А×1,1Е-07	А×2,3Е-07	А×2,1Е-06	А×1,7Е-06
Внешнее облучение от загрязненной почвы на коже	А×5,0Е-11	А×5,0Е-11	А×5,5Е-07	А×5,5Е-07
Внутреннее облучение от поступления продуктов питания (воды), выращенных и производимых на данной территории	А×1,5Е-04	А×5,1Е-04	А×7,1Е-05	А×3,5Е-05
Сумма при учете всех путей облучения	А×8,0Е-04	А×5,1Е-04	А×1,6Е-04	А×1,3Е-04

Примечание:   – наиболее значимые пути облучения для каждого радионуклида

ловека. Поэтому при дальнейшей оценке дозовых нагрузок приведенные выше механизмы воздействия рассматривать нецелесообразно.

Из таблицы видно, что для радионуклидов <sup>239+240</sup>Pu и <sup>241</sup>Am основной путь облучения – это ингаляционное поступление радионуклидов, для <sup>137</sup>Cs – внешнее гамма-излучение, для <sup>90</sup>Sr – внутреннее облучение от перорального поступления продуктов питания.

Таким образом, пути облучения, которые будут вносить основной вклад в формирование ожидаемой годовой эффективной дозы облучения на население, проживающее на территории СИП:

- внешнее облучение от гамма-излучения искусственных радионуклидов, содержащихся в поверхностном (5см) слое почвы;
- внутреннее облучение от ингаляционного поступления радионуклидов;
- внутреннее облучение от поступления продуктов питания, произведенных на исследуемой территории.

**Граничные значения удельной активности искусственных радионуклидов в почве, которые обеспечивают непревышение дозы 1 мЗв для населения**

Согласно ГН СЭТОРБ, под годовой эффективной дозой понимается сумма эффективной дозы внешнего облучения, полученной за календарный год, и ожидаемой эффективной дозы внутреннего облучения, обусловленной поступлением в организм радионуклидов за этот же год. Ожидаемая годовая эффективная доза от техногенного облучения не должна превышать 1 мЗв в год для населения в среднем за любые последовательные 5 лет.

Из полученных данных (таблица 4.38) определим граничные значения удельной активности искусственных радионуклидов в поверхностном слое почвы для каждого радионуклида по основным путям облучения, которые обеспечивают непревышение эффективной дозы 1 мЗв. А также, определим граничные значения удельной активности радионуклидов для годовой эффективной дозы 1 мЗв при наличии в почве только одного радионуклида от суммарного воздействия всех путей облучения. Так, например, для <sup>137</sup>Cs от суммы основных путей облучения уравнение будет иметь следующий вид:

$$1 \text{ (мЗв/год)} = (A \times 6,5E-04 + A \times 7,9E-09 + A \times 1,5E-04) \text{ (мЗв/((Бк/кг) \times \text{год}))} \quad (4.24)$$

$$A = 1,2E+03 \text{ (Бк/кг)}.$$

Результаты оценки граничных значений удельных активностей приведены в таблице 4.39

**Таблица 4.39. Граничные удельные активности искусственных радионуклидов в поверхностном слое почвы для территории с благополучной радиационной (радиоэкологической) обстановкой при ведении хозяйственной деятельности**

Пути облучения	Граничные значения удельной активности, Бк/кг			
	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>239+240</sup> Pu	<sup>241</sup> Am
Внешнее облучение от гамма-излучения	1,5E+03	3,9E+06	3,03E+06	4,0E+04
Внутреннее облучение от ингаляционного поступления радионуклидов	1,3E+08	1,2E+07	1,2E+04	1,4E+04
Внутреннее облучение от поступления продуктов питания (воды), выращенных и производимых на данной территории	6,8E+03	1,9E+03	1,4E+04	2,9E+04
Сумма от основных путей облучения при дозе 1 мЗв	1,2E+03	1,9E+03	6,4E+03	7,6E+03



### Оценка граничных параметров радиоактивного загрязнения территории СИП по основным критическим путям

Ожидаемая годовая эффективная доза определяется как сумма доз от основных радионуклидов по основным путям облучения. Поскольку сумма воздействия каждого радионуклида должна быть  $\leq 1$  мЗв, тогда уравнение ожидаемой годовой эффективной дозы имеет следующий вид:

$$I = \frac{A_{Cs-137}}{A_{грCs-137}} + \frac{A_{Sr-90}}{A_{грSr-90}} + \frac{A_{Pu-239+240}}{A_{грPu-239+240}} + \frac{A_{Am-241}}{A_{грAm-241}}, \quad (4.25)$$

где  $A_{Cs}$ ,  $A_{Sr}$ ,  $A_{Pu}$ ,  $A_{Am}$  – содержание радионуклидов в почве,  
 $A_{грCs}$ ,  $A_{грSr}$ ,  $A_{грPu}$ ,  $A_{грAm}$  – граничные значения удельной активности радионуклидов в почве при дозе 1 мЗв.

На условно «чистых» территориях СИП соотношения искусственных радионуклидов составляют  $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr} = 1,6$ ;  $^{239+240}\text{Pu}/^{241}\text{Am} = 5,3$ ;  $^{137}\text{Cs}/^{241}\text{Am} = 22,5$ .

При условии воздействия всех основных дозообразующих радионуклидов и их соотношений на условно «чистых» территориях СИП, можно определить граничные параметры удельной активности основных дозообразующих радионуклидов по основным критическим путям облучения.

Результаты расчета граничных параметров удельной активности от суммарного воздействия основных дозообразующих радионуклидов от основных путей облучения для годовой эффективной дозы 1 мЗв приведены в таблице 4.40.

**Таблица 4.40.** Значения удельной активности основных радионуклидов от основных путей облучения при граничном значении дозы 1 мЗв

Параметр	Удельная активность, Бк/кг			
	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{239+240}\text{Pu}$	$^{241}\text{Am}$
Доза 1 мЗв	859	537	202	38,1

**Таблица 4.41.** Ожидаемая годовая эффективная доза по сельскохозяйственному сценарию поведения фермера от основных дозообразующих радионуклидов и основных путей облучения.

Пути облучения	Эффективная годовая доза, мЗв				
	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{239+240}\text{Pu}$	$^{241}\text{Am}$	Сумма
Внешнее облучение от загрязненной поверхности почвы	5,6E-01	1,4E-04	6,7E-05	9,5E-04	5,6E-01
Внутреннее облучение от ингаляционного поступления радионуклидов	6,8E-06	4,6E-05	1,7E-02	2,8E-03	2,0E-02
Внутреннее облучение от поступления продуктов питания, выращенных и производимых на данной территории	1,3E-01	2,8E-01	1,4E-02	1,3E-03	4,2E-01
Сумма	6,9E-01	2,8E-01	3,2E-02	5,0E-03	1,0E+00

Проведем проверку полученных результатов: подставим полученные значения удельных активностей (таблица 4.40) в таблицу 4.38. Полученные результаты представлены в таблице 4.41.

Таким образом, при рассчитанных значениях удельной активности и при принятых исходных данных (сценарий «Фермер, ведущий натуральное хозяйство») годовая эффективная доза фермера не превысит 1 мЗв.

Используя предложенную методологию, можно провести расчетную оценку содержания радионуклидов от основных путей облучения для других участков территории СИП, а также при различных сценариях поведения.

#### Оценка граничных параметров радиоактивного загрязнения по основным критическим путям для площадки «Опытное поле» и площадки «4А» территории СИП

На территории площадки «Опытное поле» были проведены наземные и воздушные ядерные взрывы. В пределах площадки «Опытное поле» имеются технические площадки («П-1», «П-3», «П-5»), где непосредственно проводились наземные ядерные испытания. Площадка «П-1» расположена в центре «Опытного поля». На площадках «4» и «4А» проводились испытания боевых радиоактивных веществ (БРВ).

Для оценки граничных параметров удельной активности рассмотрим объект «ИК-2», расположенный на площадке «П-1» Опытного поля, и площадку «4А». На рассматриваемых площадках обнаружены такие искусственные радионуклиды, как  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{152}\text{Eu}$ ,  $^{154}\text{Eu}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$ . Данные участки отличаются от других площадок территории СИП наличием в поверхностном слое почвы радионуклидов  $^{152}\text{Eu}$ ,  $^{154}\text{Eu}$ , а также повышенными значениями удельной активности других радионуклидов в поверхностном слое почвы и совершенно иными соотношениями радионуклидов в отличие от условно «чистых» участков территории СИП.

Соотношения радионуклидов, полученные расчетным путем для площадки «4А» и объекта «ИК-2» (площадки «П-1»), приведены в таблице 4.42.

**Таблица 4.42.** Расчетные значения соотношения радионуклидов для площадки «4А» и объекта «ИК-2» («П-1»)

Площадка	Соотношения радионуклидов				
	$^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$	$^{239+240}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$	$^{137}\text{Cs}/^{241}\text{Am}$	$^{137}\text{Cs}/^{154}\text{Eu}$	$^{154}\text{Eu}/^{152}\text{Eu}$
4А	0,011	20,7	2,2	1,8	2,7
объект ИК-2					
(П-1)	0,29	6,9	14,3	13,9	0,026

#### Оценка граничных параметров радиоактивного загрязнения для площадок «4А» и «П-1» (объект «ИК-2») территории СИП по основным критическим путям

Для радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$  были определены предельные удельные активности радионуклидов для годовой эффективной

дозы 1 мЗв при наличии в почве только одного радионуклида от основных путей облучения (таблица 4.40). Аналогичным путем определим значения удельной активности для радионуклидов  $^{152}\text{Eu}$ ,  $^{154}\text{Eu}$  от основных путей облучения при граничном значении дозы 1 мЗв.

Дозовые коэффициенты для дозы внутреннего облучения от перорального поступления радионуклидов  $^{152}\text{Eu}$ ,  $^{154}\text{Eu}$  с продуктами питания для взрослого человека на 2 порядка меньше, чем у радионуклидов  $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ , и на порядок меньше, чем у  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ . Уровни загрязнения  $^{152}\text{Eu}$ ,  $^{154}\text{Eu}$  на рассматриваемых участках на 2 порядка ниже уровней загрязнения  $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$  на площадке «Опытное поле» и на 4 порядка ниже уровня загрязнения  $^{90}\text{Sr}$  на площадке «4А». Поэтому при проведении расчетной оценки дозу внутреннего облучения от перорального поступления радионуклидов  $^{152}\text{Eu}$ ,  $^{154}\text{Eu}$  с продуктами питания учитывать нецелесообразно.

Результаты оценки дозовой нагрузки на человека по сценарию «Фермер, ведущий натуральное хозяйство» и удельной активности в почве «А<sub>1</sub>» от основных путей облучения приведены в таблице 4.43.

**Таблица 4.43.** Результаты оценки годовой эффективной дозы облучения на единицу удельной активности радионуклидов в поверхностном слое почвы

Пути облучения	Эффективная доза, (мЗв/((Бк/кг)*год))	
	$^{152}\text{Eu}$	$^{154}\text{Eu}$
Внешнее облучение от гамма-излучения	$A \times 1,0E-03$	$A \times 1,1E-03$
Внутреннее облучение от ингаляционного поступления радионуклидов	$A \times 7,2E-08$	$A \times 9,1E-08$

Из полученных данных (таблица 4.38) определим граничные значения удельной активности искусственных радионуклидов в поверхностном слое почв для территории, которая не относится к зонам радиоактивного загрязнения (годовая эффективная доза менее 1 мЗв).

В таблице 4.44 приведены результаты расчета предельной удельной активности радионуклидов, обуславливающие неперевышение годовой эффективной дозы 1 мЗв при наличии в почве только одного радионуклида от суммарного воздействия основных путей облучения.

**Таблица 4.44.** Значения удельной активности от каждого радионуклида от основных путей облучения при граничном значении дозы 1 мЗв

Параметр	Удельная активность, Бк/кг					
	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{239+240}\text{Pu}$	$^{241}\text{Am}$	$^{152}\text{Eu}$	$^{154}\text{Eu}$
Доза 1 мЗв	$1,2E+03^*$	$1,9E+03^*$	$6,4E+03^*$	$7,6E+03^*$	$1,0E+03$	$9,3E+02$

Примечание: \* - значения удельной активности радионуклидов из таблицы 4.39

Аналогично проведенной оценке граничных параметров радиоактивного загрязнения территории СИП по основным критическим путям определим граничные значения удельной активности от воздействия в сумме дозообразующих радионуклидов от основных путей облучения для годовой эффективной дозы 1 мЗв для площадок «Опытное поле» и «4А».

В *таблице 4.42* приведены соотношения радионуклидов, полученные расчетным путем для площадок «4А» (участок 1) и «П-1» (объект «ИК-2»).

При условии воздействия радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{152}\text{Eu}$ ,  $^{154}\text{Eu}$  уравнение 4.25 примет вид:

$$1 = \frac{A_{\text{Cs-137}}}{A_{\text{спCs-137}}} + \frac{A_{\text{Sr-90}}}{A_{\text{спSr-90}}} + \frac{A_{\text{Pu-239+240}}}{A_{\text{спPu-239+240}}} + \frac{A_{\text{Am-241}}}{A_{\text{спAm-241}}} + \frac{A_{\text{Eu-152}}}{A_{\text{спEu-152}}} + \frac{A_{\text{Eu-154}}}{A_{\text{спEu-154}}}, \quad (4.16)$$

где  $A_{\text{Cs-137}}$ ,  $A_{\text{Sr-90}}$ ,  $A_{\text{Pu-239+240}}$ ,  $A_{\text{Am-241}}$ ,  $A_{\text{Eu-152}}$ ,  $A_{\text{Eu-154}}$  – содержание радионуклидов в почве,

$A_{\text{грCs-137}}$ ,  $A_{\text{грSr-90}}$ ,  $A_{\text{грPu239+240}}$ ,  $A_{\text{грAm-241}}$ ,  $A_{\text{грEu-152}}$ ,  $A_{\text{грEu-154}}$  – граничные значения удельной активности радионуклидов в почве, обуславливающие не превышение значения дозы 1 мЗв.

Подставим в уравнение 3.26 рассчитанные граничные значения удельной активности для каждого радионуклида (*таблица 4.44*) и соотношения данных радионуклидов на площадках «П-1» и «4А» (*таблица 4.42*), определим граничные значения удельной активности радионуклидов по основным критическим путям облучения.

Результаты граничных параметров удельной активности от воздействия в сумме основных дозообразующих радионуклидов от основных путей облучения для годовой эффективной дозы 1 мЗв приведены в *таблице 4.45*.

**Таблица 4.45.** Значения удельной активности основных радионуклидов от основных путей облучения при граничном значении дозы 1 мЗв

Параметр	Удельная активность, Бк/кг					
	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{239+240}\text{Pu}$	$^{241}\text{Am}$	$^{152}\text{Eu}$	$^{154}\text{Eu}$
Доза 1 мЗв	Площадка «4 А»					
	20,1	1830	189	9,1	4,13	11,2
	Площадка «П-1»					
	182	627	87,8	12,7	503	13,1

Проведем проверку полученных результатов, подставим полученные значения удельных активностей (*таблица 4.45*) в *таблицу 4.38*. Полученные результаты для площадки «П-1» (объект «ИК-2») представлены в *таблице* ниже (*таблица 4.46*).

**Таблица 4.46.** Ожидаемая годовая эффективная доза по сельскохозяйственному сценарию поведения фермера от основных дозообразующих радионуклидов и основных путей облучения

Пути облучения		Внешнее облучение от загрязненной поверхности почвы	Внутреннее облучение от ингаляционного поступления радионуклидов	Внутреннее облучение от поступления продуктов питания, выращенных на данной территории	Сумма
Эффективная годовая доза, мЗв	<sup>137</sup> Cs	1,2E-01	1,4E-06	2,7E-02	1,5E-01
	<sup>90</sup> Sr	1,6E-04	5,4E-05	3,2E-01	3,2E-01
	<sup>239+240</sup> Pu	2,9E-05	7,5E-03	6,2E-03	1,4E-02
	<sup>241</sup> Am	3,2E-04	9,2E-04	4,4E-04	1,7E-03
	<sup>152</sup> Eu	5,03E-01	3,63E-05		5,03E-01
	<sup>154</sup> Eu	1,41E-02	1,19E-06		1,41E-02
	Сумма	6,4E-01	8,5E-03	3,6E-01	1,0E+00

На территории площадок «Опытное поле» («П-1») и «4А» не ведется хозяйственная деятельность, не выращиваются и не производятся продукты питания. Поэтому проведем аналогичную оценку граничных значений удельной активности искусственных радионуклидов от внешнего гамма-излучения и внутреннего облучения от ингаляционного поступления радионуклидов для площадок «П-1» и «4А».

Граничные значения удельной активности радионуклидов, которые обеспечивают не превышение годовой эффективной дозы 1 мЗв при наличии в почве только одного радионуклида от суммы внешнего гамма-излучения и внутреннего облучения от ингаляционного поступления радионуклидов, приведены в *таблице 4.47*.

**Таблица 4.47.** Значения удельной активности от каждого радионуклида от основных путей облучения при граничном значении дозы 1 мЗв

Параметр	Удельная активность, Бк/кг					
	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>239+240</sup> Pu	<sup>241</sup> Am	<sup>152</sup> Eu	<sup>154</sup> Eu
Доза 1 мЗв	1,5E+03	2,9E+06	1,2E+04	1,0E+04	1,0E+03	9,3E+02

Используя предыдущую методологию, определим граничные значения удельной активности от суммарного воздействия основных дозообразующих радионуклидов от рассматриваемых путей облучения при граничном значении годовой эффективной дозы 1 мЗв. Результаты приведены в *таблице 4.48*.

**Таблица 4.48.** Значения удельной активности радионуклидов от внешнего гамма-излучения и внутреннего облучения от ингаляционного поступления радионуклидов при граничном значении дозы 1 мЗв

Параметр	Удельная активность, Бк/кг					
	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>239+240</sup> Pu	<sup>241</sup> Am	<sup>152</sup> Eu	<sup>154</sup> Eu
Доза 1 мЗв	Площадка «4А»					
	427	3,9×10 <sup>4</sup>	4020	194	87,8	237
	Площадка «П-1»					
	282	973	136	19,7	780	20,3

Проведем проверку полученных результатов, подставим полученные значения удельных активностей (таблица 4.48) в таблицу 4.38. Полученные результаты для площадки «П-1» (объект «ИК-2») представлены в таблице ниже (таблица 4.49).

**Таблица 4.49.** Ожидаемая годовая эффективная доза по сельскохозяйственному сценарию поведения фермера от основных дозообразующих радионуклидов и основных путей облучения

Пути облучения		Внешнее облучение от загрязненной поверхности почвы	Внутреннее облучение от ингаляционного поступления радионуклидов	Сумма
Эффективная годовая доза, мЗв	<sup>137</sup> Cs	2,7E-02	3,2E-07	2,7E-02
	<sup>90</sup> Sr	9,6E-06	3,2E-06	1,3E-05
	<sup>239+240</sup> Pu	1,0E-03	2,7E-01	2,7E-01
	<sup>241</sup> Am	1,0E-02	3,0E-02	4,0E-02
	<sup>152</sup> Eu	6,31E-01	4,33E-05	6,3E-01
	<sup>154</sup> Eu	3,40E-02	2,73E-06	3,4E-02
	Сумма	7,0E-01	3,0E-01	1,0E+00

Полученные граничные значения удельной активности радионуклидов, которые обеспечивают не превышение годовой эффективной дозы 1 мЗв/год при ведении хозяйственной деятельности на территории СИП, в ~30 – 40 раз выше значений удельной активности радионуклидов, обусловленных глобальными выпадениями. Следовательно, при значениях удельной активности радионуклидов, находящихся на уровне глобальных выпадений, ожидаемая годовая доза будет мала и позволяет исключить необходимость проведения оценки дозовой нагрузки.

Таким образом, для оптимизации исследований территорий СИП с целью их передачи в хозяйственный оборот достаточно знать значения удельной активности искусственных радионуклидов и их соотношения, чтобы оценить радиационную обстановку на территории СИП.

Данная методология оценки граничных параметров удельной активности позволяет провести расчет для участков с другими соотношениями и сценариями поведения человека.

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ К ГЛАВЕ 4

1. Алексахин Р.М. Сельскохозяйственная радиоэкология / Под ред. Р.М. Алексахина, Н.А. Корнеева А.В. Васильев, В.Г. Дикарев [и др.]. – М.: Экология, 1992. – 400 с.
2. Корнеев Н.А. Задачи и перспективы сельскохозяйственной радиологии / Н.А. Корнеев, А.П. Поваляев, Р.М. Алексахин // Вестник сельскохозяйственной науки. – 1978. – №1.- С. 108-114.
3. Ларионова Н.В. Накопление искусственных радионуклидов растениями на территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона: автореф. дис. канд. биол. наук: 03.01.01 / Ларионова Наталья Владимировна. – Обнинск, 2013. – 22 с. Агеец В.Ю. Система радиоэкологических контролей в агрофере Беларуси / В.Ю. Агеец. - Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2001. – С. 4-6; 157-189.
4. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Quantification of radionuclide transfer in terrestrial and fresh water environments for radiological assessments, IAEA -TECDOC-1616. – Vienna: IAEA, 2009.
5. Quantities, Units and Terms in Radioecology. International Commission on Radiation Units and Measurements: ICRU Report 65 // Journal of the ICRU. – 2001. – V. 1. – № 2. – P. 2-44.
6. Чернобыль. Радиоактивное загрязнение природных сред / Под ред. Ю.А.Израэля. – М.: Гидрометеиздат, 1990.
7. Mascanzoni D. Plant uptake of activation and fission products in a long-term field study / D. Mascanzoni // Journal of Environmental Radioactivity. – 1989. – Vol. 10 – Is. 3. – P. 233-249.
8. Lukšienė B. Gudelienė and other Accumulation and transfer of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in the plants of the forest ecosystem near the Ignalina Nuclear Power Plant / B. Lukšienė, D. Marčiulionienė // Journal of Environmental Radioactivity. – 2013. – Vol. 116. – P. 1-9.
9. Молчанова М.В. Некоторые итоги радиоэкологического изучения природных экосистем в зоне Белоярской АЭС / М.В. Молчанова, Е.Н. Караваева, Н.В. Куликов // Экология. – 1985. – № 5. – С. 30-34.
10. Joshy P. Ravi and other Soil to leaf transfer factor for the radionuclides  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{40}\text{K}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  at Kaiga region, India / P. Joshy, B.N. James, P.M. Dileep // Journal of Environmental Radioactivity. – 2011. – Vol. 102. – Issue 12. – P. 1070-1077.
11. Никипелов Б.В. Радиационная авария на Южном Урале в 1957 г. / Б.В. Никипелов, Г.Н. Романов, Л.А. Булдаков [и др.]. // Атомная энергия. – 1989. – Т. 67. – Вып. 2. – С. 74-80.
12. Satoru Endo. Paddy-field contamination with  $^{134}\text{Cs}$  and  $^{137}\text{Cs}$  due to Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident and soil-to-rice transfer coefficients / Satoru Endo, Tsuyoshi Kajimoto, Kiyoshi Shizuma. // Journal of Environmental Radioactivity. – 2013. – Vol. 116 – P. 59-64.
13. Кожыханов Т.Е. Особенности накопления техногенных радионуклидов сельскохозяйственными культурами в районе проведения наземных ядерных испытаний / Т.Е. Кожыханов, С.Н. Лукашенко, Н.В. Ларионова // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Национального ядерного центра Республики Казахстан за 2010 г.] / под рук. С.Н. Лукашенко. – Вып. 3. – Т.2. – Павлодар: Дом печати, 2011. – С. 59-84.



14. Kozhahanov T.E. Accumulation of artificial radionuclides in agricultural plants in the area used for surface nuclear tests /T.E. Kozhahanov, S.N. Lukashenko, N.V. Larionova// Journal of Environmental Radioactivity. - 2014. -Vol. 137. -P. 217-226.
15. К вопросу о вариативности поступления искусственных радионуклидов в растениеводческую продукцию при её производстве на пл. «Опытное поле» территории СИП [Сборник трудов Национального ядерного центра Республики Казахстан за 2011-2012 гг.] / под рук. С.Н. Лукашенко. – Вып. 4. – Т.2. – Павлодар: Дом печати, 2013. – С. 113-135.
16. Отчет о научно-технической деятельности Института радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, выполненной в составе мероприятия 1 «Развитие атомной энергетики в Республике Казахстан» за 2012 год. Прикладные научные исследования технологического характера: отчет о РПБ 003 (промежуточный) /Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК (ИРБЭ НЯЦ РК); рук. Лукашенко С.Н. – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2012. – 216 с.
17. Отчет о научно-технической деятельности Института радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, выполненной в составе мероприятия 1 «Развитие атомной энергетики в Республике Казахстан» за 2014 год. Прикладные научные исследования технологического характера: отчет о РПБ 011 / Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК (ИРБЭ НЯЦ РК); рук. Лукашенко С.Н. – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2015.
18. 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.
19. Дозиметры радиометры МКС-АТ6130, МКС-АТ6130А, МКС-АТ6130В. Руководство по эксплуатации. АТОМТЕХ. Научно-производственное унитарное предприятие. – 84 с.
20. 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.
21. Методика измерения активности радионуклидов с использованием сцинтилляционного бета-спектрометра с программным обеспечением «Прогресс», №40090.4Г006. – Менделеево: ГНМЦ «ВНИИФТРИ», 2004. - 30 с.
22. Гигиенические нормативы «Санитарно-эпидемиологические требования к обеспечению радиационной безопасности» Утверждены постановлением Правительства Республики Казахстан № 201 от 03.02.2012 г.
23. Корнеев Н.А. Основы радиоэкологии сельскохозяйственных животных / Н.А. Корнеев, А.Н. Сироткин. – М.: Энергоатомиздат, 1987. - 208 с.
24. Сироткин А.Н. Радиоэкология позвоночных животных/ А.Н. Сироткин, Л.Н. Тюменев, А.И. Гришин. – М.: Наука. - 1978. - С. 91-102.
25. Алексахин Р.М. Чернобыль, сельское хозяйство, окружающая среда / Р. М. Алексахин [и др.]. - Обнинск: ВНИИСХРАЭ, 2006. - 35 с.
26. Beresford N.A. The transfer of radionuclides from saltmarsh vegetation to sheep tissues and milk / N.A. Beresford, B.J. Howard, R.W. Mayes// J. Environmental of Radioactivity. - 2007. - № 98. -P.36-49.

27. Стрильчук Ю.Г. Радиоэкологическое состояние «западной» части территории СИП /Ю.Г. Стрильчук, О.В. Тоневицкая, Ю.Ю. Яковенко // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Национального ядерного центра Республики Казахстан за 2010г.] / под рук. Лукашенко С.Н. – Т.2. – Вып. 3. – Павлодар: Дом печати, 2011. – С. 81-164.
28. Обеспечение радиационной безопасности на территории Республики Казахстан. Материалы комплексного экологического обследования «юго-восточной» части территории СИП (район площадок «Балапан», «Дегелен», «Телькем»): отчет о РБП 038 (информационный) / Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК (ИРБЭ НЯЦ РК); рук. Лукашенко С.Н. – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2013.
29. Стрильчук Ю.Г. Радиоэкологическое состояние «юго-восточной» (район с. Саржал) части территории СИП / Ю.Г. Стрильчук, С.Н. Лукашенко, В.В. Каширский [и др.]. // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Национального ядерного центра Республики Казахстан за 2011-2012 г.] / под рук. Лукашенко С.Н. – Павлодар: Дом печати, 2013. – Т.1. - Вып. 4. – С. 15-117. - ISBN 978-601-7112-74-5.
30. Обеспечение радиационной безопасности на территории Республики Казахстан «Материалы комплексного экологического обследования «юго-восточной» части территории СИП (южнее площадки «Балапан»): отчет о РБП 038 (информационный) /Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК (ИРБЭ НЯЦ РК); рук. Лукашенко С.Н. – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2013.
31. Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Радиоэкологическое состояние «северной» части территории Семипалатинского испытательного полигона]/ под рук. Лукашенко С.Н. – Вып. 1. – Павлодар: Дом печати, 2010. – 234с. - ISBN 978-601-7112-28-8.
32. Паницкий А.В. К вопросу о качестве кумыса, производимого на производственном участке в поселке Саржал / А.В. Паницкий, С.Н. Лукашенко, М.М. Битенова// Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2011 г.] / подрук. Лукашенко С.Н. – Вып. 3. Том. 1 – Павлодар: Домпечати, 2011. – С. 243-251.
33. Айдарханов А.О. Состояние экосистемы р. Шаган и основные механизмы его формирования / А.О. Айдарханов, С.Н. Лукашенко, С.Б. Субботин [и др.] // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007-2009 гг.] / под рук. Лукашенко С.Н. – Вып. 2 – Павлодар: Дом печати, 2010. – С. 9– 56.
34. Green N. Recommended transfer factors from feed to animal products /N.Green, R.F.M. Woodman// NationalRadiologicalProtectionBoard: DidcotNRPB-W40.- 2003. - 63 p.
35. Fesenko S., Isamov N., Howard B.J. [etal.] // J. Environmental of Radioactivity. -2007. - V.98. - P. 85-103, 104-136.
36. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, HANDBOOK OF PARAMETER VALUES FOR THE PREDICTION OF RADIONUCLIDE TRANSFER IN TERRESTRIAL AND FRESHWATER ENVIRONMENTS, IAEA, TECDOC–472.-Vienna: IAEA, 2010.

37. Anca Melintescu User approach of expanded MAGENTC for animals; parsimonious modeling trials // 3rd Meeting of the EMRAS II Working Group 7, "Tritium".-Vienna: IAEA, 2010.
38. «Обеспечение радиационной безопасности на территории Республики Казахстан». Мероприятие 1 «Обеспечение безопасности бывшего Семипалатинского испытательного полигона: отчет о РБП 011(информационный) //Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК (ИРБЭ НЯЦ РК); рук. Лукашенко С.Н. – Курчатов: ИРБЭНЯЦ, 2009. – 172 с.
39. Байгазинов Ж.А. Параметры перехода радионуклидов  $^{241}\text{Am}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  в организм овец при их содержании в условиях радиационного загрязнения на испытательной площадке «Опытное поле» бывшего Семипалатинского полигона / Ж.А. Байгазинов, С.Н. Лукашенко // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2011-2012]. – Вып. 4. – Павлодар: Дом печати, 2013. – С.197 – 208.
40. Байгазинов Ж.А. Параметры перехода радионуклидов  $^{241}\text{Am}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  в организм овец при их содержании в условиях радиационного загрязнения на испытательной площадке «Опытное поле» бывшего Семипалатинского полигона / Ж.А. Байгазинов, С.Н. Лукашенко // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2011-2012]. – Вып. 4. Т. 2. – Павлодар: Дом печати, 2013.
41. Байгазинов Ж.А. Параметры перехода радионуклидов в органы и ткани животных разного возраста / Ж.А. Байгазинов // доклад на конференции-конкурсе НИОКР молодых ученых и специалистов НЯЦ РК, 14 - 16 мая 2014 г. - Курчатов, 2014.
42. Байгазинов Ж.А. Исследование перехода искусственных радионуклидов в продукцию животноводства и птицеводства в условиях радиоактивного загрязнения СИП // Семипалатинский испытательный полигон / Ж.А. Байгазинов, С.Н. Лукашенко // Семипалатинский испытательный полигон. Радиационное наследие и перспективы развития: тез. докл. V междунар. науч.-практическая конф., 12-14 сентября. - Павлодар: Дом печати, 2012. - С.109-110.
43. Байгазинов Ж.А. Экспериментальное исследование особенностей перехода искусственных радионуклидов в органы и ткани овец в условиях СИП / А.В. Паницкий, С.Н. Лукашенко, И.Ю. Силачев // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007–2009гг.] / под рук. Лукашенко С.Н. – Вып. 2. – Павлодар: Дом печати, 2010. – С. 301-320.
44. Паницкий А.В. Трансурановые элементы в организме сельскохозяйственных животных при их разведении в условиях испытательной площадки «Дегелен» / А.В. Паницкий, Ж.А. Байгазинов, А.П. Коваль // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2010 г.]. – Вып. 3. – Т. 2. – Павлодар: Дом печати, 2010. – С. 143 - 159.
45. Байгазинов Ж.А. Параметры перехода  $^{90}\text{Sr}$  с водой и сеном в молоко крупного рогатого скота при однократном и длительном поступле-

- нии радионуклида в условиях площадки «Дегелен» /Ж.А. Байгазинов, С.Н. Лукашенко// Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2011-2012]. – Вып. 4. – Павлодар: Дом печати, 2013. – С.175 – 184.
46. Baigazinov Zh. Semipalatinsk test site: Parameters of radionuclide transfer to livestock and poultry products under actual radioactive contamination / Zh. Baigazinov, S. Lukashenko// (Institute of Radiation Safety and Ecology (Kazakhstan)); Grupo Pacifico, C/ Maria Cubi 4, 08006 Barcelona (Spain) // <https://intranet.pacifico-meetings.com/amsysweb/publicacionOnline.jsf?id=146>
47. Байгазинов Ж.А. Исследование динамики изменения концентрации трития в сыворотке молока крупнорогатого скота при различных формах его поступления в естественных условиях /А.В. Паницкий, С.Н. Лукашенко, С.А. Келлер, С.С. Каратаев, О.Н. Ляхова, Л.Ф. Субботина // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007 – 2009 гг.]. – Вып. 2. – Павлодар: Домпечати, 2010. – С. 387 - 396.
48. Байгазинов Ж.А. Формирование загрязнения тритием продукции птицеводства при ее получении в условиях испытательной площадки «Дегелен» / Ж.А.Байгазинов, С.Н. Лукашенко // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2011-2012 гг.]. – Вып. 4.-Том 2. – Павлодар: Дом печати, 2013. - С. 221-232.
49. Байгазинов Ж.А. Параметры перехода трития с водой и сеном в кобылье молоко при длительном поступлении радионуклида / Байгазинов Ж.А., Лукашенко С.Н. // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2011-2012 гг.]. – Вып. 4. - Том 2. – Павлодар: Дом печати, 2013. - С. 249-258.
50. Байгазинов Ж.А. Экспериментальное исследование особенностей перехода искусственных радионуклидов в органы и ткани овец в условиях СИП / Ж.А. Байгазинов, А.В. Паницкий, С.Н. Лукашенко, С.А. Келлер // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007 – 2009 гг.]. – Вып. 2. – Павлодар: Дом печати, 2010. – С.355 - 380.
51. Ляхова О.Н. К вопросу о путях миграции трития за пределы бывшей испытательной площадки «Дегелен» / О.Н. Ляхова, Н.В. Ларионова, С.Н. Лукашенко[и др.] // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2011-2012 гг.]. – Вып. 4. - Том 2. – Павлодар: Дом печати, 2013. - С. 75-84.
52. Анненков Б.Н. Радиобиология и радиоэкология сельскохозяйственных животных / под ред. Б.Н. Анненкова, И.К. Дибобеса, Р.М. Алексихина. – Москва: Атомиздат, 1973. – 224 с.
53. Каширский В.В. О некоторых характерных параметрах радионуклидного загрязнения бывшего Семипалатинского испытательного полигона / В.В. Каширский, С.Н. Лукашенко, Ю.Ю. Яковенко //Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Национального

- ядерного центра Республики Казахстан за 2011-2012 гг.] / под рук. С.Н. Лукашенко. – Вып. 4. – Т.2. – Павлодар: Дом печати, 2013 – С. 11-24.
54. Состав органических веществ растительных субстратов. (Электронный ресурс) [http://wer23sd.narod.ru/\\_2.htm](http://wer23sd.narod.ru/_2.htm).
55. Постановление Правительства Республики Казахстан от 31.07.2007 N 653 «Об утверждении критериев оценки экологической обстановки территорий».
56. Разработка стандартов экологической очистки для защиты будущих поколений: Научная основа сценария «фермер, ведущий натуральное хозяйство», и его применение при расчете допустимого уровня загрязнения почвы радионуклидами для Роки-Флэтс / АрджунМакхиджани, Шрирам Гопал. -2001.
57. Oatway W. B. Methodology for Estimating The Dose to Members of the Public from the Future Use of Land Previously Contaminated with Radioactivity» / W. B. Oatway , S.F.Mobbs //National Radiological Protection Board: Report NRPB W36. – Gteit Britanion, 2003.
58. Методические указания 2.6.1.2153-06 «Оперативная оценка доз облучения населения при радиоактивном загрязнении территории воздушным путем».
59. Машкович В.П. Защита от ионизирующих излучений: справочник / В.П. Машкович, А.В. Кудрявцева. – М.: Энергоатомиздат, 1995.
60. Санитарные правила «Санитарно-эпидемиологические требования к обеспечению радиационной безопасности»: утв. Постановлением Правительства РК №202 от 03.02.2012 г.
61. Гусев Н.Г. Радиоактивные выбросы в биосфере: справочник /Н.Г. Гусев, В.А. Беляев. - 2-изд. -М.: Энергоатомиздат, 1991.
62. Authors on behalf of ICRP, K. Eckerman, J. Harrison, H-G.Menzel, C.H. Clement. ICRP Publication 119: Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60. Annalsofthe ICRP, Volume 41, Supplement 1, 2012, P. 1–130.

## ГЛАВА 5. ПЕРСПЕКТИВЫ ПРОМЫШЛЕННОГО ИСПОЛЬЗОВАНИЯ СИП

### 5.1 Перспективы использования СИП для размещения промышленных отходов

#### 5.1.1 Особенности геологической структуры площадки Балапан

##### Геологическое строение района

В региональном геолого-структурном плане участок располагается на северо-западном фланге Жарма-Саурского синклиория, выделяемого в пограничной зоне Иртыш-Зайсанской и Чингиз-Тарбагатайской складчатых систем. В детальном плане указанного синклиория он находится в пределах небольшой наложенной триас-юрской грабен-синклинали, сформированной в зоне сближенных рифтогенных надвигов, оперяющих глубинный Калба-Чингизский разлом. В геологическом строении района принимают участие породы, образующие два структурных этажа – палеозойский и мезо-кайнозойский (рисунок 5.1).

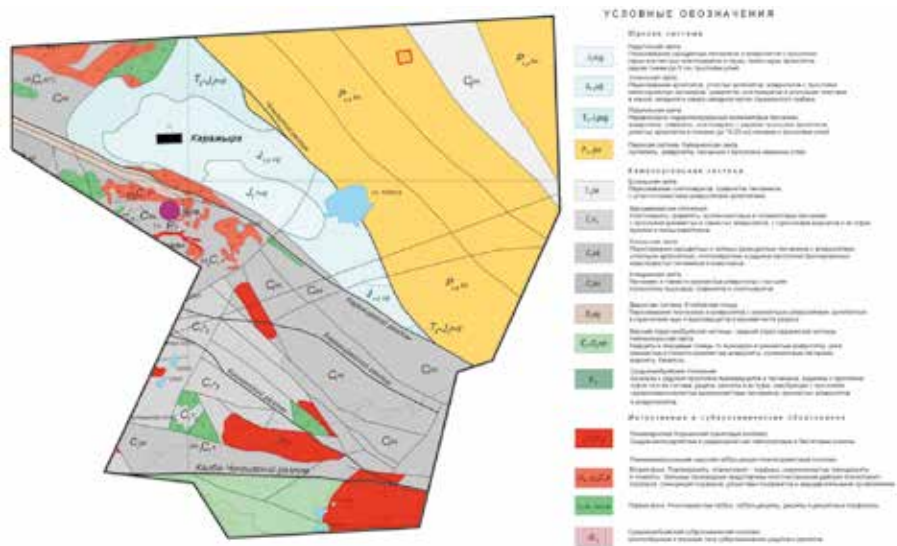


Рисунок 5.1. Геологическая карта исследуемого района

В палеозойском фундаменте наиболее древние стратифицированные образования представлены каледонидами, развитыми юго-западнее Калба-Чингизского разлома в пределах Аркалыкского антиклинария, относимого к Чингиз-Тарбагатайской складчатой системе. Участвующи

щие в строении этого антиклинория отложения верхней части среднего и верхнего кембрия, ордовика сформированы в условиях активного базальтоидного вулканизма островодужного типа и представлены мощными толщами лав и туфов базальтов, диабазов, андезито-базальтов, андезитов (среднекембрийские отложения) и кварцитами с глинисто-кремнистыми алевролитами, полимиктовыми песчаниками и прослоями базальтовых и андезитовых лав (найманжальская свита).

Отложения нижней части разреза собственно Жарма-Саурского синклинория представлены карбонатно-терригенными мелководными и шельфовыми осадками возрастом от фамена до нижнего визе, сформированными в условиях активной континентальной окраины (егизбайская толща-D3eg, кояндинская свита-C<sup>1</sup>kn, коконьская свита-C1kk). Наиболее поздней формацией окраинного моря представляется последующая верхневизейская вулканогенно-терригенная флишоидная толща (C1v2). В составе её при наличии признаков ритмичного строения отмечаются горизонты андезитов и их туфов.

Дальнейшее наращивание разреза осадочных отложений свидетельствует о смене в рассматриваемом районе морского режима осадконакопления континентальным режимом. Регрессия моря носила пульсационный характер, что привело в среднем карбоне к образованию угленосной молассы (буконьская свита-C2bk). В пермском периоде в остаточном прогибе, заполненном отложениями угленосной молассы, образовался унаследованный межгорный прогиб, в котором накопились угленосные отложения кайнаминской свиты (P1-<sup>2</sup>kn).

В поздней триасе-средней юре, непосредственно на площади месторождения «Каражыра», в результате рифтогенной активизации позднепалеозойской платформы был заложен Каражирский грабенообразный прогиб, ограниченный Чинрауским и Каражирским разломами. Осадки, заполнившие данную структуру, образовали единую терригенную угленосную серию, в составе которой с определённой долей условности выделены три свиты (подугленосная – T3-J1 rug, угленосная - J1-2 ug и надугленосная - J<sup>2</sup>nug). Отложения подугленосной свиты ложатся на подстилающие палеозойские образования с резким несогласием, граница с перекрывающей свитой согласная, между вышележащими осадками перерывов также нет. Всем свитам присуща высокая степень фациальной изменчивости литологического состава. В центральных частях грабена породы залегают субгоризонтально, в юго-западном и северо-восточном бортах, вдоль ограничивающих разломов, залегание слоёв крутое, вплоть до вертикального и даже запрокинутого. Вследствие этого, юрские отложения образуют в поперечном разрезе грабена синклинальную складку сундучного типа.

Более молодые комплексы пород составляют чехол рыхлых образований, перекрывающий породы фундамента более чем на 50 % рассматриваемой территории. В составе их выделяются коры выветривания (K2), отложения верхнего эоцена, калкаманской (N1kl), павлодарской (N1-2 pv) свит и четвертичные наносы (ар, дрQII- QIV). На обзорной геологической карте района (рисунки 5.1) данные образования не показаны, ввиду обширного площадного развития последних, в том числе непосредственно на участке проектируемого полигона МСО.



Коры выветривания развиты достаточно широко, но на поверхности сохранились на небольших участках. По составу они разнообразны. Обычно на осадочных и кислых магматических породах развиты каолиновые разности, верхние горизонты которых имеют пёструю или белую окраску. На породах основного состава формируются, в основном, монтмориллонитовые коры. Мощность их варьирует в широких пределах, в линейных приразломных зонах достигает 100 – 120 м.

Отложения верхнего эоцена развиты незначительно и представлены пестроцветными глинами с линзами и прослоями железистых сливных брекчий, характерных плохо сортированных кварцевых песчаников и гравелитов на кремнистом цементе. Мощность данных отложений до 10 – 15 м.

Калкаманская или аральская свита является маркирующей толщей и в Прииртышье распространена повсеместно. Глинистые осадки данной свиты выполняют все впадины палеозойского фундамента, отложения их представлены зелёными, зеленовато-серыми, коричневатозелёными, иногда пятнисто-красными и фиолетовыми монтмориллонит-гидрослюдистыми разностями. Глины отчётливо слоистые, часто песчаные, нередко с обильными включениями гипса, бобовин псиломелана и прослоями мергеля. Мощность варьирует от первых метров до 60 – 70 м во впадинах. На поверхности глины обнажены редко, обычно перекрыты маломощным слоем четвертичных отложений делювиально-пролювиального и аллювиально-пролювиального генезиса.

Павлодарская свита обнажена на поверхности ограниченно и обычно вскрывается скважинами. Представлена она плотными и вязкими монтмориллонитовыми и гидрослюдистыми глинами с характерной красной, коричневой или зеленовато-коричневой окраской. Отмечаются желваки и линзы мергеля, карбонатные и железо-марганцевистые конкреции, включения гипса. В низах разреза иногда наблюдаются линзы и прослой полимиктовых песков, щебня. Мощность свиты до 50 м.

Четвертичные отложения развиты по всей территории неравномерным по мощности чехлом, залегающим на размытой поверхности глин либо на породах палеозойского фундамента. Преобладают среди них супеси и суглинки с переменным содержанием дресвы, щебня, гальки, гравия и разнозернистого песка, иногда валунов. Озёрные отложения представлены засоленными глинами, илами. Общая мощность четвертичных осадков от первых десятков сантиметров до 5 – 10 м, редко более.

Интрузивные образования на поверхности слагают в общей сложности порядка 20 % рассматриваемой площади. В большей мере они тяготеют к юго-западному борту Жарма-Саурского синклиория и значительно развиты в смежном Аркалыкском антиклинории. Данная пограничная зона наиболее насыщена крупными северо-западными рифтогенными разломами, контролировавшими внедрение магматических расплавов. Особенно интенсивно последнее проявилось в позднем палеозое, в период коллизионного становления континентальной коры. В составе интрузивных образований выделяются раннекаменноугольный саурский габбро-плагиогранитовый (C1s) и нижнепермский жарминский гранитовый (P1z) комплексы.

### Гидрогеологические условия района

Подземные воды развиты почти во всех стратиграфических подразделениях, но по условиям залегания циркуляции, химическому составу и минерализации отличаются большим разнообразием. Общее движение подземных вод направлено с юго-запада и запада на север и северо-запад, в сторону долины р. Иртыш. Часть водных потоков разгружается в естественные озерные котловины Каражрек, Клякса.

В гидрогеологическом отношении на исследуемой территории выделяются два гидрогеологических комплекса. Первый комплекс включает в себя подземные воды, функционирующие в локальных гидрогеологических бассейнах на незначительных глубинах (до 50 м). Водовмещающие породы представлены рыхлыми образованиями неогена и четвертичного возраста.

Гидрогеологические бассейны приурочены к следующим водоносным горизонтам и водам спорадического распространения:

- к делювиально-пролювиальным отложениям долин и предгорных шлейфов среднечетвертичного-современного возраста ( $dpQ_{11-IV}$ );
- к аллювиально-пролювиальным отложениям верхнечетвертичного-современного возраста ( $dpQ_{111-IV}$ ), слагающим надпойменные террасы р. Шаган.

Подземные воды делювиально-пролювиальных отложений среднечетвертичного-современного возраста ( $dpQ_{11-IV}$ ), преимущественно, порового типа, безнапорные, развиты в песчано-гравийных отложениях с глубины 1,5 – 2,0 м. По химическому составу подземные воды сульфатно-хлоридные, реже хлоридные с минерализацией 0,5 – 1,5 г/дм<sup>3</sup> и повышенной жесткостью. Высокоминерализованные воды отмечаются в замкнутых водосборных бассейнах.

Подземные воды аллювиально-пролювиальных отложений верхнечетвертичного-современного возраста ( $apQ_{111-V}$ ) развиты в гравийно-песчаных отложениях на левобережье р. Шаган. Воды безнапорные, залегают на глубине 1 – 5 м и глубже. По химическому составу воды преимущественно сульфатно-хлоридные, реже хлоридные с минерализацией до 10 г/дм<sup>3</sup>.

Воды спорадического распространения типа «верховодка» связана с поровыми и капиллярными водами зоны аэрации и приурочены к верхним частям разреза рыхлых среднечетвертичных-современных делювиально-пролювиальных отложений ( $dpQ_{11-IV}$ ). Водовмещающими являются: супеси, дресвяно-щебнистые отложения. Воды типа «верховодка» нередко развиты в запесоченных и загипсованные глинах неогена с наличием в последних «фильтрационных окон».

Воды в значительной степени минерализованные, что обусловлено растворением солей в рыхлых отложениях в периоды интенсивного испарения. Верховодка залегает на незначительных глубинах и имеет сезонный характер функционирования, находясь в прямой зависимости от количества атмосферных осадков.

Общая минерализация подземных вод и их химический состав зависят от условий питания. Условия питания водоносного комплекса нижнерусских отложений неблагоприятные из-за широкого распространения

в разрезе неогеновых глин и четвертичных суглинков, а также наличия слабопроницаемых суглинков (более монолитных пород). Небольшие уклоны зеркала подземных вод, низкие коэффициенты фильтрации, затрудненные условия питания и отсутствие достаточной емкостной среды, не располагают к образованию в данном районе значительных запасов и ресурсов пресных подземных вод питьевого качества.

Наиболее маломинерализованные воды с общей минерализацией до  $5 \text{ г/дм}^3$  распространены в юго-западной части и восточной стороны участка, на площади местного питания и активного водообмена. Отдельные участки распространения таких вод встречены на водораздельной части между месторождением «Каражыра» и озерными котловинами на юге. По типу воды сульфатно-хлоридные кальциево-натриевые.

Следующая зона подземных вод с минерализацией  $5 - 10 \text{ г/дм}^3$  узкой полосой отделяет озерную котловину Каражрек-Кишкенесор от озерной котловины Клякса и месторождения «Каражыра». Воды здесь сульфатно-хлоридные магниево-кальциево-натриевые и магниево-натриевые.

В озерных котловинах (Каражрек, Кишкенесор) выделена зона подземных вод с минерализацией более  $50 \text{ г/дм}^3$ . По типу воды, преимущественно, хлоридные магниево-натриевые. На остальной территории присутствуют воды с минерализацией  $10 - 25 \text{ г/дм}^3$ . Аналогичная зональность существует на севере района.

Значительная часть территории имеет подземные воды с минерализацией  $12 - 24 \text{ г/дм}^3$ , на прилегающих к этой зон участках распространены воды с минерализацией  $10 - 25 \text{ г/дм}^3$ . Здесь воды сульфатно-хлоридные магниево-натриевые. В районе озерной котловины Клякса выделяются зоны с минерализацией  $25 - 50$  и более  $50 \text{ г/дм}^3$ .

В связи с разработкой опытно-промышленного карьера, на месторождении «Каражыра» сформировался техногенный очаг разгрузки подземных вод. На востоке месторождения депрессионная воронка не достигла границ участка проектируемого полигона МСО. Первоначально, уровни подземных вод располагались на глубинах  $1,77 - 20,30 \text{ м}$  от поверхности земли, но при постоянном действующем карьерном водоотливе они постепенно снижались с интенсивностью  $0,25 - 1,30 \text{ м}$  в год. За период  $1994 - 2013 \text{ гг}$  снижение уровней подземных вод в центре депрессии от карьерного водоотлива достигло  $21,7 - 42,60 \text{ м}$ . На востоке угольного месторождения «Каражыра» депрессионная воронка не достигла границ участка проектируемого полигона МСО (рисунк 5.2). На участке проектируемого полигона МСО в настоящее время сохраняются природные гидродинамические условия.

Второй комплекс входит в состав региональной гидрогеологической системы и представлен широким развитием трещинных вод палеозойского фундамента, мезозойской коры выветривания и палеогеновых отложений.

Регионально-трещинные воды (воды зон открытой трещиноватости) сосредоточены в верхней зоне экзогенной трещиноватости скальных пород и в зависимости от геолого-структурных условий залегают на глубинах от  $5$  до  $70 \text{ м}$ . Глубина распространения регионально-трещинных вод составляет  $150 - 180 \text{ м}$ . Область питания приурочена к мелкосопочнику и «эрозионным окнам» на участках выклинивания относительных водоупоров.

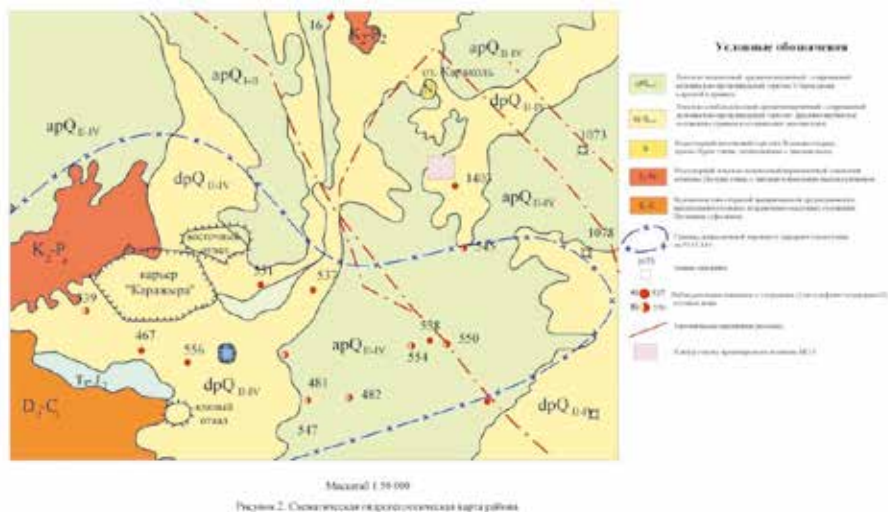


Рисунок 5.2. Схематическая гидрогеологическая карта исследуемого района

Регионально-трещинные воды эффузивно-осадочных и интрузивных пород по химическому составу хлоридные, сульфатно-хлоридные, магниево-натриевые. Содержание в воде основных компонентов составляет (мг/дм<sup>3</sup>): хлор-иона 255 – 50582, сульфат-иона 49 – 20468, гидрокарбонат-иона 12 – 415, кальция 76 – 8317, магния 83 – 2078, натрия + калия 756 – 53622.

Общая жесткость варьирует в пределах 12,1 – 670 моль/дм<sup>3</sup>. В подземных водах содержание отдельных микрокомпонентов составляют (в мг/дм<sup>3</sup>): алюминий до 1,64, кремний до 4,9, марганец до 1,10, железо до 1,2, титан до 5,4, медь до 0,007, стронций до 5,4, молибден до 0,005.

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

### 5.1.2 Хранилище промышленных отходов ТОО «КАЗЦИНК»

Территория СИП составляет 18 300 км<sup>2</sup>, но из этой площади только незначительная часть представляет реальную радиационную опасность, куда доступ людей и животных следует исключить. Места проведения ядерных испытаний ни в настоящее время, ни в обозримом будущем не будут пригодными для традиционной хозяйственной деятельности. В то же время, эти территории с успехом могут быть использованы для размещения и утилизации отходов промышленного производства, накопленных в Казахстане.

В связи с чем, бывший полигон приобретает огромное значение промышленного характера для экономики Казахстана. При этом, практически потерянные земли, затратные территории, которые необходимо постоянно исследовать и охранять, из дотационных могут превратиться в донорские.

Национальным ядерным центром Республики Казахстан в 2014 г. в короткие сроки был реализован совместно с ТОО «Казцинк» проект по организации хранилища промышленных отходов на территории СИП. В ходе работ было проведено комплексное экологическое обследование выбранного участка на испытательной площадке «Балапан» и вывод его из состава земель СИП. В 2015 г. строительство полигона промышленных отходов закончено, и объект введен в эксплуатацию.

В настоящее время проявляется интерес к созданию полигона промышленных отходов на территории СИП со стороны таких предприятий, как АО «Ульбинский металлургический завод» и АО «Усть-Каменогорский титано-магниевого комбинат».

Стоит отметить, что по результатам предварительной оценки на площадке «Балапан» можно использовать более 5 000 га для полигонов захоронения промышленных отходов.

#### Выбор участка для строительства ППО на площадке «Балапан»

Для выявления участков с наименьшей техногенной нагрузкой от ПЯВ были собраны и систематизированы имеющиеся данные по всем ПЯВ, проведенным на площадке «Балапан» [1]. Для оценки объемов пород, охваченных влиянием ПЯВ, данные по «боевым» скважинам были системати-

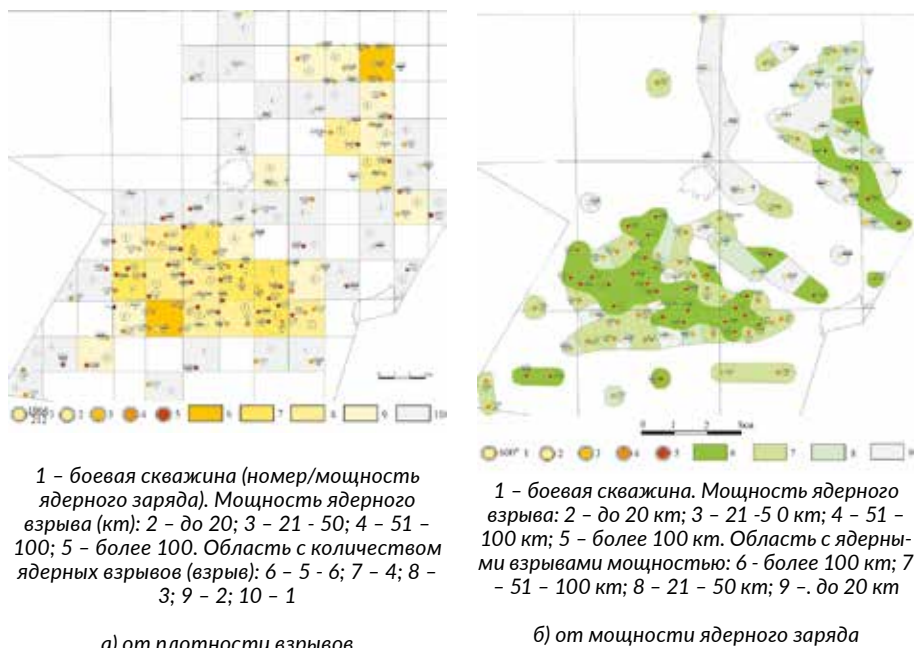


Рисунок 5.3. Участок «Балапан». Схема техногенной нагрузки

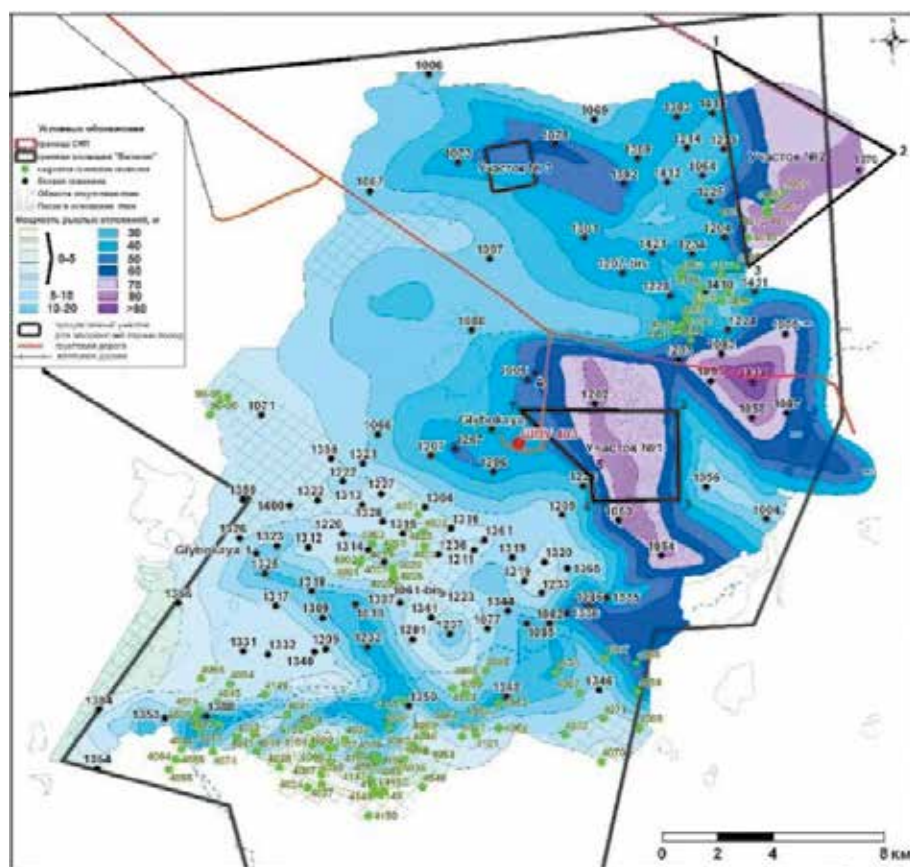
зированы по глубине, мощности и магнитуде взрывов. Полученные схемы техногенной нагрузки на недра в зависимости от распределения мощности ядерных зарядов и плотности боевых скважин приведены на *рисунке 5.3*.

Согласно приведенным схемам, к областям с наименьшей техногенной нагрузкой можно отнести северную и юго-восточную часть площадки, а также северную часть центральной области площадки.

#### Геолого-гидрогеологические условия

Для выбора подходящих участков с позиции подземных вод, а также наличием необходимой мощности глинистых отложений, проведен анализ данных по геологическому строению и гидрогеологическим условиям площадки, которые основаны на данных бурения и опробования более 150 скважин различного назначения глубиной до 600 м [1].

По результатам обработанных и систематизированных данных построена карта глубин залегания кровли водоносного горизонта в масштабе 1:50 000 (*рисунк 5.4*).



**Рисунок 5.4.** Карта глубин залегания кровли водовмещающих пород на площадке «Балапан» (абс.отм., м)



Площадка «Балапан» представляет собой область транзита подземных вод. Основное направление движения подземных вод – на северо-восток, с уклоном до 0,002. Абсолютные отметки пьезометрической поверхности уменьшаются от 330 до 270 м. Движение подземных вод, в целом, направлено к естественной области разгрузки на территории СИП в сторону р. Иртыш, расположенной в 100 км к северу от площадки «Балапан». Движение подземных вод осуществляется при достаточно малых величинах гидравлического уклона и низких скоростях фильтрации. Этому способствуют невысокие значения коэффициента фильтрации, не превышающие на большей части территории величины 1 м/сут [1].

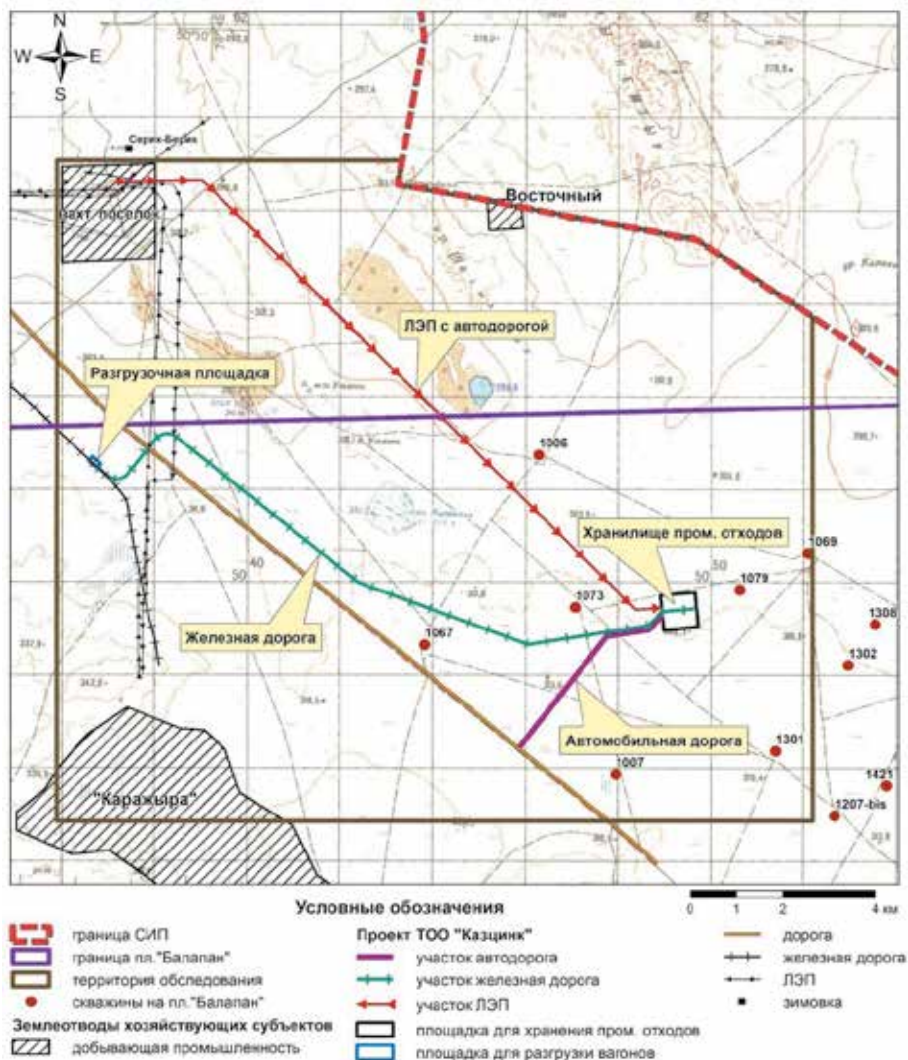


Рисунок 5.5. Карта расположения объектов строительства



Обработка исходных данных по буровым скважинам позволила выявить основные характеристики подземного потока. Неровности скального фундамента выполнены глинами неогена мощностью до 80 м.

Таким образом, на основе данных по техногенной нагрузке от ПЯВ, а также с учетом площадей, где мощность глин превышает 20 м, выделено 3 основных участка, перспективных для строения полигона под промышленные отходы (рисунок 5.4).

С учетом всех факторов, включая расстояние расположения ЛЭП и железной дороги до проектируемого полигона промышленных отходов, для проведения детальных исследований был выбран участок №3 (рисунок 5.5) [2].

#### **Комплексное экологическое обследование**

С момента закрытия полигона до настоящего времени казахстанскими учеными совместно с международным научным сообществом получен большой объем информации относительно текущей радиационной обстановки на СИП и прилегающих территориях. Выявлены все значимые участки радиоактивного загрязнения, основные пути и механизмы текущего и потенциального распространения радиоактивных веществ [3].

Весь комплекс полученных экспериментальных данных позволяет обоснованно утверждать, что на части территории СИП уровень концентраций искусственных радионуклидов сравним с уровнем глобальных выпадений и, соответственно, эти земли могут использоваться в народном хозяйстве без каких-либо ограничений.

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

Таким образом, первым этапом по строительству полигона стала процедура по выводу выбранного участка из состава земель Семипалатинского полигона.

#### **Виды обследований, входящие в состав комплексного экологического обследования [4].**

1. Оценка основных техногенных факторов, способных повлиять в настоящее время на существующую радиоэкологическую обстановку.
2. Экспериментальное определение характера и уровней загрязнения почвенного покрова.
3. Оценка как общих характеристик почвенного покрова, так и характера распределения основных радионуклидов в почвах, а также форм нахождения основных искусственных радионуклидов.
4. Исследование гидрогеологических условий исследуемого района и характера загрязнения водных сред и прогноз динамики его изменения.
5. Исследование характера загрязнения воздушного бассейна исследуемого района.

6. Проведение геоботанического описания и теоретической и экспериментальной оценки уровней и характера загрязнения растительного покрова исследуемой территории, а также возможных концентраций радионуклидов в сельскохозяйственной растениеводческой продукции при ее производстве на исследуемой территории;
7. Оценка фауны исследуемого района и содержания радионуклидов в организме основных диких и домашних животных.
8. Оценка дозовых нагрузок населения и персонала при осуществлении деятельности на исследуемой территории, в том числе при сценарии «фермер, ведущий натуральное хозяйство» на основе полученных экспериментальных данных.
9. Подготовка рекомендаций по использованию территории полигона промышленных отходов в народном хозяйстве на основе междуна-

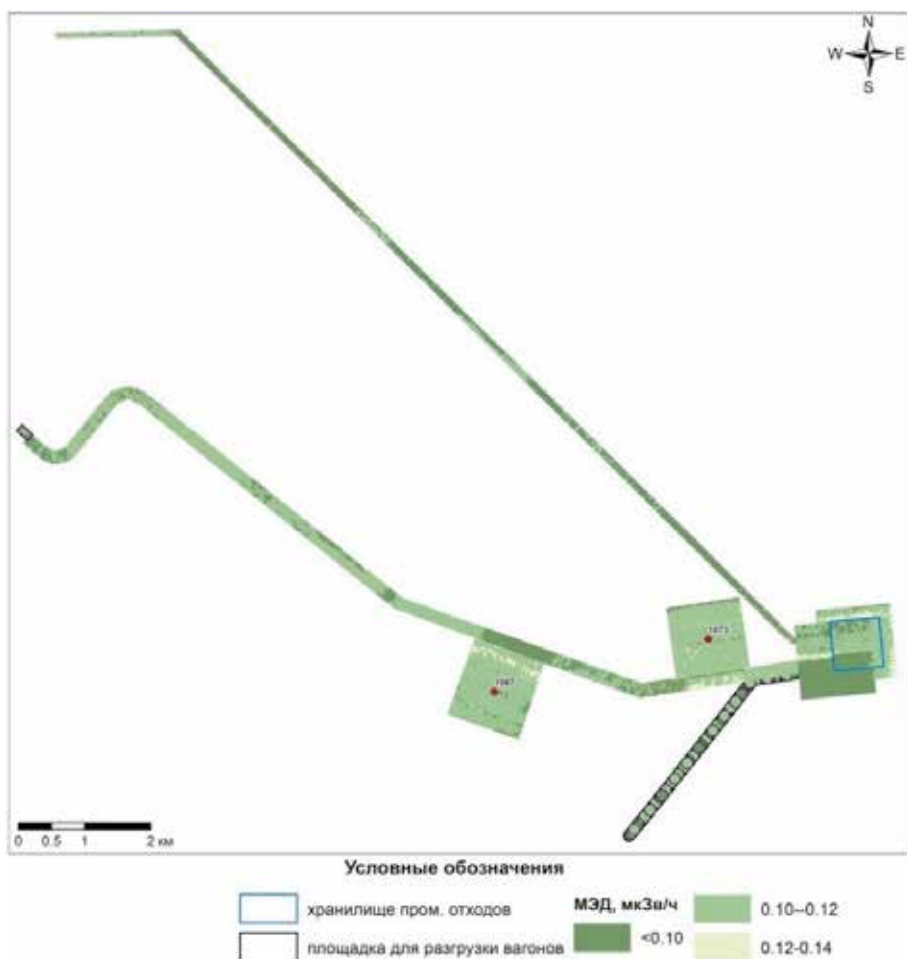


Рисунок 5.6. Карта распределения МЭД на исследуемых объектах, мкЗв/ч

родных и республиканских требований в области нормирования загрязненности объектов окружающей среды.

### **Результаты комплексного экологического обследования территории полигона промышленных отходов**

#### **Основные техногенные факторы формирования радиационной обстановки в исследуемом районе.**

Радиационная обстановка на выбранном участке сформировалась в результате дальних радиоактивных выпадений от атмосферных ядерных взрывов, проведенных на площадке «Опытное поле», а также ближних выпадений ПЯВ, проведенных в скважинах на площадке «Балапан».

Базовой информацией о радиационной обстановке на местности являются радиационные параметры, такие как мощность эквивалентной дозы (МЭД) и плотность потока  $\beta$ -частиц. Измерение этих параметров позволяет получить общую, интегральную информацию о радиационном фоне, не разделяя природную радиацию и искусственную (в результате ядерных испытаний, деятельности АЭС и т.д.), т.е. получить первичные данные для анализа радиационной обстановки. По результатам пешеходной гамма-съемки построены карты распределения МЭД (рисунки 5.6).

Радиационную обстановку на исследуемой территории по результатам измерений радиационных параметров (МЭД и плотности потока  $\beta$ -частиц) можно оценить как «достаточно благополучную» – не обнаружены радиоактивно-загрязненные участки местности с аномально высокими значениями радиационных параметров, значения МЭД соотносятся с фоновыми значениями как для СИП, так и в целом для Республики Казахстан.

Содержание естественных радионуклидов в почвах исследуемой территории является типичным для почв Казахстана, каких-либо явных геохимических аномалий, влияющих на радиационный фон, не выявлено.

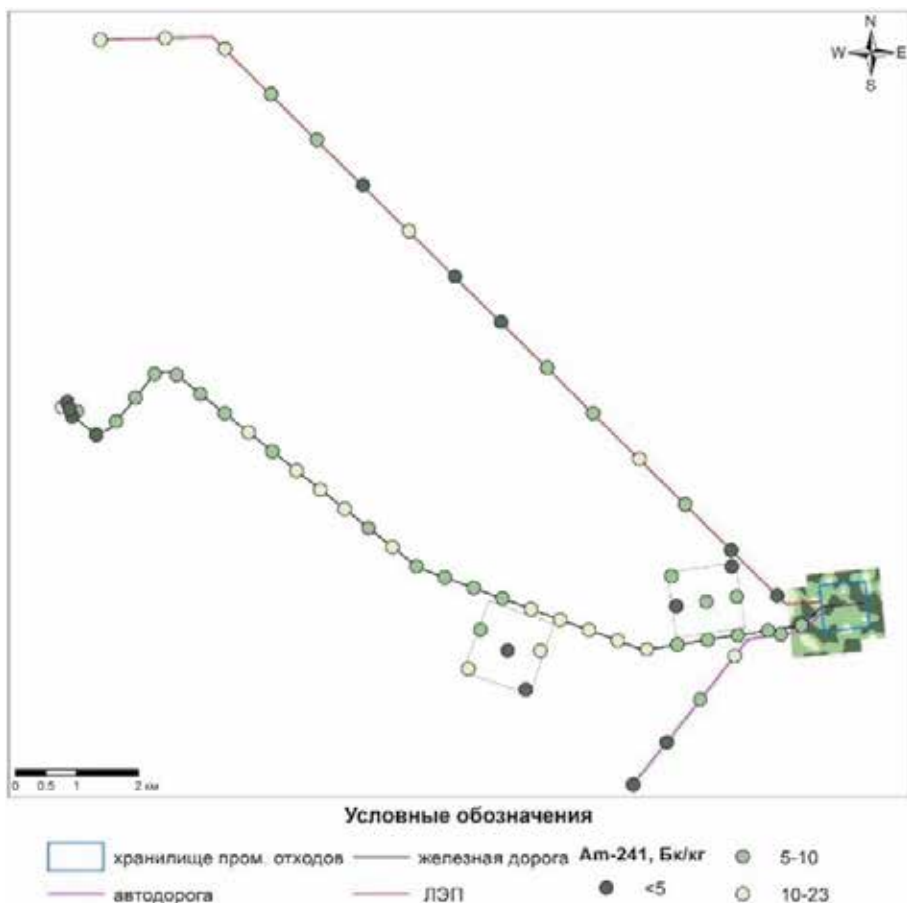
Содержание искусственных радионуклидов в почвах находится на уровне фона глобальных выпадений. Ниже приведены схемы распределения таких радионуклидов, как  $^{241}\text{Am}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  (рисунки 5.7, 5.8).

Отмеченные отдельные случаи повышенного содержания  $^{239+240}\text{Pu}$  представляют собой результат выпадения радиоактивных осадков в результате ядерных испытаний на площадке «Опытное поле». Содержание искусственных радионуклидов ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{241}\text{Am}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$ ) в пробах почвы находится на уровне, более чем на порядок меньше значений минимально значимой удельной активности [4].

#### **Состояние подземных вод**

Уровни концентраций техногенных радионуклидов в подземных водах радиационной опасности не представляют и не превышают допустимых значений для питьевой воды.

Захоронение промышленных отходов на участке работ будет проводиться в картах с заглублением в грунт на 10 м. Т.е. глубина от основания карт до водоносного горизонта будет более 10 м. Данные условия исключают возможность поступления подземных вод в карты участка и прогноз возможного изменения радионуклидного загрязнения подземных вод в данном случае не имеет никакого значения.

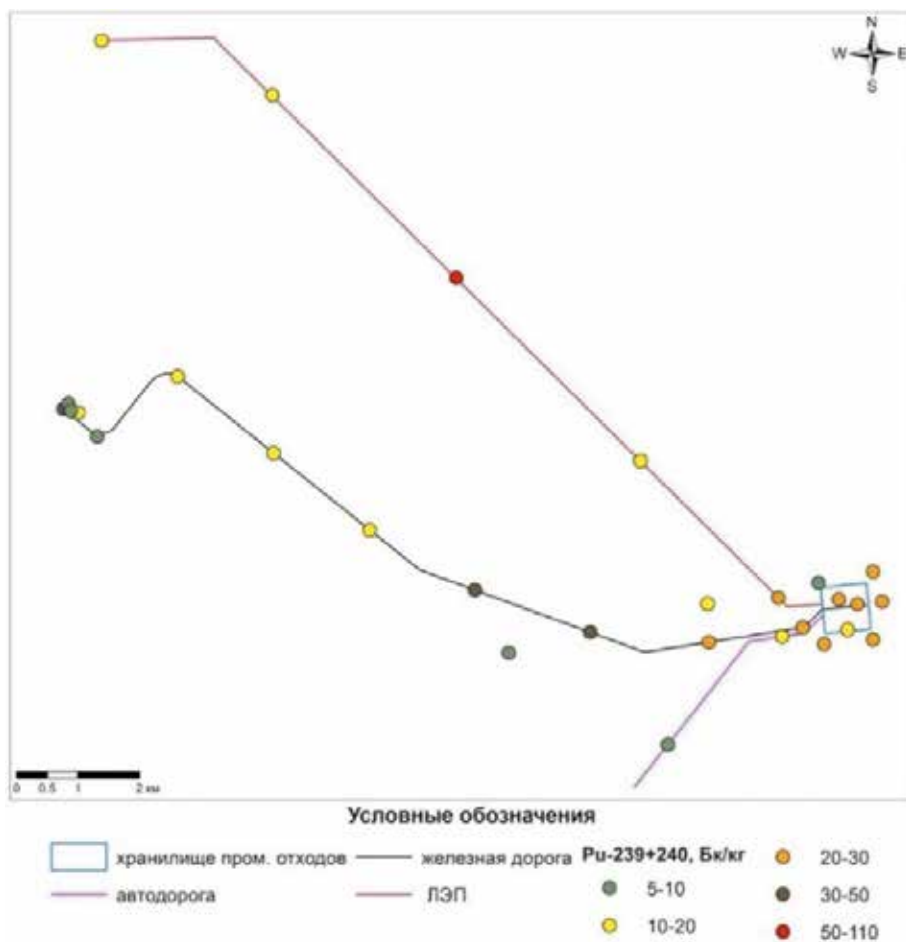


**Рисунок 5.7.** Площадное распределение  $^{241}\text{Am}$  в почвах исследуемой территории, Бк/кг

#### Состояние воздушного бассейна

На всех участках строительства полигона промышленных отходов в ходе обследования воздушной среды не обнаружено повышенных концентраций естественных ( $^{40}\text{K}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ) и техногенных ( $^{241}\text{Am}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ) радионуклидов, содержание которых не превышало предел обнаружения. Средняя концентрация  $^{239+240}\text{Pu}$  на участках обследования составляла от 0,5 до 2 мкБк/м<sup>3</sup>, что на 3-4 порядка ниже допустимой объемной активности для категории «население».

Таким образом, участки обследования можно отнести к «условно чистым» территориям СИП. Проживание, ведение производственной и сельскохозяйственной деятельности на исследуемой территории не представляет опасности для персонала и населения. В связи с тем, что с течением времени происходит процесс миграции радионуклидов



**Рисунок 5.8.** Площадное распределение  $^{239+240}\text{Pu}$  в почвах исследуемой территории, Бк/кг

в почвенный слой на глубину, то загрязнение радионуклидами за счет ветрового переноса сводится к минимуму. Таким образом, изменение радиоэкологического состояния воздушного бассейна должно происходить только в лучшую сторону.

#### Оценка дозовых нагрузок на население и персонал при проживании и ведении деятельности на исследуемой территории

Основной вклад в дозовую нагрузку рабочего персонала от искусственных радионуклидов вносит доза от ингаляционного поступления.

Проведенные оценки дозовых нагрузок на рабочий персонал при проведении строительных и эксплуатационных работ на исследуемом участке территории СИП показали, что ожидаемая годовая эффективная доза облучения не превышает 0,3 мЗв и является ниже уровня исследования,

согласно Гигиеническим нормативам «Санитарно-эпидемиологические требования к обеспечению радиационной безопасности» [4].

#### **Общее заключение**

Радионуклидный анализ отобранных проб природной среды показал, что среднее содержание естественных радионуклидов в почвах исследуемой территории является типичным для почв Казахстана, каких-либо геохимических аномалий не выявлено.

Средние значения удельной активности радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в почвах на данной территории находятся на уровне фона глобальных выпадений. Средняя величина содержания в почвах радионуклидов  $^{239+240}\text{Pu}$  незначительно превышает фон глобальных выпадений, что не опасно для природной среды и человека.

Содержание радионуклидов в растительном покрове, поверхностных и подземных водах, в атмосферном воздухе обследованной территории не представляет опасности для населения как на данный момент, так и на неограниченный период времени в будущем.

В результате проведения оценки дозовых нагрузок на население и персонал при ведении какой-либо хозяйственной деятельности на данной территории, ожидаемая годовая эффективная доза на человека не превысит 0,3 мЗв, что является ниже уровня вмешательства в соответствии с нормативами РК [4].

**В заключении об инженерно-геологических условиях отмечены следующие основные параметры выбранного участка, подтверждающие его пригодность для строительства ППО**

В результате проведенных инженерно-геологических изысканий было установлено, что на данном участке полигона не установлены негативные инженерно-геологические процессы и явления (заболачивание, карст, провалы и деформации пучения на поверхности), способные осложнить условия строительства.

Исследуемый район по климатическому районированию относится к аридному – засушливому, с малым ограниченным количеством выпадающих атмосферных осадков и значительной величиной испарения как с поверхности водоемов, так и с поверхности суши. В условиях аридного климата в пределах водосборной площади полигона в толще захораниваемых отходов не будет образовываться жидкая фаза фильтрата.

При наличии в основании проектируемого полигона плотных, экранирующих и практически водоупорных неогеновых глин (средневзвешенный коэффициент фильтрации для толщи глин составляет:  $K_f = 0,000077 \text{ м/сут}$  ( $0,89 \times 10^{-7} \text{ см/сек}$ ) и мощностью более 20,0 м обеспечивается надежная защита от проникновения на участке мышьяк содержащих отходов в подстилающие грунты и в региональный горизонт подземных вод, без создания дополнительного противofильтрационного экрана.

В целом, исследованный участок с позиций воздействия на геологические структуры и водные ресурсы территории, является пригодным под строительство полигона для захоронения промышленных отходов [5].

Таким образом, по результатам всесторонней оценки, с учетом существующих требований нормативной базы РК вся обследованная территория может использоваться без ограничений для промышленных нужд.

### Строительство и эксплуатация полигона промышленных отходов

Как было ранее отмечено, для размещения полигона промышленных отходов ТОО «Казцинк» выбран участок на территории СИП на площадке «Балапан», расположенной в восточной части полигона. При выборе участка для размещения хранилища учитывались климатические, геологические и гидрологические особенности, расстояние до сели-тебной зоны.

Площадь земельного участка для размещения и эксплуатации полигона составляет 50 га. Обоснованием выбора данного земельного участка под размещение хранилища промышленных отходов послужили следующие особенности выбранного участка:

- расположение участка с подветренной стороны от жилой застройки с учетом ветров преобладающего направления;
- залегание подземных вод на глубине более 20 м;
- расстояние до ближайшего населенного пункта г. Курчатов 81 км;
- широкое развитие водоупорных глин неогена, которые перекрывают неровную поверхность палеозойского фундамента и имеют переменную мощность до 90 м.

Проектируемый полигон рассчитан на 25 лет. Площадка полигона делится на хозяйственную зону и зону карт с дорогами между ними шириной от 12 до 16 м. Зона захоронения отходов занимает территорию 221 891 м<sup>2</sup>. В этой зоне запроектированы следующие сооружения: карты – 14 шт., на срок 25 лет; контрольно-регулирующие пруды; пруд-испаритель загрязненных вод; вспомогательные площадки.

Строительство карт будет выполняться очередями [6]. Карты в плане имеют вытянутую форму с размерами 50:202 метров по верху карт (рисунок 5.9).



Рисунок 5.9. Карта для захоронения промышленных отходов



- Противофильтрационный экран карт выполнен следующим образом:
- спланированное, протравленное гербицидами основание из существующей глины и уплотненное  $h=0,5$  м (коэффициент фильтрации глины  $0,0000071$  м/сек, мощность более 20 м.);
  - песчаная подготовка  $h=0,2$  м (из мелкозернистого песка);
  - геомембрана толщина 2 мм;
  - защитный слой из мелкозернистого песка  $h=0,2$  м;
  - слой глины, протравленный гербицидами и уплотненный  $h=0,5$  м (коэффициент фильтрации глины  $0,0000071$  м/сек);
  - защитный слой из щебня  $h=0,2$  м фракции 40 – 80 мм (от смывания глины с пленки).

После заполнения карты предусматривается её изоляция.

Изолирующие слои включают:

- насыпь из суглинка, взятого из буртов высотой 2 м;
- верхний слой засыпки, обрабатывается битумом с одновременным добавлением цемента высотой 0,15 м.

Уплотнительные слои и водонепроницаемые покрытия выступают над территорией, прилегающей к соседней карте. Водонепроницаемые покрытия выходят за габариты котлована на 2 – 2,5 м с каждой стороны и стыкуются с покрытиями соседних котлованов. Сбор и отвод ливневых и талых вод с поверхности закрытой карты предусматривается проводить в проектируемый пруд-испаритель.

Перевозка на полигон промышленных отходов производится железнодорожными крытыми вагонами, модель 11 – 280, в металлических контейнерах (рисунок 5.10). Вес металлоконструкций контейнера составляет 0,3 тонны. Предварительно отходы упаковываются в стандартные мягкие контейнеры с оболочкой из полипропиленовой ткани с полиэтиленовым, полипропиленовым или другим аналогичным вкладышем [6].



Рисунок 5.10. Перевозка промотходов в железнодорожном крытом вагоне

В январе 2015 года начата эксплуатация полигона. В настоящее время на территории полигона построены 2 карты. К концу 2016 года в карты будет уложено более 50 000 тонн промышленных отходов ТОО «Казцинк».

### **Рекультивация земель**

При достижении проектных объемов заполнения территория полигона будет рекультивирована. Рекультивация земель – это комплекс работ, направленных на восстановление продуктивности и хозяйственной ценности земель, а также на улучшение условий окружающей среды. Воздействие на состояние почв при проведении работ на данном объекте оценивается как допустимое, а после рекультивации в значительной мере улучшит состояние почв и будет способствовать более быстрой интеграции нарушенных земель в природную среду. Рекультивация будет проводиться после закрытого полигона – процесса уплотнения свалочного тела, достижения им постоянного устойчивого состояния по специализированному проекту.

Направления рекультивации определяют дальнейшее целевое использование рекультивируемых территорий. Для данного полигона выбрано лесохозяйственное направление рекультивации. Лесохозяйственное направление рекультивации – создание на нарушенных полигонами землях лесных насаждений различного типа [6].

Рекультивация полигона будет выполняться в два этапа: технический и биологический. Технический этап рекультивации включает исследования состояния свалочного тела и его воздействия на окружающую природную среду, подготовку территории полигона к последующему целевому использованию. С учетом полученных данных и анализа климатических и геологических условий расположения полигона составляется прогноз и выбирается конструкция рекультивационного покрытия полигона.

Биологический этап рекультивации включает мероприятия по восстановлению территорий закрытых полигонов для их дальнейшего целевого использования. Биологический этап осуществляется вслед за техническим этапом рекультивации. Так как земли, занятые полигоном, не приемлемы для сельскохозяйственных, лесохозяйственных, рекреационных и строительных направлений, то предусматривается посадка деревьев (карагач шаровидный и лох узколистый) по всей площади полигона, а также посев многолетних трав.

После заполнения карт промышленными отходами будет выполнена рекультивация заполненной карты [6].

По верху отходов выполняется слой из песка, толщиной 0,2 м. По этому слою укладывается гидроизоляционная пленка, толщиной 2 мм или материал BENTOLOCK GL 10 с плёнкой 0,2 мм. На пленку выполняется защитный слой из песка, толщиной 0,2 м. На слой песка наносится слой из суглинки, толщиной от 0,5 м до 1,95 м. И по верху наносится растительный грунт, взятый из бурта, толщиной 0,2 м.

### **План природоохранных мероприятий**

Контроль влияния полигона на окружающую среду (анализ воды, воздуха, почвы и т.д.) ведется лабораториями, имеющими лицензии по данному виду деятельности.

Для полигона разработан специальный проект мониторинга, включающий разделы: контроль состояния подземных поверхностных водных объектов, атмосферного воздуха, почв и растений, шумового загрязнения в зоне возможного неблагоприятного влияния полигона; система управления технологическими процессами на полигоне, обеспечивающая предотвращение загрязнения подземных и поверхностных водных объектов, атмосферного воздуха, почв и растений.

Для контроля за состоянием атмосферного воздуха в зоне расположения полигона промышленных отходов проектом предусматривается мониторинг на границе СЗЗ по следующим компонентам: пыль, азота диоксид, сера диоксид, углерод оксид. Контроль предусматривается осуществлять 4 раза в год ежеквартально.

Для контроля за подземными водами проектом предусмотрено устройство контрольных мониторинговых скважин. Одна контрольная скважина заложена выше полигона по потоку грунтовых вод с целью отбора проб воды, на которую отсутствует влияние фильтрата с полигона. Пробы воды из контрольных скважин, заложенных выше полигона по течению грунтовых вод, характеризуют их исходное состояние. Ниже полигона по течению грунтовых вод заложены еще две скважины для отбора проб воды, учитывающих влияние полигона.

Пробы воды из контрольной скважины характеризуют их исходное состояние. Мониторингом предусматривается проведение контрольных анализов 4 раза в год, ежеквартально по следующим веществам: нитраты, нитриты, уровень рН, мышьяк, кальций, ртуть, свинец, сера.

Система мониторинга должна включать постоянное наблюдение за состоянием почвы в зоне возможного влияния полигона. С этой целью контролируется качество почвы и растений на содержание экзогенных химических веществ, которые не должны превышать предельно-допустимые концентрации выше допустимых пределов.

Для наблюдения за состоянием почвы, проектом предусматривается отбор проб почвы для лабораторных исследований 4 раза в год, ежеквартально. Мониторингом предусматривается проведение контрольных анализов по следующим веществам: мышьяк, кальций, ртуть, свинец, сера, нитраты, нитриты, уровень рН [6].

## 5.2 Добыча полезных ископаемых на территории СИП

### 5.2.1 Месторождения полезных ископаемых на территории СИП

Начиная с 30-х гг., территория Семипалатинского испытательного полигона рассматривалась как перспективная для поисков полезных ископаемых. Здесь были обнаружены: вольфрам, бериллий, железо, флюорит. С началом проведения испытаний ядерного оружия геологоразведочные исследования прекратились. После закрытия СИП огромная территория, бывшая до 1991 г. военным полигоном, вновь стала представлять интерес в плане изучения и использования недр. По современным геологоразведочным данным на территории СИП выявлены площади и участ-

ки для поисков золотого, медно-порфирового (медь, молибден, золото), редкометального (вольфрам, молибден) оруденения и каменного угля. В будущем ранее мало изученная территория СИП при соответствующем инвестировании может стать важнейшим стратегическим объектом по добыче минеральных ресурсов Казахстана.

На территории Семипалатинского испытательного полигона разведано около 130 месторождений природных ископаемых. На *рисунке 5.11* приведена схематизация месторождений на территории СИП.

### Благородные металлы

**Найманжальская группа** рудопроявлений золота находится на северо-западе площади.

- **Ергазы.** Представлено серией кварцевых жил, объединенных в зону протяженностью 200 м при ширине 20 – 30 м. Максимальные содержания золота в штуфных пробах до 8 г/т, серебра – 105 г/т.
- **Джантайляк.** Кварцево-жильная зона прослежена на 40 м. Ширина – 15 м. Содержание золота не превышает 4 г/т, серебра – 3,1 г/т.
- **Найманжал II.** Представлен серией кварцевых жил длиной 50 м при ширине в первые метры. Содержание золота по спектральному анализу – 0,1 г/т.
- **Хрустальный I.** В песчаниках и алевролитах прослеживается две субпараллельные зоны окварцевания и лимонитизации, отстоящих друг от друга на 100 м. Протяженность зон более 200 м, при средней ширине 20 м. Простираение зон северо-западное 325°. В штуфных пробах установлено содержание золота – 1 г/т, серебра – 10 г/т, мышьяка до 0,06%.
- **Хрустальный II.** Представлен протяженной (3,5 км) зоной брекчирования и окварцевания. Средняя ширина зоны – 15 м. Установлена золотоносность зоны при содержаниях до 0,5 г/т.
- **Хрустальный III.** Среди алевролитов и песчаников раннего визе прослеживается зона брекчирования северо-западного простираения с кварцевыми жилами. Протяженность зоны 1300 м, ширина варьирует в пределах 20 – 50 м. Содержание золота до 0,3 г/т, серебра до 4 г/т, бария - более 1%.
- **Токсанбай.** Среди песчаников среднего ордовика, прорванных интрузией граносиенит-порфиров, прослежена узкая зона брекчирования и окварцевания протяженностью около 1 км. Содержание золота достигает 0,8 г/т, серебра – 1 г/т. Золоторудная минерализация сопровождается повышенными содержаниями цинка (0,03%) и бария (0,15%).

Рудопроявления Найманжальской группы были выявлены при геологической съемке масштаба 1:200000 в 1977 г. В 1981 г. на рудопроявлениях Хрустальный I, II, III было проведено геохимическое опробование (В.П. Пахолук). В результате геохимических исследований были выявлены вторичные и первичные ореолы рудных элементов. Кварцево-жильные зоны были охарактеризованы штуфным опробованием. Горными выработками рудные зоны не вскрывались. Рудопроявления Найманжальской группы относятся к числу недоизученных.

**Муржикская группа** рудопроявлений золота находится в центральной и юго-восточной частях гор Муржик, в зоне влияния Главного

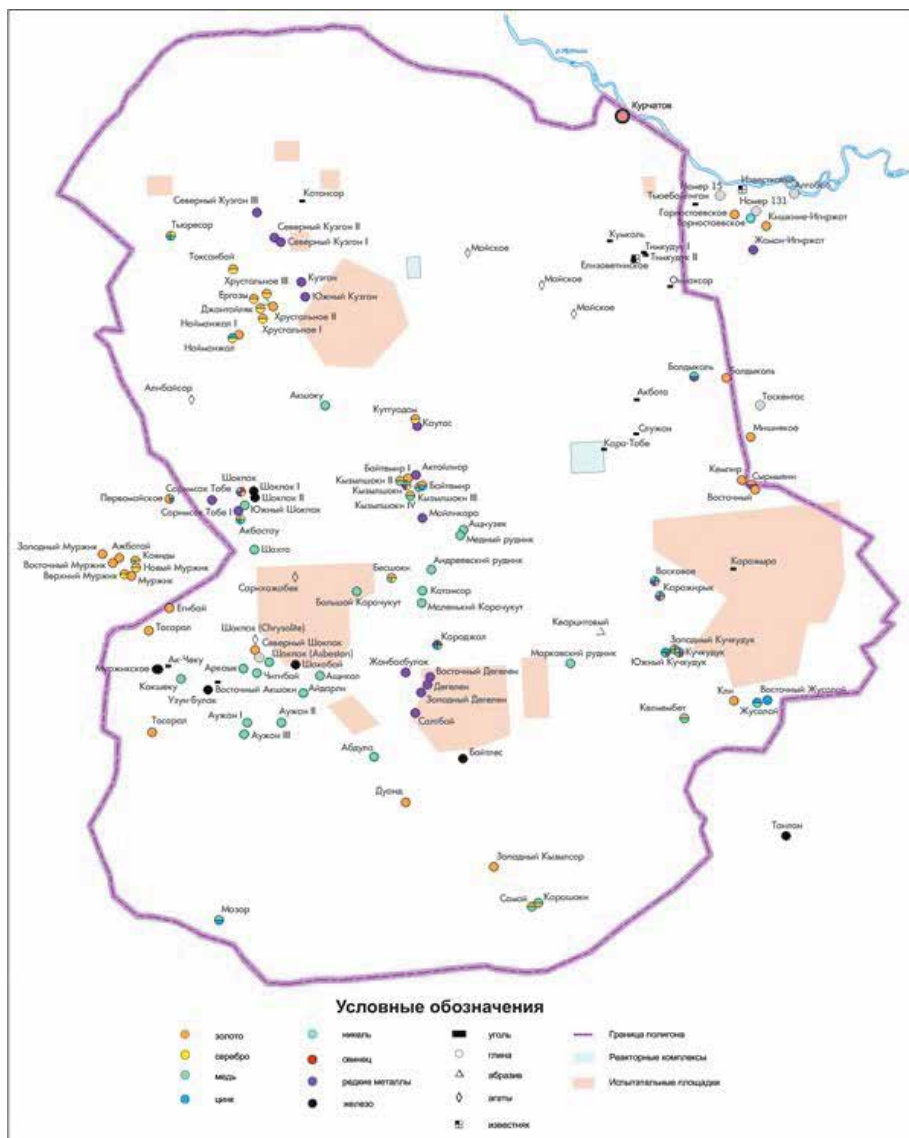


Рисунок 5.11. Схема размещения месторождений полезных ископаемых на территории СИП

Чингизского разлома. Рудовмещающие породы представлены метаморфическими породами протерозоя и вулканитами раннего кембрия. Минерализация располагается вдоль разломов, оперяющих Главный Чингизский разлом.

- **Западный Муржик.** Представлен кварцевой жилой длиной 400 м и мощностью 0,1 – 2 м. Содержание золота до 41,6 г/т при среднем зна-

чении 4,7 г/т. В одной из штучных проб содержание золота составило 273,2 г/т. Кварцевая жила расположена в экоконтакте раннеордовикского интрузива гранодиоритов.

- **Новый Муржик.** Золото-кварцевожилый тип оруденения с сульфидами. Вмещающими породами являются гранодиориты раннего ордовика и сланцы протерозоя. В штучных пробах установлены содержания: золота 11,2 – 14,5 г/т, серебра 10,2 – 36,9 г/т, меди и цинка – 0,05%, висмута – 0,01%, молибдена – 0,005 %, мышьяка – 0,1%.
- **Верхний Муржик** представлен кварцевой жилой протяженностью 50 м при мощности 1 м. В одной из проб зафиксировано содержание золота 12,5 г/т и серебра 28 г/т.
- **Коянды.** Золото-кварцевожилый тип с сульфидами. Длина кварцевой жилы 100 м, мощность 1,5 м. Максимальные содержания составили: золота – 3,2 г/т, серебра – 7,2 г/т, меди – 0,5%.
- **Муржик.** Представлен кварцевой жилой мощностью 0,5 м при длине 20 м. Содержание золота – 3 г/т.
- **Ажбатай.** Мелкое месторождение золото-кварцевожильного типа. Предположительно разрабатывалось старательской артелью.
- **Тасарал и Эгибай.** Расположены на южном склоне гор Муржик. Рудопроявления золото-кварцевожильного типа с небольшими параметрами. Содержание золота не превышает 1 г/т.
- **Северный Шокпак.** Рудопроявление неясного генезиса. Находится на юго-восточном окончании гор Муржик. Руда содержит золото и железо. Периодически на этом объекте извлекаются в небольшом количестве магнетитовые руды.
- **Акбастау.** Рудопроявление, находящееся к северо-востоку от гор Муржик. Относится к золото-кварц-баритовому типу минерализации с сульфидами. В туфах и порфиритах раннего-среднего девона прослеживается субмеридиональная зона гематитизации с кварц-баритовыми жилами. Длина зоны 500 м. Мощность отдельных жил до 2 м. В кварц-баритовой жиле выявлено самородное золото и малахит. Содержание золота до 8 г/т, меди до 10%, серебра 10 – 30 г/т, цинка 0,3 – 0,7 %, висмута – 0,01 %.

Описанная группа рудопроявлений золота перспективна, но слабо изучена. В начале 40-х гг. были открыты и переданы для старательских разработок мелкие месторождения Ажбатай, Западный Муржик и Акбастау. В конце 70-х гг., при проведении геологической съемки масштаба 1:200000, в горах Муржик были открыты новые объекты с высоким содержанием золота в пробах. Оценка масштабов оруденения не проводилась.

**Кемпирская группа** рудопроявлений золота находится в горах Кемпир, на востоке площади. Рудные объекты расположены в пределах Жананской зоны смятия, на юго-восточном продолжении которой, на сопредельной территории находятся такие известные объекты как Мираж, Жайма, Жанан и другие.

- **Балдыколь.** Месторождение расположено в 15 км к северу от гор Кемпир. Песчаники и алевролиты среднекаменноугольного возраста прорваны интрузиями диоритов. Серия кварцевых жил залегает среди интенсивно выветрелых пород. Выявлено 10 линзообразных рудных

залежей протяженностью от 40 до 180 м при мощности 1 – 7 м. Среднее содержание золота 6,52 г/т. В отдельных пробах содержание золота достигает 32,6 – 77,7 г/т. Подсчитанные до глубины 20 м запасы металла составляют 800 кг.

– **Сурьмяное, Восточное, Мышьяковое, Кемпир.** Рудопроявления приурочены к корам выветривания и коренным породам. Рудовмещающие породы – песчаники и алевролиты среднекарбонного возраста. Наименее подвергнуты процессам выветривания зоны окварцевания и кварцевые жилы. Оруденение представлено вкраплениями и прожилками сульфидов – антимонита, пирита, арсенопирита. Содержание золота в коренном залегании незначительное – 0,1 г/т, в коре выветривания достигает 5,8 г/т. Геохимическое опробование проведено по горным выработкам и поверхности. В результате этих работ выявлены первичные и вторичные ореолы рассеяния мышьяка, сурьмы, цинка, молибдена, меди и ряда других элементов, включая золото.

Рудопроявления кемпирской группы слабо изучены на глубину. Сложность заключается в том, что значительная площадь участков перекрыта чехлом четвертичных рыхлых образований.

Ряд золото-кварцево-жильных проявлений расположены обособленно от вышеописанных групп.

– **Рудопроявление Куттуадам.** В экзоконтакте гранитов, среди ороговированных пород расположен кварцево-жильный штокверк диаметром около 70 м. В штуфных пробах установлено содержание золота до 3 г/т, серебра до 4,8 г/т, мышьяка – 1%.

– **Рудопроявление Дуанд.** Зона кварцевых жил северо-западного простирания в расланцованных андезитах прослежена на 12 км при средней мощности около 100 м. Кварцевые жилы содержат золото-сульфидную минерализацию. Содержание золота от 0,01 до 2,0 г/т.

– **Рудопроявление Кли.** Приурочено к дайке микродиоритов, прорывающей диабазовые порфириды кембрийского возраста. Серия мелких кварцевых жил образует штокверк площадью 16 км<sup>2</sup>. Минерализация золото-сульфидная. Содержание золота до 15 г/т, меди – 0,68%.

– **Западный Кызылсор** представлен золото-кварцевожильным типом оруденения. Кварцевая жила мощностью 2 – 3 м прослежена на 400 м. Минерализация золото-сульфидная. Содержание золота до 1,2 г/т, меди 0,56 - 2,3%.

Охарактеризованные рудопроявления, выявленные при геологической съемке масштаба 1:200000, изучены недостаточно. Запасы полезных ископаемых не получили оценки, особенно на глубину.

Золото-колчеданный тип оруденения представлен месторождениями Кызылшоки и Бешоки, которые несут признаки старых разработок.

– **Кызылшоки** обследовались в 1940 и в 1981-85 гг. Интрузия гранодиоритов среднего-позднего карбона прорывает кембрийские песчаники. В эндоконтакте массива прослеживается зона дробления и расланцевания северо-восточного простирания, погружающаяся на северо-запад под углом 70°. Рудная залежь прослежена на 30 м при мощности 1 – 2 м. Минерализация представлена прожилками и вкраплениями халькопирита и пирита. Из вторичных минералов отмечены малахит



и лимонит. Содержание меди 1%, золота 2,1 г/т, серебра 39,8 г/т, молибдена 0,02%. Заброшенная шахта имеет глубину 16 м. По-видимому, извлекались медные руды. Ценность объекта не установлена.

- **Бесшоки** обследовалось в 1940 г. Геологическая ситуация аналогична вышеописанной. Зона дробления запад-северозападного направления пересекает туфопесчаники кембрия, залегающие в кровле массива гранодиоритов. Мощность зоны – первые метры, с глубиной увеличивается. Буровая скважина на глубине 104 – 105 м вскрыла оруденение с содержанием золота 14 г/т, серебра 11,6 г/т, меди 0,2 – 1,0%, цинка 0,02%, бария 0,3%. В штучной пробе из окисленных руд содержание золота достигает 36,6 г/т, серебра – 44,0 г/т.

Золото-колчеданно-полиметаллический тип оруденения представлен группой рудопроявлений, расположенных в восточной части Коскудукской металлогенической зоны, и месторождением Первомайское, которое находится к северо-востоку от гор Муржик.

Рудопроявления Коскудукской группы тяготеют к зоне Калба-Чингизского разлома. Рудомещающими породами являются вулканы нижнего кембрия и субвулканические интрузии габбро-диоритовых порфиритов и кварц-полевошпатовых порфиров. Сульфидная минерализация приурочена к гидротермально измененным породам.

- **Коскудук** представлен зоной гидротермально измененных пород кварц-серицитовой и хлорит-карбонат-серицитовой минеральной ассоциации. Зона прослежена на 1,5 км при мощности 90 – 120 м. Простирается на 300 – 310° с падением к юго-западу под углом 60 – 70°. Залесь размером 250 на 13 метров содержит прожилково-вкрапленные руды, среди которых отмечаются линзы массивных колчеданно-полиметаллических руд. В массивных рудах содержание сфалерита достигает 60 – 80%, галенита – 35%. Содержания металлов в этих рудах составляют: цинка 5,3 – 34,2%, свинца 2,5 – 5%, меди 0,27 – 3,9%, золота 14,2 – 49,6 г/т. В прожилково-вкрапленных рудах содержания металлов ниже: цинка 1,3 – 2,6%, свинца 0,04 – 0,57%, меди 0,02 – 0,15%, золота 0,9 – 3,5 г/т.

- **Западный Коскудук** представлен зоной гидротермально измененных пород протяженностью 2,5 км с падением на юг под углом 60 – 80°. В всячем боку зоны на протяжении 800 м скважинами вскрыто прожилково-вкрапленное оруденение. Мощность минерализованного интервала оценивается в 50 – 70 м. Содержание цинка до 3,5%, свинца – 0,07%, меди – 0,13%, золота до 2,6 г/т.

Рудопроявления Сосновое и Каражирьк расположены к северу от зоны Калба-Чингизского разлома среди средне-поздневизейских песчаников, прорванных межпластовыми телами диоритовых порфиритов.

- **Сосновое**. Зона гидротермально измененных пород (окварцевание, серицитизация, аргиллитизация) имеет протяженность 4,5 км при ширине 400 м. Простирается на северо-западное при падении на юго-запад под углом 55 – 75°. Содержание золота до 3,5 г/т, свинца 0,01 – 0,5%, меди 0,01 – 0,5%, цинка 0,006 – 0,25%, молибдена до 0,18%.
- **Каражирьк**. В пределах межпластового интрузива диоритовых порфиритов прослеживаются разрозненные выходы железисто-кремнистых

пород, представляющих собой, вероятно, продукт гидротермального изменения. К этим породам приурочена золото-сульфидная минерализация. Площадь развития железисто-кремнистых пород составляет 2000 на 100 – 400 м. В штучных пробах установлены следующие содержания: золота до 5,6 г/т, меди до 0,12%, свинца 0,1 – 0,2%, цинка 0,19 – 0,35%.

- **Месторождение Первомайское** открыто при геологической съемке масштаба 1:200000 в 1977 г. Разведочные работы проводились в 1980 г. Вмещающими породами являются гидротермально измененные вулканиты нижнего кембрия. Зона гидротермального изменения прослеживается в северо-западном направлении на 700 м при мощности до 300 м. В пределах зоны установлено несколько рудных линз длиной до 100 м при мощности 10 – 20 м. Прожилково-вкрапленная минерализация представлена сфалеритом, пиритом, халькопиритом, галенитом и самородным золотом. Содержание золота в отдельных штучных пробах достигает 73,3 г/т, серебра до 11 кг/т, цинка – 41,2%, меди – 6%, свинца – 1%. В зоне окисления максимальные содержания золота 5 – 7 г/т, серебра 103 г/т. Юго-восточное продолжение зоны перекрыто рыхлыми четвертичными отложениями.

Золото-скарновый тип оруденения на описываемой территории пользуется незначительным распространением. Скарны и скарнированные породы содержат бедную сульфидную минерализацию с низкими содержаниями золота.

- **Рудопроявления Байтемир, Байтемир I, Кызылшоқы II** представлены скарнированными карбонатными породами кембрия на контакте с гранитоидами средне-позднекаменноугольного возраста. Наиболее крупное скарновое тело прослежено на 700 м при ширине 200 – 300 м. Содержание золота в пробах от 0,01 до 1,15 г/т, цинка до 2,94%, свинца до 0,74%. На глубину скарны не изучались.
- **Самай и Карашоқы** представлены зонами скарнирования с пирит-халькопиритовой минерализацией. В штучных пробах содержание меди – 0,6%, золота – 0,5 г/т.

Золото, связанное с вторичными кварцитами, представлено рудопроявлением Шунай. Тело вторичных кварцитов прослежено на 1,2 км при мощности 400 м. Содержание золота в штучных пробах до 3,5 г/т, меди – 0,5%, молибдена – 0,5%. Перспективы зоны не установлены.

Учитывая современное состояние изученности золоторудных объектов на территории полигона, можно отметить, что наибольшими перспективами обладает Муржикская группа рудопроявлений, включая вблизи расположенное месторождение Первомайское. Определенный интерес представляет Кемпирская группа золоторудных объектов. Остальные объекты (например, Ергазы и Джантайляк из Найманжальской группы) могут быть рекомендованы после детального их исследования.

#### **Цветные металлы**

Из группы цветных металлов предпочтительными перспективами обладает медь. Цинк и свинец имеют меньшие перспективы. Основными промышленными типами являются медно-порфировый и медноколчеданно-полиметаллический. Описание последнего приведено выше в связи с его золотоносностью.

Медно-порфировый тип месторождений получил широкое распространение в Чингиз-Тарбагатайском геотектоногене. Почти все рудные объекты генетически и пространственно связаны с диорит-гранит-гранодиоритовыми интрузиями, их субвулканическими аналогами и контрастными по составу вулканогенными породами. Их образование происходило как в каледонскую, так и в герцинскую фазы тектогенеза.

В прошлом веке на описываемой территории велась интенсивная добыча меди. На меднопорфировых месторождениях Шахта, Андреевский рудник, Медный прииск, Петровский рудник, Бесчеку (Бешоқы), Кызылчеку (Кызылшоқы), Марковский рудник присутствуют следы старых разработок. В последующие годы было открыто еще 19 рудопроявлений этого типа.

Типичными представителями группы медно-порфировых месторождений являются Болдыколь II, Большой Карачукур, Юбилейное.

**Юбилейное.** Мелкое месторождение с неустановленными перспективами, изучалось в 1949 – 1950 гг. Расположено к северу от гор Дегелен, в левом борту ручья Карабулак. Вмещающие породы представлены липаритами и туфами ранне-среднедевонского возраста, которые прорваны малыми интрузиями полевошпатовых порфиров и диоритов. Вдоль северо-западного разлома прослеживается зона окварцевания, в пределах которой известно 5 рудных штокверков. Прожилково-вкрапленная рудная минерализация представлена пиритом, халькопиритом, борнитом и халькозином. Зона окисления распространяется на глубину до 20 м. В зоне окисления присутствуют малахит, азурит, церуссит и другие рудные минералы. В первичных рудах содержание меди 0,1 – 0,5%, в окисленных – до 5%. Запасы до глубины 20 м оценены в 20 тысяч тонн.

- **Рудопроявление Большой Карачукур** представлено зоной минерализации в экструзивном теле липаритовых порфиров ранне-среднедевонского возраста. Обнажена лишь незначительная часть рудной зоны. Медная минерализация представлена прожилками и вкрапленниками сульфидов. Содержание меди в отдельных пробах достигает 6 – 10%.
- **Рудопроявление Шокпак** открыто в 1941 г. Среди конгломератов и алевритов ордовика на протяжении 1 км прослежена дайка диабазов мощностью 20 – 50 м. В экзоконтакте дайки отмечена медная минерализация. Протяженность зоны оруденения 25 м при мощности до 3 м. В штучной пробе содержание меди более 1%, вольфрама 0,2 – 0,3%, серебра до 106,5 г/т, цинка – 0,3%, золота – 0,2 г/т.
- **Рудопроявление Болдыколь II** связано с гранодиоритами верхнего карбона, прорывающими вулканогенные образования среднекаменноугольного возраста. Рудное тело с прожилково-вкрапленной минерализацией прослежено на 500 м в субмеридиональном направлении. Ширина рудной зоны – 200 м. Кроме сульфидов меди отмечены повышенные содержания молибдена, серебра и золота. Таким образом, Болдыколь II представлен порфировым медно-молибденовым типом минерализации.

Все охарактеризованные объекты медно-порфировой формации представляют определенный интерес и являются перспективными.

Руды, содержащие свинец и цинк, в основном представлены объектами золото-колчеданно-полиметаллического типа. Для полиметаллических руд характерно преобладание содержаний цинка над свинцом, они могут рассматриваться как цинковые руды.

— **Типичным представителем оруденения этого типа является рудопроявление Коскудук Южный.** Зона гидротермально измененных пород северо-западного ( $300 - 310^\circ$ ) простирания с падением на юго-запад  $60^\circ$  прослежена на 5 км при ширине 100 – 300 м. Юго-восточная часть зоны перекрыта чехлом четвертичных отложений. Вкрапленные полиметаллические руды содержат цинка – до 4,04%, свинца – 0,21%, меди – 0,15%.

#### **Редкие металлы**

Редкометалльная минерализация пространственно и генетически связана с лейкократовыми и аляскитовыми гранитами, имеющими редкометалльную геохимическую специализацию. Наиболее характерны для описываемой площади вольфрам, бериллий и молибден. Встречаются цирконий, сурьма и олово. Типичным редкометалльным объектом является месторождение Дегелен.

На западном склоне гор Дегелен расположена группа грейзеновых тел с вольфрамовым оруденением, образующих рудное поле. Наибольшее количество грейзеновых тел, вмещающих редкометалльную минерализацию, сосредоточено на Южном и Северном участках, составляющих месторождение Дегелен. Всего насчитывается около 300 грейзеновых линзообразных тел протяженностью 50 – 150 м и мощностью до 2 м. Руды содержат вольфрамит, гематит, пирит, сфалерит, галенит, шеелит, молибденит, берилл и другие минералы. Содержание окиси вольфрама 0,5 – 4,5%, молибдена – 0,15%, висмута – 0,1%. Среднее содержание окиси вольфрама 0,4 – 0,6%.

На месторождении в 1945 – 1947 гг. в небольших масштабах велась добыча вольфрама. Подсчитанные запасы металла составляют 282,4 тонны. В связи с низкими содержаниями вольфрама и мелкими размерами тел месторождение Дегелен законсервировано. На флангах месторождения расположены рудопроявления **Дегелен Восточный**, **Дегелен Западный**, **Жамбасбулак** и циркониевое проявление **Салтбай**.

В 30 км к северу от гор Дегелен среди позднекарбонных-раннепермских гранитов находится слабоизученное вольфрам-молибденовое рудопроявление Майлыкара. Оруденение связано с кварцевыми прожилками, образующими зону шириной 150 м и прослеженную на 750 м. В штучных пробах содержание окиси вольфрама достигает 3,96%, молибдена – 0,73%.

**Месторождение «Караджал»**, расположенное в северной части горного массива Дегелен, открыто в 1931 г. Разведка его была проведена в 1950 – 1954 гг. На глубину зона изучена до 12 – 20 м. В настоящее время горные выработки полностью обрушены. Рудная зона расположена в экзоконтакте гранитов, среди скарнированных известняков и ороговикованных песчаников ранне-среднедевонского возраста. Скарнированные известняки прослеживаются в северо-западном ( $280 - 300^\circ$ ) направлении на 5 км. Падение зоны к северо-востоку под углом  $60 - 80^\circ$ . Известно

9 тел рудных скарнов. Самое крупное тело имеет размеры 500 на 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%. Основное количество флюорита находится в кварц-флюоритовой жиле протяженностью 878 м. Жила имеет раздувы до 15,5 м. Содержание флюорита в жиле 58%.

Месторождение «Караджал» может представлять практический интерес в качестве объекта комплексных руд на железо, бериллий и флюорит.

**Кузганская группа** рудопроявлений молибдена представлена мелкими объектами, слабо изученными. Рудопроявления располагаются цепочкой вдоль глубинного разлома, имея пространственную связь с редкометальными гранитами позднего карбона. В аналогичной ситуации находится рудопроявление Койтас, расположенное в 40 км к юго-востоку.

#### **Черные металлы**

Месторождения и рудопроявления черных металлов представлены рудами железа и марганца.

Наиболее крупным железорудным объектом является рудопроявление Байтлес, расположенное к югу от гор Дегелен. Рудопроявление относится к кварц-гематит-браунитовому типу минерализации. Рудная зона прослежена на 500 м при средней ширине около 100 м. Руда представлена кварц-гематитовым агрегатом. Содержание железа в пробах 33,3 – 50,6%, марганца до 1,38%. Два аналогичных рудопроявления железа Шокпак I и Шокпак II расположены к северу от гор Муржик.

Месторождения марганцевых руд Муржик и Узынбулак находятся на южном склоне гор Муржик. Марганцевые руды с промышленными содержаниями залегают в основании стратифицированных кремнисто-терригенно-карбонатных отложений фаменского яруса. Рудные залежи имеют пластовую форму. Месторождения Муржик и Узынбулак относятся к гематит-манганит-браунитовому минеральному типу.

Рудопроявление Тайлан расположено в правом борту среднего течения р. Шаган. Открыто в 1959 г. Пласты железомарганцевых кварцитов залегают среди сланцев и порфиритов нижнего кембрия. Залегание пород крутопадающее – 70°. Рудная залежь прослежена на 4 км в северо-западном направлении. Минеральный состав руд: гематит, пиролюзит и псиломелан. Окись железа составляет 34,7%, окись марганца – 18,3%, окись кремния – 40,35%.

Месторождения Узынбулак, Муржик и рудопроявление Тайлан представляют интерес в качестве сырья для действующих металлургических предприятий.

#### **Горючие полезные ископаемые**

Горючие полезные ископаемые представлены бурыми и каменными углями в отложениях среднего карбона и юры. С 1883 г. по 1930 г. велась

в небольших масштабах добыча бурых и коксующихся углей на среднекаменноугольных месторождениях Кумколь, Тимкудук, Елизаветинское, Тьюебайлиган и Ойнаксор. В конце 60-х гг. было выявлено еще 7 месторождений и углепроявлений.

Наиболее хорошо изучено юрское **месторождение Каражыра**, которое в настоящее время эксплуатируется. Юрские отложения полого залегают в грабене на каменноугольных интрузивных образованиях. Угленосными являются нижняя и средняя юра. Выделяется два угленосных горизонта, разобщенных пачкой пустых пород мощностью 35 – 40 м. Нижний горизонт состоит из пяти угольных пластов мощностью от 4,8 до 13,4 м каждый. Верхний горизонт включает 3 пласта мощностью 23,4, 5,8 и 3,1 м. В целом по месторождению блестящие угли составляют 50%, полублестящие – 20% и матовые – 30%. Запасы месторождения оценены в 1,7 млрд. тонн.

- **Месторождение Ойнаксор** представлено маломощными пластами угля, расчлененными сложной системой тектонических нарушений. Запасы угля ориентировочно оцениваются в 120 тысяч тонн.
- Елизаветинское месторождение состоит из четырех линзообразных пластов угля длиной 25 – 110 м при мощности до 2 м. Угли коксующиеся, содержание углерода на горючую массу до 55%, летучих – 37%.
- **Месторождение Тымкудук** расположено в 3 км к северо-востоку от Елизаветинского и также представлено линзами угля. Известны 3 линзы мощностью 2,0, 0,7 и 4,2 м. На 71 – 75% уголь состоит из зольного кокса.
- **Месторождение Кумколь** представлено пластом угля мощностью 1 м. Уголь отличается невысокой зольностью (до 13%) и выходом летучих веществ на горючую массу (до 29%). Теплота сгорания до 8300 ккал/кг.
- **Углепроявление Служан** включает 2 крутопадающих пласта. Верхний пласт мощностью 5,3 м представлен сажистым углем с высокой зольностью – до 60%. Нижний пласт отделен от верхнего 30-метровым интервалом пустых пород и имеет мощность 10 м. Нижний пласт сложен метаморфизованным углем с зольностью 27%.
- **Углепроявление Кара-Тобе** представлено пластом угля мощностью до 3 м. Уголь метаморфизованный. Ниже этого пласта, под надвиговой структурой, по которой отложения среднего карбона надвинуты на пермо-триасовые образования, вскрыты маломощные прослои угля, близкого по качеству к полублестящим углям месторождения Каражыра.

Два углепроявления находятся в горах Муржик среди отложений нижнего карбона в наложенных мульдах. Угольные пласты различаются по составу, зольности и калорийности. Мощность пластов варьирует от 0,7 до 10 м.

#### **Строительные и подделочные материалы**

Высокодекоративные и концентрически-зональные агаты известны на месторождении Майское. Месторождение исследовано на глубину до 40 м и частично разрабатывалось. Конкреции агатов залегают в коре выветривания лав среднего и кислого состава раннетриасового возраста. Конкреции разных размеров (до 0,5 м) заполнены опаловидным силикат-

ным агрегатом с разными оттенками красного, желтого, коричневого и серого цветов. Сочетание цветов определяет декоративные качества агата.

Кроме описанного месторождения известны проявления агатов **Сарыхожабек** и **Алыбайсор**, хризолита – **Шокпак I**, голубых микрокварцитов – **Джантайляк**, волластонита – **Туштуколь**, хризотил-асбеста – **Чакпактас I**. Перспективы этих проявлений не известны. На территории полигона в древних толщах встречаются декоративные цветные яшмы.

Огнеупорные и кислотоупорные глины представлены пятью месторождениями, которые периодически разрабатывались. На четырех месторождениях произведен подсчет запасов, которые в сумме составляют около 100 тыс. м<sup>3</sup>. Глины залегают среди отложений палеогена и неогена. Мощность пластов глин от 2 до 18,5 м. Глубина залегания глин от 0,5 до 16 м. Глины термостойкие (выдерживают температуру от 1480 до 1620°С) и могут быть использованы для изготовления керамических плиток и более сложных термостойких и изоляционных изделий. Некоторые сорта глин могут быть использованы как минеральные красители.

На описываемой площади известно два месторождения известняка, используемого в цементной промышленности и для изготовления извести, три месторождения туфов и кислых лав и три – гранитов. Эти месторождения периодически разрабатывались, но запасы камня, его декоративность, блочность и другие параметры, необходимые для оценки качества облицовочных материалов, не изучались.

В настоящее время на территории СИП осуществляется разработка и добыча следующих полезных ископаемых: золото, марганец «Есымжал», флюорит, каменный уголь, медь, молибден. Также выполняется разработка месторождения золота «Найманжал», геологоразведочные работы на золотых месторождениях «Байтемир» и «Коскудук», добыча поваренной соли на озере «Жаксытуз», песчано-гравийной смеси месторождений «Ковыльное» и «Придорожное».

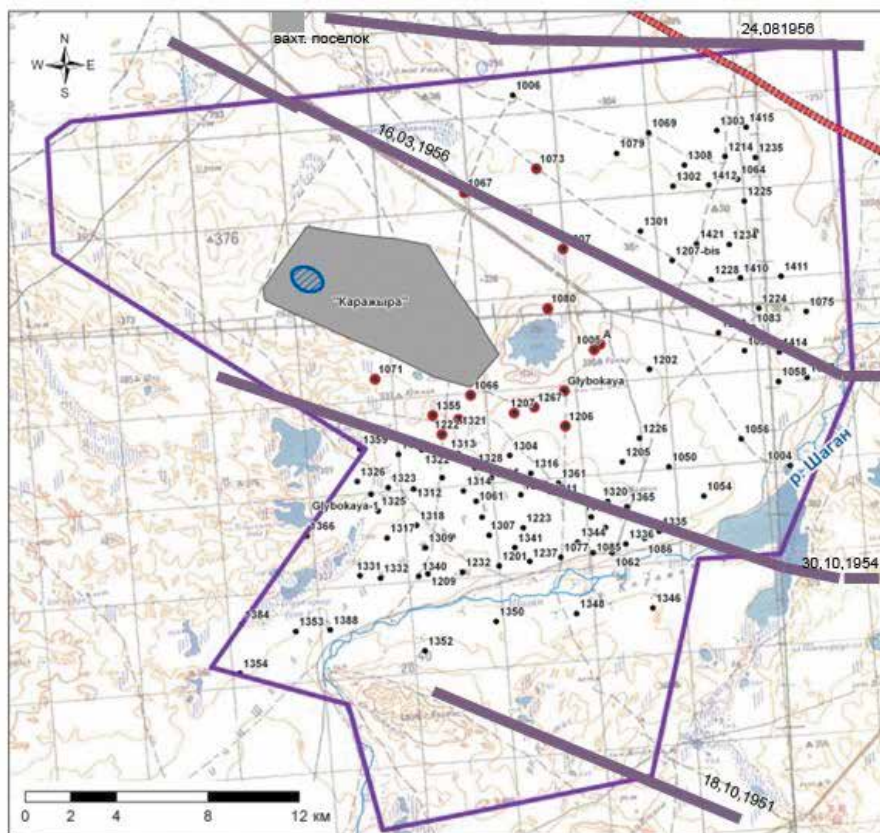
### **5.2.2 Радиационная обстановка на промышленно-разрабатываемых месторождениях СИП**

**Радиоэкологическое состояние территории угольного месторождения «Каражыра»**

С Указа Президента Республики Казахстан от 29 августа 1991 г № 409 «О закрытии Семипалатинского испытательного ядерного полигона» начался новый этап в использовании территории и недр СИП – разведка месторождений и добыча полезных ископаемых. Первым таким месторождением стало месторождение каменного угля «Каражыра». В 1996 г. Государственная комиссия по запасам полезных ископаемых при Министерстве геологии и охране недр Республики Казахстан утвердила запасы месторождения в объеме 1,2 млрд. тонн. Началось строительство опытно-промышленного разреза. Этому предшествовала большая работа по комплексной геологической, гидрогеологической и инженерно-геологической съемке с одновременным проведением работ по радиационной и экологической оценке района месторождения для обеспечения радиационной безопасности персонала при разведке и эксплуатации месторождения.



Месторождение «Каражыра» расположено на территории испытательной площадки «Балапан» бывшего Семипалатинского испытательного ядерного полигона (рисунок 5.12).



**Условные обозначения**

- граница площадки "Балапан"
- границы земельного отвода угольного месторождения «Каражыра»
- разрабатываемый карьер
- боевая скважина
- боевая скважина, близлежащая к угольному карьеру "Каражира"
- следы ядерных испытаний

**Рисунок 5.12.** Площадка «Балапан». Схема расположения месторождения «Каражыра»

На территории площадки «Балапан» было проведено 106 подземных ядерных взрывов в «боевых» скважинах [7]. В таблице 5.1 представлены общие данные по ближайшим к месторождению «боевым» скважинам.

Таблица 5.1. Общие данные по «боевым» скважинам

№ п/п	№ скважины	Дата проведения испытаний	Глубина скважины, м	Мощность взрыва, кТ	Расстояние от границы земельного отвода, км	Расстояние от границы карьера, км
1	1005	16.10.74	350	43	4,3	12,3
2	1007	10.02.72	454	16	5,1	10,7
3	1066	23.07.73	655	212	0,4	8,2
4	1067	25.12.75	400	59	2,8	7,3
5	1071	25.04.80	332	≤20	1,3	4,7
6	1073	12.11.77	306	15	5,8	10,6
7	1080	29.06.77	504	9	3,2	9,9
8	1206	29.10.75	599	90	4,4	12,3
9	1207	31.05.74	н.д.	104	2,2	10,1
10	1222	29.11.78	550	100	2,4	8,4
11	1267	20.09.73	373	15	2,9	10,7
12	1321	04.07.82	595	136	1,5	8,3
13	1355	13.12.87	600	130	1,7	7,5
14	Глубокая	23.12.79	1250	70	3,8	11,6
15	А	30.11.77	202	4	4,5	12,4

По представленным данным видно, что ближайшие от границ земельного отвода «боевые» скважины расположены на расстоянии от 0,4 до 5,8 км, от границ разрабатываемого карьера – от 4,7 до 12,4 км. К настоящему времени вопрос о степени опасности «боевых» скважин пока остается открытым. Среди проблемных вопросов четко выделяются два основных. Первый связан с возможным поступлением в разрабатываемый карьер загрязненных техногенными радионуклидами подземных вод. Второй вопрос связан с опасными последствиями процессов подземной газификации горных пород, вмещающих центральные зоны ПЯВ на площадке «Балапан» [8].

Таким образом, условия полигона, условия ведения горных работ и относительная близость скважин, в которых проводились подрывы ядерных зарядов, требуют обеспечения радиационной безопасности и радиационной защиты персонала угольного разреза.

В соответствии с законом Республики Казахстан «Об использовании атомной энергии» №93-1 ЗРК от 14 апреля 1997 г, все виды деятельности в местах проведения ядерных взрывов относятся к деятельности в области использования атомной энергии, и, как следствие, подлежат лицензированию. В связи с чем, одними из основных условий ведения хозяйственной деятельности на территории СИП для всех предприятий являются получение лицензии на определенные виды деятельности и обеспечение охраны здоровья населения и окружающей среды от вредного воздействия ионизирующего излучения.

### **Физико-географическая характеристика района**

В административном отношении район работ входит в состав Восточно-Казахстанской области с областным центром в г. Усть-Каменогорске. С г. Семей территория связана шоссейной дорогой (90 км), переходящей в грунтовую (40 км). На севере участка расположен п. Балапан. К разрабатываемому карьере подходит железная дорога из г. Курчатова.

В северной и восточной части территории преобладает слабо всхолмленная равнина с превышениями 12 – 20 м. К юго-западу отмечается переход к рельефу типа Казахского мелкосопочника, который характеризуется дробным неглубоким расчленением с абсолютными отметками в пределах 200 – 320 м и относительными превышениями 30 – 80 м. Мелкосопочник разделяется обычно на отдельные массивы широкими долинами и котловинами, характерны поднятия и гряды с каменистой поверхностью. В понижениях между грядами и холмами располагаются мелкие заболоченные озера и солончаки, а на поверхности четвертичных отложений на равнинном фоне образуются часто сорово-дефляционные понижения и депрессии. На участках выходов неогеновых или палеогеновых глин на поверхности образуются бугры вспучивания высотой до 1 м и диаметром до 2 – 3 м.

Озера соленые и горько-соленые, пересыхающие, наиболее крупные из них Каражирексор, Кишкенексор и Каяксу, расположенные у восточной рамки участка и образующие характерную глубокую изометричную котловину на фоне ровной поверхности аллювиальной террасы. Гидрографическая сеть развита слабо, на площади отмечается несколько сухих саев, являющихся основными водотоками в весеннее время и в периоды дождей. Все они впадают в местные озера. Южнее участка, в 4–5 км параллельно его границе, протекает пересыхающая летом р. Шаган, которая является единственной водной артерией района и имеет лишь на некоторых участках своего течения незначительный по дебиту живой поток.

Почвы серо-каштановые суглинистые, щебенистые, часто засоленные и лишь изредка в обводненных логах и долинах появляются черноземные почвы. Растительность скудная с преобладанием разнотравной ковыльно-типчаковой, степной. В саях и долинах ручьев растут кустарники карагача и шиповника.

Население района сконцентрировано в п. Балапан и занимается в настоящее время разработкой угольного месторождения «Каражыра». Снабжение населения питьевой водой осуществляется посредством водовода, проложенного от р. Иртыш в районе г. Курчатова до п. Балапан.

Климат района резко континентальный со среднегодовой температурой воздуха не более +3,5 °С. Абсолютный максимум температуры +40 °С, минимум -40 °С. Среднемесячные температуры июля и января соответственно +19 °С и -16 °С. Среднесуточная температура становится положительной в период с 4 по 10 апреля, длительность безморозного периода около 200 дней. Последние весенние заморозки продолжаются до 20 мая, первые осенние заморозки начинаются с 10 по 15 сентября. Зима продолжительная, холодная и малоснежная, средняя высота снежного покрова 25–35 см, он устойчив в течение 140 – 150 суток. Весной температуры колеблются от 8 °С до 19 °С, снежный покров сходит

в первой половине апреля. Лето жаркое сухое, дневные температуры +25... +27 °С, дожди редкие, короткие, ливневые. Осень в начале теплая и ясная, в конце – холодная и пасмурная с морозящими дождями, в конце октября начинаются снегопады.

В течение всего года дуют ветры восточного и западного направления, преобладающие скорости 3 – 4,5 м/с, иногда достигают штормовой силы, обуславливая пыльные бури или метели.

#### **Геологическое строение месторождения**

Месторождение угля «Каражыра» в структурном отношении представляет юрский грабен клиновидной формы протяженностью 13 км и шириной 3,5 – 5,0 км. Район месторождения находится в зоне сочленения Чингиз-Тарбагатайского мегаантиклинория и Иртыш-Зайсанского мегасинклинория. Описываемая площадь разбита крупными разрывными нарушениями на ряд блоков. В геологическом строении, по данным детальной разведки месторождения, участвуют разновозрастные осадочные, эффузивные и интрузивные породы, которые по степени складчатости подразделяются на два структурных этажа: нижний – палеозойский и верхний – мезозой-кайнозойский (J, P, N, Q).

Из палеозойских образований выделяются следующие стратиграфические подразделения:

- фаменский-турнейский ярусы – каробайская свита ( $D_3-C_1kr_1$ );
- турнейский ярус – кояндинская свита ( $D_1kn$ );
- визейский ярус, нижний подъярус – нижняя и средняя подсвиты коконьской свиты ( $C_1kk_1, C_1kk_2$ );
- визейский ярус, средний отдел – буконьская свита ( $C_2vk$ );
- визейский ярус, верхний отдел – майтюбенская свита ( $C_3mt$ ).

Палеозойские образования представлены крупно- и мелкозернистыми песчаниками, кремнистыми алевролитами, конгломератами, углесто-глинистыми сланцами, эффузивами основного и среднего состава. Выходы этих отложений прослеживаются по линиям тектонических нарушений на юго-востоке и юго-западе района.

В пределах мезозой-кайнозойского платформенного чехла выделяются следующие стратиграфические подразделения:

- Юрская свита – нижний отдел ( $J_1$ ).
- Палеогеновая система – эоцен ( $P_2$ ).
- Неогеновая система – миоцен-калкаманская (аральская) свита:
  - миоцен-плиоцен (павлодарская) свита ( $N_{1-2}pv$ ).

Четвертичная система:

- средне-верхние звенья ( $Q_{II-III}$ );
- верхне-современные звенья ( $Q_{III-IV}$ );
- современное звено ( $Q_{IV}$ ).

Отложения нижней юры в пределах грабена слагают толщи – надугленосная, угленосная и подугленосная.

Подугленосная толща ( $J_{1ug}$ ) сложена алевролитами, аргиллитами, песчаниками, встречаются угольные пропластки и прослой мелкогалечных конгломератов. Мощность толщи 90–140 м.

Угленосная толща ( $J_{1ug}$ ) представлена алевролитами, аргиллитами, песчаниками и мощными пластами углей. Мощность толщи 180–300 м.

Надугленосная толща ( $J_1$  pug) сложена песчаниками, конгломератами, гравелитами, алевролитами с пропластками угля и углистых пород, нижнеюрские образования залегают почти горизонтально (углы падения 3–50, реже 100), и лишь вблизи тектонических нарушений углы падения достигают 45–800.

Эоценовые отложения ( $P_2$ ) представлены глинами разной окраски с линзами и прослоями песков, реже гравия и галечника, выделяются небольшими по площади пятнами мощностью 10–15 м. Глины калкманской свиты ( $N_{1,к,к}$ ) не имеют повсеместного развития, мощность не выдержана 10–15 м, иногда достигает 40 м. Отложения павлодарской свиты ( $N_{1,2,рv}$ ) развиты в восточной и северной частях участка, представлены плотными и жирными песчаниками и известковистыми глинами с характерной красной, коричневой и зеленовато-коричневой окраской, часто встречаются линзы и желваки мергеля, карбонатные и железисто-марганцевые конкреции, включения гипса, иногда появляются линзы и прослой песков, реже гравия, мощность свиты 5–10 м, иногда – 15 м.

Средне-верхнечетвертичные аллювиальные и аллювиально-пролювиальные отложения ( $Q_{II-III}$ ) слагают вторую надпойменную террасу р. Шаган. Отложения представлены в основном переслаивающимися песками, супесями и гравийно-галечными образованиями. Иногда имеются прослой суглинков и песчаных глин. Мощность отложений 4–8 м, редко достигает 15 м.

Верхнечетвертичные и современные образования ( $Q_{III-IV}$ ) представлены на площади месторождения делювиальными и делювиально-пролювиальными отложениями из суглинков с дресвой, гравием, реже гальки. Мощность отложений 0,5–2,0 м, редко 2,8–3,5 м.

Современные отложения распространены в поймах, руслах водотоков и днищ озер. Эти осадки развиты в западной части месторождения и представлены глинистыми песками, супесями, гумусированными суглинками, а также гравийно-галечными отложениями и разнозернистыми песками.

На изучаемой площади интрузивные образования обнажаются в юго-западной части месторождения, а на остальной площади вскрываются скважинами. Они представлены двумя комплексами раннекаменноугольным и позднекаменноугольным (аргибайским):

- первая фаза саурского комплекса представлена амфиболовыми габбро и габбро-диоритами, которые иногда переходят в амфибол-пироксеновые габбро или диориты и кварцевые диориты;
- вторая фаза внедрения саурского комплекса представлена плагигранитами;
- интрузии аргибайского комплекса развиты на крайнем юго-востоке месторождения и представлены зелено-цветными габбро-диабазами с переходом в диабазы и диабазовые порфириты.

Наложённый грабен клиновидной формы, представляющий месторождение «Каражыра», с северо-востока и юго-запада ограничен разломами надвигового характера. С северо-востока он ограничен взбросом (Чинрауским разломом). Зона этого разлома падает на северо-восток под углами 50 – 800, амплитуда более 500 м. С юго-запада грабен ограни-

чен взбросом (Каражырским разломом), вдоль которого по оперяющим разрывам образованы покровно-надвиговые структуры. Падение взбросов юго-западное, под углами 45 – 80°, амплитуда более 500 м. Здесь палеозойские интрузивные образования надвинуты на угленосную юрскую толщу. Остальные взбросы меньшей протяженности (1,5 – 4,0 км) и амплитуда смещения от 20 – 60 м до 100 – 200 м. Все нарушения сопровождаются значительными зонами смятия, где породы превращены в тектонические брекчии или милониты [9].

### **Гидрография и гидрогеология района**

В гидрогеологическом отношении Каражырский грабен представляет собой небольшой субартезианский бассейн, где основные запасы подземных вод приурочены к отложениям нижней юры. Вышележащие мел-палеогеновые и неогеновые образования рассматриваются как водоупор, препятствующий, в силу преимущественного глинистого состава, проникновению подземных и поверхностных вод в нижележащие горизонты.

Четвертичные образования, занимающие значительную площадь, слабообводнены, подземные воды в них имеют локальное распространение. Основной водоносный комплекс в пределах месторождения «Каражыра» представлен нижнеюрским водоносным комплексом. С этим водоносным комплексом связаны основные объемы водопритока в карьер.

В плане нижнеюрский водоносный комплекс на площади месторождения имеет повсеместное распространение. Северная и южная граница проходят по зонам региональных разломов, а западная и восточная границы устанавливаются далеко за пределами месторождения.

Условия питания водоносного комплекса нижнеюрских отложений неблагоприятны из-за широкого распространения неогеновых глин и четвертичных суглинков, а также наличия в его разрезе слабопроницаемых суглинков. Небольшие уклоны зеркала подземных вод, низкие коэффициенты фильтрации, затрудненные условия питания и отсутствие достаточной емкостной среды не располагают к образованию в данном районе запасов пресных подземных вод питьевого качества.

Наиболее маломинерализованные воды с общей минерализацией до 5 г/дм<sup>3</sup> распространены в западной части на площади местного питания и активного водообмена. Отдельные участки распространения таких вод встречены на водораздельной части между месторождением и озерными котловинами на юге. По типу воды сульфатно-хлоридные кальциево-натриевые. Следующая зона подземных вод с минерализацией 5 – 10 г/дм<sup>3</sup> узкой полосой отделяет озерную котловину Каражрек-Кишкенесор от озерной котловины Кояксу и месторождения «Каражыра». Воды сульфатно-хлоридные магниево-кальциево-натриевые и хлоридно-сульфатные кальциево-натриевые. В озерных котловинах (Каражрек, Кишкенесор) выделена зона подземных вод с минерализацией более 50 г/дм<sup>3</sup>. По типу воды хлоридные магниево-натриевые. Следующая зона подземных вод с минерализацией 35 – 50 г/дм<sup>3</sup>, воды хлоридные, кальциево-натриево-магниевые. На остальной территории расположены воды с минерализацией 10 – 35 г/дм<sup>3</sup>. Аналогичная зональность существует на севере района.

Значительная часть территории месторождения имеет подземные воды с минерализацией 25 – 50 г/дм<sup>3</sup>, а на прилегающих к этой зоне участках распространены воды с минерализацией 10 – 35 г/дм<sup>3</sup>. Здесь воды сульфатно-хлоридные магниевые-натриевые. В районе озерной котловины Кояксу выделяются зоны с минерализацией 35 – 50 и более 50 г/дм<sup>3</sup>.

В пределах месторождения воды с меньшей минерализацией 6,5 – 9,4 г/дм<sup>3</sup> установлены в юго-западной его части ближе к предполагаемой области питания, а наибольшей минерализацией (30 и более г/дм<sup>3</sup>) юго-восточнее действующего карьера. Воды с минерализацией более 40 г/дм<sup>3</sup> встречены в зоне разломов в районе скважины 501.

В целом, на площади месторождения водоносный комплекс нижнеюрских отложений содержит воды с минерализацией 9,4 – 55,5 г/дм<sup>3</sup>. По химическому составу воды хлоридные, сульфатно-хлоридные, магниевые-натриевые. Общее движение подземных вод направлено с юго-запада и запада на север и северо-запад в сторону долины р. Иртыш. Часть подземных водных потоков разгружается в естественные озерные котловины Каражрек, Каяксу и др [9].

#### **Особенности разработки месторождения**

Площадь горного отвода месторождения «Каражыра» составляет 21,4 км<sup>2</sup>. Способ разработки месторождения – открытый, с частичным применением буро-взрывных работ на рыхление. Система разработки – транспортная, с вывозом вскрышных пород на внешний и внутренний отвалы. Добычные уступы обрабатываются экскаваторами Н-95 фирмы «ДЕМАГ» (Германия). Вскрышные уступы обрабатываются экскаваторами-мехлопатами ЭКГ-5А и ЭКГ-8И, вывоз угля и вскрышных пород осуществляется автосамосвалами БелАЗ-75489, БелАЗ-75485 и БелАЗ-75405. На вспомогательных работах в разрезе применяются бульдозеры на базе тракторов Т-130 и Т-170. Вскрышные работы частично производятся с помощью буровзрывных работ с использованием буровых станков ЗСБШ-200-60 (рисунок 5.13, а).

Уголь из разреза транспортируется на пункт перегрузки в железнодорожные вагоны или угольный склад, расположенный на площадке технического комплекса (рисунок 5.13, б).

В настоящее время на разрабатываемом карьере действует открытая система водоотлива, включая две насосные установки и водовод. Объем откачиваемой воды составляет в среднем 294–574 тыс.м<sup>3</sup>/год. Дренажные воды сбрасываются по трубопроводу в пруд-испаритель.

#### **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.

#### **Естественная радиоактивность окружающей среды**

К естественным источникам излучений относятся космическое излучение и естественные радиоактивные вещества, распределенные на поверхности и в недрах Земли.

#### **Радиоактивность горных пород**

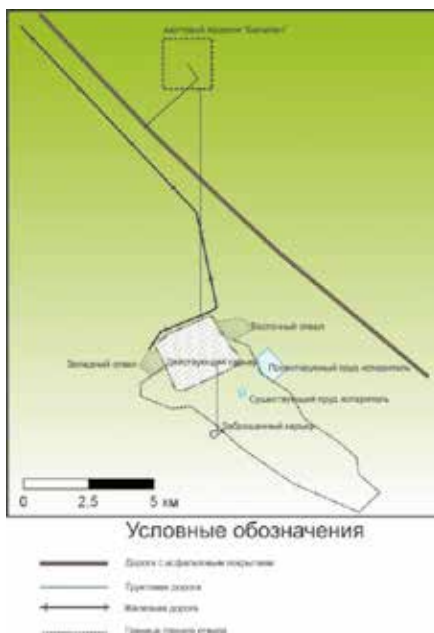
Средние значения удельной активности естественных радионуклидов в горных породах по литературным данным [10] приведены в таблице 5.2.





а) Общий вид разрабатываемого карьера

б) Основные элементы инфраструктуры месторождения «Каражыра»



**Рисунок 5.13.** Угольное месторождение «Каражыра»

**Таблица 5.2.** Удельная активность естественных радионуклидов в горных породах

Горные породы	Удельная активность, Бк/кг		
	$^{238}\text{U}$	$^{232}\text{Th}$	$^{40}\text{K}$
Магматические			
Кислые	60	80	1000
Средние	20	30	700
Основные	10	10	240
Ультраосновные	0,4	25	150
Осадочные			
Известняки	30	7	90
Песчаники	19	10	370
Сланцы глинистые	44	45	700
Каменный уголь	-	30	276

Наибольшее содержание естественных радионуклидов наблюдается в изверженных породах кислого и щелочного состава, богатых калием. Наиболее высокой радиоактивностью среди осадочных пород обладают глины и глинистые сланцы. Наименьшей радиоактивностью обладают чистые химические и органические осадки – каменная соль, гипс, известняки, доломиты, кварцевые пески, кремнистые сланцы, яшмы.

В почвах основным источником радиоактивных элементов являются почвообразующие породы. В *таблице 5.3* приведена удельная активность основных типов почв [10].

**Таблица 5.3.** Удельная активность естественных радионуклидов в почвах

Основные типы почв	Удельная активность, Бк/кг		
	<sup>238</sup> U	<sup>232</sup> Th	<sup>40</sup> K
Сероземы	31	48	670
Серо-коричневые	28	41	700
Каштановые	27	37	550
Черноземы	22	36	410
Серые лесные	18	27	370
Дерново-подзолистые	15	22	300
Подзолистые	9	12	150
Торфянистые	6	6	90

Почвы, развитые на кислых магматических породах, относительно обогащены радиоактивными элементами (ураном, радием, торием, калием), а почвы, образованные на основных и ультраосновных породах, бедны ими. Глинистые почвы почти везде богаче радиоизотопами, чем песчаные.

#### **Загрязнение окружающей среды техногенными радионуклидами**

Источники загрязнения поверхности Земли техногенными радионуклидами довольно многочисленны и разнообразны: это аварийные выбросы атомных электростанций, испытания ядерного оружия, ядерные взрывы в мирных целях, ядерные реакторы исследовательского типа, загрязнение морей атомными кораблями, радиоактивные отходы и т.д.

Для рассматриваемой территории в связи со спецификой географического положения загрязнение техногенными радионуклидами, в первую очередь, будет определяться проводившимися на СИП испытаниями ядерного оружия, при которых образуются следующие основные радионуклиды:

- продукты деления – <sup>137</sup>Cs, <sup>137</sup>Ba, <sup>147</sup>Pm, <sup>151</sup>Sm, <sup>90</sup>Sr, <sup>90</sup>Y, <sup>99</sup>Tc;
- продукты активации нейтронами окружающей среды – <sup>60</sup>Co, <sup>152</sup>Eu, <sup>154</sup>Eu, <sup>3</sup>H, <sup>14</sup>C, <sup>36</sup>Cl;
- непрореагировавшая часть вещества заряда – <sup>238</sup>Pu, <sup>239+240</sup>Pu, <sup>241</sup>Pu, <sup>241</sup>Am, <sup>3</sup>H.

Традиционно, наиболее биологически важными считаются следующие радионуклиды: <sup>137</sup>Cs, <sup>90</sup>Sr, <sup>3</sup>H, <sup>239+240</sup>Pu.

Основные потенциальные источники загрязнения для рассматриваемой территории – это последствия как дальних выпадений наземных ядерных взрывов 50 – 60-х гг, так и результат ближних выпадений, обусловленных выбросом радиоактивных газов и аэрозолей при испытании

ях в скважинах на площадке «Балапан».

### **Загрязнение грунтов дневной поверхности вследствие проведения ядерных взрывов**

#### **Атмосферные радиоактивные выпадения**

Наземные ядерные испытания привели к высокому радиоактивному загрязнению значительных территорий, сформировав радиоактивные следы, протянувшиеся на сотни километров от эпицентра взрывов.

В период проведения атмосферных испытаний радиационная обстановка в прилегающих к полигону районах определялась, в основном, 11 наземными испытаниями, поскольку остальные испытания были проведены в режиме максимального осаждения продуктов ядерного взрыва непосредственно в пределах полигона [11]. Анализируя фондовую информацию, было выделено 3 наземных испытания, которые могли привести к радиоактивному загрязнению в области расположения месторождения «Каражыра» (таблица 5.4).

**Таблица 5.4.** Характеристики наземных ядерных испытаний, возможно повлиявших на радиоактивное загрязнение исследуемой местности

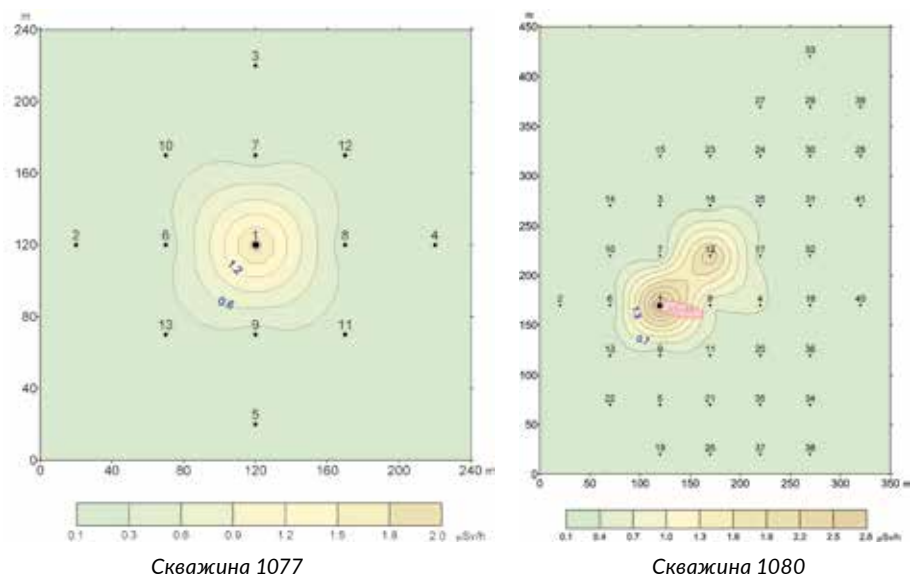
№	Дата проведения испытания [11]	Место проведения испытания (площадка) [11]	Цель проведения испытания [11]	Энерговыведение, кт тротилового эквивалента [11]	Высота взрыва, м [11]
1	30.10.54	П-3	СЯО	10	сброс с самолёта с подрывом на высоте 50 (55)
2	16.03.56	П-2	СЯО	14 (13,2)	0,4
3	18.10.51	П-5	СЯО	7	0

Примечание: СЯО – испытания в целях создания или совершенствования ядерного оружия

Таким образом, 3 наземных испытания могли привести к радиоактивному загрязнению в области расположения месторождения «Каражыра».

#### **Локальные загрязнения эпицентральных зон ПЯВ на площадке «Балапан»**

Район месторождения находится вне следов интенсивного радиоактивного загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ . В то же время, на приустьевых площадках близлежащих скважин установлены точечные очаги загрязнений [12]. Очаги локального загрязнения эпицентральных зон ПЯВ на площадке «Балапан» образовались, в основном, в результате воздействия ближних выпадений, обусловленных выбросом радиоактивных газов и аэрозолей при ядерных испытаниях в «боевых» скважинах. Такие эффекты возникают при проведении взрыва неполного камуфлета (56 скважин) или возникновении нештатной радиационной ситуации (скважины №№ 1007, 1204, 1069, 1301). Для примера на рисунке 5.14 показан характер распределения МЭД на приустьевых площадках двух «боевых» скважин.



**Рисунок 5.14.** Схема распределения МЭД на скважинах № 1077 и № 1080

Значительную роль в формировании радиоэкологической обстановки в районе площадки оказал взрыв на выброс в скважине № 1004 при создании искусственного водохранилища в 1965 году (так называемое «Атомное» озеро). В результате взрыва было наработано и диспергировано долгоживущих радионуклидов:  $^{239+240}\text{Pu}$  – 8,5 Ки;  $^{137}\text{Cs}$  – 800 Ки;  $^{60}\text{Co}$  – 80 Ки;  $^{152}\text{Eu}$  – 120 Ки;  $^{90}\text{Sr}$  – 400 Ки;  $^3\text{H}$  –  $4 \times 10^5$  Ки. В зоне навала грунта выпало до 40 % радионуклидов от наработанного количества. Формирование облака при проведении взрыва в скважине № 1004 и радиоактивного следа происходило при аномальном распределении температуры и ветра по высоте. Кроме обычного распределения температуры по высоте, наблюдался и значительный разворот ветра по направлению с увеличением высоты (почти на  $100^\circ$  вправо в пределах максимальной высоты подъема облака). Сочетание этих факторов привело к образованию локального радиоактивного следа сложной конфигурации. Так, радиоактивные аэрозоли в слое на высоте от 0 до 750 м перемещались по азимуту  $330^\circ$  и сформировали загрязнение местности за счет выпадений из базисной волны. Нижняя часть облака взрыва, находившаяся в слое от 750 до 2500 м, образовала «северную ветвь» следа с осью по азимуту  $40 - 47^\circ$ , а верхняя его часть, поднимавшаяся выше 2500 м, перемещаясь по азимуту  $70^\circ$ , сформировала «южную ветвь» следа.

Взрыв привел к значительному загрязнению прилегающей территории. В настоящее время уровень мощности экспозиционной дозы на гребне воронки, которая была заполнена водой, достигает  $0,1$  мЗв/ч. Проведенным детальным радиоэкологическим обследованием участка местности в районе «Атомного» озера на площади  $20 \text{ км}^2$  было установлено, что максимальные значения радиационных параметров составляют:

- МЭД – 6,56 мкЗв/ч (значения МЭД превышают фоновые в 169 точках);
- плотность потока поверхностного  $\alpha$ -излучения – 4,4 част/(мин $\times$ см<sup>2</sup>);
- плотность потока поверхностного  $\beta$ -излучения – 160 част/(мин $\times$ см<sup>2</sup>).

Плотность потока поверхностного  $\beta$ -излучения измерялась в точках через 500 м, а в местах, где МЭД увеличивалась выше 100 мкЗв/ч, измерения проводились через 250 м (рисунок 5.15).

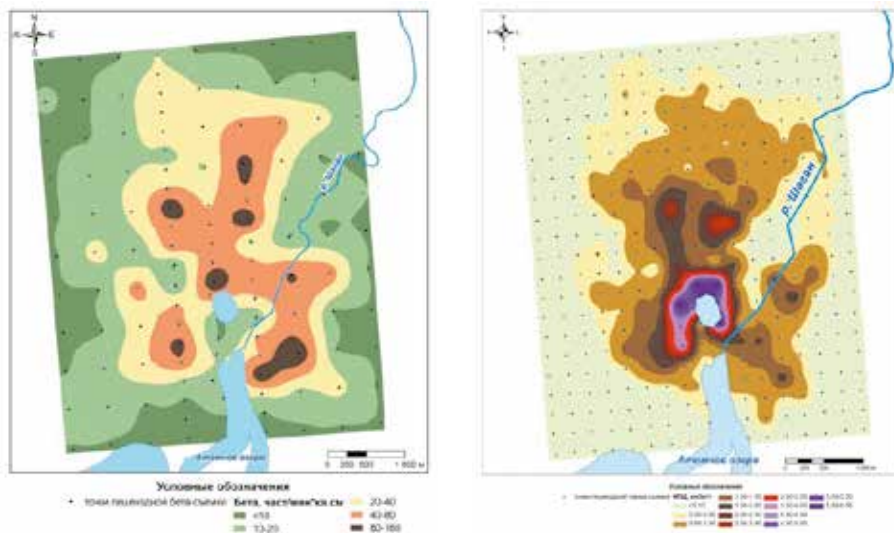
По результатам проведенных исследований установлено, что практически на всей обследованной территории загрязнение <sup>137</sup>Cs и <sup>90</sup>Sr превышает фон глобальных выпадений.

Анализ проб грунта на определение содержания <sup>239+240</sup>Pu показал во всех проанализированных пробах превышение фона глобальных выпадений до сотен раз.

### Загрязнение грунтов дневной поверхности вследствие глобальных атмосферных выпадений

В настоящее время практически в любом месте нашей планеты можно обнаружить радиоактивное загрязнение окружающей среды, образовавшееся в результате проведения различных ядерных испытаний и аварий на АЭС.

Дело в том, что при проведении воздушных ядерных испытаний значительная часть радиоактивных продуктов выбрасывается в стратосферу. Радиоактивные аэрозоли микроскопических размеров (~4 $\times$ 10<sup>-5</sup> см) в составе радиоактивного облака остаются в стратосфере от нескольких месяцев до нескольких лет, а ветры переносят это облако над всей Землей (стратосферный перенос).



а) плотность поверхностного загрязнения  $\beta$ -частицами

б) мощность эквивалентной дозы

**Рисунок 5.15.** Значения радиационных параметров в районе «Атомного» озера

Искусственные радионуклиды из атмосферы с осадками и сухими выпадениями поступают на поверхностный слой почвы. Плотность этих так называемых глобальных выпадений зависит от географической широты местности, от времени, прошедшего после выброса искусственных радионуклидов (ИРН) в атмосферу, от сезона и от метеорологических факторов [12].

После подписания в 1963 г. договора о запрещении ядерных испытаний в атмосфере, в космосе и под водой радиоактивность атмосферы прогрессивно снижалась и к настоящему времени понизилась в сотни раз. Кратковременное увеличение радиоактивного загрязнения атмосферы Земли за последнее десятилетие было отмечено в 1986 г. в результате аварии на Чернобыльской АЭС.

По результатам проведенных расчетов [8], удельная активность глобальных выпадений на 2010 г. составляет:

$^{137}\text{Cs} - 15,2 \text{ Бк/кг}; ^{90}\text{Sr} - 9,4 \text{ Бк/кг}; ^{151}\text{Sm} - 1,2 \text{ Бк/кг}$  и  $^{99}\text{Tc} - 0,2 \text{ Бк/кг}$ .

#### **Механический перенос загрязненных грунтов**

Поля и очаги радиоактивного загрязнения, описанные выше, являются источниками возможного дальнейшего переноса загрязнения людьми или техникой по технологическим дорогам, разработанным территориям и т.д. Данный механизм распространения вряд ли может играть существенную роль в формировании картины радионуклидного загрязнения территории, он скорее может касаться отдельных конкретных людей, подвергшихся такому загрязнению. Таким образом, при обосновании видов и объема работ по радиационному контролю не исключалась вероятность возможного переноса загрязненных радионуклидами грунтов из мест проведения ядерных испытаний на территорию расположения угольного разреза и дальнейшего распространения транспортными средствами.

#### **Загрязнение подземных вод техногенными радионуклидами**

Механизм радиоактивного загрязнения подземных вод продуктами ПЯВ подробно описан в работах [8, 13].

Основным проблемным вопросом радиационной безопасности работ по разработке месторождения «Каражыра» является вероятность возможного поступления к границам месторождения подземных вод, загрязненных радиоактивными продуктами подземных ядерных взрывов. Основными предпосылками такой возможности является процесс разрастания депрессионной воронки. Дело в том, что под влиянием карьерного водоотлива наблюдается процесс образования воронки осушения. В сферу влияния воронки, в конечном итоге, попадут площади, на которых располагаются «боевые» скважины. Образование воронки осушения сопровождается увеличением уклонов пьезометрических поверхностей трещинных вод, что может вызвать адекватное усиление процессов миграции и движения подземных вод в сторону карьеров. Радиус воронки на сегодняшний день достигает 9 км. При этом глубина осушения превышает 50 м. В настоящее время восточный фронт воронки находится в нескольких километрах от субартезианского бассейна подземных вод с высокой концентрацией радионуклидов.

Загрязненные техногенными радионуклидами подземные воды могут подступить к границам месторождения из мест проведения ПЯВ на площадке «Балапан». Результаты исследований показали, что высокие концентрации  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в подземных водах можно наблюдать только в непосредственной близости от эпицентральных зон ПЯВ, при удалении от устья «боевых» скважин до 300 м концентрация этих радионуклидов снижается до мБк/кг. В связи с чем, каких-либо особенностей в характере распространения  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в подземных водах пока не установлено из-за их низкой концентрации. В то же время концентрация  $^3\text{H}$  в подземных водах изменяется в широком диапазоне значений от минимально-детектируемой активности, равной 7 Бк/кг, до максимальных значений – более 4 миллионов Бк/кг. Таким образом, основным радиоактивным загрязнителем подземных вод на данной площадке является тритий. Стоит учитывать, что тритий входит в состав воды и не сорбируется горными породами. В связи с чем, при разрастании депрессионной воронки загрязненные тритием подземные воды в достаточно короткие сроки могут поступить в воды месторождения.

Стоит напомнить, что месторождение «Каражыра» в структурном отношении представляет юрский грабен клиновидной формы протяженностью 13 км, расположенный между Чинрауским и Каражырским разломами. В данной ситуации основными возможными путями поступления загрязненных вод в горные выработки являются зоны влияния указанных разломов. Таким образом, не исключено, что в будущем результаты разработки месторождения «Каражыра» могут существенно повлиять на развитие радиоэкологической обстановки на площадке «Балапан».

Исследования показали, что в подземных водах на данном участке значения концентрации  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  находятся ниже УВнас, установленных Санитарными правилами. В то же время концентрация  $^3\text{H}$  в подземных водах в зоне влияния Чинрауского разлома существенно выше и изменяется от  $1,4 \times 10^5$  до  $1,6 \times 10^5$  Бк/кг [12].

Таким образом, процесс продвижения депрессионной воронки в восточном направлении представляет реальную опасность возможного поступления в добываемый карьер загрязненными техногенными радионуклидами подземных вод.

### **Загрязнение воздушной среды вследствие пылеобразования из загрязненных грунтов**

Многочисленные испытания ядерных зарядов, в том числе и на СИП, расширили сферу распространения искусственных радионуклидов и включили их в различные природные циклы: биохимический, гидрохимический, геохимический, атмосферный и пр. Перераспределение активности по территории полигона и прилегающих к нему регионов происходит и по сей день. Выпав в какой-либо форме на поверхность земли, радионуклиды перераспределяются и мигрируют в результате ветрового переноса (пыльные бури, степные пожары), а также переноса поверхностными и подземными водами.

Результаты исследований и модельных расчетов показали, что ра-



диоактивное загрязнение атмосферы на СИП может представлять опасность для человека, только находящегося непосредственно на территории радиационно-опасных объектов и только в том случае, если в этот момент в воздухе содержится большое количество пыли. За территорией полигона объемная активность техногенных радионуклидов значительно ниже нормируемых величин. Так, например, в населенных пунктах Саржал и Курчатов объемная активность радионуклида  $^{239+240}\text{Pu}$  в 352 и 25000 раз, соответственно, ниже допустимой, но, тем не менее, значительно выше концентрации данного радионуклида в воздухе городов, значительно удаленных от полигона.

Многолетние исследования на СИП [14] показали, что даже на больших площадных источниках радионуклидного загрязнения дневной поверхности, таких как «Опытное поле», значительное радиоактивное загрязнение приземного слоя атмосферы возможно только при техногенном пылении (движение автомобилей и другие работы, вызывающие значительный пылеподъем), а также при степных пожарах.

Работы по разработке месторождения открытым способом относятся именно к вызывающим значительный пылеподъем, что может привести к внутреннему облучению за счет поступления радионуклидов в организм через органы дыхания и диктует необходимость контроля за содержанием техногенных радионуклидов в атмосферном воздухе. При этом стоит учитывать, что территория месторождения «Каражыра» расположена в непосредственной близости от мест проведенных ядерных испытаний, где сформированы очаги с радиоактивным загрязнением дневной поверхности. В результате ветрового переноса радиоактивные продукты с загрязнённых участков могут попасть в атмосферный воздух рабочей зоны месторождения. При определенных обстоятельствах, таких как пыльные бури, этот фактор может внести существенный вклад в формирование дозы облучения персонала ингаляционным путем.

Стоит также отметить, что по результатам исследований, проведенных в последние годы, установлено, что помимо указанных выше радионуклидов при организации радиационного контроля в местах ведения хозяйственной деятельности на территории СИП необходимо контролировать содержание в атмосферном воздухе трития. Тритий поступает в атмосферный воздух в результате испарения подземных и поверхностных вод. Так, в пробах воздуха, отобранных на различных участках территории СИП, обнаружено содержание трития до  $240 \text{ Бк/м}^3$ . Для территории месторождения реальным возможным источником поступления трития воздушным путем является река Шаган, расположенная в 15 км от разрабатываемого карьера. Концентрация трития в водах реки достигает  $7 \times 10^5 \text{ Бк/кг}$  [8].

Таким образом, при определенных погодных условиях не исключено поступление трития с атмосферным воздухом к границам месторождения. В этой связи, для более полной достоверной оценки возможных дозовых нагрузок необходимо проводить регулярный контроль концентрации трития в воздухе.

### **Общая методология выполнения работ**

Исходя из сказанного выше, был определен следующий набор актуальных для рассматриваемой территории объектов исследования:

- участки дневной поверхности земельного отвода, вовлекаемые по плану работ в разработку и эксплуатацию;
- производственные и жилые помещения на карьере и вахтовом поселке;
- рабочие места, техника и оборудование;
- персонал;
- технологические автодороги;
- вскрышные породы первого уступа;
- атмосферный воздух рабочей зоны для определения концентрации техногенных радионуклидов, поступивших из мест проведения ядерных взрывов при вторичном переносе;
- подземные и дренажные воды из гидрогеологических скважин и пруда-испарителя;
- продукция месторождения (добываемый уголь).

Методы исследований включали в себя полевые измерения радиационных параметров и лабораторные анализы. Измерения радиационных параметров состояли из:

- радиационного маршрутного обследования дневной поверхности отвалов и автодорог в режиме «Поиск»;
- радиометрических измерений МЭД и плотности поверхностного загрязнения  $\alpha$ - и  $\beta$ -излучающими радионуклидами в фиксированных точках;
- радиационного контроля рабочих мест и оборудования.

Полевые исследования включают в себя:

- отбор проб грунта и добываемого угля;
- отбор проб подземных вод из наблюдательных скважин;
- отбор проб воздушных аэрозолей.

По окончании отбора все пробы поступали в лабораторию для проведения лабораторных исследований.

Лабораторные исследования включают в себя анализ проб грунта, воды и атмосферного воздуха с предварительным радиохимическим выделением с целью определения содержания естественных и техногенных радионуклидов.

К настоящему времени по результатам работ, выполненных на месторождении, накоплено большое количество фактического материала, данные по объему которого (количество измерений и лабораторных анализов) приведены в *таблице 5.5* [15, 16].

### **Состояние рабочих мест персонала и горнотранспортного оборудования**

Объектами радиационного контроля являлись рабочие места (кабины экскаваторов, автосамосвалов) и поверхности помещений постоянного и периодического пребывания персонала занятого в разработке месторождения. В *таблице 5.6* представлены результаты многолетних радиометрических измерений.

**Таблица 5.5.** Объем фактического материала по всем видам полевых и лабораторных исследований

Вид измерения или пробы	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
	Результаты радиометрического контроля, кол-во измерений							
Радиометрический контроль в фиксированных точках дневной поверхности	9	87	4	5	4	4	4	4
Радиометрический контроль разработанных автодорог	5	5	5	8	8	5	5	5
Радиометрический контроль вскрышных пород первого уступа	*	*	*	16	10	10	11	11
Радиометрический контроль мест пребывания персонала	9	*	*	*	*	31	40	30
Радиометрический контроль техники и оборудования	*	*	*	7	20	29	40	30
Радиометрический контроль угля	2			4	3	4	8	8
Выборочный индивидуальный дозиметрический контроль персонала	*	*	*	12	20	16	17	16
Измерения ЭРОА радона в производственных помещениях, на карьере и вахтовом поселке	*	*	*	2	8	-	-	-
Количество анализов (спектрометрия)								
Грунт участков дневной поверхности (спектрометрия)	2	16	4	5	4	4	4	4
Грунт автодорог	5	5	25	8	8	5	5	5
Блоки горных пород с повышенным содержанием ЕРН	*	6	10	16	10	10	11	11
Дренажные и подземные воды	27	39	33	35	26	62	80	92
Воздушные аэрозоли	2	8	8	12	9	*	6	8
Водяные пары	*	*	*	11	*	4	9	12
Урина рабочих	-	-	-	-	-	20	20	21
Готовая продукция (уголь)	2	8	4	4	3	4	8	8

Примечание: \* - означает, что имеются уже обобщенные данные, точное количество измерений или проб неизвестно

**Таблица 5.6.** Результаты радиометрического контроля транспортных средств и мест временного и постоянного пребывания персонала

Вид измерения	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
	Усредненное значение (минимальное – максимальное)							
Плотность поверхностного $\alpha$ -излучения, част/(мин $\times$ см <sup>2</sup> )	<0,2	<0,2	<0,2	<0,3	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
Плотность поверхностного $\beta$ -излучения, част/(мин $\times$ см <sup>2</sup> )	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
МЭД, мкЗв/ч	0,08 (0,06-0,11)	<0,10	0,17	0,10 (0,09-0,12)	0,12 (0,09-0,17)	0,11 (0,09-0,15)	0,12 (0,1-0,15)	0,13 (0,15-0,12)

По представленным данным можно отметить, что значения МЭД на территории находились на уровне фона для данной местности, значения плотности потока  $\alpha$ -частиц и  $\beta$ -частиц во всех точках обследования не превысили предела обнаружения используемых средств измерений. Это говорит о том, что персонал и автотранспорт соблюдали установленные ограничения в маршрутах передвижения и не подвергались случайному радиоактивному загрязнению в потенциально опасных местах.

#### Состояние грунтов

##### Вскрышные породы первого уступа

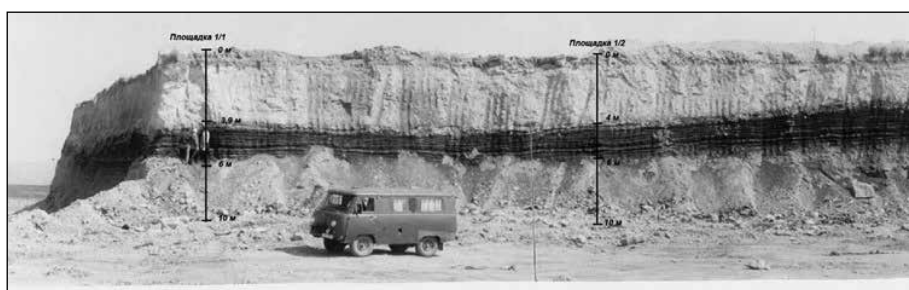
При проведении работ по разведке месторождения «Каражыра» по материалам гамма-каротажа разведочных скважин в толще вскрышных пород был обнаружен слой, имеющий повышенную естественную радиоактивность.

Зона с повышенным содержанием естественных радионуклидов (ЕРН) расположена в верхней части разреза, глубина залегания пород с максимальным гамма-излучением лежит в интервале 3,6–17,0 м. Литологически радиоактивные интервалы представлены окисленными углями, алевролитами, аргиллитами, глинами и песчаниками. По предварительным данным было оконтурено два участка с аномальной радиоактивностью. Радиоактивность пород достигала величины МЭД до 280 мкР/ч. Для обеспечения радиационной безопасности работ была разработана и согласована программа по выемке и складированию пород с повышенным содержанием ЕРН. Указанным проектом была предусмотрена отработка блоков А и Б с общим объемом пород с аномальным содержанием ЕРН 9,7 тыс. м<sup>3</sup>, распространенных на площади 12,0 тыс. м<sup>2</sup>, со средней мощностью 1,2 м. На рисунке 5.16 показана схема расположения блоков А и Б, а также участков складирования горной породы из этих блоков [17].

**Блок А.** Отработка блока А на угольном разрезе была произведена в 2002 г. Для обеспечения безопасности работ НЯЦ РК была разработана и реализована «Программа радиационного контроля работ по отработке и складированию пород с повышенным содержанием естественных радионуклидов блока А разреза «Каражыра» (рисунк 5.17).



**Рисунок 5.16.** Схема расположения и складирования горных пород блоков А и Б



**Рисунок 5.17.** Общий вид фрагмента блока А перед отработкой (пласт темного цвета – горная порода с повышенным содержанием ЕРН)

Программой предусматривалась отработка блока А с общим объемом пород 4,05 тыс. м<sup>3</sup>, распространенного на площади 3,0 тыс. м<sup>2</sup> со средней мощностью 1,35 м. Аномалия в районе блока А вытянута в северо-западном направлении в виде полосы шириной от 14 до 50 м, протяженностью

83 м. Концентрация ЕРН в грунтах блока А достигала следующих величин:  $^{226}\text{Ra}$  – до  $7,7 \times 10^3$  Бк/кг,  $^{232}\text{Th}$  – до 220 Бк/кг и  $^{40}\text{K}$  – до 250 Бк/кг.

По результатам лабораторного гамма-спектрометрического анализа проб грунта пространственное распределение ЕРН в пласте, как в плане, так и в разрезе, неравномерное. Пробы с удельной активностью  $^{226}\text{Ra}$  от  $3 \times 10^3$  до  $5 \times 10^3$  Бк/кг составляют 18 % отработанного количества точек, с удельной активностью от  $5 \times 10^3$  до  $7 \times 10^3$  Бк/кг – 5 % (3 точки) и пространственно расположены вблизи эпицентра блока А (скважина № 130 ПО) в пласте окисленных углей.

Значения удельной активности проб по  $^{226}\text{Ra}$  меньше 85 Бк/кг зафиксированы в 32 точках (60 % исследованных точек). Максимальные значения по  $^{232}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$  составили, соответственно, 220 и 250 Бк/кг. При этом отмечено, что при увеличении удельной активности  $^{226}\text{Ra}$  наблюдалось снижение содержания  $^{232}\text{Th}$ .

По действующим санитарным правилам, контролируемым параметром радиоактивности материала является эффективная удельная активность ( $A_{\text{эфф}}$ ), определяемая на основе оценки вклада отдельных природных радионуклидов в формирование дозы внешнего гамма-излучения:

$$A_{\text{эфф}} = A_{\text{Ra}} + 1.3A_{\text{Th}} + 0.09A_{\text{K}},$$

где:  $A_{\text{Ra}}$  и  $A_{\text{Th}}$  – удельная активность  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{232}\text{Th}$ , находящихся в радиоактивном равновесии с остальными членами рядов  $^{238}\text{U}$  и  $^{232}\text{Th}$  соответственно;

$A_{\text{K}}$  – удельная активность  $^{40}\text{K}$ .

Из полученных данных следует, что определяющее значение в формировании  $A_{\text{эфф}}$  имеет  $^{226}\text{Ra}$ , а  $^{232}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$  имеют второстепенное значение. При предварительном обследовании блока А было установлено, что наименьшие значения концентраций  $^{226}\text{Ra}$  характерны для южной и северо-восточной границ блока, где  $A_{\text{эфф}}$  составила от 95 до 165 Бк/кг, при значениях МЭД в точках отбора проб от 10 до 50 мкР/ч, а ППБЧ от 8 до 32 част/(мин $\times$ см $^2$ ). В целом, при отработке блока А отмечена тенденция повышения концентрации  $A_{\text{эфф}}$  от периферии к центру блока. Максимальные значения были зафиксированы в одной точке, где  $A_{\text{эфф}} = 7,7 \times 10^3$  Бк/кг. Радиационные параметры в точке отбора пробы составили МЭД 160 мкР/ч, ППБЧ 90 част/(мин $\times$ см $^2$ ). По результатам обследования поверхности уступа в режиме «Поиск», усреднённая мощность слоя с МЭД от 30 до 60 мкР/ч составила 0,45 м. Протяжённость аномальных прослоек в 3 точках равнялась 1,5–2,0 м при мощности слоя 0,1–0,15 м с МЭД от 60 до 100 мкР/ч.

**Блок Б.** Обеспечение радиационной безопасности при отработке блока Б осуществлялось с учетом предыдущего опыта. Площадь вскрышных пород с повышенной радиоактивностью естественных радионуклидов блока Б составила 9,0 тыс. м $^2$ , объем пород – 5,67 тыс. м $^3$ , а мощность пласта – 0,63 метра. Общий объем вскрышных пород, подлежащих захоронению при мощности вскрышного слоя 10 метров, составил 90 тыс. м $^3$ . Лабораторные анализы показали, что в блоке Б максимальные значения концентрации  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{232}\text{Th}$  значительно ниже и достигают до 3140 и 50 Бк/кг соответственно, а содержание  $^{40}\text{K}$ , нао-

борот, выше – до 400 Бк/кг. При этом, в отличие от блока А, в горных породах блока Б значения концентрации  $^{232}\text{Th}$  возрастали при увеличении содержания  $^{226}\text{Ra}$  (рисунок 5.18).

Для снижения риска облучения персонала и ограничения загрязнения окружающей среды были разработаны мероприятия по радиационной безопасности в ходе проведения работ по отработке и складированию пород с повышенным содержанием ЕРН. Мероприятия по безопасной технологии предусматривали использование отдельно выделенного комплекта горной техники (экскаваторы, бульдозеры, самосвалы и др.), высвобожденного на это время от всех других работ; для персонала: сменная спецодежда и средства защиты органов дыхания, инструктаж по технике безопасности при работе с РВ. На случай его возможного радиоактивного загрязнения горной техники в пределах участка складирования, была оборудована площадка с дренированием использованной воды после мойки непосредственно в пункт складирования.

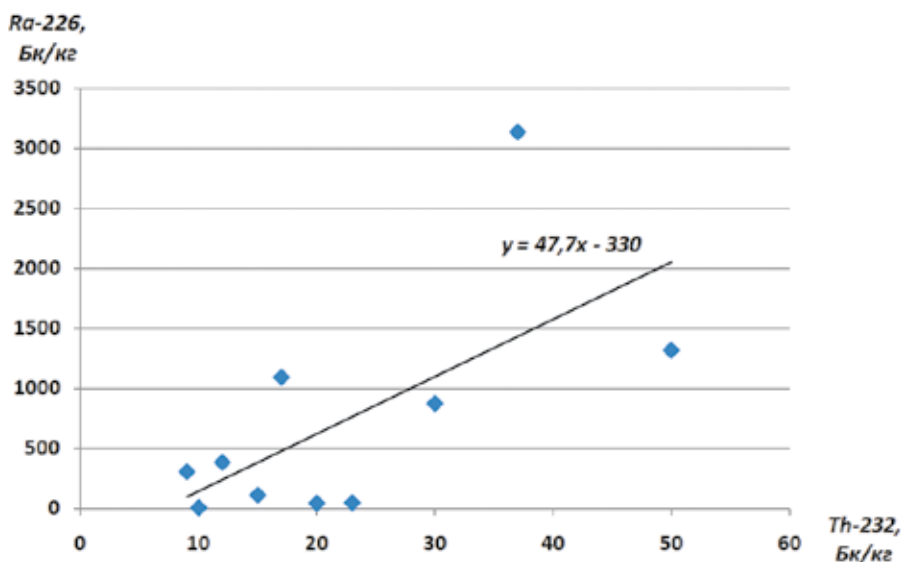


Рисунок 5.18. Блок Б. Содержание  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{232}\text{Th}$  в грунтах

Контроль содержания ЕРН в производственной пыли на рабочих местах (кабина экскаватора, БелАЗов и бульдозера) проводился ежемесячно и характеризовался по среднесменным концентрациям. Оперативные данные о среднесменных концентрациях пыли получались на основе отбора 5–9 разовых проб, взятых во время наиболее характерных рабочих операций и в перерывах между ними с последующим расчётом средней концентрации. Результаты контроля показали, что концентрации пыли на рабочих местах за весь период работ не превышали  $0,7 \text{ мг/м}^3$ . Максимальная ожидаемая объёмная активность составила по  $^{226}\text{Ra}$   $0,005 \text{ Бк/м}^3$ , а  $^{232}\text{Th}$  –  $0,0003 \text{ Бк/м}^3$ . Таким образом, объёмная активность ЕРН

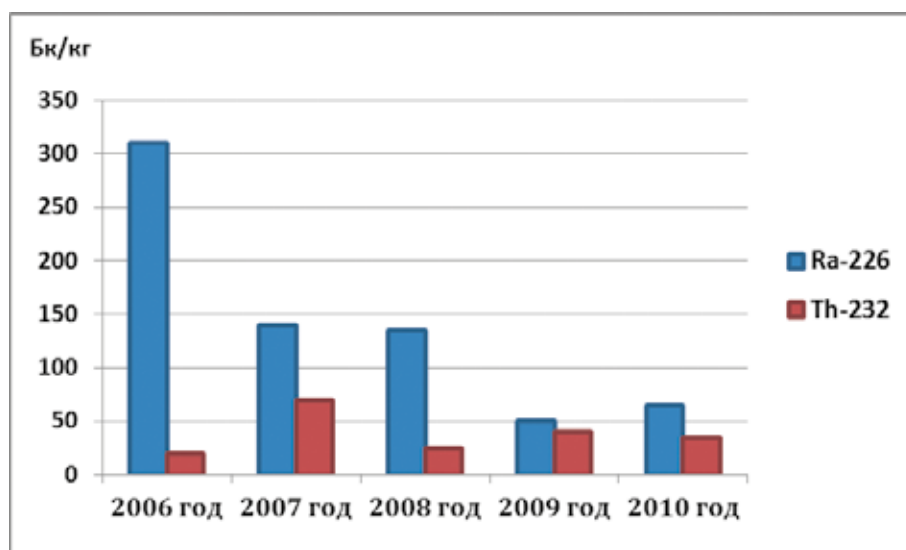


в воздухе на рабочих местах в период отработки блока А была ниже допустимой объёмной активности для населения (Санитарные правила: допустимая объёмная активность для населения по  $^{226}\text{Ra}$  – 0,03 Бк/м<sup>3</sup> и  $^{232}\text{Th}$  – 0,0049 Бк/м<sup>3</sup>).

Таким образом, в результате принятого комплекса мер дозовые нагрузки не превысили пределов доз для категории населения.

В связи с тем, что в процессе работ по селективной выемке блоков горных пород с повышенным содержанием ЕРН была отмечена неравномерность пространственного распределения естественных радионуклидов во вскрышных породах, существует вероятность того, что в пласте первого уступа могут иметь место аномальные участки малых размеров, не обнаруженные разведочными скважинами. Это обстоятельство обуславливает целесообразность проведения периодического обследования бортов первого уступа для обеспечения радиационной безопасности персонала.

К 2010 г. плоскость первого уступа продвинулась на юг от места расположения блока Б почти на 500 м. На диаграмме (рисунок 5.19) представлены максимальные значения концентрации ЕРН в пласте горных пород первого уступа, обнаруженные при проведении ежегодных обследований [15, 16].



**Рисунок 5.19.** Максимальные значения удельной активности ЕРН в горных породах

По представленным значениям видно, что к настоящему моменту уровни удельной активности ЕРН в грунтах снизились до фоновых значений, характерных для данной местности. По имеющимся данным, при дальнейшем продвижении плоскости первого уступа, существенно-

го повышения уровней ЕРН в разрабатываемых грунтах не ожидается. Тем не менее, для обеспечения радиационной безопасности персонала, в связи с существующей вероятностью наличия в горных породах первого уступа аномальных участков малых размеров, не обнаруженных разведочными скважинами, периодическое обследование бортов первого уступа будет продолжаться. В *таблице 5.7* представлены результаты лабораторных анализов проб горных пород первого уступа.

**Таблица 5.7. Результаты лабораторных анализов проб горных пород с повышенным содержанием ЕРН**

Анализируемый компонент	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
	Усредненное значение (минимальное – максимальное) Бк/кг							
<sup>40</sup> K, Бк/кг	(69-346)	146 (<14-297)	133 (<14-297)	49 (41-363)	-	134,5 (40-330)	433 (170-590)	250 (330-120)
<sup>226</sup> Ra, Бк/кг	(9-2807)	260 (<1-1115)	234 (<1-1115)	134 (3-306)	57 (142-14)	(<2-135)	38 (26-48)	35 (15-65)
<sup>232</sup> Th, Бк/кг	(5-39)	19 (<4-33)	14,8	12 (2-18)	34 (21-66)	(<4-25)	34 (24-42)	22 (10-35)
<sup>241</sup> Am, Бк/кг	-	1,2 (<0,2-2)	(<0,2-1)	<1	<2	<2	<2	<2
<sup>137</sup> Cs, Бк/кг	-	<1	<1	<4	<2	<2	(<1-17)	<2

Проведенные  $\gamma$ -спектрометрические измерения в пробах грунта, отобранных на плоскости уступа, показали, что удельная активность техногенных радионуклидов находится ниже минимально-детектируемой активности спектрометра. Содержание природных радионуклидов находилось в пределах ниже МЗУА радионуклидов в помещении и на рабочем месте.

#### **Состояние участков дневной поверхности горного отвода, вовлекаемых в разработку по плану горных работ**

В 2001 г. специалистами НЯЦ РК проведены исследования по оценке уровня радиоактивного загрязнения трансурановыми элементами дневной поверхности территории земельного отвода отработки угольного месторождения «Каражыра» [18]. По результатам наземного опробования построена карта поверхностного загрязнения. Для большинства изученных проб значения удельной активности <sup>239+240</sup>Pu находятся в интервале до 100 Бк/кг, и только в двух точках отмечено превышение этих значений с максимумом 180 Бк/кг. При этом в пределах аномальных участков проводились полевые радиометрические измерения по более плотной сетке. В результате проведения детализационных работ, очагов радиоактивного загрязнения, представляющих радиационную опасность для персонала, занятого на эксплуатации месторождения, не обнаружено.

Тем не менее, для обеспечения радиационной безопасности персонала и изучения динамики развития радиоэкологической ситуации на дневной поверхности территории месторождения программой предусматривается ежегодное обследование участков дневной поверхности горного отвода, вовлекаемых в разработку по плану горных работ. Обследование включает полевые радиометрические измерения и отбор проб грунтов для лабораторных анализов на определение содержания техногенных радионуклидов. При этом также выявляются и обследуются различные конструкции и предметы, которые могли быть занесены на участок месторождения из мест проведенных ядерных взрывов.

Предварительно радиационное обследование дневной поверхности проводилось в режиме «Поиск». Места с максимальными значениями МЭД выделялись в качестве точек отбора проб грунта для исследования на содержание искусственных радионуклидов. В точках отбора проб проводились измерения плотности поверхностного загрязнения альфа- и бета-излучающими радионуклидами. Результаты радиационного обследования дневной поверхности представлены в *таблице 5.8*.

**Таблица 5.8.** Результаты радиометрического контроля и лабораторных анализов проб грунта, отобранных в фиксированных точках дневной поверхности

Вид измерения	2005	2006	2007	2008	2009	2010
	Усредненное значение (минимальное – максимальное)					
Плотность поверхностного $\alpha$ -излучения, част/(мин $\times$ см <sup>2</sup> )	<0,2	<0,3	<0,2	<0,2	<0,2	-
Плотность поверхностного $\beta$ -излучения, част/(мин $\times$ см <sup>2</sup> )	<10	<10	<10	<10	<10	<10
МЭД на поверхности земли, мкЗв/ч	0,12 (0,11-0,14)	0,1 (0,11-0,15)	0,115 (0,11-0,12)	0,14 (0,12-0,17)	0,14	0,115 (0,09-0,14)

Представленные данные позволяют сделать вывод, что радиационные параметры дневной поверхности не превышают фоновых значений, характерных для данной местности. Отмечается относительная стабильность значений радиационных параметров за весь период наблюдений, и появления каких-либо аномально высоких значений не ожидается.

Результаты лабораторных анализов проб горных пород, отобранных на территории дневной поверхности, представлены в *таблице 5.9*.

Результаты обследования участка дневной поверхности горного отвода, вовлекаемого по плану горных работ в разработку в 2010 г., показали, что в пределах данной площади значения удельной активности техногенных радионуклидов, а также полевых радиометриче-

**Таблица 5.9.** Результаты лабораторных исследований проб дневной поверхности

Анализируемый компонент, Бк/кг	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
	Усредненное значение (минимальное – максимальное)						
<sup>40</sup> K	-	474 (411-530)	526 (416-639)	-	528 (381-730)	470 (330-650)	237 (200-280)
<sup>226</sup> Ra	38 (34-45)	36 (32-42)	40,4 (31-79)	30,5 (9-40)	17 (13-30)	43 (40-50)	37 (30-45)
<sup>232</sup> Th	30 (28-35)	29 (24-38)	25,6 (22-30)	33,3 (25-43)	20 (15-25)	31 (25-35)	26 (20-30)
<sup>210</sup> Pb	-	-	86 (63-106)	-	-	-	-
<sup>241</sup> Am	4,6 (2,6-8,1)	4,5 (1-7)	4,4 (2-7)	<2	<(1-5)	<1	<2
<sup>137</sup> Cs	36 (27,9-49,2)	31 (17-46)	35 (18-53)	<(2-49)	<(2-35)	<(2-20)	20 (15-25)
<sup>90</sup> Sr	-	-	16,5 (9-24)	-	-	<(6,6-10,5)	<3 – 4
<sup>239+240</sup> Pu	31,6	-	59 (40-78)	-	-	(16 10-22)	-

ских измерений не расходятся с данными площадного обследования предыдущих лет. Это говорит о том, что за наблюдаемый период в пределах участка дневной поверхности дополнительного радиоактивного загрязнения не происходит.

#### Состояние технологических дорог

Для контроля возможного переноса техногенных радионуклидов из мест проведения ядерных испытаний на территорию расположения угольного разреза и дальнейшего их возможного распространения транспортными средствами обследуются технологические дороги с периодичностью один раз в год. Радиационное обследование проводится в режиме «Поиск». В местах с максимальными значениями мощности эквивалентной дозы отбираются пробы грунта для комплексного исследования на содержание естественных и искусственных радионуклидов. В точках отбора проб проводятся измерения плотности поверхностного загрязнения альфа и бета-излучающими радионуклидами.

Результаты радиационного обследования технологических дорог представлены в *таблице 5.10*.

Результаты лабораторных анализов проб грунтов, отобранных на трассах технологических автодорог карьера, представлены в *таблице 5.11*.

**Таблица 5.10.** Результаты радиометрического контроля на автодорогах

Вид измерения	2003	2004	2006	2007	2008	2009	2010
	Усредненное значение (минимальное – максимальное)						
Плотность поверхностного $\alpha$ -излучения, част/(мин $\times$ см <sup>2</sup> )	<0,3	<0,3	<0,3	<0,2	<0,2	< 0,2	-
Плотность поверхностного $\beta$ -излучения, част/(мин $\times$ см <sup>2</sup> )	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
МЭД на поверхности земли, мкЗв/ч	0,11 (0,1-0,12)	0,13 (0,12-0,14)	0,11 (0,10-0,12)	0,1 (0,05-0,13)	0,11 (0,10-0,12)	0,12 (0,11-0,13)	0,104 (0,09-0,12)

**Таблица 5.11.** Результаты лабораторных исследований проб грунта автодорог

Анализируемый компонент, Бк/кг	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
	Усредненное значение (минимальное – максимальное)							
<sup>40</sup> K	146 (89-274)	268 (213-293)	362 (310-424)	288 (65-608)	-	202 (120-250)	280 (170-400)	224 (120-400)
<sup>226</sup> Ra	6,5 (<5-7)	19 (11-29)	32 (22-56)	24 (6-30)	44 (28-100)	(<3-40)	34 (20-45)	23 (30-15)
<sup>232</sup> Th	10,5 (<4-18)	19 (16-20)	16 (14-23)	20 (6-30)	37 (18-99)	(<6-15)	21 (15-30)	18 (15-25)
<sup>241</sup> Am	-	<0,3	<0,9	4 (0,2-10)	<2	<1	<1	<2
<sup>137</sup> Cs	1,2 (<0,7-1,4)	(<0,5-1)	<1	15 (0,5-55)	(<1-3)	<1	<2	<1
<sup>60</sup> Co	-	-	-	-	<3	<2	-	-
<sup>210</sup> Pb	23,6 (17-35)	-	-	-	-	-	-	-

Полученные результаты показывают, что радиоактивное загрязнение автодорог не превышает соответствующих значений для дневной поверхности, что свидетельствует о том, что в ходе разработки месторождения радионуклидного загрязнения поверхности автодорог не происходило.

#### **Добываемый уголь**

Для изучения состава естественных радионуклидов в добываемом угле, а также для контроля возможного загрязнения техногенными ра-

дионуклидами угля на месторождении «Каражыра», из различных блоков ежегодно отбираются пробы угля. Кроме этого, для определения концентрации природных и техногенных радионуклидов в зольных остатках угля месторождения «Каражыра» периодически отбираются пробы на золоотвалах котельных, которые используют уголь только из месторождения «Каражыра». Результаты лабораторных анализов проб угля представлены в *таблице 5.12*.

**Таблица 5.12.** Результаты лабораторных исследований проб добываемого угля

Анализируемый компонент	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
	Усредненное значение							
<sup>40</sup> K, Бк/кг	290	224	<26	<28	<26	110	560	190
<sup>226</sup> Ra, Бк/кг	15	30	3	4	35	<5	30	30
<sup>232</sup> Th, Бк/кг	30	30	5	6	40	10	25	25
<sup>241</sup> Am, Бк/кг	-	-	-	<0,5	<2	<1	<1	<2
<sup>137</sup> Cs, Бк/кг	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3
Эффективная удельная активность, Бк/кг	78,0	84,5	11,8	14,3	88,9	27,9	113,7	80,7

Результаты лабораторных анализов проб зольных остатков угля представлены в *таблице 5.13*.

**Таблица 5.13.** Результаты анализов проб угольной золы

Тип пробы	Удельная активность, Бк/кг				
	<sup>226</sup> Ra	<sup>40</sup> K	<sup>232</sup> Th	<sup>137</sup> Cs	*A <sub>эфф</sub>
Зола	12	273	28,1	<2	73
Зола	17	307	29,5	<2	83
Зола	2,3	<19,0	4,0	<2	9
Зола	50±5	950±40	30±2	<2	174
Зола	60±5	1000±40	30±2	<2	189
Зола	30±3	280±20	30±3	<2	94
Зола	45±4	310±30	45±4	<2	132

По действующим санитарным правилам, контролируемым параметром радиоактивности материала является эффективная удельная активность (A<sub>эфф</sub>), определяемая на основе оценки вклада отдельных природных радионуклидов в формирование дозы внешнего γ-излучения. Расчет эффективной удельной активности проводился согласно Санитарным правилам.

$$A_{\text{эфф}} = A_{\text{Ra}} + 1,3A_{\text{Th}} + 0,09A_{\text{K}},$$

где:  $A_{\text{Ra}}$  и  $A_{\text{Th}}$  – удельные активности  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{232}\text{Th}$ , находящихся в равновесии с остальными членами уранового и ториевого рядов,

$A_{\text{K}}$  – удельная активность  $^{40}\text{K}$  (Бк/кг).

Из табличных данных видно, что техногенных радионуклидов в пробах угля и зольных остатках не обнаружено. При этом эффективная удельная активность угля и золы – 114 и 189 Бк/кг соответственно, что ниже нормативного уровня 370 Бк/кг. Таким образом, по радионуклидному составу уголь может использоваться в качестве энергетического сырья, зольные остатки могут использоваться в качестве строительных материалов без ограничения.

Стоит отметить, что концентрация естественных радионуклидов в добываемом угле месторождения «Каражыра» соответствует среднемировой активности углей (таблица 5.14).

**Таблица 5.14.** Активность углей разреза «Каражыра» в сравнении со среднемировыми значениями

Радионуклид	Среднемировая, Бк/кг	Разрез «Каражыра», Бк/кг (сред/(мин – макс))
$^{40}\text{K}$	140-850	182/(<26-560)
$^{226}\text{Ra}$	17-60	19/(<5-35)
$^{232}\text{Th}$	11-64	21/(5-40)

Радиоактивное загрязнение продуктами ядерных взрывов территории создает опасность только внутреннего облучения. При разработке месторождения основным путем является ингаляционное поступление радионуклидов, которое обусловлено пылеобразованием при ведении геологоразведочных, горных и строительных работ, сопровождающихся нарушением почвенного слоя. В связи с открытой разработкой и сквозным проветриванием рабочей зоны, концентрация радионуклидов в воздухе рабочей зоны, при определенных обстоятельствах, может вносить значимый вклад в формирование дозы облучения персонала от внутреннего поступления. Эти обстоятельства могут быть вызваны природными факторами (пыльные бури и т.д.), в результате чего возможно поступление в атмосферный воздух радиоактивных продуктов из мест проведения ядерных взрывов.

Результаты лабораторных исследований проб атмосферного воздуха приведены в таблице 5.15.

Результаты лабораторных исследований проб водяных паров атмосферного воздуха приведены в таблице 5.16.

**Таблица 5.16.** Результаты лабораторных исследований проб водяных паров атмосферного воздуха

Анализируемый компонент	ДАОнас	2008	2009	2010
		мин/макс		
$^3\text{H}$ , Бк/м <sup>3</sup>	1900	0,01/0,17	<0,2/10	<1

Таблица 5.15. Результаты лабораторных исследований проб атмосферного воздуха

Анализируемый компонент, Бк/м <sup>3</sup>	ДОА <sub>рас</sub>	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
		макс / среднее							
<sup>40</sup> K	31	-	-	5,1×10 <sup>-5</sup> / 1,8×10 <sup>-5</sup>	1,1×10 <sup>-3</sup>	-	-	-	<2,4×10 <sup>-7</sup>
<sup>226</sup> Ra	0,03	-	-	1,9×10 <sup>-6</sup> / 1,3×10 <sup>-6</sup>	<1,3×10 <sup>-6</sup> / 1,9×10 <sup>-6</sup>	6,44×10 <sup>-6</sup> / 1,71×10 <sup>-5</sup>	-	-	-
<sup>232</sup> Th	4,9×10 <sup>-3</sup>	-	-	4,1×10 <sup>-6</sup> / 1,5×10 <sup>-6</sup>	<1,1×10 <sup>-6</sup> / 1,2×10 <sup>-6</sup>	2,24×10 <sup>-5</sup> / 9,49×10 <sup>-6</sup>	-	-	-
<sup>210</sup> Pb	0,11	2×10 <sup>-4</sup> / 1,2×10 <sup>-4</sup>	-	8,1×10 <sup>-5</sup> / 4,1×10 <sup>-5</sup>	<2,2×10 <sup>-3</sup>	-	-	-	-
<sup>241</sup> Am	2,9×10 <sup>-3</sup>	6×10 <sup>-5</sup> / 3×10 <sup>-5</sup>	9,3×10 <sup>-8</sup> / 4,2×10 <sup>-8</sup>	<1,5×10 <sup>-7</sup>	<10 <sup>-7</sup>	2,03×10 <sup>-6</sup> / 4,84×10 <sup>-7</sup>	<1,6×10 <sup>-4</sup> / <3,7×10 <sup>-6</sup>	<6×10 <sup>-7</sup>	<3×10 <sup>-6</sup> / <1,5×10 <sup>-6</sup>
<sup>137</sup> Cs	27	8,7×10 <sup>-7</sup> / 6,8×10 <sup>-7</sup>	19,4×10 <sup>-8</sup> / 15,5×10 <sup>-8</sup>	<3,7×10 <sup>-7</sup>	<7,9×10 <sup>-7</sup>	3,39×10 <sup>-6</sup> / 7,09×10 <sup>-7</sup>	<2,7×10 <sup>-4</sup>	<1,3×10 <sup>-6</sup>	<9×10 <sup>-7</sup> / <5,2×10 <sup>-7</sup>
<sup>90</sup> Sr	2,7	-	-	≤6,3×10 <sup>-7</sup>	3,6×10 <sup>-7</sup>	<2,1×10 <sup>-7</sup>	-	0,2×10 <sup>-4</sup>	-
<sup>239+240</sup> Pu	2,5×10 <sup>-3</sup>	-	4,9×10 <sup>-8</sup> / 3,6×10 <sup>-8</sup>	2,5×10 <sup>-7</sup>	1,03×10 <sup>-7</sup>	-	-	0,0001	-



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.

#### **Оценка загрязненности техногенными радионуклидами подземных вод**

##### **Результаты радионуклидного мониторинга подземных вод**

Результаты радионуклидного мониторинга подземных вод, распространенных в пределах земельного отвода месторождения, проводится НЯЦ РК с 2003 г. [15, 16, 19]. Создание и эксплуатация системы наблюдения за процессами миграции радионуклидов с подземными водами базируются на отборе проб воды из наблюдательных скважин с периодичностью один раз в квартал.

Для определения характера миграционных процессов техногенных радионуклидов пробы воды отбираются из 42 наблюдательных гидрогеологических скважин, пробуренных в пределах расположения месторождения, из пруда-испарителя и из зумпфов карьеров (рисунк 5.20).

Пробы воды анализировались на содержание радионуклидов  $^3\text{H}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$ . Результаты лабораторных анализов проб подземных вод представлены в таблице 5.17.

При анализе табличных данных можно отметить, что, в основном, количественные данные концентрации радионуклидов в подземных водах находятся ниже МДА, а в случаях их обнаружения характерны очень низкие значения. При этом значения изменяются в следующих пределах:  $^{137}\text{Cs}$  от МДА до 0,3 Бк/кг;  $^{90}\text{Sr}$  от МДА до 1,3 Бк/кг; тритий от МДА до 760 Бк/кг;  $^{239+240}\text{Pu}$  не превышает МДА, равную 0,002 Бк/кг. Полученные значения радиационной опасности не представляют и не превышают установленных Санитарными правилами УВнас для питьевой воды.

Исключение составляют два участка расположения гидрогеологических скважин 538 и 539, где отмечены повышенные значения концентрации трития, достигающие 760 и 200 Бк/кг, соответственно. При этом в этих скважинах, по сравнению с другими скважинами, отмечены более высокие значения содержания  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ . Исходя из гидрогеологических условий, существующих в настоящее время, поступление техногенных радионуклидов с подземными водами к этим скважинам происходит с трещинно-жильными водами по двум основным направлениям. К скважине 538 загрязненный поток перемещается по зоне Чинрауского разлома со стороны «боевой» скважины №1080. Скважина 538 расположена в пределах локальной области разгрузки. Образование данной области, скорее всего, связано с последствиями ПЯВ, проведенного в скважине №1080, расположенной в пределах зоны влияния регионального разлома. Наличие повышенных значений трития в скважине 539, предположительно, обусловлено перемещением загрязненных вод по зоне влияния Каражирского разлома от «боевой» скважины №1071.

В характере миграционных процессов на данном участке стоит отметить влияние горных работ на подземную гидросферу. Дело в том,

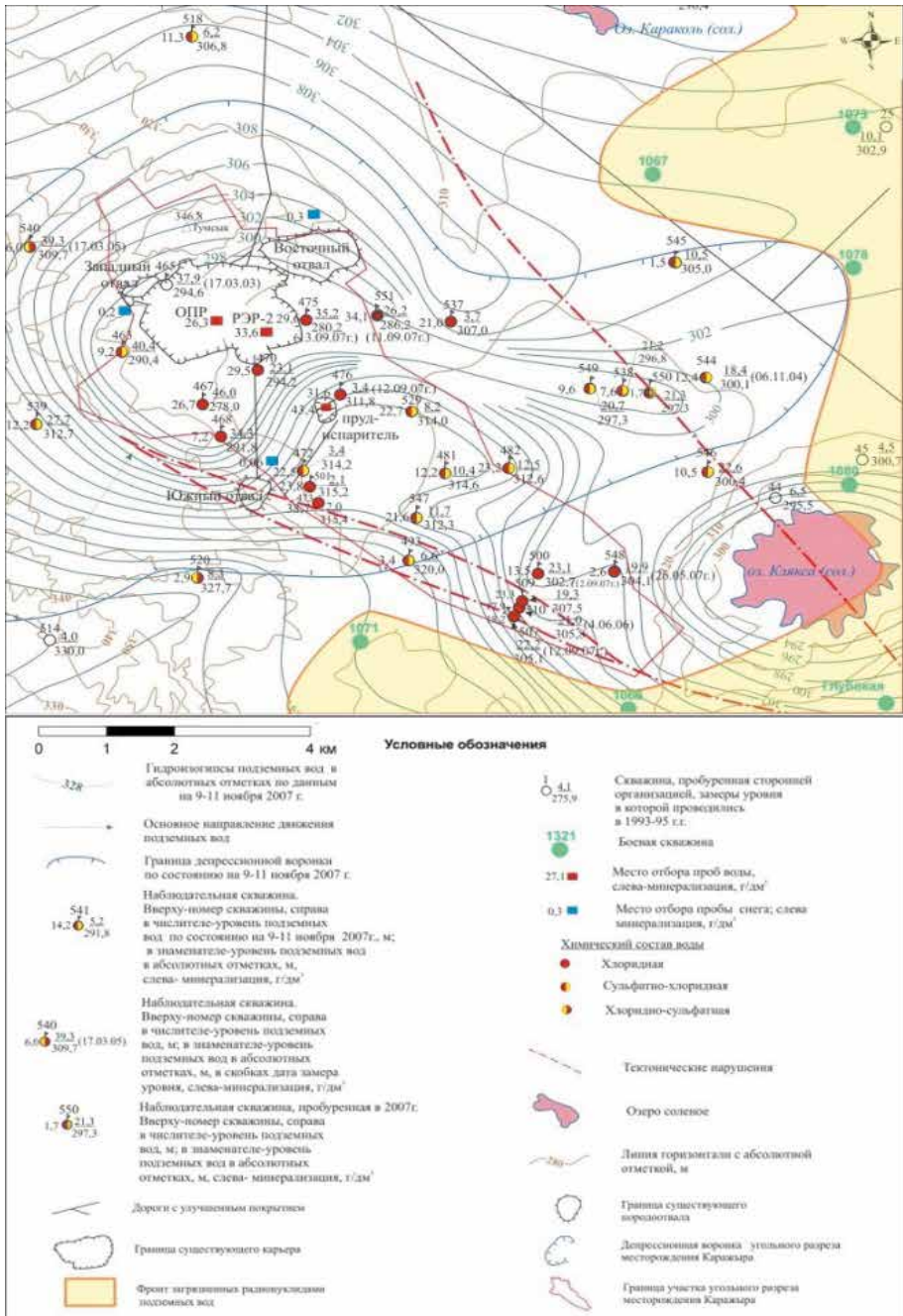


Рисунок 5.20. Месторождение «Каражыра». Схема расположения скважин для отбора проб подземных вод

**Таблица 5.17.** Участок «Каражыра». Содержание радионуклидов в подземных водах

№ скважины	Дата отбора	<sup>3</sup> H, Бк/кг	<sup>137</sup> Cs, Бк/кг	<sup>90</sup> Sr, Бк/кг	<sup>239+240</sup> Pu, Бк/кг
463	2003-2010	<7-16	0,015	0,29	-
	2011	<13	-	-	-
467	2005-2008	<7-54	-	-	-
	2010	<7			-
468	2003-2010	<7-54	0,02	1,1	-
	2011	<13	-	-	-
	2003-2010	<7-54	0,03	0,13	-
470	2011	<14	-	-	-
472	2003-2010	<7-20	0,45	0,1	-
	2011	<13	-	<0,01	-
473	2003-2010	<7-20	0,04	0,36	-
	2011	<13	-	-	-
475	2003	<7	-	-	-
	2005	41	-	-	-
	2007	10	<0,005	0,01	-
476	2003	<8	-	-	-
	2007	14	<0,005	0,01	-
478	2010	<7	-	-	-
481	2003-2010	<7-54	0,01	0,74	-
	2011	<13	-	<0,01	-
482	2003-2007	<7-20	0,01	0,28	-
	2008	25	-	-	-
493	2003-2007	<7-30	0,01	0,008	-
	2011	<12	-	-	-
500	2003-2008	<7-25	0,005	0,02	-
	2009	<8	-	-	-
501	2003-2010	<7-25	0,01	0,34	-
	2011	<13	-	-	-
507	2003-2007	<8 -78	<0,005	0,02	-
509	2003-2008	<7-25	0,01	0,23	-
	2009	<8	-	-	-
510	2003	11	-	-	-

№ скважины	Дата отбора	<sup>3</sup> H, Бк/кг	<sup>137</sup> Cs, Бк/кг	<sup>90</sup> Sr, Бк/кг	<sup>239+240</sup> Pu, Бк/кг
515	2003-2008	<7-20	0,01	0,25	-
	2010	<11	-	-	-
518	2003-2009	<7-25	0,02	0,69	-
	2010	<8	-	-	-
520	2003-2009	<7-25	0,01	0,06	-
	2010	<8	-	-	-
529	2003-2010	<7-25	0,02	<0,1	-
	2011	<13	-	-	-
535	2003	<8	-	-	-
536	2003	<8	-	-	-
537	2003-2010	<7-22	0,01	0,4	-
	2011	<13	-	-	-
538	2003	580	0,03	<0,03	-
	2004	570	0,05	0,079	-
	2005	760	0,023	0,043	-
	2006	470	0,05	0,079	-
	2007	380	0,02	0,08	-
	2008	500	0,05	1,3	-
	2009	300	<0,01	0,03	<0,002
	2010	250	<0,02	<0,01	-
	2011	250	-	<0,01	-
539	2003	46	-	-	-
	2004	<37	-	-	-
	2005	98	0,19	0,41	-
	2007	44	0,02	0,58	-
	2008	200	0,06	0,02	-
	2009	40	<0,02	1,15	-
	2010	30	<0,1	<0,01	<0,002
540	2003	<10	-	-	-
541	2003-2010	<7-20	0,01	0,4	-
	2011	<14	-	-	-
542	2007	21	-	-	-
	2003-2010	<7-33	0,02	0,11	-
543	2011	<14	-	<0,01	-
544	2004	<40	-	-	-

№ скважины	Дата отбора	<sup>3</sup> H, Бк/кг	<sup>137</sup> Cs, Бк/кг	<sup>90</sup> Sr, Бк/кг	<sup>239+240</sup> Pu, Бк/кг
545	2003-2010	<7-20	0,01	0,03	-
	2011	<13	-	-	-
546	2004-2010	<7-3	0,01	0,01	-
	2011	<16	-	<0,01	-
547	2003-2010	<7-14	0,02	<0,1	-
	2011	<13	-	-	-
548	2005	<9	-	-	-
	2007	10	<0,006	0,02	-
549	2006	<9	-	-	-
	2007	15	0,01	<0,1	-
	2008	10	-	-	-
550	2007	0,017	0,01	0,2	-
551	2007-2010	<7-23	0,01	0,2	-
	2011	<13	-	-	-
552	2008-2010	<7-20	-	-	-
553	2009	<7	<0,04	0,14	<0,002
	2010	<9	<0,01	<0,01	-
554	2010	<8	<0,1	<0,01	-
555	2010	<8	<0,01	<0,01	-
	2011	<14		<0,01	<0,002
Карьер	2004-2009	<7-23	0,3	0,84	-
	2010	<9	<0,02	<0,01	
	2011	<13	-	<0,01	-
Пруд-испаритель	2003-2009	<7-23	0,01	1,00	-
	2010	<15	-	-	-
МЗУА, Бк/кг	-	1000000000	10000	100000	1000

Примечание: - измерения не проводились

что осушение действующего карьера осуществляется путем водоотлива карьерных вод в законсервированный карьер пруд-испаритель, расположенный в 1 км. Схема расположения пруда-испарителя и контуры депрессионной воронки показаны на рисунке 2 (б). За годы разработки месторождения в результате карьерного водоотлива на прилегающей территории образовалась депрессионная воронка (воронка осушения). Депрессионная воронка увеличивается в основном в восточном направлении со скоростью примерно 1 км в год.

Часть дренажных вод летом испаряется, а какой-то объем вод фильтруется в водоносный горизонт и возвращается в карьер. В результате во-

круг пруда-испарителя образовался купол растекающихся вод, который создал подпор на пути подземного потока и уменьшает скорость продвижения границы депрессионной воронки к зоне расположения «боевых» скважин. Таким образом, эксплуатация пруда-испарителя дренажных вод является одним из факторов, препятствующих поступлению радиоактивных продуктов с подземными водами к границам месторождения.

По результатам исследований подземных вод, распространенных в пределах участка «Каражыра», можно сделать следующие выводы:

- основной водоносный комплекс в пределах месторождения «Каражыра» представлен нижнеюрским водоносным комплексом. С этим водоносным комплексом связаны основные объемы водопритока в карьер. Общее движение подземных вод направлено с юго-запада и запада на север и северо-запад в сторону долины р.Иртыш;
- в целом, на площади месторождения водоносный комплекс нижнеюрских отложений содержит воды с минерализацией 9,4–55,5 г/дм<sup>3</sup>. По химическому составу воды хлоридные, сульфатно-хлоридные, магниево-натриевые;
- значения концентраций техногенных радионуклидов в подземных водах <sup>137</sup>Cs, <sup>90</sup>Sr, <sup>239+240</sup>Pu находятся значительно ниже МЗУА и не превышают установленных Санитарными правилами УВнас для питьевой воды.

#### **Прогнозная оценка возможного загрязнения подземных вод**

Гидрогеологические условия района и месторождения «Каражыра» с позиции его разработки открытым способом представляются достаточно простыми. Отсутствие мощных водоносных образований с большими естественными запасами и ресурсами подземных вод позволяет отнести месторождение к разряду среднеобводненных и эксплуатация его, по-видимому, не вызовет каких-либо больших трудностей. При промышленном освоении месторождения могут возникнуть серьезные осложнения экологического характера, обусловленные близостью площадки подземных ядерных испытаний «Балапан».

На территории СИП в настоящее время не наблюдается повсеместного загрязнения подземных вод радионуклидами. Это не означает, что обстановка благополучна для любой хозяйственной деятельности на этой площади. Процессы миграции любого вещества с водой, формирования и движения подземных вод, зависящие от многих факторов, происходят в течение длительного времени. Очень низкие водопроводящие свойства вмещающих пород, чередование водоносных зон трещиноватости разломов и монолитных палеозойских пород, значительные глубины эпицентров взрывов, скудное инфильтрационное питание обуславливают крайне замедленный водообмен в районе месторождения «Каражыра». Поэтому в естественных условиях результат загрязнения подземной гидросферы на сопредельных с очагами участках, в той или иной мере, может проявиться через десятки, сотни и даже тысячи лет. Это справедливо для естественных условий. Совершенно другое дело, когда геологическая среда начинает подвергаться интенсивному техногенному воздействию, каковым является промышленное освоение угольного месторождения «Каражыра». Следует отметить, что мировая практика

не имеет аналогов эксплуатации месторождений полезных ископаемых в непосредственной близости от источников радиоактивного загрязнения подземной гидросферы, в нашем случае – «боевых» скважин.

Образование воронки осушения сопровождается увеличением уклонов пьезометрических поверхностей трещинных вод, что вызывает адекватное усиление процессов миграции и движения подземных вод в сторону карьеров. В результате строительства карьера глубиной до 200 м будет происходить увеличение депрессионной воронки, в сферу влияния которой могут войти площади, на которых располагаются «боевые» скважины.

Возможный ход развития радиозоологической ситуации, связанной с развитием депрессионной воронки и поступлением загрязненных вод к границам месторождения, можно представить поэтапно в хронологическом порядке.

В настоящее время при вскрытии угольных пластов на месторождении «Каражыра» водоприток формируется за счет поступления естественных запасов подземных вод. Одновременно происходит постепенное развитие общей депрессионной воронки. В дальнейшем не исключено вовлечение подземных вод зон Чинрауского и Каражырского разломов, превращение их, по мере захвата районной депрессией, в линейные подземные дрены. Это вызовет активизацию движения подземных вод в сторону карьера. При дальнейшем развитии депрессионной воронки еще большую роль в дренировании вод приобретают зоны Чинрауского и Каражырского разломов, которые вызывают активизацию движения подземных вод с полным нарушением естественного режима подземных вод в палеозойских породах. Это системы водоносных зон экзогенной трещиноватости, зон трещиноватости второстепенных разломов, и вообще, трещин и трещиноватых зон любого происхождения, в том числе сейсмологического, образованных в результате ядерных взрывов на площадке «Балапан».

Таков общий характер изменений подземной гидросферы. На каком этапе отработки месторождения значения концентраций техногенных радионуклидов в карьерных водах превысят допустимые уровни, и произойдет ли это вообще, – пока сделать прогноз не представляется возможным. Необходимо детальное изучение гидрогеологического режима в районе площадки «Балапан» и месторождения «Каражыра» в частности. В таких случаях, оперативный контроль и прогноз качества возможен только по данным мониторинга подземных вод, при организации которого должен быть учтен ряд вероятных гидродинамических особенностей формирования водопритока в карьер.

#### **Подземная газификация горных пород на площадке «Балапан»**

Кроме опасности техногенного радиационного воздействия, на территории бывшего СИП присутствует ряд опасностей, связанных с эффектами остаточных проявлений долговременной геотермальной активности в эпицентральных зонах ПЯВ. Прежде всего, следует отметить площадку «Балапан». Основными факторами, способствующими газификации горных пород на этой площадке, является то, что значительная часть ПЯВ в скважинах проведена в горных породах, содержащих углистые материалы. Наличие подземных вод и высоких температур в блоках горных

пород, вмещающих центральные зоны ПЯВ, способствуют протеканию процессов бескислородной деструкции горных пород. Одним из основных последствий ПЯВ, проведенных в углесодержащих горных породах, является газовыделение и образование необрушенных полостей, которые в результате газификации со временем увеличиваются в объеме. Более подробно особенности процессов подземной газификации горных пород на площадке «Балапан» описаны в работе [8].

В настоящее время обстановка на всех «боевых» скважинах находится под контролем подразделений НЯЦ РК. На всех критических скважинах проводится газовый и температурный мониторинг. Для проведения наблюдений на 7 скважинах пробурены специальные наблюдательные скважины. Для проведения круглосуточных температурных измерений на «боевой» скважине №1010 оборудована мониторинговая станция.

Стоит отметить, никаких катастрофических явлений, связанных с возникновением пожаров горных пород на дневной поверхности в настоящее время не наблюдается. Выделение газов на дневную поверхность происходит на локальных участках, расположенных в районе «боевых» скважин с радиусом до 100 м. Всем субъектам хозяйственной деятельности в районе площадки «Балапан» Национальным ядерным центром РК предоставлены схемы безопасного перемещения, где учтены как радиационные факторы, так и факторы опасностей, связанных с подземной газификацией горных пород.

Результаты анализа развития радиоэкологической ситуации в районе месторождения «Каражыра» по данным многолетнего мониторинга, с учетом результатов ранее проведенных работ, можно охарактеризовать следующим образом. В целом, радиационная обстановка на участке месторождения стабильная и не требует принятия специальных мер по радиационной безопасности. Однако, учитывая то, что месторождение «Каражыра» находится на испытательной площадке «Балапан» бывшего СИП, работы по разработке месторождения должны проводиться при постоянном радиационном сопровождении с учетом ниже представленных рекомендаций.

**Грунты на дневной поверхности.** В результате проведенных исследований установлено, что содержание техногенных радионуклидов на дневной поверхности территории месторождения обусловлено, в основном, глобальными выпадениями, а также радиоактивными выпадениями ядерных испытаний, проводимыми на Опытном поле и нештатными радиационными ситуациями при проведении ПЯВ на площадке «Балапан». Содержание естественных радионуклидов в почвенном покрове является типичным для почв данной местности. Отмечено присутствие техногенных радионуклидов, концентрация которых вполне сопоставима с фоном глобальных выпадений. В то же время, потенциальными источниками вторичного радиоактивного загрязнения могут являться локальные участки радиоактивного загрязнения, расположенные в эпицентральных зонах «боевых» скважин на площадке «Балапан». В связи с чем, объем мониторинга технологических дорог на месторождении следует оставить в том же объеме.

Результаты многолетних наблюдений показали, что уровень радиоактивного загрязнения площадей дневной поверхности, вовлекаемых по плану горных работ в разработку, остается без изменений и радиаци-



онной опасности не представляет. Это говорит в пользу того, что данный вид наблюдений можно существенно сократить или вообще исключить из состава радиоэкологического мониторинга.

**Атмосферный воздух.** По результатам многолетнего мониторинга присутствия техногенных радионуклидов в воздушной среде объекта не выявлено. Содержание трития в воздушной среде объекта не превышает допустимых значений, установленных Санитарными правилами, и является типичным для площадки «Балапан». Однако не исключено, что при определенных условиях вклад трития в дозовую нагрузку может быть весомым, в связи с возможным поступлением загрязненных тритием водяных паров со стороны р. Шаган. В данных условиях необходим регулярный контроль содержания трития не только на территории разрабатываемого карьера, но и в местах повышенных значений содержания трития в водах р. Шаган. При этом объем проб атмосферного воздуха на определение содержания радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  можно сократить до одной пробы в месяц.

**Подземные воды.** Основным радиоактивным загрязнителем подземных вод, распространенных в районе месторождения «Каражыра», является радионуклид техногенного происхождения тритий. Обнаруженные уровни данного радионуклида радиационной опасности не представляют и находятся значительно ниже допустимых значений для питьевой воды. Тем не менее, сам факт обнаружения в подземных водах месторождения радиоактивных продуктов ПЯВ диктует необходимость более тщательного изучения путей поступления и динамики их концентрации в подземных водах, распространенных на прилегающей к месторождению территории. По результатам исследований, основным возможным путем поступления загрязненных подземных вод является зона сочленения Чинрауского и Каражырского разломов. На данном участке необходимо провести детальные исследования, по результатам которых скорректировать объемы и параметры мониторинга подземных вод. Необходимость мониторинга подземных вод в районе месторождения «Каражыра» не вызывает сомнения, а учитывая уникальную геоэкологическую обстановку, а также перспективы дальнейшего хозяйственного освоения территории СТП, создание мониторинга будет иметь большое общее научное и практическое значение, прежде всего с позиции разработки мер и способов предотвращения негативного воздействия последствий ядерных испытаний на окружающую среду. Создание мониторинга подземных вод представляет сложную задачу. При этом необходимы детализационные исследования, требующие больших материальных затрат. Эта задача не может быть полноценно решена силами только угледобывающего предприятия, т.к. на таких объектах пересекаются практические интересы с проблемами общегосударственного характера. Только за период с 2003 по 2006 гг. пробурено несколько гидрогеологических скважин на площадке «Балапан». Кроме того, чрезвычайно важным, с позиции использования средств, при создании мониторинга является планомерное и последовательное развитие гидрогеологической режимной сети с учетом характера радиоактивного загрязнения подземных вод на площадке «Балапан».

В таких случаях оперативный контроль и прогноз качества возможен только по данным мониторинга подземных вод, при организации которого должен быть учтен ряд вероятных гидродинамических особенностей формирования водопритока в карьер.

**Радиационный контроль рабочих мест.** В ходе радиационного контроля радиоактивного загрязнения рабочих поверхностей оборудования, транспортных средств, помещений пребывания персонала не зафиксировано. Значения радиационных параметров во всех точках измерений остаются практически неизменными. Тем не менее, с учетом социальной обеспокоенности населения, связанной с близостью участков ПЯВ, данный вид контроля стоит продолжить, но существенно сократить.

**Подземная газификация горных пород на площадке «Балапан».** Остается открытым вопрос, связанный с оценкой рисков сопутствующим процессам подземной газификации горных пород, в связи с возможным возникновением пожаров, обрушением котловых полостей ПЯВ и выносом законсервированных радиоактивных веществ. Стоит отметить, что в настоящее время обстановка, связанная с газоносностью на приустьевых площадках «боевых» скважин, находится под контролем. На испытательных площадках каких-либо проявлений катастрофического характера не наблюдается и принятия специальных мер по обеспечению безопасности не требуется. Тем не менее, необходимо обратить внимание, что потенциально газоносными являются все скважины, в которых были проведены ПЯВ. В связи с чем, руководителям предприятий, осуществляющих хозяйственную деятельность на территории СИП, необходимо исключить возможное появление людей и технических средств на участки, где были проведены ПЯВ на площадках «Балапан» и «Сары-Узень».

**Добываемый уголь месторождения «Каражыра».** Исследования показали, что в настоящее время по радионуклидному составу уголь может использоваться в качестве энергетического сырья, зольные остатки могут использоваться в качестве строительных материалов без ограничения. При этом концентрация естественных радионуклидов в добываемом угле месторождения «Каражыра» соответствует значениям среднемировой активности углей. С учетом специфики работы на СИП, будет полезным существенно увеличить объем анализируемых проб добываемого угля на определение концентраций естественных и техногенных радионуклидов.

Приведенные результаты радиэкологических исследований в районе месторождения «Каражыра» позволяют утверждать, что по всем параметрам радиационного контроля ситуация на участке в данный момент представляется благополучной. Дозы, полученные персоналом от внешнего гамма-излучения, не превышают допустимых уровней.

Однако стоит учитывать, что разрабатываемое месторождение находится в непосредственной близости от мест проведения подземных ядерных испытаний, миграция техногенных радионуклидов в подземных водах месторождения может усилиться по мере разработки месторождения. В связи с чем, для обеспечения безопасного освоения месторождения необходимым условием является проведение следующего комплекса первоочередных мероприятий:

- во-первых, необходимо провести детальные исследования по изучению обстановки в зоне сочленения Каражырского и Чинрауского разломов. Именно по этим направлениям существует наибольшая вероятность поступления загрязненных подземных вод к границам месторождения;
- во-вторых, необходимо провести комплексные исследования по изучению характера протекания процессов подземной газификации горных пород в районе расположения ближайших «боевых» скважин для оценки сопутствующим данным процессам рисков в связи с возможным возникновением пожаров, обрушением котловых полостей ПЯВ и выносом законсервированных радиоактивных веществ.

Резюмируя вышесказанное, следует отметить следующее. Несмотря на то что месторождение «Каражыра» расположено на территории СИП недалеко от мест проведения ПЯВ, дальнейшее освоение месторождения возможно при выполнении требований и рекомендаций институтов НЯЦ РК и государственных органов, ведущих контроль за охраной здоровья населения и охраной окружающей среды. Естественно, что при таком уровне контроля любые нежелательные тенденции в развитии радиологической обстановки не останутся незамеченными и будут приняты соответствующие и своевременные меры.

#### **Радиологическое состояние территории флюоритового месторождения «Караджал»**

Месторождение флюоритов «Караджал» расположено в непосредственной близости от северной границы испытательной площадки «Дегелен» (рисунки 5.21) – одного из мест проведения подземных ядерных взрывов (ПЯВ) на Семипалатинском испытательном полигоне (СИП) [20].

#### **Общие сведения о месторождении**

##### **Физико-географическая характеристика района**

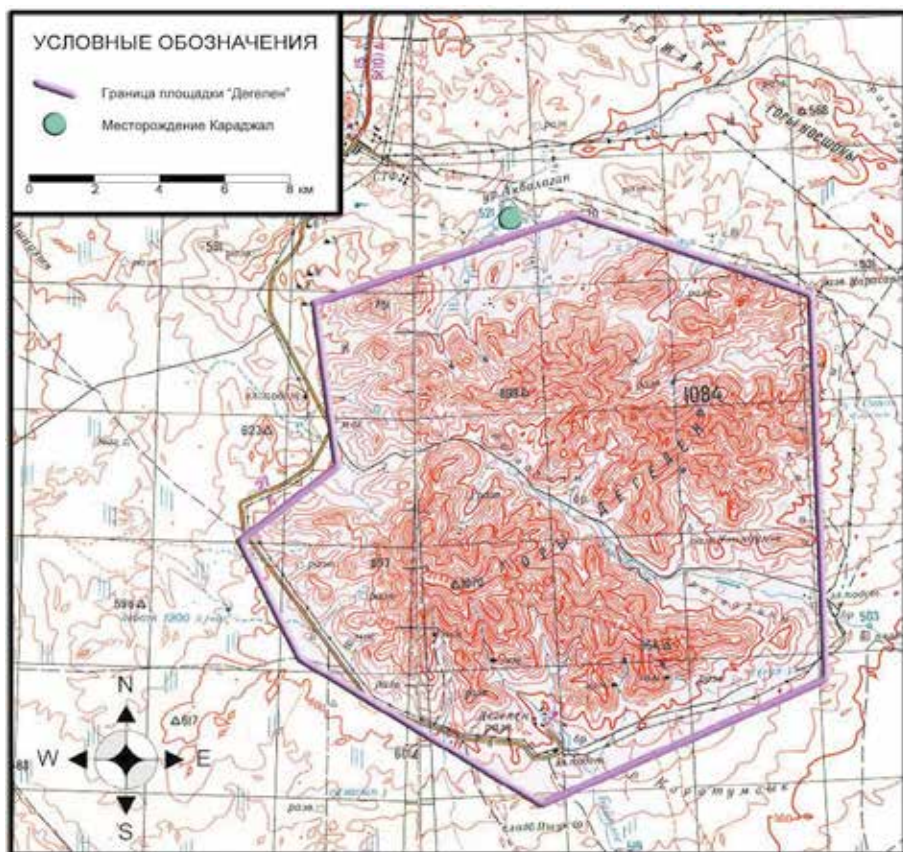
Месторождение «Караджал» расположено на территории Восточно-Казахстанской области, в 170 км к юго-западу от г. Семей, в 120 км к юго-западу от г. Курчатова, на территории бывшего СИП.

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. Курчатова.

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.

##### **Геологическое строение месторождения**

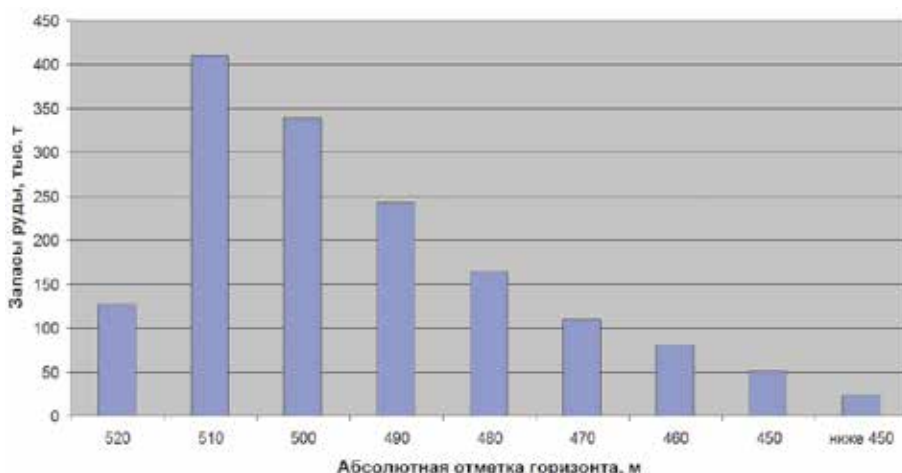
Основной особенностью месторождения «Караджал» является положение его в приконтактной зоне Дегеленского гранитного массива, оказавшего контактное воздействие на эффузивные и осадочные породы палеозойского возраста. Рудная зона северо-западного простирания, к которой приурочено месторождение, в рельефе отмечается как полого-увалистая равнина с общим уклоном к центру месторождения, где с юга на север проходит весьма слабо выраженное русло р. Карабулак.



**Рисунок 5.21.** Расположение месторождения «Караджал» относительно испытательной площадки «Дегелен»

Флюоритовый участок «Караджал» сформирован в остане 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 5.22).



**Рисунок 5.22.** Распределение принятых к проектированию запасов руды месторождения «Караджал» по глубине

### 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, Токтакушук 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 гли-

нами 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<sup>3</sup>/мин до 1000 дм<sup>3</sup>/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 (рисунки 5.23). 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.

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.

#### **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<sup>3</sup>, 1,25 м<sup>3</sup> и 0,75 м<sup>3</sup> 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 5.24.



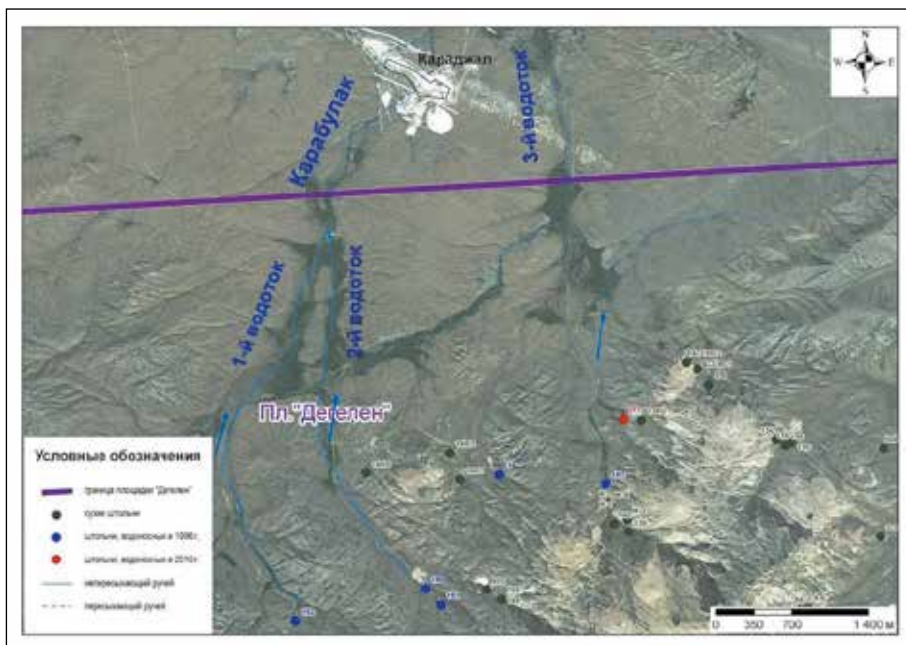
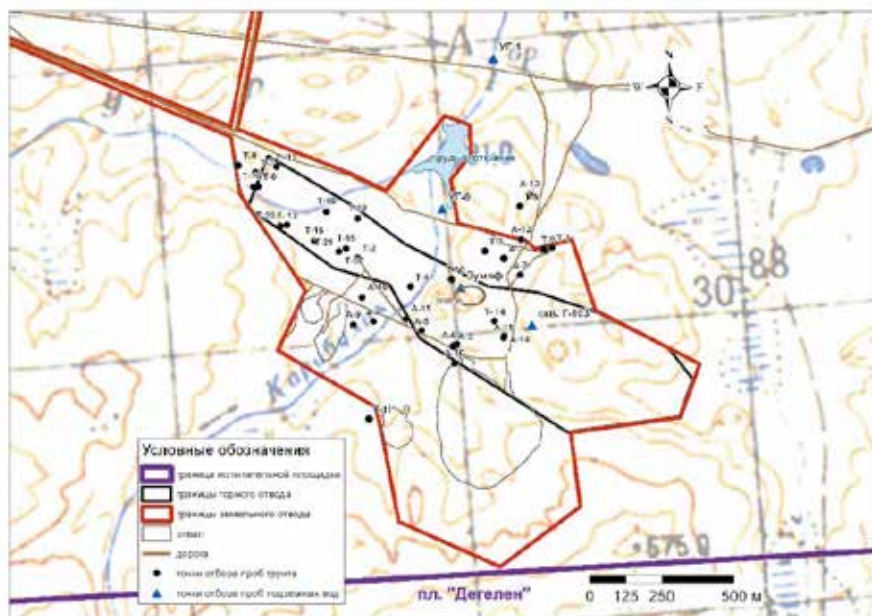


Рисунок 5.23. Местоположение участка «Караджал» и основные источники потенциальной миграции техногенных радионуклидов с поверхностными и подземными водами



Рисунок 5.24. Общий вид карьера месторождения «Караджал»

Основные элементы инфраструктуры месторождения «Караджал» показаны на рисунке 5.25.



**Рисунок 5.25.** 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<sup>3</sup>, 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<sup>3</sup>/ч, максимальный (с учетом ливневых вод) – 150 м<sup>3</sup>/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<sup>3</sup>/год, в том числе, сброс на рельеф – 252485 м<sup>3</sup>/год, полив технологических дорог и орошение горной массы – 9839 м<sup>3</sup>/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 дальней-



шем 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.

#### **Факторы и механизмы формирования радиационной обстановки**

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.

#### **Загрязнение окружающей среды техногенными радионуклидами**

Основные потенциальные источники загрязнения для рассматриваемой территории – это атмосферные выпадения, обуславливающие загрязнение грунтов на дневной поверхности и ПЯВ на площадке «Дегелен», образовавшие котловые полости, из которых возможен перенос радионуклидов подземными и поверхностными водами.

#### **Атмосферные выпадения и загрязнение грунтов дневной поверхности**

##### **Локальные атмосферные выпадения**

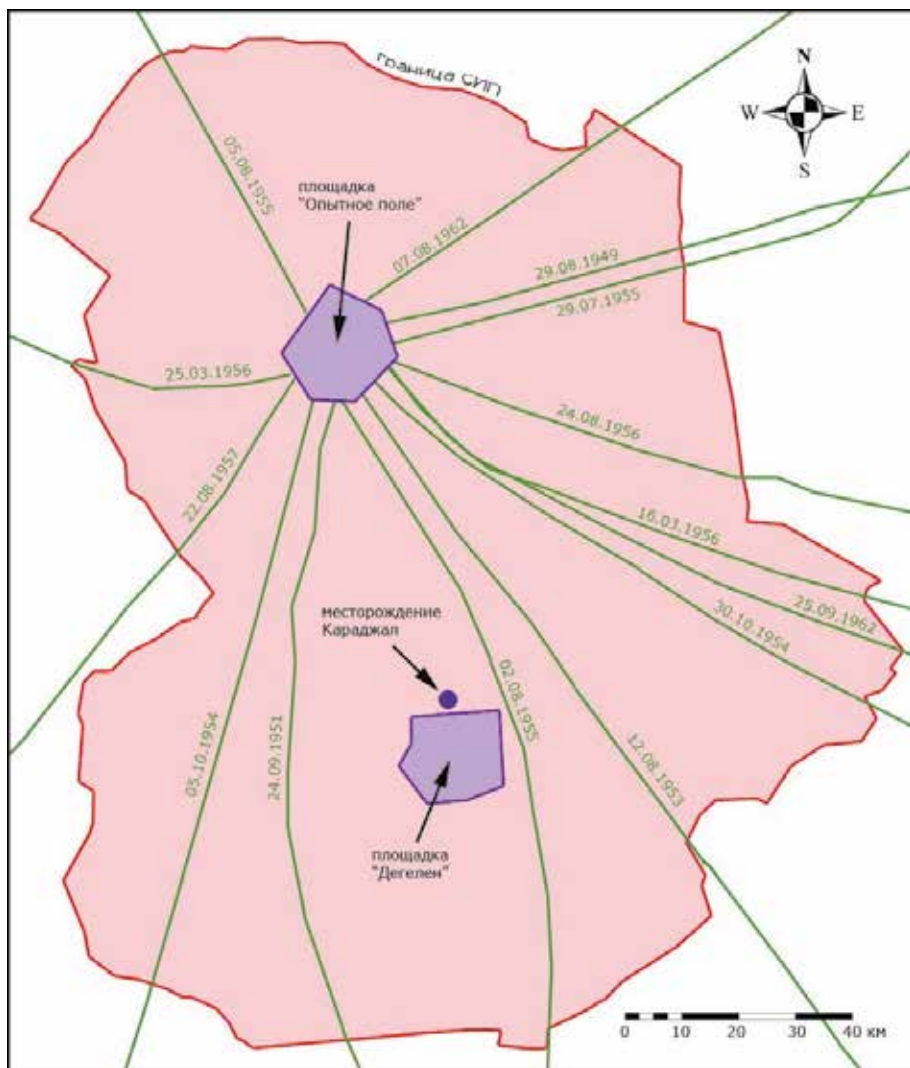
В период с 1949 по 1962 гг. на площадке «Опытное поле» было проведено 30 наземных испытаний. Наземные ядерные испытания привели к высокому радиоактивному загрязнению значительных территорий, сформировав радиоактивные следы, протянувшиеся на сотни километров от эпицентра взрывов. На *рисунке 5.26* изображены следы, идентифицирующиеся на местности.

Как видно из рисунка, ось перемещения облака от взрыва, проведенного 02.08.1955 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 02.08.1955 г. не относится к радиационно-значимым [21].

Таким образом, фактор локальных атмосферных выпадений от воздушных испытаний на СИП не должен играть существенной роли в формировании радиационной обстановки на месторождении.

##### **Глобальные атмосферные выпадения**

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



**Рисунок 5.26.** Пространственное положение осей перемещения радиоактивных облаков наземных ядерных взрывов, произведенных на площадке «Опытное поле»

Радиоактивные аэрозоли микроскопических размеров ( $\sim 4 \times 10^{-5}$  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 [22], удельная активность техногенных радионуклидов в грунтах, обусловленная глобальными выпадениями составляет:  $^{137}\text{Cs}$  – 4–29 Бк/кг,  $^{90}\text{Sr}$  – 1–19 Бк/кг,  $^{239+240}\text{Pu}$  – 0,02–5 Бк/кг,  $^{151}\text{Sm}$  ~ 1,2 Бк/кг,  $^{99}\text{Tc}$  ~ 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 почвы. 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.

#### **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  $^3\text{H}$  в отдельных водотоках достигает 460 кБк/кг,  $^{137}\text{Cs}$  – 780 Бк/кг,  $^{90}\text{Sr}$  – 1800 Бк/кг,  $^{239+240}\text{Pu}$  – 2,3 Бк/кг [23].

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 мно-

гие 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.

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.

#### **Загрязнение воздушной среды вследствие пылеобразования из загрязненных грунтов**

Многолетние исследования на СИП [24] показали, что даже на больших площадных источниках радионуклидного загрязнения дневной поверхности, таких как Опытное поле, значительное радиоактивное загрязнение приземного слоя атмосферы возможно только при техногенном пылении (движение автомобилей и другие работы, вызывающие значительный пылеподъем), а также при степных пожарах.

Работы по разработке месторождения открытым способом относятся именно к вызывающим значительный пылеподъем, что может привести к внутреннему облучению за счет попадания радионуклидов в организм через органы дыхания и диктует необходимость контроля за содержанием техногенных радионуклидов в атмосферном воздухе.

#### **Механический перенос загрязненных грунтов**

Упомянувшееся 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  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$  и  $^{90}\text{Sr}$  –  $3,3 \times 10^4$ ;  $2,6 \times 10^4$  и  $1,4 \times 10^5$  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.

### **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.

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  $^3\text{H}$  в воде ниже места слияния первого и второго водотоков составляет около 30 кБк/кг,  $^{137}\text{Cs}$  – до 0,22 Бк/кг,  $^{90}\text{Sr}$  – 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  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  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.

### **Загрязнение воздушной среды тритием вследствие испарения и транспирации из поверхностных и подземных вод**

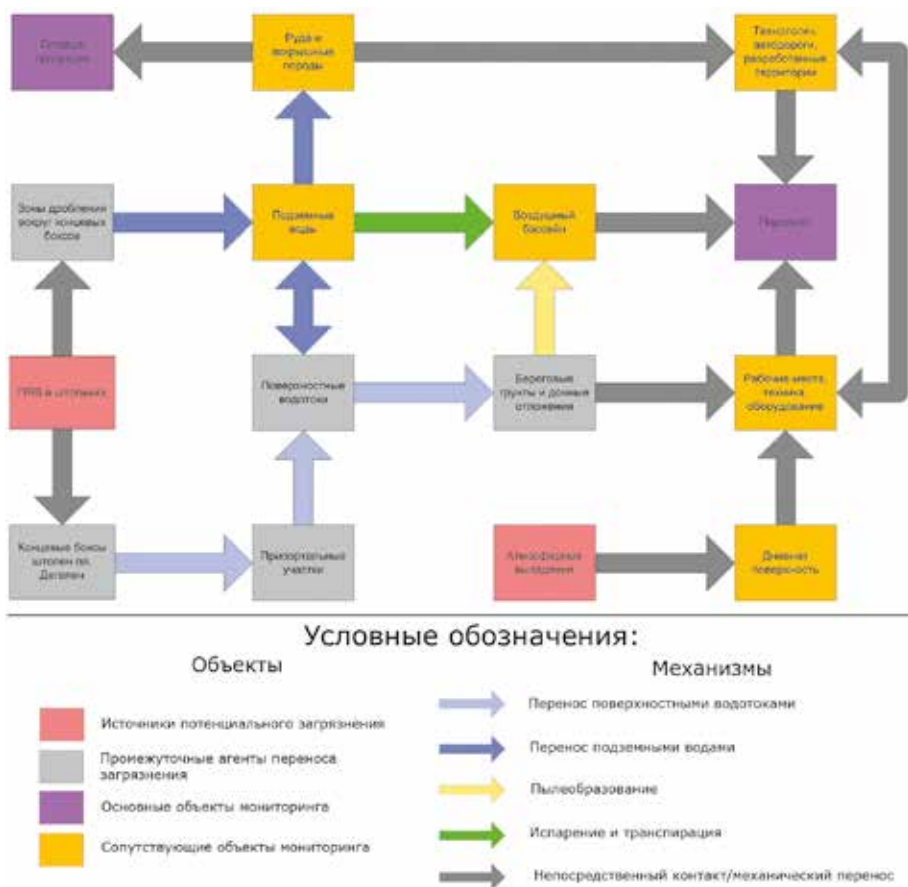
Тритий, в отличие от других техногенных радионуклидов, не сорбируется вмещающими породами и мигрирует с водой практически со скоростью движения самой воды. Загрязнение тритием поверхностных или неглубоко залегающих подземных вод может приводить к его попаданию в атмосферу путем испарения или транспирации растениями. В подземных водах, распространенных в пределах горного массива Дегелен, концентрация трития достигает 105 Бк/кг. В воздухе горного массива Дегелен содержание трития достигает 240 Бк/м<sup>3</sup> при среднем содержании его 41 Бк/м<sup>3</sup> [14].

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.

### **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 пе-

реноса, механизмы их действия, а также взаимодействие их с объектами окружающей среды в виде схемы, показанной на рисунке 5.27.



**Рисунок 5.27.** Основные факторы, способные повлиять на радиационную обстановку и их взаимодействие с объектами наблюдения

**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).

### Результаты работ

К настоящему времени по результатам работ, выполненных на месторождении, накоплено большое количество фактического материала, данные по объему которого (количество измерений и лабораторных анализов) приведены в таблице 5.18.

**Таблица 5.18.** 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

**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 5.19.

**Таблица 5.19.** 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 <sup>2</sup> )	-	-	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Плотность поверхностного β-излучения, част/(мин×см <sup>2</sup> )	-	-	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 5.20.

**Таблица 5.20.** 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 <sup>2</sup> )	-	< 0,3	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Плотность поверхностного β-излучения, част/(мин×см <sup>2</sup> )	-	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 покровах персонала. Результаты радиометрических измерений представлены в таблице 5.21.

**Таблица 5.21.** Результаты радиометрического контроля рабочих мест и оборудования

Вид измерения	2005	2006	2007	2008	2009
	Усредненное значение (минимальное – максимальное)				
Плотность поверхностного $\alpha$ -излучения, част/(мин $\times$ см <sup>2</sup> )	< 0,3	< 0,3	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Плотность поверхностного $\beta$ -излучения, част/(мин $\times$ см <sup>2</sup> )	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  $\beta$ -частиц составили <10 част/(мин $\times$ см<sup>2</sup>). Значения плотности потока  $\alpha$ -частиц во всех точках обследования не превысили предела обнаружения используемых средств измерений (<0,2-0,3 част/(мин $\times$ см<sup>2</sup>)). 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  $\pm 30\%$ .

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.

### 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 5.22*. Для сравнения приведены величины минимально значимой удельной активности (МЗУА).

**Таблица 5.22.** Результаты лабораторных исследований проб грунта дневной поверхности

Радионуклид	2004	2005	2007	2008	2009
	Усредненное значение удельной активности (минимальное – максимальное), Бк/кг				
<sup>40</sup> K	(120-430)	750 (480-1020)	-	570 (500-700)	620 (450-900)
<sup>226</sup> Ra	(25-56)	31 (27-35)	-	54 (35-90)	55 (50-60)
<sup>232</sup> Th	(6-59)	44 (18-79)	-	17 (7-20)	32 (20-45)
<sup>241</sup> Am	-	0,6 (<0,3-0,9)	<1	<1	<1
<sup>137</sup> Cs	(<0,9-33)	16 (<0,4-51)	<1	2,4 (<1-6)	14 (<1-25)
<sup>90</sup> Sr	(2-3,5)	12 (<9-15)	11 (11-11)	5 (5-5)	13 (12-14)
<sup>239,240</sup> 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, а содержания техногенных радионуклидов не превышают фона глобальных выпадений за исключением <sup>239+240</sup>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 5.23*.

**Таблица 5.23.** Результаты лабораторных исследований проб грунта разработанных территорий, отвалов, автодорог

Радионуклид	2006	2007	2008	2009
	Усредненное значение удельной активности (минимальное – максимальное), Бк/кг			
<sup>40</sup> K	-	-	690 (300-1300)	510 (400-650)
<sup>226</sup> Ra	-	52 (45-59)	43 (20-60)	70 (65-80)
<sup>232</sup> Th	-	55 (33-67)	32 (10-65)	32 (20-40)
<sup>241</sup> Am	0,9 (<0,5-2)	< 1,5	< 1	< 1
<sup>137</sup> Cs	25 (2-46)	10 (<1-36)	7 (<1-15)	4 (<1-10)
<sup>90</sup> Sr	16 (10-22)	14 (8-20)	-	-
<sup>239,240</sup> Pu	12 (6-18)	-	-	-
<sup>60</sup> 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 <sup>239,240</sup>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 5.24*.

Содержания естественных радионуклидов в руде и вмещающих породах не превышают соответствующих значений для данной горной породы. Обращает на себя внимание присутствие техногенных радионуклидов <sup>90</sup>Sr, <sup>137</sup>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 5.25.

**Таблица 5.24.** Результаты лабораторных исследований проб руды и вмещающих пород

Радионуклид	2006	2007	2008	2009
	Усредненное значение удельной активности (минимальное – максимальное), Бк/кг			
<sup>40</sup> K	390 (200-810)	-	75 (29-140)	390 (80-780)
<sup>226</sup> Ra	23 (16-38)	76 (22-390)	19 (7-32)	95 (50-220)
<sup>232</sup> Th	21 (14-34)	21 (5-130)	4 (2-7)	36 (25-59)
<sup>210</sup> Pb	120 (86-170)	-	-	-
<sup>241</sup> Am	< 0,4	< 2	< 1	< 1
<sup>137</sup> Cs	< 0,5	20 (<0,7-39)	< 1	1,9 (<1-5)
<sup>90</sup> Sr	-	7 (<2-11)	-	-
<sup>60</sup> Co	< 1	< 3	< 2	-

**Таблица 5.25.** Результаты лабораторных исследований проб готовой продукции

Радионуклид	2007	2008	2009
	Усредненное значение удельной активности (минимальное – максимальное), Бк/кг		
<sup>40</sup> K	-	250 (23-480)	270 (200-350)
<sup>226</sup> Ra	34 (22-71)	14 (4-54)	22 (10-30)
<sup>232</sup> Th	10 (<2-15)	8 (2-18)	10 (4-15)
<sup>241</sup> Am	< 2	< 1	< 1
<sup>137</sup> Cs	< 2	< 1	< 1
<sup>238</sup> U	-	< 8	-
<sup>60</sup> 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 разновидности гранита).

Содержание техногенных радионуклидов сопоставимо с фоном глобальных выпадений и связано с проведением ядерных испытаний, за исключением небольшого превышения по  $^{239+240}\text{Pu}$ , которое зафиксировано в некоторых точках дневной поверхности. Это можно объяснить воздействием краевых частей следов от наземных ядерных испытаний на Опытном поле.

#### 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 5.26.

**Таблица 5.26.** Результаты лабораторных исследований проб атмосферного воздуха

Радионуклид	ДОНас, Бк/м <sup>3</sup>	2005	2006	2007	2008	2009
		Объемная активность, Бк/м <sup>3</sup>				
<sup>40</sup> K	31	< 1,5×10 <sup>-5</sup>	<4×10 <sup>-5</sup>	-	-	-
<sup>226</sup> Ra	0,03	< 1×10 <sup>-5</sup>	< 1×10 <sup>-5</sup>	-	-	-
<sup>232</sup> Th	4,9×10 <sup>-3</sup>	<2×10 <sup>-6</sup>	< 1×10 <sup>-5</sup>	-	-	-
<sup>210</sup> Pb	0,11	<3×10 <sup>-4</sup>	<4×10 <sup>-3</sup>	-	-	-
<sup>241</sup> Am	2,9×10 <sup>-3</sup>	<2×10 <sup>-7</sup>	<4×10 <sup>-7</sup>	<7×10 <sup>-7</sup>	<2×10 <sup>-4</sup>	<1×10 <sup>-6</sup>
<sup>137</sup> Cs	27	<1×10 <sup>-6</sup>	<3×10 <sup>-6</sup>	<1×10 <sup>-6</sup>	< 1×10 <sup>-5</sup>	< 1×10 <sup>-6</sup>
<sup>90</sup> Sr	2,7	-	-	<5×10 <sup>-6</sup>	-	-

По результатам проведенных исследований отмечено, что за весь период присутствие техногенных радионуклидов в воздушной среде объекта не наблюдалось.

**Таблица 5.27.** Результаты лабораторных исследований проб атмосферного воздуха

Радионуклид	ДОНас, Бк/м <sup>3</sup>	2005	2006	2007	2008	2009
		Усредненное значение объемной активности (минимальное – максимальное), Бк/м <sup>3</sup>				
<sup>3</sup> H	1900	9,3 (2-25)	3,8 (0,5-13)	24 (33-234)	6,3 (<0,1-42)	9,6 (<0,1-165)

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 5.27*.

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<sup>3</sup>.

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.

#### **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 пластиковой водой не менее трех раз. Объем пробы для определения техногенных радионуклидов <sup>137</sup>Cs, <sup>90</sup>Sr и <sup>239+240</sup>Pu составлял не менее 10 л, для определения содержания <sup>3</sup>H – 1,5 л. Результаты лабораторных исследований проб поверхностных вод по определению <sup>137</sup>Cs, <sup>90</sup>Sr представлены на *рисунке 5.28*.

Результаты лабораторных исследований проб подземных вод по определению <sup>137</sup>Cs, <sup>90</sup>Sr представлены на *рисунке 5.29*.

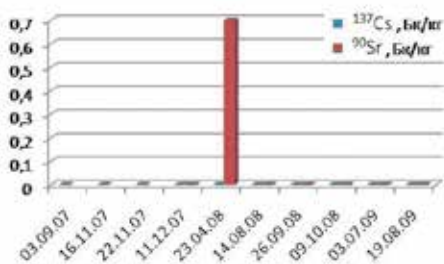
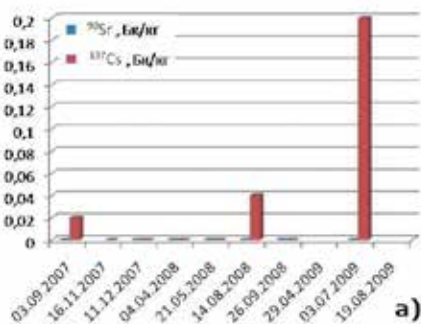
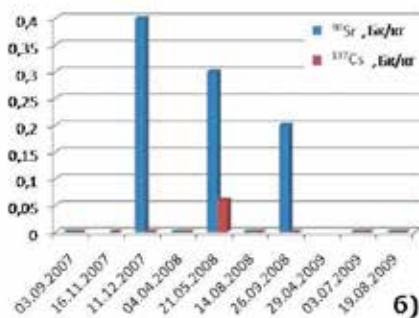


Рисунок 5.28. Содержания  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в карьерных водах (зумпф)

Анализ результатов лабораторных исследований показал, что отдельные пробы воды характеризуются присутствием техногенных радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  в количествах, значительно меньше уровней вмешательства ( $^{137}\text{Cs}$  – 11 Бк/кг,  $^{90}\text{Sr}$  – 4,9 Бк/кг). Однако само присутствие их в районе месторождения требует проведения дополнительных, прецизионных исследований.

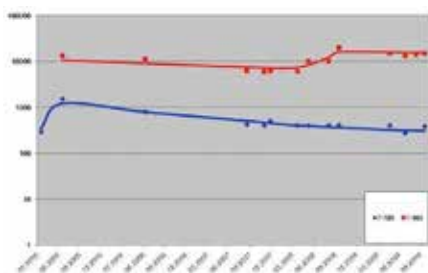


а) скважина Г-103

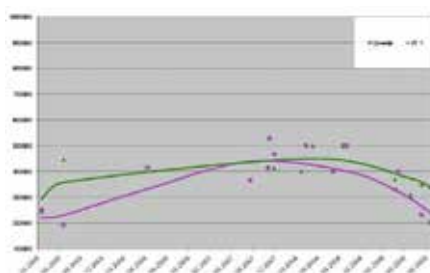


б) скважина Г-105

Рисунок 5.29. Содержания  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в подземных водах



а) в подземных водах



б) в поверхностных водах

Рисунок 5.30. Динамика концентрации трития

Выборочно в нескольких пробах воды определено содержание техногенного радионуклида  $^{239+240}\text{Pu}$ . В результате установлено, что концентрация  $^{239+240}\text{Pu}$  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 7600 Бк/кг (рисунок 5.30).

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.

#### 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. Согласно нормативной документации, 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 значений не происходило (рисунок 5.31).

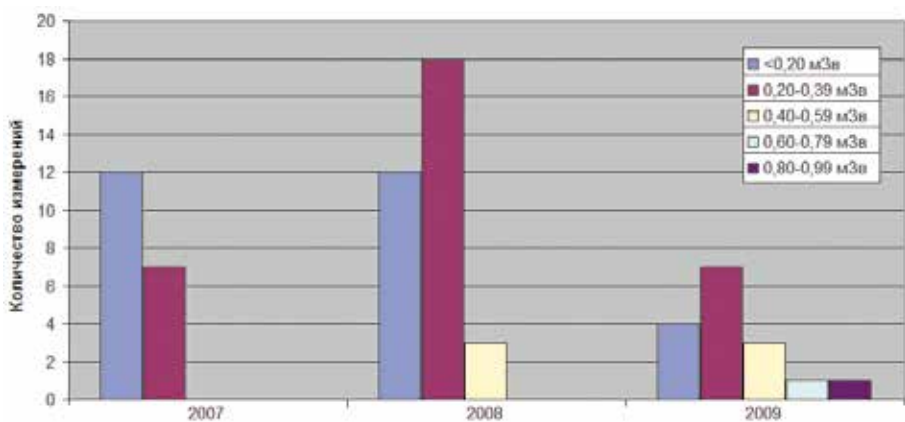
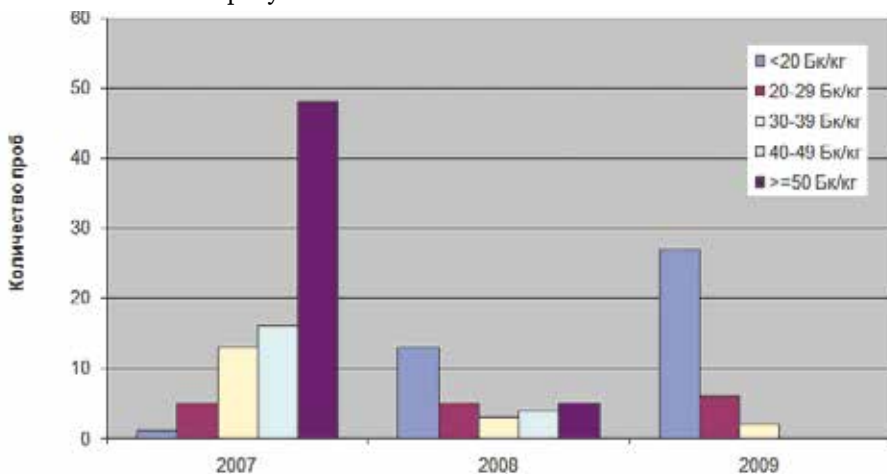


Рисунок 5.31. Результаты индивидуального дозиметрического контроля персонала



Расчет дозы за счет внутреннего облучения тритием выполнялся согласно [25]. Для этого проведено определение удельной активности трития в моче персонала, занятого на месторождении (рисунк 5.32).

Несколько повышенные значения трития 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 получить более точные результаты анализов.



**Рисунок 5.32.** Результаты определения содержания трития в пробах урины

Результаты расчета доз внутреннего облучения рабочих, занятых на работах по разработке месторождения «Караджал», представлены в таблице 5.28.

**Таблица 5.28.** 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)		
$^3\text{H}$ в моче, Бк/кг	65 (17-1160)	53 (10-300)	16 (10-60)
Доза облучения, мЗв/год	$9,7 \times 10^{-5}$ ( $2,6 \times 10^{-5}$ - $1,7 \times 10^{-3}$ )	$7,9 \times 10^{-5}$ ( $1,5 \times 10^{-5}$ - $4,5 \times 10^{-4}$ )	$2,3 \times 10^{-5}$ ( $1,5 \times 10^{-5}$ - $9,0 \times 10^{-5}$ )

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.

#### **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 санитарными правилами, 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 «долгживущие» радионуклиды, наиболее биологически важными (опасными) из которых традиционно принято считать четыре –  $^3\text{H}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$ , наработанное количество которых является самым большим. В последнее время в сферу внимания исследователей вовлекаются дополнительные техногенные радионуклиды –  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Pu}$ ,  $^{36}\text{Cl}$ ,  $^{99}\text{Tc}$  и т.д., однако в данный момент их рассмотрение лежит за пределами предмета данной работы.

Радионуклид  $^3\text{H}$  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  $^3\text{H}$  в поверхност-

ных и подземных водах не наблюдается. Возможно, через несколько лет будет наблюдаться снижение концентраций трития, связанное с процессами его распада.

$^{239+240}\text{Pu}$  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%  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ . 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%  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , 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 дренажную систему, 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  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ . Вынос трития из зон дробления и трещиноватости этих штолен является причиной его высокой концентрации в дренажных водах карьера. Значимые количества  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  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  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  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 несмыслаемые 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 подземных 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  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  от мест подземных ядерных испытаний.

Для постановки дополнительных радиэкологических 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 радиэкологических 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 карьере 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.

Приведенные в настоящей работе результаты радиэкологических 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  $\alpha$ - и  $\beta$ -частиц), не превышают допустимых уровней. Содержание естественных и техногенных радионуклидов в грунтах соответствует природному уровню и фону глобальных выпадений. Поэтому при проведении работ по радиэкологическому мониторингу предлагается данный вид контроля если не исключить, то существенно сократить.

Дозы, полученные персоналом от внешнего гамма-излучения, не превышают допустимых уровней. Содержание техногенных радионуклидов в воздухе на несколько порядков ниже допустимой среднегодовой объемной активности во вдыхаемом воздухе для населения.

Основным проблемным вопросом является поступление к границам месторождения подземных вод, загрязненных техногенными радионуклидами, в частности, трития с концентрацией до 50 кБк/кг. Требуется дополнительное изучение вопроса 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  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в подземных и поверхностных водах пока проявляется в виде следов с концентрациями, близкими к пределу обнаружения и значительно меньшим, чем уровень вмешательства,  $^{239+240}\text{Pu}$  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.

#### **Радиэкологическое состояние территории месторождения «Байтемир»**

На карте (рисунок 5.33) представлены места расположения площадок ядерных испытаний, следы и оси следов основных дозообразующих атмосферных ядерных испытаний и расположение основных месторождений, на которых проводит работы ТОО «ФМЛ Казахстан» на территории полигона. Основной деятельностью предприятия является разведка с последующей добычей драгоценных металлов (золото, серебро, платина) и цветных металлов (медь, свинец, цинк, никель, кобальт, алюминий, магний, вольфрам, молибден, олово). ТОО «ФМЛ Казахстан» проводит работы на участках: северо-западный (коммер-

ческое обнаружение «Найманжал»), центральный (коммерческое обнаружение «Байтемир», «Бесчоку», «Юбилейное») и юго-восточный (коммерческое обнаружение «Коскудук»).

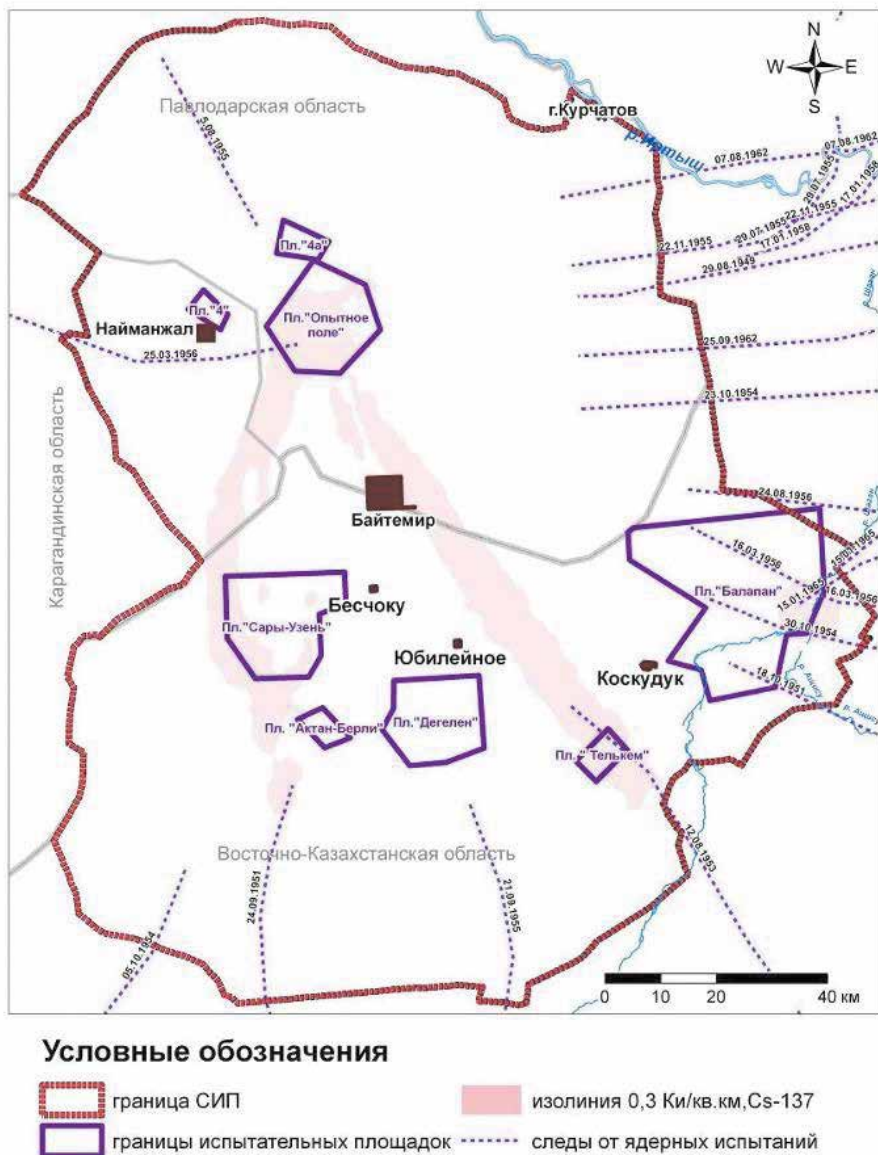


Рисунок 5.33. Карта расположения месторождений на полигоне

### Источники радиоактивного загрязнения территории месторождения «Байтемир»

Ввиду того что непосредственно на территории месторождения не проводилось каких-либо ядерных испытаний, их загрязнение может быть обусловлено только выпадениями радиоактивных частиц на ближайшем следе ядерного взрыва и глобальными выпадениями. Выпадения вблизи эпицентра ядерных испытаний представляют собой крупнодисперсные частицы, которые образуются при наземных и воздушных взрывах и распространяются на расстояния до 100 километров от места взрыва. Глобальные выпадения обусловлены мелкодисперсными аэрозольными частицами, долгое время находящимися в тропосфере и стратосфере.

Поверхностное загрязнение исследуемых территорий в результате действия бывшего СИП может быть обусловлено в основном проведением ядерных испытаний (ЯИ) на площадке «Опытное поле», где осуществлялись наземные и воздушные ядерные взрывы, т.к. вклад в загрязнение окружающей среды (в том числе и в глобальном масштабе) от испытаний в штольнях и скважинах минимален.

Для проведения оценки возможного вклада в поверхностное загрязнение исследуемых территорий в результате проведения ЯИ воспользуемся «классической» моделью образования зон радиоактивного следа в результате ядерного взрыва, которая подробно описана в монографии [22].

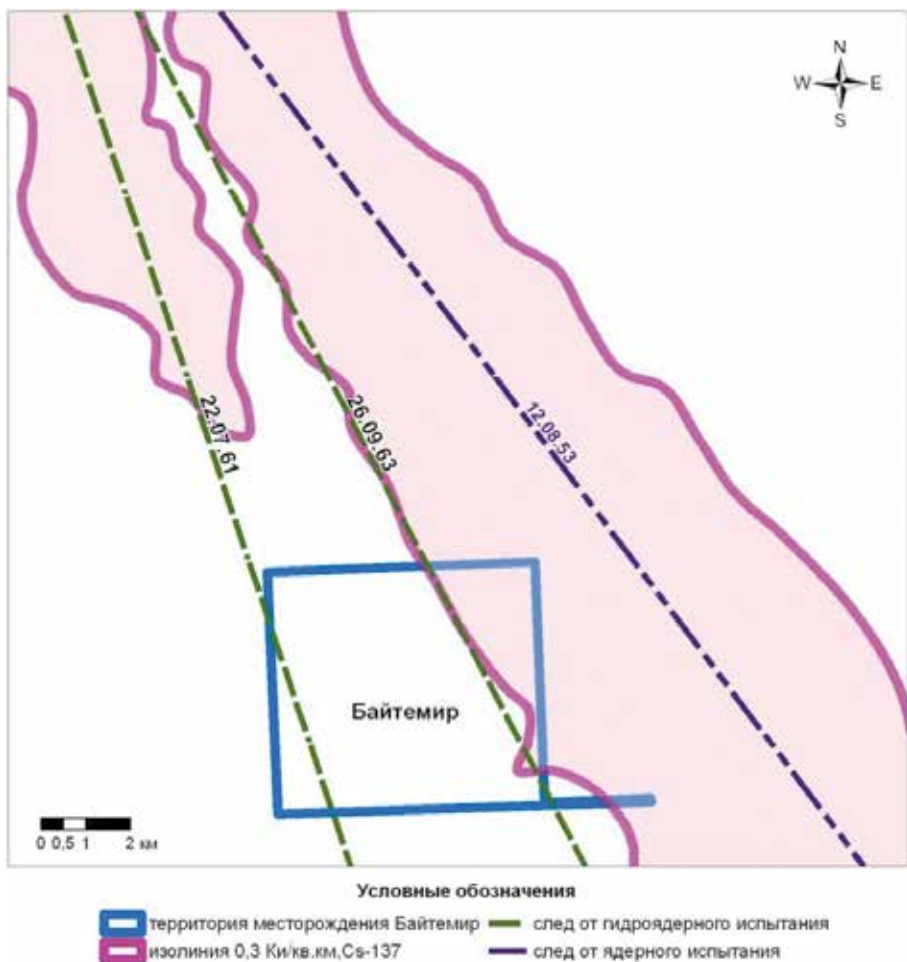
Согласно литературным данным, только одно ядерное испытание могло повлиять на радиационную обстановку территории месторождения «Байтемир» – это наземное термоядерное испытание мощностью 400 кт, проведенное 12 августа 1953 г (рисунок 5.34).

Испытание от 12.08.1953 г. представляет собой подрыв термоядерного устройства, в котором делящееся вещество  $^{239}\text{Pu}$  выступает только в качестве запала. Термоядерный синтез представляет собой слияние двух изотопов водорода – дейтерия и трития с выделением большого количества энергии. Поэтому основная мощность взрыва приходится на термоядерный синтез, а не на деление  $^{239}\text{Pu}$ . В результате термоядерного синтеза не образуются долгоживущие радионуклиды, такие как  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ . Активности остатков делящегося вещества и осколков деления на исследуемых территориях определяются только массой запала. Продукты активации в расчетах не рассматриваются вследствие большой удаленности рассматриваемых территорий от места испытания.

Для определения массы  $^{239}\text{Pu}$  в термоядерном заряде была произведена оценка содержания радионуклида  $^{137}\text{Cs}$  в пробах грунта, отобранных на следе радиоактивных выпадений, образовавшемся после испытания. Общее количество проб составило 796. Средняя активность  $^{137}\text{Cs}$  составила 600 Бк/кг. Площадь следа составляет около 676 км<sup>2</sup>, ширина следа в самой широкой точке – примерно 8,7 км. Учитывая плотность почвы 1400 кг/м<sup>3</sup>, глубину отбора пробы 0-5 см и период полураспада, средняя абсолютная активность  $^{137}\text{Cs}$  на площади следа равна 774 Ки.

В источнике [26] приводятся значения активностей осколков деления  $^{239}\text{Pu}$  в Ки/кт на различные моменты после взрыва. Согласно данным, средней абсолютной активности  $^{137}\text{Cs}$  – 774 Ки соответствует ядерный взрыв мощностью 15 кт.

Также необходимо учесть, что при взрывах большой мощности облако взрыва способно подняться в верхние слои атмосферы. Для взрыва мощностью 400 кт высота подъема облака взрыва составляет 20 км, что уходит за нижний предел стратосферы. Согласно литературным данным, в атмосферу способно уйти более 50% активности осколков деления, которые в дальнейшем формируют глобальные выпадения. С учетом последнего, мощность ядерного взрыва, служащего запалом для термоядерной реакции, принимается равной 30 кт.



**Рисунок 5.34.** Месторождение «Байтемир» и следы (оси следов) радиоактивных выпадений

Исходя из зависимостей размеров зон радиоактивного заражения от мощности взрыва, были рассчитаны линейные размеры зон А, Б, В, и Г для термоядерного испытания мощностью 400 кт.



Учитывая ширину следа, было определено, что на исследуемую территорию попадает зона Б, остальная часть месторождения накрывается зоной А. В дальнейшем рассуждения будут вестись относительно этих типов зон.

**Расчет максимально возможных «средних» концентраций остатков делящегося вещества**

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

Для взрыва в 1кТ с эффективностью  $\eta$  количество неразделившегося вещества можно рассчитать по формуле:

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

где:  $\sigma_{n,\gamma}, \sigma_f$  - сечения радиационного захвата и деления для нейтронов в веществе заряда. Для  $^{239}\text{Pu}$  величина  $\sigma_{n,\gamma} / \sigma_f \approx 0.11$ . Зная значения NRES и периода полураспада для  $\alpha$ -частиц ( $T_{1/2} = 2,411 \times 10^4$  лет для  $^{239}\text{Pu}$ ), легко посчитать активности не разделившихся ядер

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

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

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

Далее, зная типичный изотопный состав оружейного Pu, несложно вычислить активности других его изотопов, входящих в вещество заряда. Таким образом, были рассчитаны активности всех изотопов Pu с учетом их периода полураспада на начальный момент времени, на сегодняшний день и дан прогноз изменения их концентраций через 25 и 50 лет. В *таблицах 5.29 и 5.30* приведены максимально возможные «средние» активности изотопов Pu и  $^{241}\text{Am}$  на исследуемой территории, а также их отношение к сумме  $^{239}\text{Pu}$  и  $^{240}\text{Pu}$ .

**Таблица 5.29.** Максимально возможные «средние» активности изотопов Pu и  $^{241}\text{Am}$  на зоне Б

Нуклид	Начальный момент времени		1.09.2011		25 лет		50 лет	
	Бк/кг	Отношение	Бк/кг	Отношение	Бк/кг	Отношение	Бк/кг	Отношение
$^{239}\text{Pu} + ^{240}\text{Pu}$	7,9	1	7,9	1	7,9	1	7,8	1
$^{238}\text{Pu}$	0,26	0,033	0,17	0,022	0,14	0,018	0,11	0,014
$^{241}\text{Pu}$	66	8,4	4,1	0,52	1,2	0,15	0,37	0,047
$^{242}\text{Pu}$	$1,1 \times 10^{-5}$	$1,4 \times 10^{-6}$	$1,1 \times 10^{-5}$	$1,4 \times 10^{-6}$	$1,1 \times 10^{-5}$	$1,4 \times 10^{-6}$	$1,1 \times 10^{-5}$	$1,4 \times 10^{-6}$
$^{241}\text{Am}$	-	-	2,1	0,266	2,2	0,28	2,2	0,28

**Таблица 5.30.** Максимально возможные «средние» активности изотопов Pu и <sup>241</sup>Am на зоне А

Нуклид	Начальный момент времени		1.09.2011		25 лет		50 лет	
	Бк/кг	Отношение	Бк/кг	Отношение	Бк/кг	Отношение	Бк/кг	Отношение
<sup>239</sup> Pu + <sup>240</sup> Pu	0,125	1	0,125	1	0,125	1	0,125	1
<sup>238</sup> Pu	4,2 × 10 <sup>-3</sup>	0,032	2,7 × 10 <sup>-3</sup>	0,021	2,2 × 10 <sup>-3</sup>	0,017	1,8 × 10 <sup>-3</sup>	0,014
<sup>241</sup> Pu	1,1	8,5	6,5 × 10 <sup>-2</sup>	0,5	1,9 × 10 <sup>-2</sup>	0,15	5,8 × 10 <sup>-3</sup>	0,046
<sup>242</sup> Pu	1,8 × 10 <sup>-7</sup>	1,4 × 10 <sup>-6</sup>	1,8 × 10 <sup>-7</sup>	1,4 × 10 <sup>-6</sup>	1,8 × 10 <sup>-7</sup>	1,4 × 10 <sup>-6</sup>	1,8 × 10 <sup>-7</sup>	1,4 × 10 <sup>-6</sup>
<sup>241</sup> Am	-	-	0,033	0,25	0,0344	0,28	0,0349	0,28

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

На основании информации о прохождении следов радиоактивных выпаждений обследования территории проводилось по профилям, расположенным поперек оси следа от испытания 12.08.1953 года (рисунк 5.35). Для оценки влияния радиоактивного загрязнения близлежащих территорий на формирование радиационной обстановки на территории месторождения «Байтемир» исследования проводились за его пределами.

Проведение радиоэкологического обследования территории месторождения «Байтемир» включало:

- разбивку точек обследования на исследуемых территориях с помощью GPS-приемника;
- пешеходную гамма-, бета-съемку по сети 250×1000 м;
- отбор проб почвы в точках, равномерно распределенных по участку обследования, и в точке с максимальными значениями радиационных параметров;
- отбор проб донных отложений;
- отбор пробы воздушных аэрозолей.

#### **Интегральные радиационные параметры**

Всего при обследовании были проведены измерения радиационных параметров в 222 точках. Средняя плотность обследования составила 1 измерение на 0,25 км<sup>2</sup>. При отборе проб проводились измерения мощности эквивалентной дозы (МЭД) на высоте 0,03 м от уровня поверхности грунта и плотности потока β-частиц. Распределение МЭД (на высоте 0,03 м) и плотности потока β-частиц на обследованной территории представлены на картах (рисунк 5.36).

Величина МЭД в точках отбора проб почвы в пределах обследованной территории находилась в диапазоне <0,1–0,21 мкЗв/ч, среднее арифметическое значение составило 0,12 мкЗв/ч (для сравнения, на территории

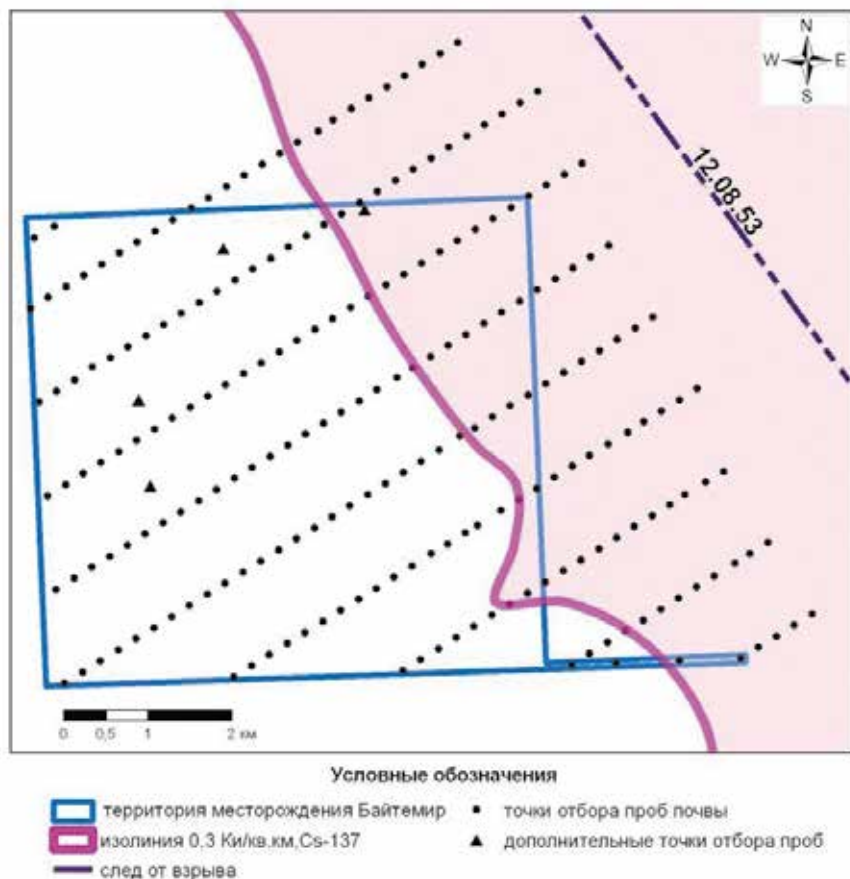


Рисунок 5.35. Обследование территории месторождения «Байтемир»

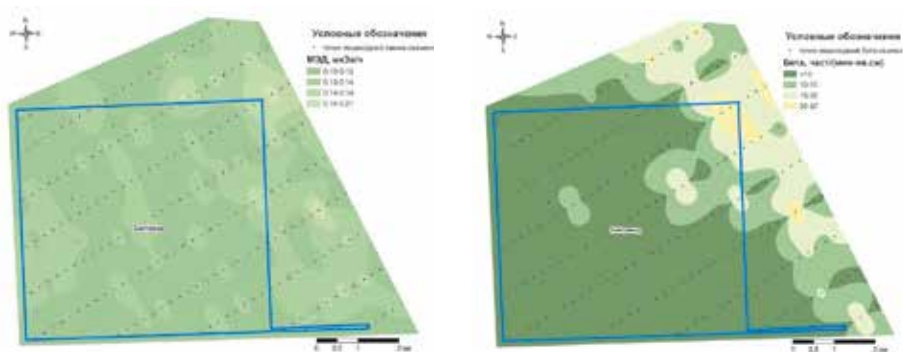


Рисунок 5.36. Распределение радиационных параметров (МЭД, плотности потока  $\beta$ -частиц) на обследованной территории

«северной» и «западной» частей СИП средние значения МЭД составили 0,12 и 0,11 мкЗв/ч соответственно). Значения плотности потока  $\beta$ -частиц варьируют в диапазоне от <10 до 67 част/(мин $\times$ см<sup>2</sup>). Большая часть измеренных значений (85 %) находится на уровне ниже предела обнаружения используемых средств измерения (10 част/(мин $\times$ см<sup>2</sup>)). Среднее арифметическое значение составило 25 част/(мин $\times$ см<sup>2</sup>). Таким образом, в результате полевых радиометрических исследований установлено, что часть обследованной территории, на которой зарегистрированы повышенные значения МЭД (выше 0,16 мкЗв/ч) и плотности потока  $\beta$ -частиц (выше 10 част/(мин $\times$ см<sup>2</sup>)), расположена в пределах следа радиоактивных выпадений от термоядерного испытания (12.08.1953 г.).

### Распределение естественных и искусственных радионуклидов в почвенном покрове

#### Площадное распределение естественных радионуклидов

Одна из составляющих радиационного фона на исследуемой территории обусловлена естественными радионуклидами, которые входят в ряды распада урана и тория, а также калием (<sup>40</sup>K). Из естественных радионуклидов нами определялись <sup>40</sup>K, <sup>232</sup>Th и <sup>226</sup>Ra. Определение естественных радионуклидов <sup>40</sup>K, <sup>232</sup>Th и <sup>226</sup>Ra было выполнено на 222 почвенных образцах, отобранных из поверхностного горизонта 0-5 см. По результатам исследований построены карты площадного распределения удельной активности <sup>40</sup>K, <sup>232</sup>Th и <sup>226</sup>Ra (рисунок 5.37).

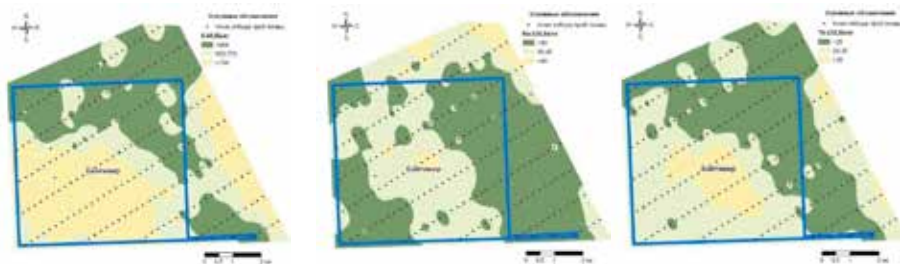
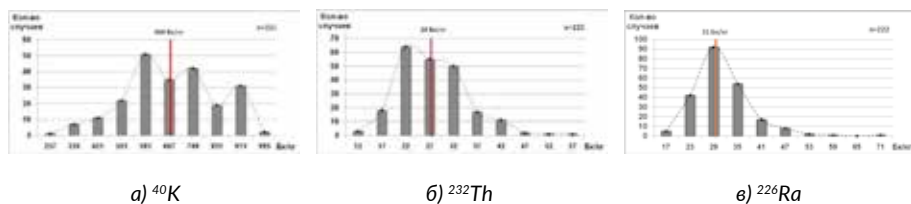


Рисунок 5.37. Распределение удельной активности <sup>40</sup>K, <sup>226</sup>Ra, <sup>232</sup>Th в почвах месторождения «Байтемир»

Распределение значений удельной активности естественных радионуклидов <sup>40</sup>K, <sup>232</sup>Th и <sup>226</sup>Ra показано на гистограммах (рисунок 5.38).



а) <sup>40</sup>K

б) <sup>232</sup>Th

в) <sup>226</sup>Ra

Рисунок 5.38. Гистограмма распределения значений удельной активности радионуклидов в почвах

Проведя анализ полученных результатов, можно сделать следующие выводы. Распределение радионуклида  $^{40}\text{K}$  подчиняется логнормальному закону распределения – «трехгорбое распределение». Распределение радионуклидов  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{232}\text{Th}$  также подчиняется логнормальному закону распределения с правой асимметрией.

На исследуемой территории максимальная удельная активность естественных радионуклидов составила: для  $^{40}\text{K}$  – 970,  $^{226}\text{Ra}$  – 73,  $^{232}\text{Th}$  – 55 Бк/кг.

Для сравнения полученных результатов в таблице 5.31 приведены максимальные и минимальные значения удельных активностей естественных радионуклидов в почвах РК, а также их средние значения [27].

**Таблица 5.31.** Активность естественных радионуклидов в почвах Казахстана

Пределы изменения	Удельная активность, Бк/кг		
	$^{40}\text{K}$	$^{226}\text{Ra}$ ( $^{238}\text{U}$ )	$^{232}\text{Th}$
Минимальные значения	100	12	10
Максимальные значения	1200	120	220
Среднее	300	37	60
Исследуемая территория	970	73	55

Примечание: Принимается, что в рудах урана и тория радиоактивное равновесие близко к единице, удельные активности урана и радия равны

В пробах исследуемой территории зафиксированные максимальные значения удельных активностей  $^{40}\text{K}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{232}\text{Th}$  не превышают максимальные значения для почв Казахстана.

#### **Площадное распределение искусственных радионуклидов**

##### **Характер загрязнения исследуемой территории $^{137}\text{Cs}$**

По результатам исследований построена карта площадного распределения  $^{137}\text{Cs}$  (рисунок 5.39).

Диапазон значений удельной активности составляет от 1 до 876 Бк/кг, при среднем значении 147 Бк/кг (красная линия на рисунке 5.40). При этом основной массив данных находится в диапазоне до 600 Бк/кг, тогда среднее значение – 144 Бк/кг. На гистограмме (рисунок 5.40) распределение частоты встречаемости точек с определенными значениями удельной активности имеет характер распределения, близкий к логнормальному.

Среднее значение удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  на данной территории превышает максимальные значения фона глобальных выпадений для данного радионуклида (30 Бк/кг) в 5 раз. Повышенные значения удельной активности радионуклида  $^{137}\text{Cs}$  в почвах приурочены к следам радиоактивных выпадений от следов ядерных испытаний.

##### **Характер загрязнения исследуемой территории $^{241}\text{Am}$**

По результатам исследований построена карта площадного распределения  $^{241}\text{Am}$  (рисунок 5.41).

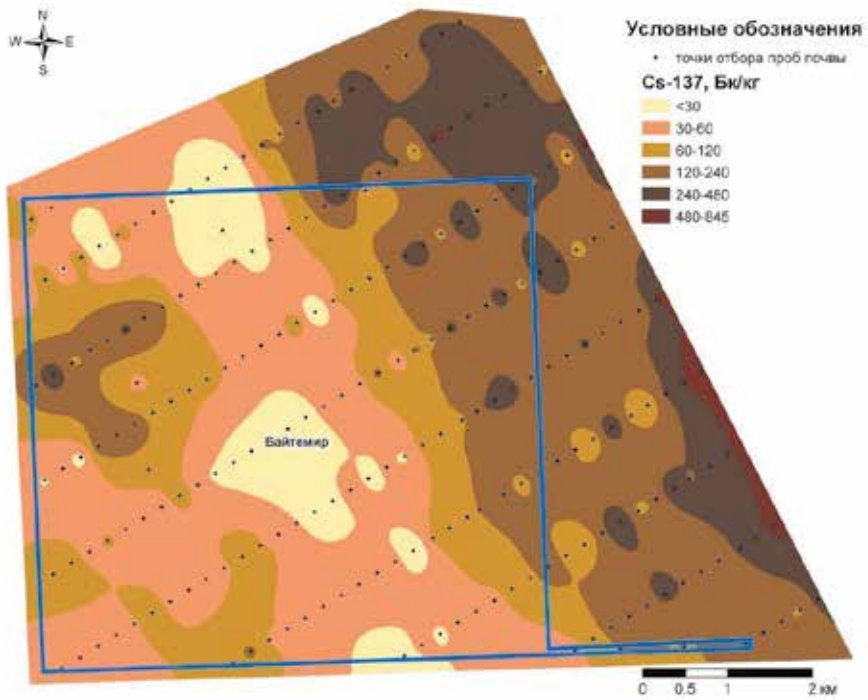


Рисунок 5.39. Распределение удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в почвах месторождения «Байтемир»

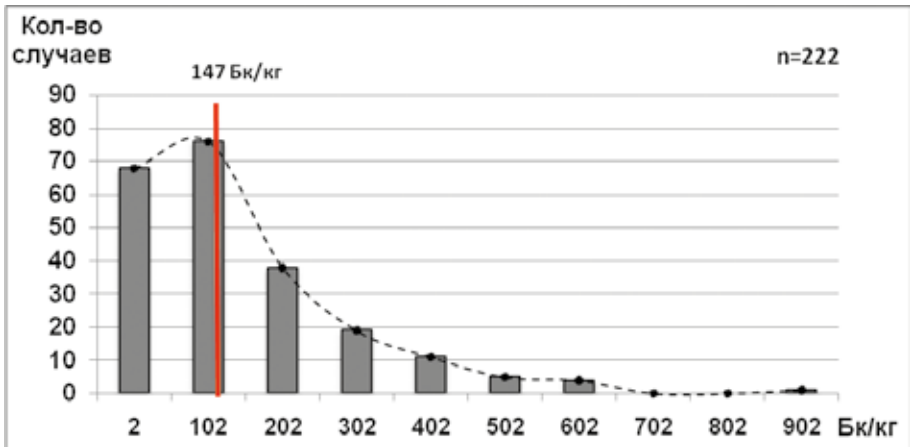
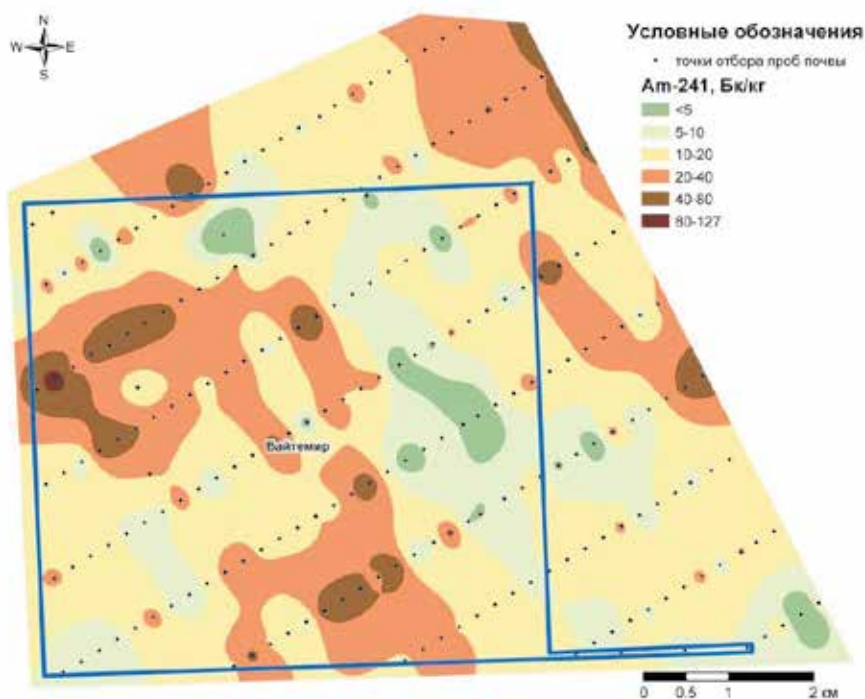


Рисунок 5.40. Гистограмма распределения значений удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в почвах





**Рисунок 5.41.** Распределение удельной активности  $^{241}\text{Am}$  в почвах месторождения «Байтемир»

Диапазон значений удельной активности составляет от  $<0,74$  до  $113$  Бк/кг при среднем значении  $20$  Бк/кг. При этом основной массив данных находится в диапазоне до  $68$  Бк/кг. На гистограмме распределение частоты встречаемости точек с определенными значениями удельной активности имеет характер распределения, близкий к логнормальному распределению (рисунок 5.42). Повышенные значения удельной активности в почвах радионуклида  $^{241}\text{Am}$  совпадают с зонами повышенного содержания  $^{137}\text{Cs}$  и приурочены к следам радиоактивных выпадений от следов ядерных испытаний.

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

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

По результатам исследований построена гистограмма отношений  $^{239+240}\text{Pu} / ^{241}\text{Am}$  (рисунок 5.43). Для определения отношения  $^{239+240}\text{Pu} / ^{241}\text{Am}$  пробы почвы подготавливались особым образом (процедура подготовки

включала несколько стадий истирания), качество истирания контролировалось по содержанию  $^{241}\text{Am}$  в аликвотных образцах. Значение концентрации  $^{241}\text{Am}$  определялось как среднее из трех измерений этих образцов.

Среднее значение отношения  $^{239+240}\text{Pu} / ^{241}\text{Am}$  оказалось равным 10,8, что довольно близко к ожидаемой расчетной величине, коэффициент корреляции значимым и составляет 0,64 (общее количество образцов – 21).

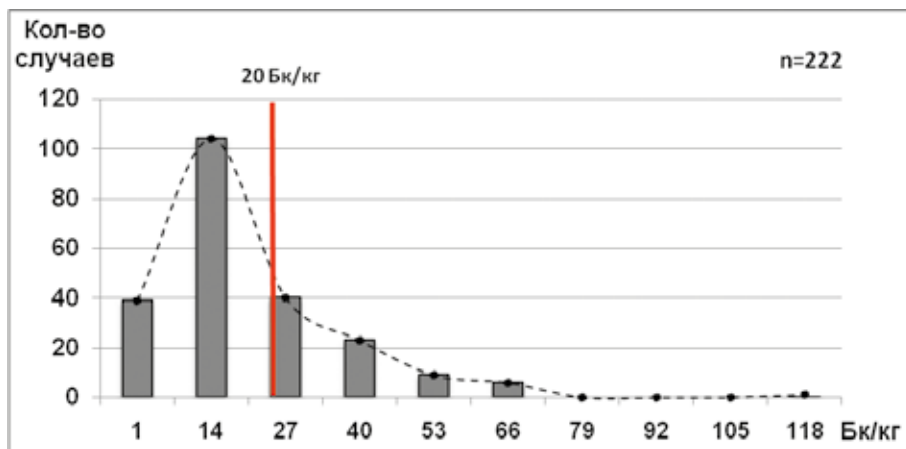


Рисунок 5.42. Гистограмма распределения значений удельной активности  $^{241}\text{Am}$  в почвах

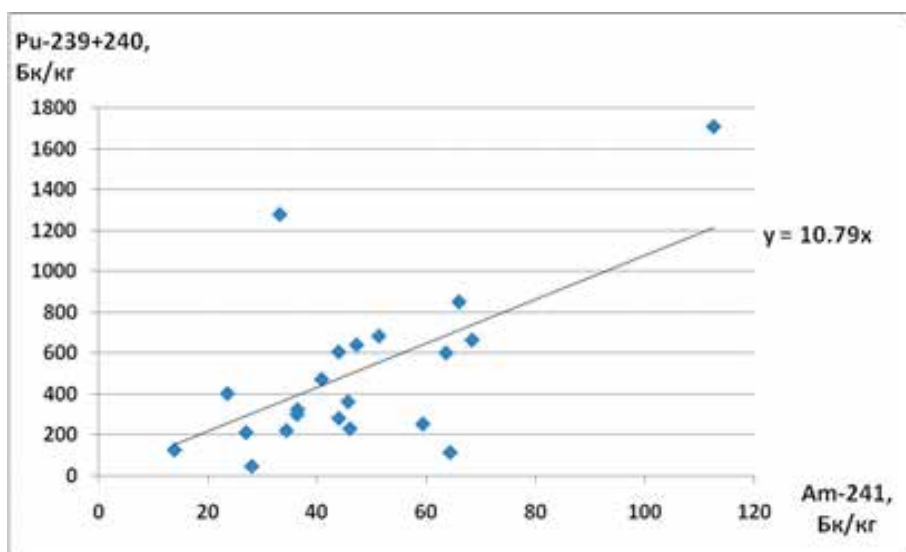


Рисунок 5.43. График соотношения удельной активности  $^{239+240}\text{Pu}$  и  $^{241}\text{Am}$  в пробах почвы



Таким образом, характер загрязнения изотопами плутония соответствует характеру загрязнения америцием, средняя концентрация  $^{239+240}\text{Pu}$  составила 215 Бк/кг.

По результатам исследований построена карта точечного распределения  $^{239+240}\text{Pu}$  (рисунок 5.44).

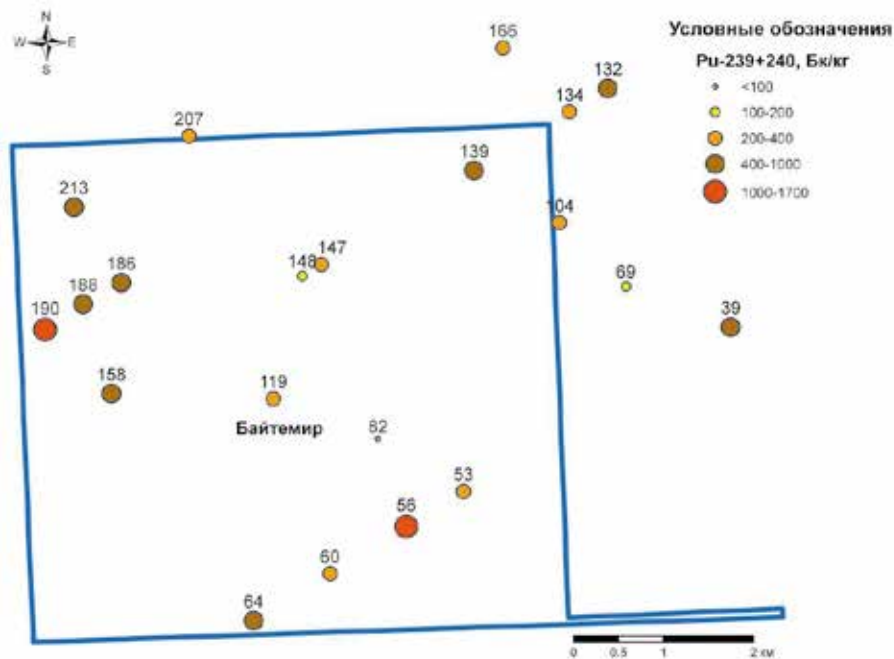


Рисунок 5.44. Распределение удельной активности  $^{239+240}\text{Pu}$  в почвах

Повышенные значения удельной активности радионуклида  $^{239+240}\text{Pu}$  в почвах приурочены к следам радиоактивных выпадений от следов ядерного и гидроядерного испытаний.

График отношения удельной активности  $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$  представлен на рисунке 5.45.

Таким образом, среднее отношение  $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$  составило 0,03, средняя удельная активность  $^{238}\text{Pu}$  – 6,4 Бк/кг.

#### Характер загрязнения исследуемой территории $^{90}\text{Sr}$

Измерения  $^{90}\text{Sr}$  проводились двумя методами: сначала пробы были проанализированы инструментально на бета-спектрометрической установке «Прогресс», для более детальных исследований использовался метод с радиохимическим выделением. Максимальное значение удельной активности составило 7000 Бк/кг.

По результатам исследований построена карта распределения значений удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  (рисунок 5.46).

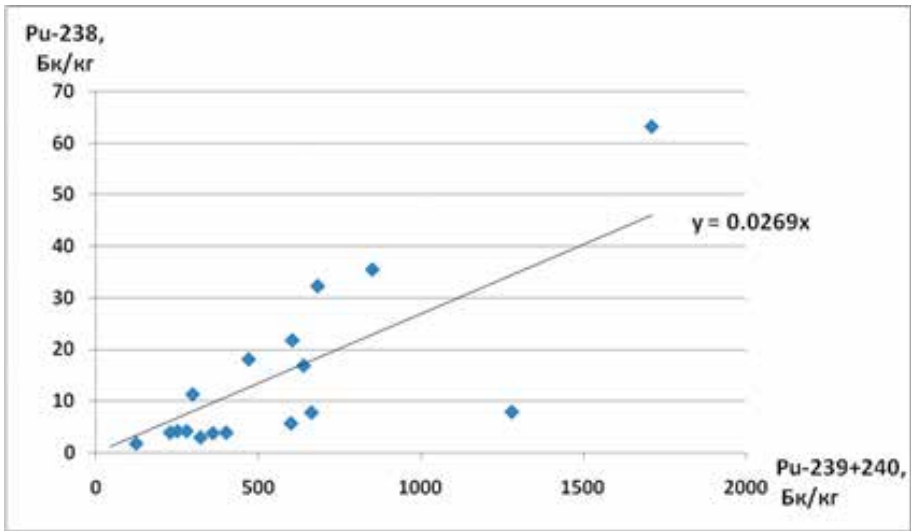


Рисунок 5.45. График соотношения удельной активности  $^{238}\text{Pu}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  в пробах почвы

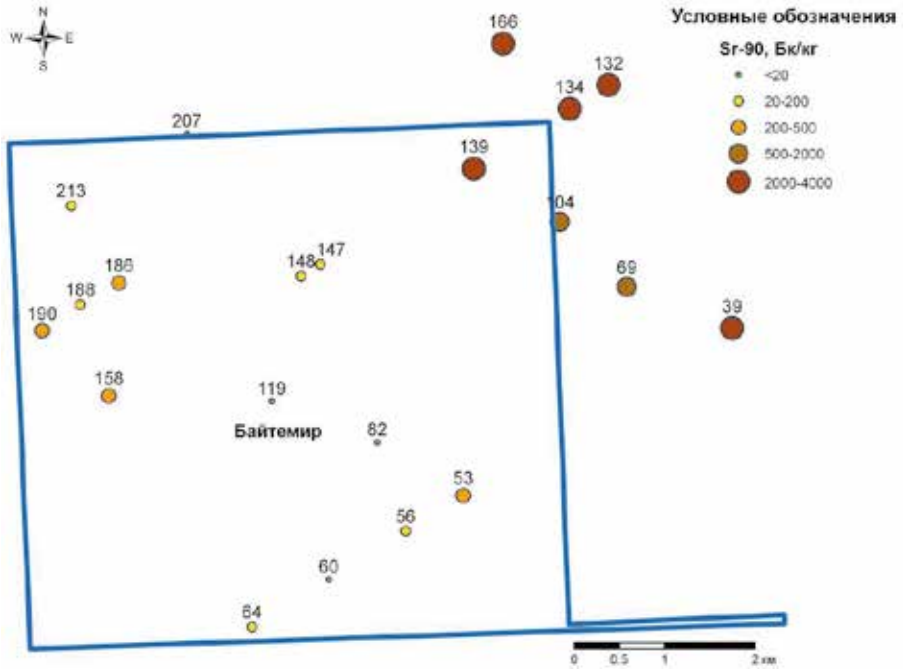
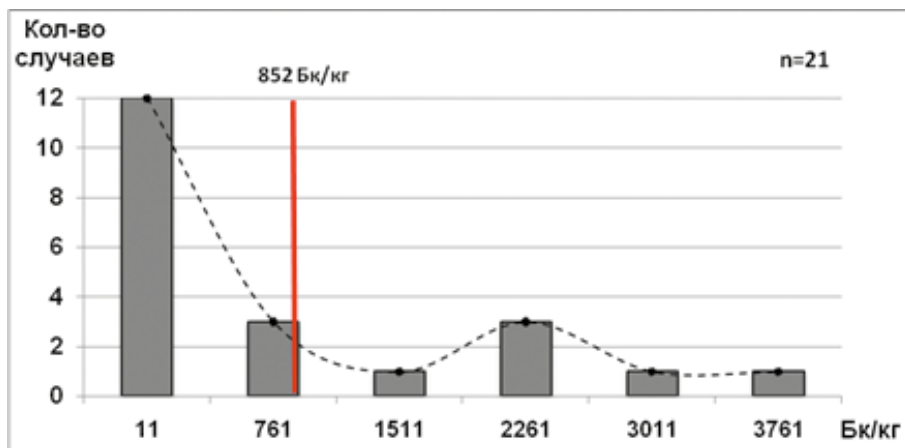


Рисунок 5.46. Распределение удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в почвах (по результатам работ 2010 г.)

Гистограмма логнормального распределения частоты встречаемости точек с определенными величинами удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  представлена на рисунке 5.47.



**Рисунок 5.47.** Гистограмма распределения значений удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в почвах

Среднее значение удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  было принято 850 Бк/кг, что превышает фон глобальных выпадений (18 Бк/кг) в 45 раз. Повышенные значения удельной активности радионуклида  $^{90}\text{Sr}$  в почвах приурочены к следам радиоактивных выпадений от следов ядерных испытаний.

#### **Характер загрязнения исследуемой территории другими радионуклидами**

В исследованных гамма-спектральным анализом пробах почвы также были обнаружены такие искусственные радионуклиды (кроме  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{241}\text{Am}$ ), как  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{152}\text{Eu}$ ,  $^{154}\text{Eu}$ , максимальное содержание которых составило:  $^{60}\text{Co}$  – 2,8,  $^{152}\text{Eu}$  – 49,4 и  $^{154}\text{Eu}$  – 6,4 Бк/кг. По результатам исследований построены карты площадного распределения радионуклидов  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{152}\text{Eu}$  (рисунок 5.48). Загрязнения данными радионуклидами исследуемой территории обусловлено радиоактивными выпадениями от испытания первого термоядерного устройства (12.08.1953 г.)

Удельная активность других радионуклидов, таких как  $^{151}\text{Sm}$ ,  $^{99}\text{Tc}$ , которые не определялись экспериментально, но присутствии которых ожидается, определялась теоретическими расчетами на основании средних значений удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  и теоретическому отношению этих изотопов. Для расчетов были приняты следующие средние значения удельной активности: для  $^{151}\text{Sm}$  – 12,  $^{99}\text{Tc}$  – 2,35 Бк/кг.

В результате анализа данных распределения радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$  на исследуемой территории можно выделить несколько зон с разной структурой и уровнем радиоактивного загрязнения, сформированных различными источниками (гидроядерные и термоядерное испытание).

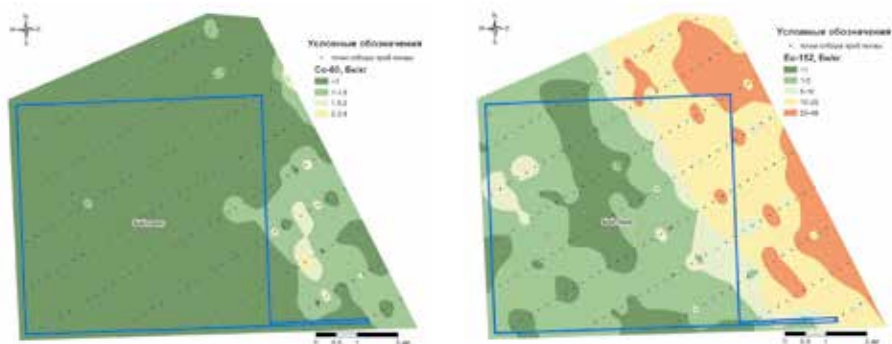


Рисунок 5.48. Распределение удельной активности  $^{60}\text{Co}$  и  $^{152}\text{Eu}$  в почвах месторождения «Байтемир»

Для выявления зон с повышенными значениями удельной активности искусственных радионуклидов выбран ранее используемый при анализе данных «северной» и «западной» части территории СИП метод построения графиков распределения значений удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{241}\text{Am}$  вдоль профилей. Схема профилей представлена на рисунке 5.49.

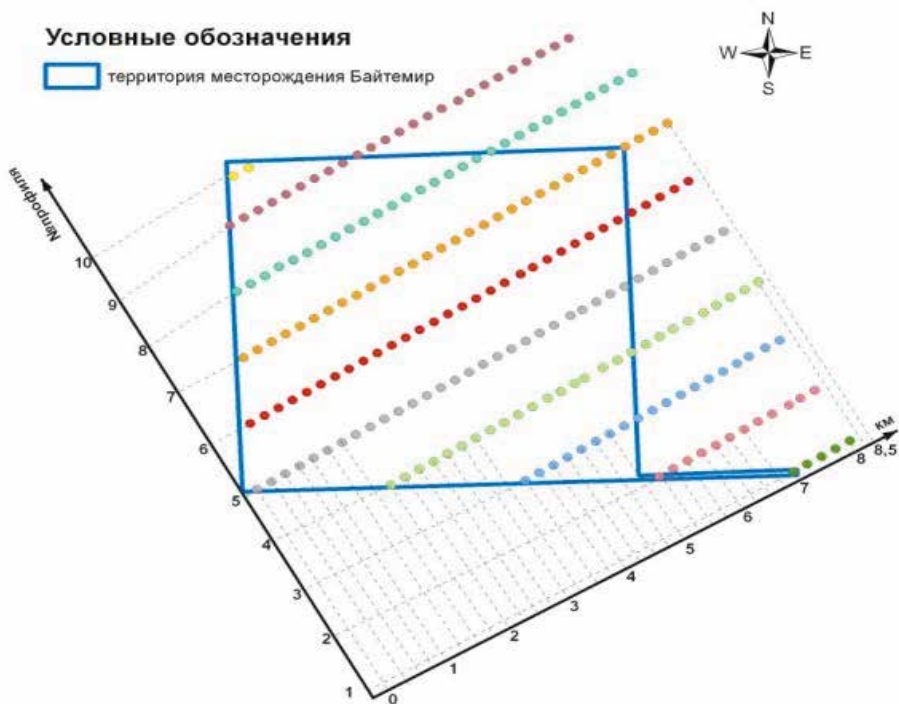


Рисунок 5.49. Схема профилей

По каждому профилю построены графики распределения удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{241}\text{Am}$  (рисунок 5.50).

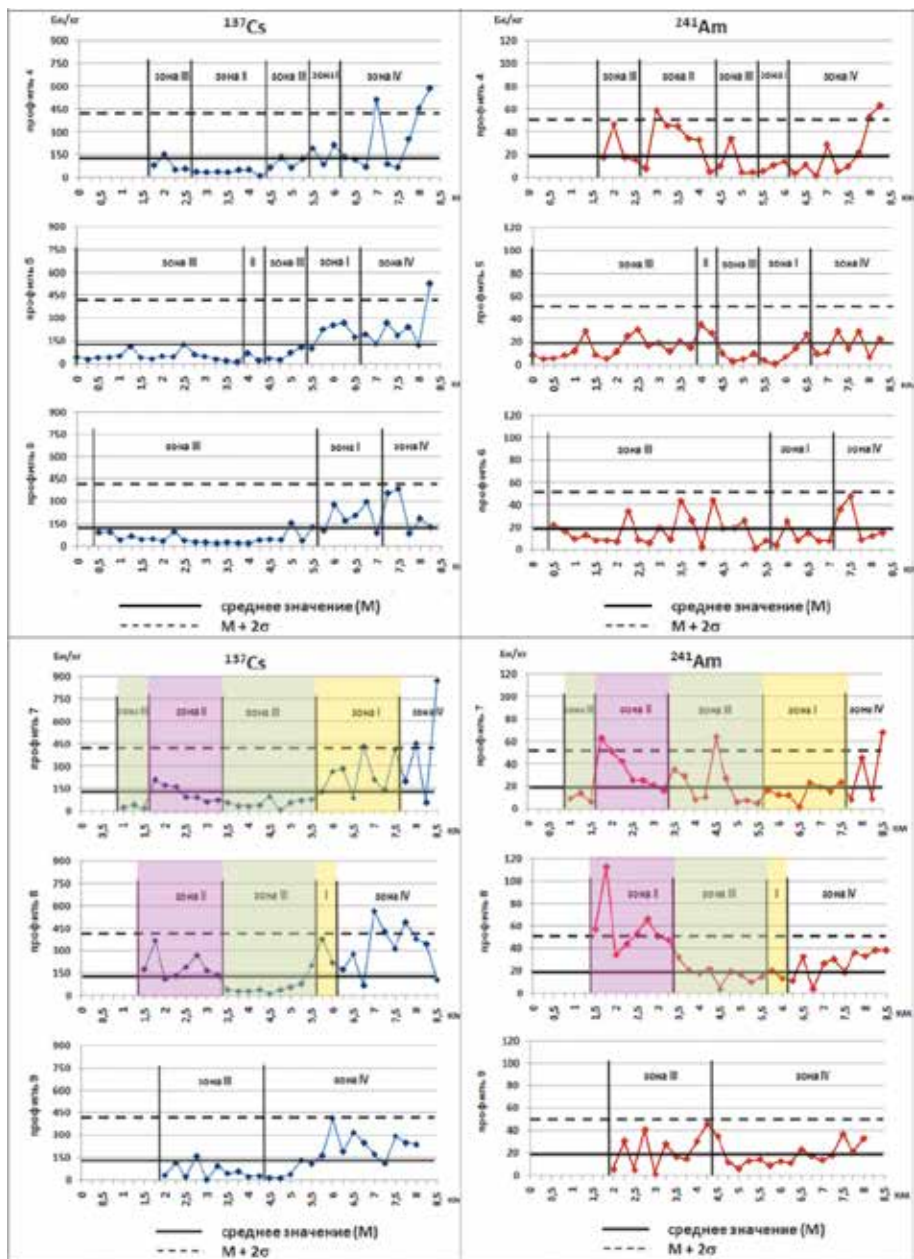


Рисунок 5.50. Графики значений удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{241}\text{Am}$  вдоль профилей

В распределении радионуклидов  $^{241}\text{Am}$  и  $^{137}\text{Cs}$  можно выделить две зоны (I и II), где зарегистрированы повышенные значения их удельной активности в почвенном покрове, и зона с относительно низкими значениями (III). Также на графиках выделена зона IV, расположенная за пределами территории месторождения «Байтемир», где также зафиксировано повышенное содержание радионуклидов  $^{241}\text{Am}$  и  $^{137}\text{Cs}$ . Эта закономерность хорошо просматривается на графиках по 7 и 8 профилям (рисунок 5.50).

Эти же зоны выделены по результатам изучения площадного распределения искусственных радионуклидов. Местоположение зон показано на карте распределения радионуклида  $^{137}\text{Cs}$  (рисунок 5.51).

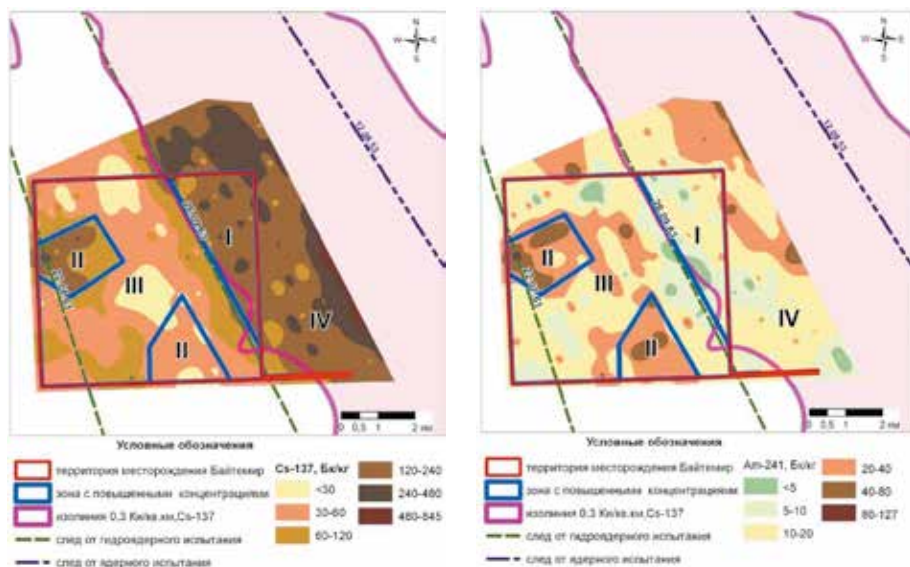


Рисунок 5.51. Распределение зон с различными уровнями удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{241}\text{Am}$

При выделении зон принималось во внимание соответствие участков территории с повышенными значениями удельной активности радионуклидов с участками возможного прохождения радиоактивных облаков.

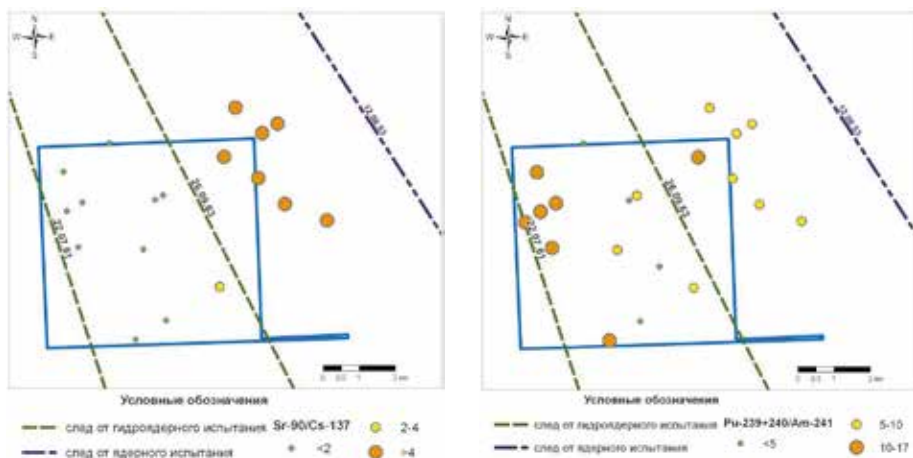
#### Определение средних значений удельной активности радионуклидов

Для расчета средних значений удельной активности искусственных радионуклидов в зонах была выполнена следующая последовательность действий.

Весь массив данных был разделен на три зоны. Для каждой зоны рассчитано соотношение удельной активности радионуклидов  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$  и  $^{241}\text{Am}$  (рисунок 5.52),  $^{238}\text{Pu}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$ .

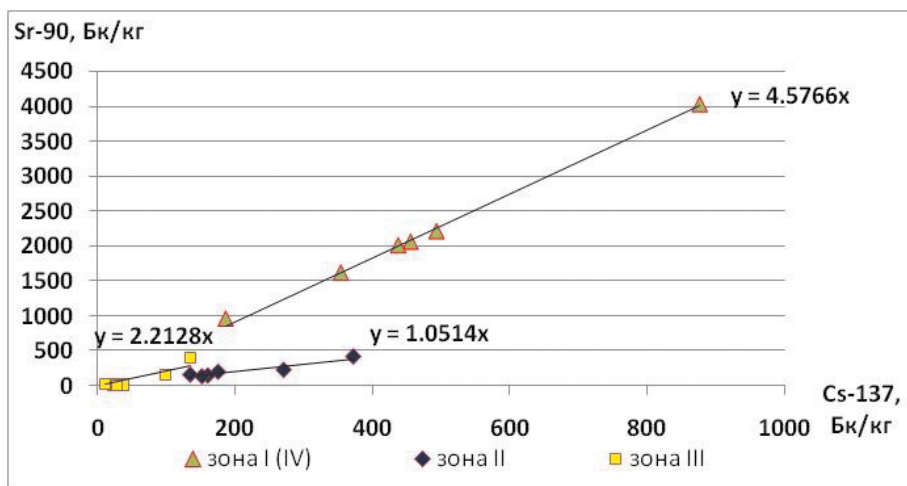
На карте распределения значений  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  выделяются участки с повышенными значениями, соответствующие термоядерному следу радиоактивных выпадений 12.08.1953 г., в распределении значений  $^{239+240}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$  – повышенные значения, соответствующие гидродермному следу 22.07.1961 г.





**Рисунок 5.52.** Распределение соотношений удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$  и  $^{241}\text{Am}$  на территории месторождения «Байтемир»

Далее были построены графики соотношений удельной активности радионуклидов для каждой зоны, включая значения, которые явно относятся к данной совокупности, но не вошли в контур зоны из-за низких значений удельной активности, и рассчитаны значения соотношения радионуклидов в пределах зон (рисунки 5.53 – 5.55).



**Рисунок 5.53.** График соотношений удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в зонах

Полученные значения соотношения радионуклидов были сведены в таблицу для расчета средних значений  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{238}\text{Pu}$  по известным средним значениям удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{241}\text{Am}$  (таблица 5.32).

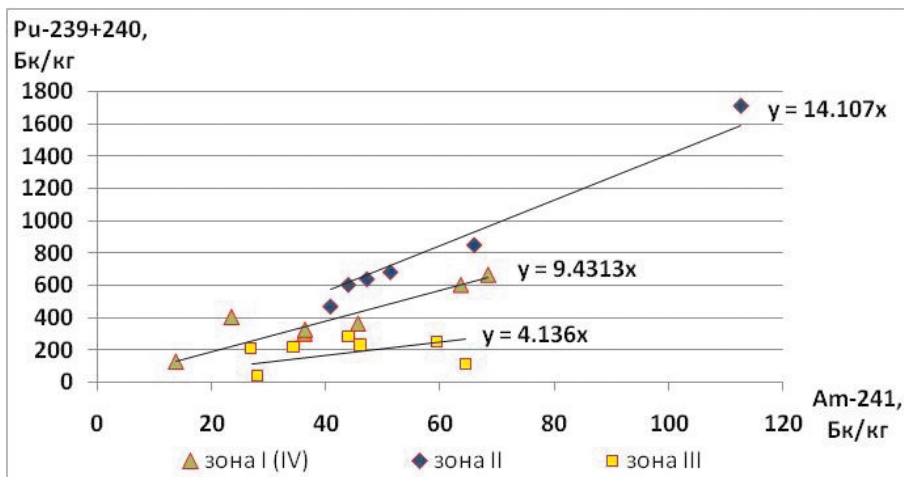


Рисунок 5.54. График соотношений удельной активности  $^{239+240}\text{Pu}$  и  $^{241}\text{Am}$  в зонах

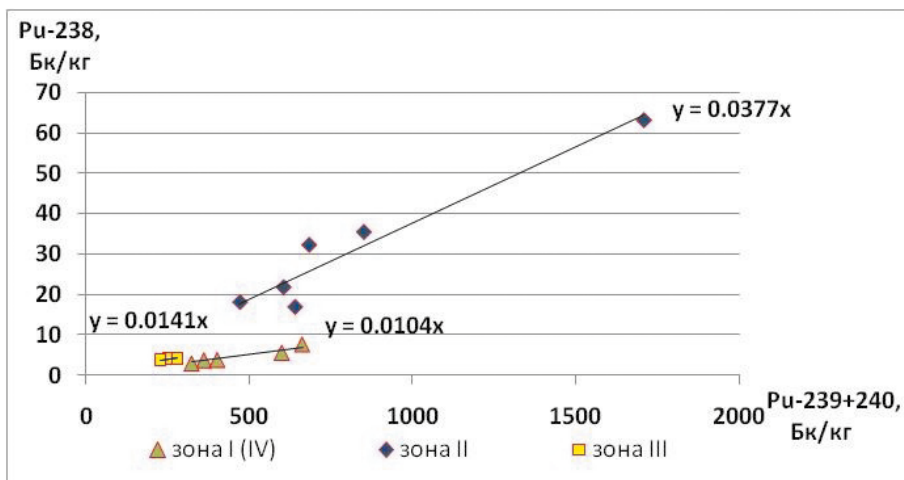


Рисунок 5.55. График соотношений удельной активности  $^{238}\text{Pu}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  в зонах

Таблица 5.32. Значения соотношения радионуклидов в пределах выделенных зон

	$^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$	$^{239+240}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$	$^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$
Зона I(IV)	4,58	9,43	0,01
Зона II	1,05	14,11	0,04
Зона III	2,21	4,14	0,01



Для выделенных ранее зон были рассчитаны средние значения удельной активности искусственных радионуклидов, которые использовались для дальнейших расчетов дозовых нагрузок (таблица 5.33).

**Таблица 5.33.** Средние удельные активности искусственных радионуклидов в зонах, Бк/кг

<sup>137</sup> Cs	<sup>152</sup> Eu	<sup>90</sup> Sr	<sup>241</sup> Pu	<sup>238</sup> Pu	<sup>241</sup> Am	<sup>239+240</sup> Pu	<sup>99</sup> Tc	<sup>151</sup> Sm
Зона I								
212	15	972	30,4	1,2	12,7	119,5	3,4	17
Зона II								
105	2,7	111	94	21	39	551	1,7	8,4
Зона III								
58,4	2	129	39,6	6,4	16,5	68	0,9	4,7

### Состояние почвенного покрова

На исследуемой территории, в основном, распространены несбитые или слабосбитые кормовые угодья, а почвы при этом считаются недефигированными или слабодифигированными.

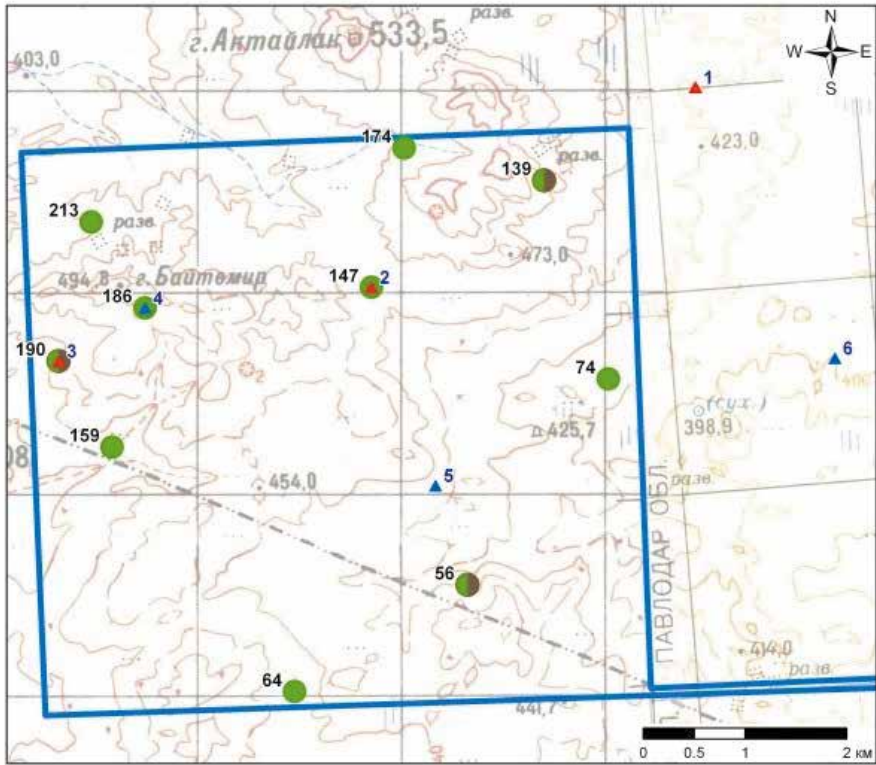
### Радиоактивное загрязнение почв

Наибольшему радиоактивному загрязнению подверглись мало- и неполноразвитые светло-каштановые почвы на вершинах сопок на северо-западе и северо-востоке участка. Загрязнение произошло за счет выпадения из радиоактивных облаков, поэтому оно проявляется небольшими пятнами. Опираясь на имеющийся материал детального изучения подобных ситуаций в такой же природной зоне в северной и западной частях территории СИП, можно сказать, что заглубление радионуклидов в почву в местах выпадений будет ограничиваться для <sup>137</sup>Cs поверхностным горизонтом 0–5, 5–10 см, <sup>241</sup>Am и <sup>239+240</sup>Pu могут проникать вглубь на 2–5 см больше, и только <sup>90</sup>Sr, в связи со значительной растворимостью и подвижностью, может заглубиться до 20–30 см.

### Распределение радионуклидов по глубине почвенного профиля

Для получения показателей, характеризующих непосредственно исследуемый участок, были заложены почвенные разрезы на 3-х пробных площадках, расположенных на различных элементах рельефа и на разных абсолютных отметках (рисунок 5.56).

В пределах этих пробных площадок наблюдаются наибольшие значения удельной активности <sup>241</sup>Am, <sup>137</sup>Cs, <sup>90</sup>Sr или <sup>239+240</sup>Pu. Почвенные разрезы были заложены в точках №№ 56, 139, 190 (рисунок 5.56). Отбор образцов почв был произведен по слоям с интервалом 3 см до глубины 30 см и далее по 5 см до глубины 50 см. Полученные данные по содержанию радионуклидов <sup>241</sup>Am и <sup>137</sup>Cs в них приведены в таблице 5.34 и на рисунке 5.57.



Условные обозначения

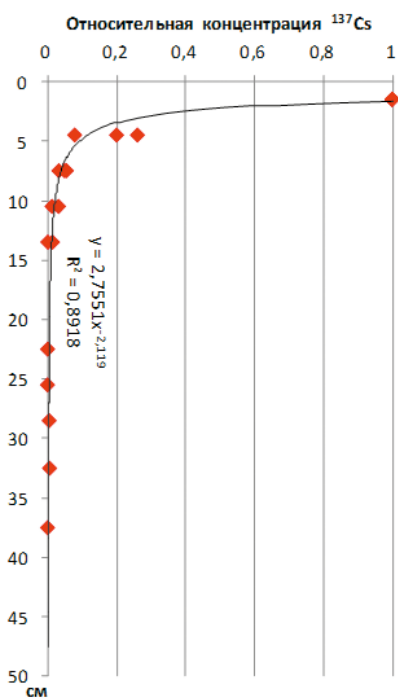
- территория месторождения Байтемир
- точки отбора проб растений
- почвенные разрезы
- ▲ точки отбора проб почвы для изучения форм нахождения радионуклидов
- ▲ точки отбора проб почвы для изучения распределения радионуклидов по гранулометрическим фракциям

Рисунок 5.56. Схема расположения точек отбора проб почвы и растений

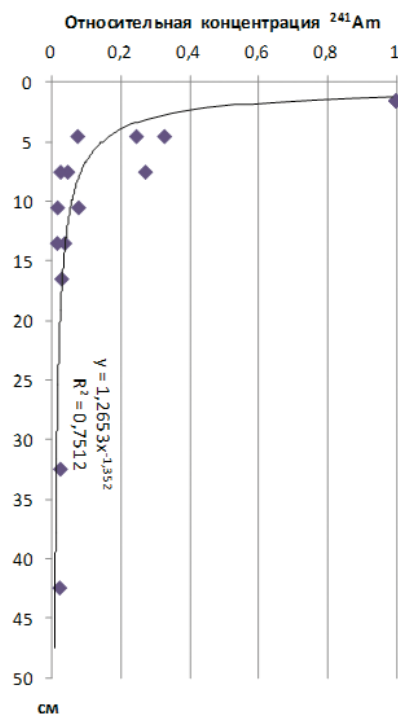
Таблица 5.34. Содержание радионуклидов  $^{241}\text{Am}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в почвах участка «Байтемир» (Бк/кг)

Глубина отбора, см	Разрез 56		Разрез 139		Разрез 190	
	$^{241}\text{Am}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{241}\text{Am}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{241}\text{Am}$	$^{137}\text{Cs}$
0-3	11,1 ± 0,69	44,0 ± 1,77	41,4 ± 1,02	532 ± 4,6	26,3 ± 0,75	93,2 ± 1,81
3-6	<0,81	3,50 ± 0,76	10,1 ± 0,55	107 ± 2,1	8,57 ± 0,49	24,4 ± 0,98
6-9	3,00 ± 0,51	1,49 ± 0,63	0,97 ± 0,30	26,9 ± 1,1	1,16 ± 0,30	5,20 ± 0,52
9-12	<0,84	< 0,79	0,60 ± 0,28	17,6 ± 0,9	< 0,43	1,33 ± 0,35

Глубина отбора, см	Разрез 56		Разрез 139		Разрез 190	
	<sup>241</sup> Am	<sup>137</sup> Cs	<sup>241</sup> Am	<sup>137</sup> Cs	<sup>241</sup> Am	<sup>137</sup> Cs
12-15	< 0,62	< 0,75	<0,55	1,09 ± 0,34	0,93 ± 0,42	1,45 ± 0,65
15-18	< 0,67	< 0,63	< 0,40	< 0,46	<0,69	< 0,93
18-21	< 0,61	< 0,74	< 0,45	< 0,44	< 0,40	< 0,46
21-24	< 0,63	< 0,82	< 0,39	<0,67	< 0,43	< 0,40
24-27	< 0,43	< 0,43	< 0,42	<0,52	< 0,46	< 0,37
27-30	< 0,42	< 0,40	< 0,55	< 0,89	< 0,46	<0,53
30-35	< 0,40	< 0,44	< 0,42	< 0,45	<0,60	<0,66
35-40	< 0,42	< 0,47	< 0,44	<0,57	< 0,46	< 0,43
40-45	< 0,47	< 0,46	< 0,40	< 0,43	<0,54	< 0,38
45-50	< 0,45	< 0,52	< 0,41	< 0,41	< 0,43	< 0,44



а) <sup>241</sup>Am



б) <sup>137</sup>Cs

Рисунок 5.57. Распределение радионуклидов в почвах месторождения «Байтемир», выраженное в долях от максимальной концентрации

Распределение  $^{241}\text{Am}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в почвенном профиле 3-х разрезов, как и предполагалось, подчиняется известной закономерности распределения радионуклидов в аридной сухостепной или в опустыненной подзонах, где увлажнение почв происходит только за счет атмосферных осадков и нет дополнительных источников. Максимальное и основное содержание этих радионуклидов отмечается в поверхностных горизонтах до глубины 10 см (рисунки 5.57). Далее вниз по профилю значения резко падают, и отмечаются на уровне нижних пределов измерения аппаратуры.

В целом, характер распределения  $^{137}\text{Cs}$  во всех трех разрезах схож. На рисунке 5.57 (а) представлено распределение радионуклида  $^{137}\text{Cs}$  в почвах месторождения «Байтемир», выраженное в долях от максимальной концентрации, построенное на основании данных по трем разрезам. Какого-либо разброса данных не наблюдается. То же самое наблюдается для  $^{241}\text{Am}$  (рисунки 5.57, б). Необходимо отметить, распределение  $^{241}\text{Am}$  и  $^{137}\text{Cs}$  одинаково независимо от микрорельефа (разрез 139 находится в межсочной ложине, разрез 190 – в верхней части склона сопки, а разрез 56 – на пологой межсочной равнине), а также от подтипа почв. Так, почвы разрезов 139 и 190 можно отнести к каштановым, а почвы разреза 56 – к светло-каштановым.

#### Состояние растительного покрова

Для выявления характера загрязненности растительного покрова исследуемой территории искусственными радионуклидами проведен анализ уровней и параметров перехода  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$  и  $^{152}\text{Eu}$  из почвы в растения. Для этого, как и для естественных радионуклидов, использовались литературные [28] и экспериментальные [22, 29] данные средних значений коэффициентов накопления (Кн).

Дополнительно проведены экспедиционные работы по отбору проб почв и растений для дальнейшего определения удельной активности и расчета коэффициентов накопления (Кн) радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$  и  $^{152}\text{Eu}$ . Для этого на участках с повышенными значениями удельной активности данных радионуклидов в почве, установленных по результатам площадного обследования, заложено 10 исследовательских площадок (точек отбора), расположенных в 3-х зонах различного радиоактивного загрязнения (рисунки 5.56).

На каждой площадке сопряженно произведен отбор смешанной пробы почвы (методом «конверта» ( $2 \times 1$  м) на глубину 5 см) и надземной части растений (площадь отбора  $\sim 2$  кв. м), представленными смешанными образцами степного разнотравья с доминированием ковылей (*Stipacarpillata*, *S. sareptana*, *S. lessingiana*), типчака (*Festucavalesiaca*) и полыней (*Artemisiagracileccens*, *A. frigida*).

Полученные значения удельной активности и Кн радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{241}\text{Am}$  и  $^{152}\text{Eu}$  представлены в таблице 5.35.

По данным проведенного анализа выявлено, что максимальные значения удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в растениях на территории месторождения «Байтемир» не превышают  $\sim 6$  Бк/кг,  $^{241}\text{Am}$   $\sim 1$  Бк/кг,  $^{152}\text{Eu}$   $\sim 0,75$  Бк/кг.

Средними коэффициентами накопления  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  в данной работе было принято считать значения, основанные на экспериментальных данных,

Таблица 5.35. Удельная активность и Кн радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{241}\text{Am}$  и  $^{152}\text{Eu}$

№/п/п	Номер точки	Удельная активность, Бк/кг										Кн		
		$^{241}\text{Am}$		$^{137}\text{Cs}$		$^{152}\text{Eu}$		$^{241}\text{Am}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{152}\text{Eu}$	$^{241}\text{Am}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{152}\text{Eu}$	
		растения	почва	растения	почва	растения	почва							
1	139	<0,23	24,0±1,1	0,89±0,46	476±6	<0,20	34,3±0,9	<0,0096	0,0019	<0,0058				
2	56	0,88±0,21	15,6±0,8	<1,00	24,2±1,4	<0,30	1,3±0,3	0,056	<0,041	<0,23				
3	64	1,01±0,08	58,0±1,3	6,2±0,3	138±3	<0,10	3,7±0,4	0,017	0,045	<0,027				
4	213	0,28±0,17	24,4±0,7	<0,89	10 <sup>7</sup> ±2	<0,34	1,9±0,3	0,012	<0,0083	<0,18				
5	186	0,21±0,12	56,9±1,4	1,6±0,3	187±4	<0,29	7,1±0,5	0,0037	0,0086	<0,041				
6	159	<0,23	40,4±0,9	2,6±0,3	118±2	0,75±0,24	2,7±0,4	<0,0057	0,022	0,28				
7	74	0,89±0,32	9,0±0,7	1,5±0,5	166±3	<0,88	10 <sup>4</sup> ±0,5	0,099	0,0088	<0,085				
8	174	<0,48	19,4±0,9	1,8±0,5	374±6	<0,65	25,5±0,8	<0,025	0,0047	<0,025				
9	147	<0,30	14,7±0,8	2,5±0,4	57,3±2,2	<0,40	3,7±0,4	<0,020	0,044	<0,11				
10	190	<0,23	34,8±0,9	0,42±0,23	136±2	<0,32	3,6±0,4	<0,0066	0,0031	<0,089				

полученных для степного разнотравья «западных» территорий СИП [29],  $^{90}\text{Sr}$  – «северных» территорий СИП [22],  $^{152}\text{Eu}$  – для одного из доминантных видов степных растений (ковыль (*Stipacapillata*)) территории «Опытного поля» СИП. Средние коэффициенты накопления  $^{241}\text{Am}$  и  $^{152}\text{Eu}$  выбраны на основании данных МАГАТЭ (2009 г.) [28]. Учитывая принятые значения Кн и средние значения удельной активности (УА) радионуклидов в почве, рассчитано среднее содержание  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$  и  $^{152}\text{Eu}$  в растениях (таблица 5.36).

**Таблица 5.36.** Оценка содержания искусственных радионуклидов в растениях исследуемой территории

Средние значения	Удельная активность радионуклидов, Бк/кг				
	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{239+240}\text{Pu}$	$^{241}\text{Am}$	$^{152}\text{Eu}$
Кн	0,05	0,7	0,04	0,01	-
Зона I - Средняя УА в почве, Бк/кг	186	-	132	11,3	12,2
Зона II - Средняя УА в почве, Бк/кг	136	258	491	41,9	3,4
Зона III - Средняя УА в почве, Бк/кг	54,2	114	390	18,4	1,8
Зона I - Расчетная УА в растениях, Бк/кг	9,3	-	5,3	0,11	-
Зона II - Расчетная УА в растениях, Бк/кг	6,8	180	19,6	0,42	-
Зона III - Расчетная УА в растениях, Бк/кг	0,3	7,6	15,6	0,18	-
Допустимые уровни в растениях, Бк/кг	74	111	~10*	~10*	~100*

Примечание: \* – предполагаемые допустимые уровни, см. ниже.

Предполагаемое содержание радионуклида  $^{137}\text{Cs}$  в растениях находится ниже предельно-допустимого уровня радиоактивного загрязнения кормовых растений (74 Бк/кг), установленных Минсельхозом Республики Казахстан (1994) [30]. Сравнительно более значимые величины ожидаемой удельной активности в растениях отмечаются для  $^{90}\text{Sr}$ , превышая указанный предельно-допустимый уровень для данного радионуклида (111 Бк/кг) в 3-й зоне радиоактивного загрязнения.

Удельная активность  $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$  и  $^{152}\text{Eu}$  в растениях не нормируется, однако, исходя из степени общей радиотоксичности каждого, можно предположить, что допустимый уровень по  $^{152}\text{Eu}$  будет, ориентировочно, соответствовать допустимой удельной активности по  $^{90}\text{Sr}$ , а по  $^{239+240}\text{Pu}$  и  $^{241}\text{Am}$  – на порядок меньше, чем по нему. При этом среднее расчетное значение удельной активности радионуклида  $^{241}\text{Am}$  в растениях находится в пределах предполагаемого допустимого уровня,  $^{239+240}\text{Pu}$  – превышает его во 2-й и 3-й зонах радиоактивного загрязнения, а  $^{152}\text{Eu}$  составляет менее 1% от него.

#### Оценка качества и прогноз изменения радионуклидного загрязнения растительного покрова

Растительный покров исследуемой территории представлен в основном сухими степями. Содержание в растениях искусственного радионуклида  $^{137}\text{Cs}$  не превышает 10 % от предельно-допустимого уровня,

при этом концентрация  $^{90}\text{Sr}$  в 2 раза выше него [30]. Удельная активность радионуклида  $^{241}\text{Am}$  в растениях находится в пределах предполагаемого допустимого уровня,  $^{152}\text{Eu}$  – составляет менее 1 % от него. Величина расчетной удельной активности радионуклида  $^{239+240}\text{Pu}$  достаточно значима и превышает предполагаемый допустимый уровень в растениях во 2-й и 3-й зонах радиоактивного загрязнения исследуемой территории. Аномально высоких значений удельной активности естественных радионуклидов в растениях на данной территории не выявлено.

Уровень радионуклидного загрязнения растительного покрова, прежде всего, зависит от способности самих растений к накоплению радионуклидов и от степени доступности последних, определяемой почвенными характеристиками. Внесенные «свежие» радионуклиды в первый период пребывания в почве могут быть более доступными для усвоения растениями, чем в более поздние сроки, когда произошло достижение равновесного состояния радионуклидов. Интенсивность этого достижения зависит от физико-химических свойств радионуклидов. Так, для  $^{137}\text{Cs}$  характерно заметное уменьшение поступления в растения с течением времени, тогда как у  $^{90}\text{Sr}$  подвижность в системе почва-растение меняется медленно [31]. Приведенные факты позволяют сделать прогноз о возможном снижении уровня радионуклидного загрязнения растительного покрова в будущем. Однако на данный момент растительный покров исследуемой территории с точки зрения характера его радиоактивного загрязнения представляет определенную опасность и может считаться пригодным для ведения соответствующих видов хозяйственной деятельности, только в случае соблюдения определенных правил радиационной безопасности

#### Состояние водных объектов

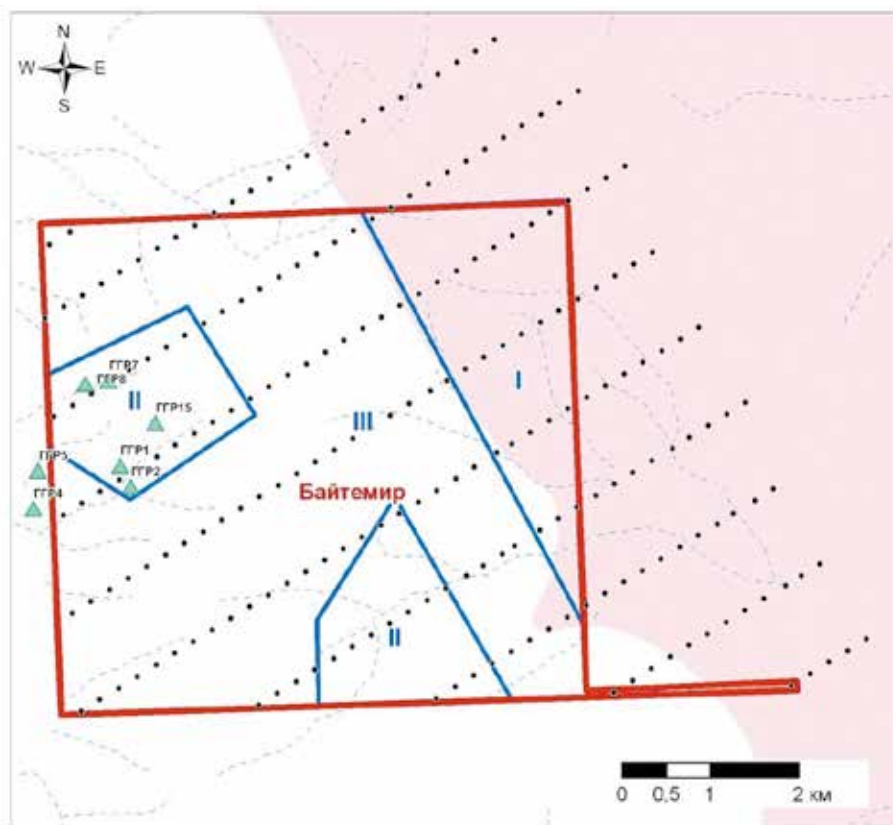
Для изучения возможного радиоактивного загрязнения водной среды в районе месторождения было отобрано 7 проб подземных вод из гидрогеологических скважин (рисунок 5.58).

Результаты лабораторных анализов представлены в таблице 5.37.

По данным лабораторных анализов концентрация техногенных радионуклидов не превышает МДА используемого оборудования и находятся значительно ниже уровней вмешательства для населения при поступлении данных

**Таблица 5.37. Результаты анализа проб воды месторождения «Байтемир»**

Точка отбора	Дата отбора	$^{241}\text{Am}$ , Бк/кг	$^{137}\text{Cs}$ , Бк/кг	$^{90}\text{Sr}$ , Бк/кг	$^{239+240}\text{Pu}$ , Бк/кг	$^3\text{H}$ , кБк/кг
скв.ГГР1	02.11.2010	<0,5	<0,5	<0,01	<0,0023	<0,017
скв.ГГР2	02.11.2010	<0,5	<0,2		<0,0028	<0,017
скв.ГГР4	02.11.2010	<0,4	<0,5		<0,0023	<0,017
скв.ГГР5	02.11.2010	<0,5	<0,2	<0,01		<0,017
скв.ГГР7	02.11.2010	<0,4	<0,4		<0,0032	<0,017
скв.ГГР8	02.11.2010	<0,3	0,9	<0,01	<0,0025	<0,019
скв.ГГР15	02.11.2010	<0,5	<0,4		<0,0042	<0,019



Условные обозначения

- ▭ территория месторождения Байтемир
- ▭ зона с повышенными концентрациями
- ▭ изолиния 0,3 Ки/кв.км, Cs-137
- ▲ скважины
- точки отбора проб

**Рисунок 5.58.** Месторождение «Байтемир». Схема расположения точек отбора проб воды

радионуклидов с водой и пищей, установленных Санитарными правилами.

При рассмотрении вероятности поступления загрязненных радиоактивными продуктами подземных ядерных взрывов (ПЯВ) вод в подземные воды месторождения взяты за основу такие факторы, как особенности геологического строения территории СИП и данные опробования гидрогеологических скважин на содержание техногенных радионуклидов. В геологическом строении СИП стоит отметить наличие ряда региональных разломов северо-западного простирания и крупных разломов меридионального и северо-восточного простирания (рисунок 5.59).

Результаты проведенных исследований основных возможных путей



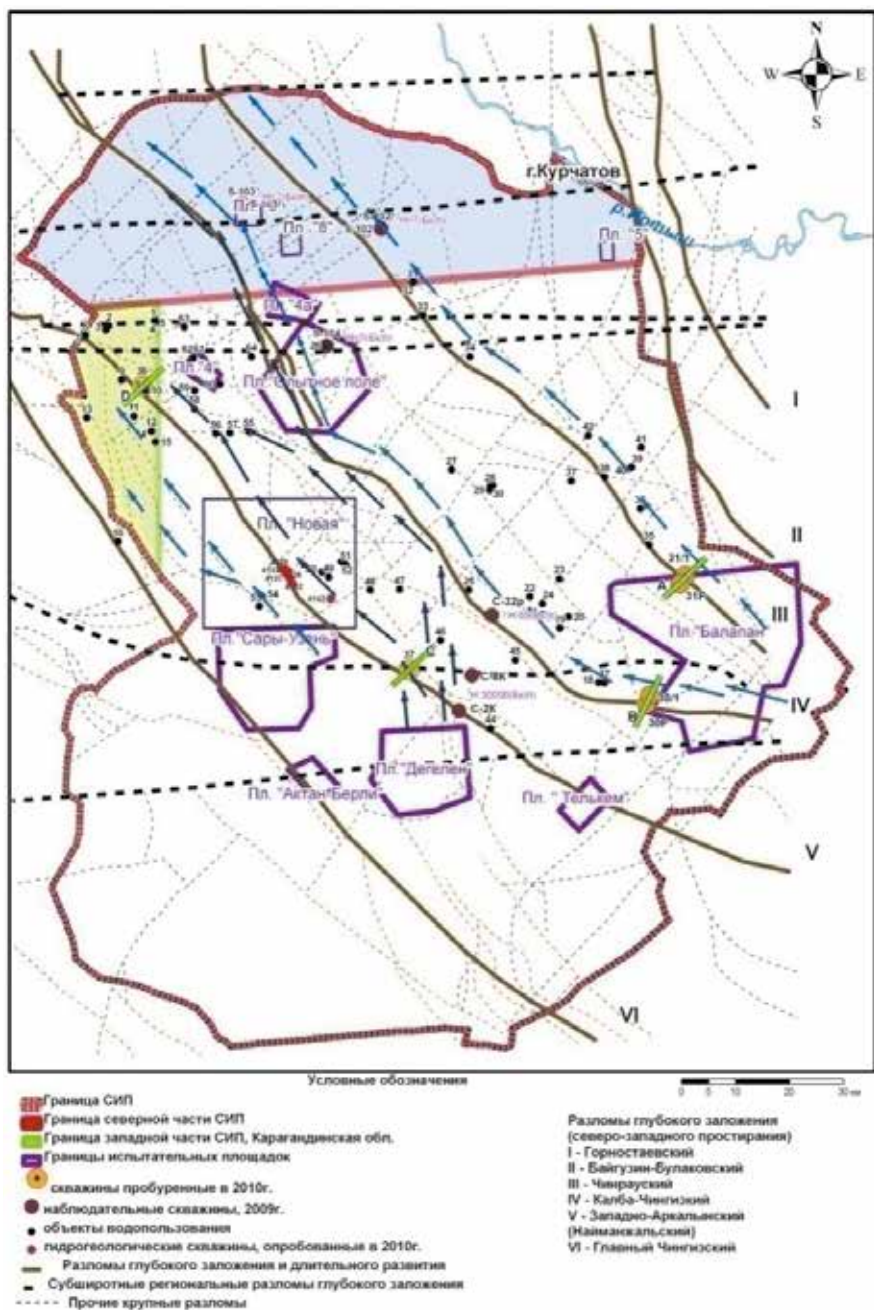


Рисунок 5.59. Территория СИП. Возможные основные направления движения загрязненных подземных вод

поступления загрязненных подземных вод из мест проведения ядерных взрывов на площадках «Дегелен», «Балапан», «Сары-Узень» в воды месторождения дают основание считать, что по ожидаемым уровням радиоактивного загрязнения подземных вод, на дневной поверхности данной территории можно осуществлять любые виды хозяйственной деятельности без каких-либо ограничений.

#### **Эколого-геологические аспекты освоения месторождения «Байтемир»**

Гидрогеологические условия района и месторождения «Байтемир» с позиции его разработки открытым способом представляются достаточно простыми. Отсутствие мощных водоносных образований с большими естественными запасами и ресурсами надземных вод позволяет отнести месторождение к разряду среднеобводненных и эксплуатация его, по-видимому, не вызовет каких-либо больших трудностей. При промышленном освоении месторождения могут возникнуть осложнения экологического характера, обусловленные близостью площадки подземных ядерных испытаний «Сары-Узень».

На территории расположения месторождения «Байтемир» в настоящее время не наблюдается повсеместного загрязнения подземных вод радионуклидами. Это не означает, что обстановка благополучна для хозяйственной деятельности на этой площади. Процессы миграции любого вещества с водой, формирования и движения подземных вод, зависящие от многих факторов, происходят в течение длительного времени. Очень низкие водопроводящие свойства вмещающих очаги загрязнения («боявые» скважины) пород, чередование водоносных зон трещиноватости разломов и монолитных палеозойских пород, значительные глубины гипоцентров взрывов, скудное инфильтрационное питание обуславливают крайне замедленный водообмен в районе месторождения. Поэтому в естественных условиях результат загрязнения подземной гидросферы на сопредельных с очагами участках, в той или иной мере, может проявиться через десятки, сотни и даже тысячи лет. Это справедливо для естественных условий и установлено геологическими исследованиями.

Совершенно другое дело, когда геологическая среда начинает подвергаться интенсивному техногенному воздействию, каковым является промышленное освоение месторождения «Байтемир». В результате строительства карьера будет образовываться районная депрессионная воронка, в сферу влияния которой попадут площади, на которых располагаются «боявые» скважины. При этом уклоны пьезометрических поверхностей трещинных и трещинно-жильных вод существенно возрастут, что вызовет адекватное усиление процессов миграции и движения подземных вод и сторону карьера. Таков общий характер изменений подземной гидросферы в процессе эксплуатации карьера, а на каком этапе отработки месторождения начнется загрязнение радионуклидами карьерных вод и произойдет ли оно вообще – пока сделать прогноз не представляется возможным. В таких случаях оперативный контроль и прогноз качества возможен только по данным мониторинга подземных вод, при организации которого должен быть учтен ряд вероятных гидродинамических особенностей формирования водопритока в карьере.

Стоит учитывать, что на данной территории основным радиоактивным загрязнителем подземных вод является радионуклид тритий. Ос-

новная миграционная особенность данного радионуклида состоит в том, что он входит в состав воды и не сорбируется горными породами. В связи с чем, при разрастании депрессионной воронки загрязненные тритием подземные воды в достаточно короткие сроки могут поступить в разрабатываемый карьер.

#### Состояние воздушного бассейна

Каких-либо специальных исследований воздушного бассейна месторождения не проводилось. В ходе обследования был произведен отбор 1 пробы (объемом не менее 400 м<sup>3</sup>) на территории месторождения, которая была проанализирована радиохимическим и гамма-спектрометрическим методом. Результаты лабораторных исследований представлены в таблице 5.38.

**Таблица 5.38.** Результаты лабораторных радиохимических и гамма-спектрометрических измерений естественных и техногенных радионуклидов в пробах воздушных аэрозолей (Бк/м<sup>3</sup>)

Точка отбора	<sup>239+240</sup> Pu	<sup>90</sup> Sr	<sup>241</sup> Am	<sup>137</sup> Cs	<sup>226</sup> Ra	<sup>232</sup> Th	<sup>40</sup> K
т. 138	<1,2×10 <sup>-4</sup>	6,2×10 <sup>-4</sup> ± 1,8×10 <sup>-4</sup>	<1×10 <sup>-4</sup>	<2×10 <sup>-4</sup>	2×10 <sup>-3</sup> ± 3×10 <sup>-4</sup>	<2×10 <sup>-3</sup>	8×10 <sup>-3</sup> ± 8×10 <sup>-4</sup>
ДОА <sub>перс</sub> <sup>г</sup> Бк/м <sup>3</sup>	5,3×10 <sup>-1</sup>	3,3×10 <sup>2</sup>	2,5	2,1×10 <sup>-1</sup>	1,7×10 <sup>3</sup>	0,19	3,8×10 <sup>3</sup>
ДОА <sub>нас</sub> <sup>г</sup> Бк/м <sup>3</sup>	2,5×10 <sup>-3</sup>	2,7	3,0×10 <sup>-2</sup>	2,9×10 <sup>-3</sup>	27	4,9×10 <sup>-3</sup>	31

По результатам полученных данных установлено, что концентрация естественных и техногенных радионуклидов не превышает значений допустимой объемной активности как для категории «персонал» (ДОА<sub>перс</sub>), так и для категории «население» (ДОА<sub>нас</sub>).

Основными потенциальными источниками загрязнения воздуха на территории месторождения могут являться: участки радиоактивного загрязнения, образованные в результате атмосферных выпадений от испытаний, проведенных на «Опытном поле», нештатных радиационных ситуаций на площадках «Сары-Узень», «Дегелен», «Балапан». Однако, учитывая пространственное расположение территории, наиболее вероятным источником поступления техногенных радионуклидов в воздушную среду будет являться, перенос загрязненных частиц почвы со следа радиоактивных выпадений испытания первого термоядерного устройства (12.08.1953 г.). Поэтому не исключается возможность поступления техногенных радионуклидов с возможных участков радиоактивного загрязнения в приземную атмосферу при проведении вскрышных работ. В связи с чем рекомендуется проводить постоянный контроль состояния воздушной среды.

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

По результатам проведенных исследований определено, что на месторождении «Байтемир» выделены 3 зоны, для которых рассчитаны средние значения удельной активности искусственных радионуклидов по-

верхностном слое почвы. Значения удельной активности искусственных радионуклидов в зонах I, II и III приведены в *таблице 5.36*.

Объемная активность радионуклидов в воздухе месторождения «Байтемир» определялась как:

$$C_{air} = C_i \cdot \rho_{sus}, \quad (5.1)$$

где  $C_{airi}$  – объемная активность  $i$ -ого радионуклида в воздухе (Бк/м<sup>3</sup>);

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

$\rho_{sus}$  – среднегодовая запыленность воздуха, кг/м<sup>3</sup>.

Среднегодовая естественная запыленность воздуха, согласно [32], на открытом воздухе и в помещении составляет  $1 \times 10^{-7}$  кг/м<sup>3</sup>. Из отчета, опубликованного Европейской комиссией [33], при естественном пылении или деятельности человека запыленность воздуха может увеличиваться до 10–100 раз, то есть до  $1 \times 10^{-6}$ –  $1 \times 10^{-5}$  кг/м<sup>3</sup>. Поэтому при проведении оценки содержания радионуклидов в воздухе рассмотрим среднее значение среднегодовой запыленности воздуха ( $1 \times 10^{-6}$  кг/м<sup>3</sup>).

Оценка содержания искусственных радионуклидов в воздухе месторождения «Байтемир» проводилась по средним значениям удельной активности искусственных радионуклидов в зонах I, II и III.

Вычисленные значения объемной активности искусственных радионуклидов в воздухе исследуемого района с учетом среднегодовой запыленности воздуха приведены *таблице 5.39*.

**Таблица 5.39.** Объемная активность искусственных радионуклидов в воздухе западной территории и участков с повышенным содержанием искусственных радионуклидов

Среднегодовая запыленность воздуха ( $r_{sus}$ ), кг/м <sup>3</sup>	Объемная активность радионуклидов в воздухе при средних значениях удельной активности в почве, Бк/м <sup>3</sup>			
	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>238+239+240</sup> Pu	<sup>241</sup> Am
Зона I				
$10^{-6}$	$2,1 \times 10^{-4}$	$9,7 \times 10^{-4}$	$1,2 \times 10^{-4}$	$1,3 \times 10^{-5}$
Зона II				
$10^{-6}$	$1,1 \times 10^{-4}$	$1,1 \times 10^{-4}$	$5,7 \times 10^{-4}$	$3,9 \times 10^{-5}$
Зона III				
$10^{-6}$	$5,8 \times 10^{-5}$	$1,3 \times 10^{-4}$	$7,5 \times 10^{-5}$	$1,7 \times 10^{-5}$
ДОАнас: Бк/м <sup>3</sup>	$2,7 \times 10^1$	2,7	$2,5 \times 10^{-3*}$	$2,9 \times 10^{-3}$

Примечание: \* - допустимая объемная активность <sup>238+239+240</sup>Pu принята  $2,5 \times 10^{-3}$  для одного радионуклида <sup>239</sup>Pu

Полученные величины объемной активности искусственных радионуклидов в воздухе месторождения «Байтемир» при средних значениях удельной активности в поверхностном слое почвы в зонах I, II и III не превышают допустимых значений, при среднегодовой запыленности, равной  $1 \times 10^{-6}$  кг/м<sup>3</sup>. При повышенной пылевой нагрузке объемная активность радионуклида <sup>238+239+240</sup>Pu будет превышать допустимые значения для населения в зоне II, так как его содержание в поверхностном слое почвы составляет 572 Бк/кг.

Таким образом, проведенные теоретические оценки содержания радионуклидов в воздухе месторождения «Байтемир» показали, что объемная активность радионуклидов при средних значениях удельной активности и значении среднегодовой запыленности воздуха, равной  $1 \times 10^{-6}$  кг/м<sup>3</sup>, не превышает допустимых значений для населения.

#### **Радиоэкологическое состояние месторождения поваренной соли «Жаксытуз»**

Месторождение поваренной соли, озеро Жаксытуз, расположено в 60 км к юго-западу от г. Курчатов, в Майском районе Павлодарской области.

Озеро бессточное, без постоянных водопритоков, в плане имеет изометрично-овальную форму несколько вытянутую в меридиональном направлении размером 2,3×3 км. Берега озера пологие, высотой до 2 – 3 м, переходящие в солончаковую полосу шириной 40 – 50 м. Образование соляного пласта зависит от наличия поверхностного насыщенного солевого раствора (рапы) и его испарения.

#### **Литологический разрез по озеру следующий:**

- 0,00 – 0,05 м отложения новосадки (непостоянные);
- 0,00 – 0,50 м пласт старосадки;
- 0,50 – 10,50 м каратуз с илом, постепенно переходящий в ил, и далее глинистые отложения [34, 35].

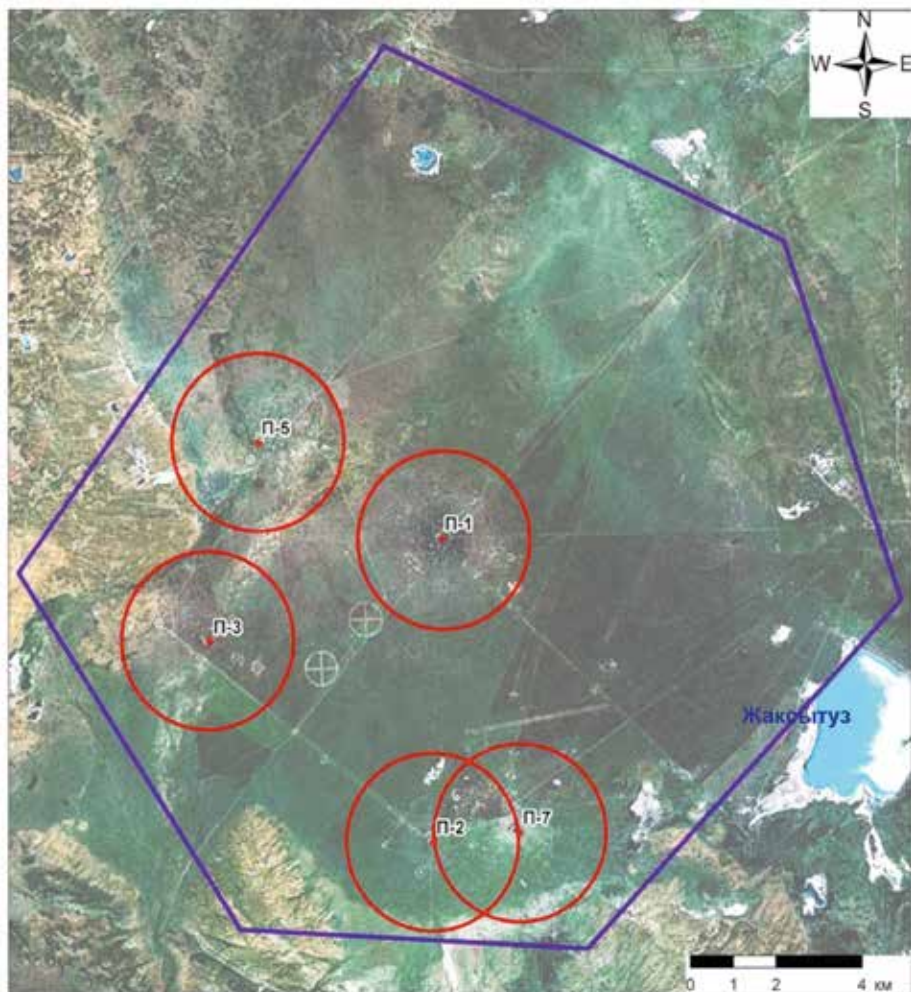
Специфической особенностью месторождения является его территориальное расположение. Оно находится в пределах бывшего СИП в непосредственной близости от границы испытательной площадки «Опытное поле» (рисунок 5.60).

Проведенными ранее исследованиями было установлено, что испытания ядерного оружия на «Опытном поле» привели к радиоактивному загрязнению территории, расположенной за пределами испытательной площадки. Это обстоятельство позволило сделать предположение, что и территория месторождения будет загрязнена техногенными радионуклидами.

Для исследования современной радиационной обстановки на месторождении, а также установление факторов, определяющих характер радионуклидного загрязнения территории, были выполнены следующие работы:

1. Исследование уровней загрязнения техногенными радионуклидами почвогрунтов береговой зоны.
2. Исследование характера вертикального и горизонтального распределения радионуклидов в соляном пласте.
3. Исследование форм нахождения радионуклидов в соляном пласте.

Схема отбора проб на территории месторождения приведена на рисунке 5.61. Глубина отбора проб составляла 0-5 см, площадь 100 см<sup>2</sup>.



Условные обозначения

- граница площадки "Опытное поле"
  технические площадки

Рисунок 5.60. Пространственное расположение озера Жаксытуз

Отбор проб соляного пласта с поверхности озера проводился по всей площади по сети с шагом 500×500 м. В каждой точке пробы отбирались послойно на различную глубину (рисунок 5.61). Так как каждый вид соляных отложений распределен неравномерно, граница каждого слоя определялась визуально непосредственно в момент отбора проб. Глубина слоя «новосадки» составляла до 10 см, слой «старосадки» не превышал 40 см, слой «каратуза» – 90 см, «донные отложения» – 130 см.



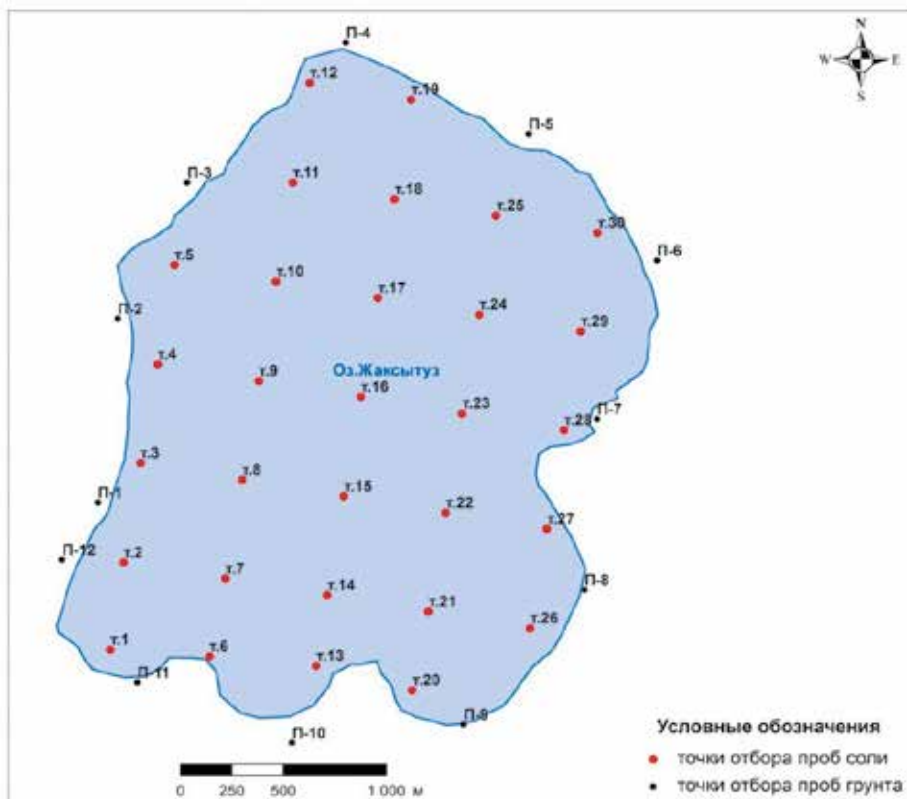


Рисунок 5.61. Схема отбора проб

### Результаты исследований

Проведенными радиометрическими измерениями установлено, что значения радиационных параметров на территории озера и береговой линии находятся в следующих интервалах МЭД – от 0,10 до 0,14 мкЗв/час, плотность потока  $\beta$ -частиц  $<10$  част./ $(\text{мин} \times \text{см}^2)$ . Участков радиоактивного загрязнения не выявлено.

### Исследование радионуклидного состава почвогрунтов

Результаты лабораторных  $\gamma$ -спектрометрических исследований представлены в *таблице 5.40*. Для радиохимических исследований на содержание  $^{239+240}\text{Pu}$  и  $^{90}\text{Sr}$  были выбраны 3 пробы, в которых зафиксировано максимальное содержание  $^{241}\text{Am}$ .

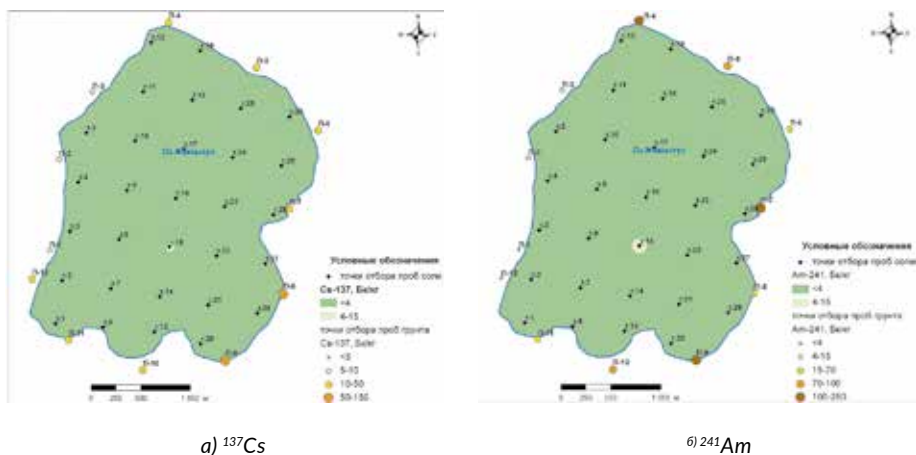
Данные, представленные в таблице, показывают, что почвогрунты практически повсеместно загрязнены техногенными радионуклидами  $^{241}\text{Am}$  и  $^{137}\text{Cs}$ . Продуктов деления и активации  $^{152}\text{Eu}$ ,  $^{154}\text{Eu}$ ,  $^{60}\text{Co}$  не обнаружено. Наличие  $^{239+240}\text{Pu}$  и  $^{90}\text{Sr}$  зафиксировано во всех случаях определения.

Количественные данные содержания радионуклидов в верхней толще соли обнаружены лишь в трех точках пробоотбора, в остальных случаях удельная активность – ниже минимально-детектируемой.

Таблица 5.40. Содержание техногенных радионуклидов в почве

Точка отбора	Содержание гамма-излучающих радионуклидов, Бк/кг						
	<sup>241</sup> Am	<sup>137</sup> Cs	<sup>152</sup> Eu	<sup>154</sup> Eu	<sup>60</sup> Co	<sup>239+240</sup> Pu	<sup>90</sup> Sr
П-1	<3	7 ± 1	< 2	<3	<3	-	-
П-2	7 ± 1	7 ± 1	< 2	< 2	<3	-	-
П-3	<4	7 ± 1	< 2	< 2	< 2	-	-
П-4	10 <sup>0</sup> ± 10	40 ± 4	< 2	<3	< 2	-	17 ± 1
П-5	90 ± 9	35 ± 3	< 2	< 2	<3	-	-
П-6	15 ± 1	25 ± 2	<3	<2	<3	-	-
П-7	200 ± 20	45 ± 4	<5	< 2	<3	320 ± 40	37 ± 1
П-8	55 ± 5	60 ± 6	< 2	< 2	< 2	-	-
П-9	250 ± 20	150 ± 10	<6	< 2	<3	830 ± 60	23 ± 1
П-10	70 ± 7	35 ± 3	<3	< 2	<3	-	-
П-11	60 ± 6	10 ± 1	< 2	< 2	< 2	-	-
П-12	<3	10 ± 1	< 2	< 2	< 3	-	-

В графическом виде результаты определения техногенных радионуклидов в береговых грунтах и поверхностном слое соли представлены на рисунке 5.62.



а) <sup>137</sup>Cs

б) <sup>241</sup>Am

Рисунок 5.62. Карта-схема площадного распределения радионуклидов

Из представленного рисунка отчетливо видно, что в пределах поверхностного слоя озера значимых концентраций <sup>137</sup>Cs и <sup>241</sup>Am не наблюдается, удельная активность их на большей части исследуемой территории составляет менее 4 Бк/кг.

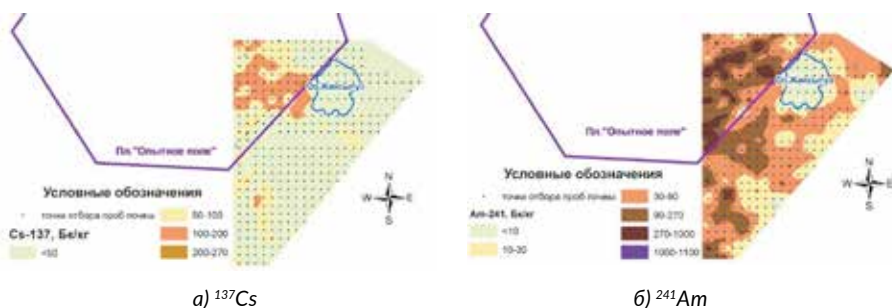


Количественные значения удельной активности техногенных радионуклидов обнаружены в почвогрунтах и территориально приурочены к береговой линии озера.

### Исследование закономерностей распределения техногенных радионуклидов в продуктивном пласте

В пробах, отобранных по всему литологическому разрезу (на глубину), обнаружены только радионуклиды  $^{241}\text{Am}$  и  $^{137}\text{Cs}$ . Данные лабораторных гамма-спектрометрических измерений представлены в *таблице 5.41*.

Результаты лабораторных исследований позволили построить картину распределения удельной активности радионуклидов  $^{241}\text{Am}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в верхнем поверхностном слое (0-5 см) как на самом озере, так и на прилегающей территории. На *рисунке 5.63* представлена карта-схема распределения техногенных радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{241}\text{Am}$  в поверхностном слое (0-5 см).



**Рисунок 5.63.** Карта-схема распределения радионуклидов в поверхностном слое

Наиболее загрязненными, как и ожидалось, являются участки, расположенные со стороны площадки «Опытное поле». Характер распространения радионуклидов  $^{241}\text{Am}$  и  $^{137}\text{Cs}$  имеет схожий вид. Их распространение носит мозаичный характер, при том, что на самом озере загрязнение отсутствует.

Установлено, что характер распределения  $^{241}\text{Am}$  в профиле соляного пласта несколько отличается от характера распределения  $^{137}\text{Cs}$ . Минимальная концентрация  $^{241}\text{Am}$  отмечена в слое новосадки, а максимальная – в слое каратуза. При этом максимальная концентрация  $^{137}\text{Cs}$  отмечается в слое донных отложений, который является нижним в вертикальном соляном профиле.

С целью анализа полученных данных результаты *таблицы 5.41* представлены в виде гистограммы (*рисунок 5.64*). Для построения диаграммы использовались отношения полученных численных значений удельной активности к общему числу измерений в зависимости от глубины слоя.

На представленной гистограмме видно, что присутствие техногенных радионуклидов наблюдается по всей глубине слоя. Наиболее часто численные значения  $^{241}\text{Am}$  отмечаются в слое 10 – 20 см, при этом  $^{137}\text{Cs}$  в основном распределен в слое 10 – 60 см.

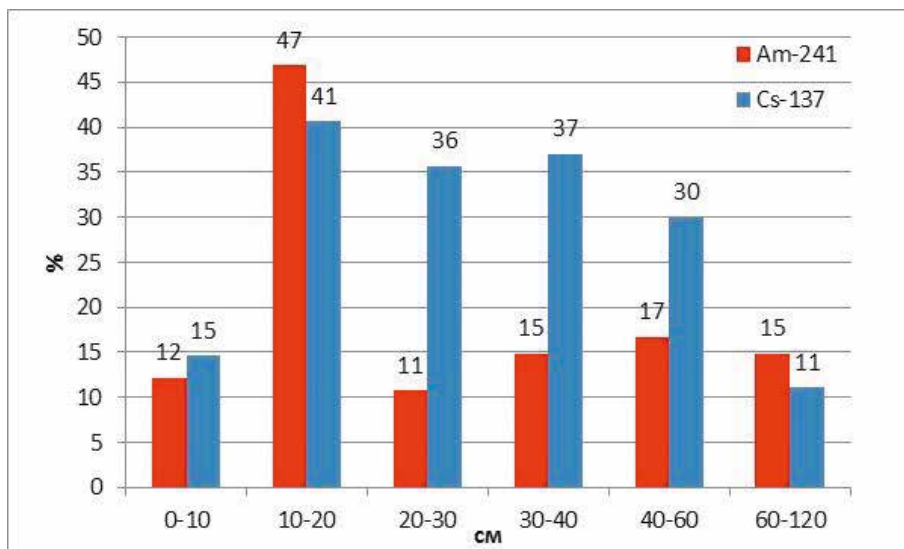
Такое распределение радионуклидов вполне может объясняться следующими факторами:

Таблица 5.41. Результаты лабораторных  $\gamma$ -спектрометрических измерений

Точка отбора	Глубина отбора, см	Тип слоя	$^{241}\text{Am}$		$^{137}\text{Cs}$		Точка отбора	Глубина отбора, см	Тип слоя	$^{241}\text{Am}$		$^{137}\text{Cs}$	
			Бк/кг	Бк/кг	Бк/кг	Бк/кг				Бк/кг	Бк/кг		
T-1/1	0-5	новосадка	<3	<3	<3	<3	T-16/2	3-10	новосадка	<3	<3	<3	<3
T-1/2	5-15	донные	10±1	30±3			T-16/3	10-20	старосадка	9±1	4±1	4±1	4±1
T-2/1	0-10	новосадка	<3	<3			T-16/4	20-30	каратуз	<3	4±1	4±1	4±1
T-2/2	10-20	старосадка	7±1	<3			T-16/5	60-70	донные	<3	3±1	3±1	3±1
T-2/3	20-30	каратуз	20±2	<3			T-17/1	0-10	новосадка	<3	<3	<3	<3
T-2/4	90-100	донные	<3	<3			T-17/2	10-20	старосадка	5±1	<3	<3	<3
T-3/1	0-10	новосадка	<3	<3			T-17/3	20-30	каратуз	3±1	<3	<3	<3
T-3/2	10-20	старосадка	<3	<3			T-17/4	40-50	донные	<3	3±1	3±1	3±1
T-3/3	40-50	каратуз	<3	<3			T-18/1	0-10	новосадка	<3	<3	<3	<3
T-3/4	90-100	донные	<3	3±1			T-18/2	10-20	старосадка	15±1	<3	<3	<3
T-4/1	0-10	новосадка	<3	<3			T-18/3	20-30	каратуз	3±1	3±1	3±1	3±1
T-4/2	10-20	старосадка	<3	<3			T-18/4	100-120	донные	<3	<3	<3	<3
T-4/3	20-30	каратуз	3±1	3±1			T-19/1	0-10	новосадка	<3	<3	<3	<3
T-4/4	80-90	донные	<3	<3			T-19/2	10-20	старосадка	<3	<3	<3	<3
T-5/1	0-10	новосадка	<3	<3			T-19/3	20-30	каратуз	<3	<3	<3	<3
T-5/2	10-20	старосадка	<3	<3			T-19/4	120-130	донные	<3	<3	<3	<3
T-5/3	20-30	каратуз	<3	<3			T-20/1	0-5	новосадка	<3	<3	<3	<3
T-5/4	40-50	донные	7±1	3±1			T-20/2	5-15	каратуз	20±2	25±2	25±2	25±2
T-6/1	0-5	новосадка	<3	<3			T-20/3	60-70	донные	7±1	10±1	10±1	10±1

Точка отбора	Глубина отбора, см	Тип слоя	<sup>241</sup> Am		Точка отбора	Глубина отбора, см	Тип слоя	<sup>137</sup> Cs	
			Бк/кг	Бк/кг				Бк/кг	Бк/кг
Т-6/2	5-15	донные	9±1	50±5	Т-21/1	0-10	новосадка	<3	3±1
Т-7/1	0-3	новосадка	<3	<3	Т-21/2	10-20	старосадка	4±1	<3
Т-7/2	3-10	новосадка	4±1	4±1	Т-21/3	20-30	каратуз	<3	3±1
Т-7/3	10-20	старосадка	15±1	10±1	Т-21/4	50-60	донные	<3	3±1
Т-7/4	20-30	каратуз	3±1	4±1	Т-22/1	0-10	новосадка	<3	<3
Т-7/5	60-70	донные	<3	<3	Т-22/2	10-15	старосадка	3±1	5±1
Т-8/1	0-10	новосадка	<3	<3	Т-22/3	15-25	каратуз	5±1	9±1
Т-8/2	10-20	старосадка	<3	3±1	Т-22/4	40-50	донные	<3	<3
Т-8/3	20-30	каратуз	<3	6	Т-23/1	0-10	новосадка	<3	<3
Т-8/4	60-70	донные	<3	<3	Т-23/2	10-20	старосадка	3±1	3±1
Т-9/1	0-10	новосадка	<3	<3	Т-23/3	20-30	каратуз	<3	3±1
Т-9/2	10-20	старосадка	4±1	3±1	Т-23/4	50-60	донные	<3	<3
Т-9/3	20-30	каратуз	<3	3±1	Т-24/1	0-10	новосадка	<3	<3
Т-9/4	40-50	донные	3±1	6±1	Т-24/2	10-20	старосадка	6±1	4±1
Т-10/1	0-10	новосадка	<3	<3	Т-24/3	20-30	донные	<3	5±1
Т-10/2	10-20	старосадка	8±1	5±1	Т-25/1	0-3	новосадка	<3	<3
Т-10/3	20-30	каратуз	3±1	4±1	Т-25/2	3-10	новосадка	<3	<3
Т-10/4	70-80	донные	<3	<3	Т-25/3	10-20	старосадка	3±1	<3
Т-11/1	0-3	новосадка	<3	<3	Т-25/4	20-30	каратуз	<3	<3
Т-11/2	3-10	новосадка	<3	<3	Т-25/5	70-80	донные	<3	<3
Т-11/3	10-20	старосадка	<3	3±1	Т-26/1	0-3	новосадка	3±1	<3

Точка отбора	Глубина отбора, см	Тип слоя	<sup>241</sup> Am		Точка отбора	Глубина отбора, см	Тип слоя	<sup>137</sup> Cs	
			Бк/кг	Бк/кг				Бк/кг	Бк/кг
Т-11/4	30-50	картуз	7±1	4±1	Т-26/2	3-10	старосадка	3±1	4±1
Т-11/5	70-80	донные	<3	<3	Т-26/3	20-30	картуз	<3	7±1
Т-12/1	0-10	новосадка	<3	<3	Т-26/4	40-50	донные	<3	3±1
Т-12/2	10-20	старосадка	<3	<3	Т-27/1	0-3	новосадка	<3	<3
Т-12/3	40-50	картуз	5±1	<3	Т-27/2	3-10	старосадка	<3	<3
Т-12/4	70-80	донные	<3	<3	Т-27/3	30-40	картуз	<3	<3
Т-13/1	0-5	новосадка	<3	<3	Т-27/4	50-60	донные	<3	<3
Т-13/2	5-10	старосадка	<3	<3	Т-28/1	0-3	новосадка	<3	<3
Т-13/3	40-60	донные	<3	3±1	Т-28/2	3-10	старосадка	<3	<3
Т-14/1	0-10	новосадка	<3	<3	Т-28/3	30-50	картуз	<3	3±1
Т-14/2	10-15	старосадка	50±5	<3	Т-28/4	70-80	донные	<3	<3
Т-14/3	15-20	картуз	<3	4±1	Т-29/1	0-10	новосадка	<3	<3
Т-14/4	60-70	донные	<3	<3	Т-29/2	10-20	старосадка	<3	3±1
Т-15/1	0-10	новосадка	10±1	5±1	Т-29/3	30-40	картуз	<3	3±1
Т-15/2	10-20	старосадка	6±1	6±1	Т-29/4	40-50	донные	<3	3±1
Т-15/3	20-30	картуз	<3	<3	Т-30/1	0-3	новосадка	<3	<3
Т-15/4	40-50	донные	<3	4±1	Т-30/2	10-30	картуз	<3	<3
Т-16/1	0-3	новосадка	<3	<3	Т-30/3	80-100	донные	<3	<3



**Рисунок 5.64.** Частота встречаемости численных значений <sup>241</sup>Am и <sup>137</sup>Cs по интервалам глубин

- 1 Различными миграционными способностями <sup>241</sup>Am и <sup>137</sup>Cs.
- 2 Механизмами формирования радиационного загрязнения.

**Определение форм нахождения радионуклидов**

Результаты лабораторных исследований представлены в *таблице 5.42*.

**Таблица 5.42.** Результаты гамма-спектрометрических измерений жидкой и твердой фазы образцов соляного пласта

Точка отбора	Удельная активность техногенных радионуклидов, Бк/кг			
	Фильтрат		Осадок	
	<sup>241</sup> Am	<sup>137</sup> Cs	<sup>241</sup> Am	<sup>137</sup> Cs
5/4	<2	<4	3±1	9±3
14/2	<2	<4	180±20	18±2
15/1	<2	<4	27±3	6±1
18/2	<2	<4	85±9	22±2
20/2	<2	<4	25±2	55±5

Анализ полученных данных показал, что радионуклидное загрязнение во всех случаях обусловлено примесью загрязненной почвы, илов или донных отложений, которые в данном эксперименте были представлены осадком, полученным после фильтрования растворенных образцов соли. Соляная составляющая образцов, которая при растворении образцов перешла в фильтрат, не имеет в своем составе исследуемых техно-

генных радионуклидов. Активность  $^{241}\text{Am}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в ней во всех образцах составила менее предела обнаружения используемой аппаратуры.

Эти данные были подтверждены результатами определения  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  в соляных пробах. Для проведения исследований брались полойные пробы по всей глубине из точек 26, 2, 1, 6, в которых были зафиксированы численные значения удельной активности  $^{241}\text{Am}$  или  $^{137}\text{Cs}$ . Результаты показали, что содержание  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  в растворимой фракции соли составляет менее предела обнаружения используемой аппаратуры и методик.

Данные по удельной активности радионуклидов в поверхностном слое не позволяют однозначно утверждать, что на территории озера отсутствует радиоактивное загрязнение. Этот факт связан с механизмами образования соляного пласта и формирования радиоактивного загрязнения. В данном случае более корректным будет рассматривать площадное загрязнение исследуемой территории, т.е. определить запасы радионуклидов по всей глубине литологического слоя.

Для определения запасов радионуклидов была проведена выборка всех имеющихся данных по распределению  $^{241}\text{Am}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , сделана их категоризация в зависимости от результатов. Затем, был произведен перерасчет удельной активности на площадную, для точек с полойными пробами активность радионуклидов суммировалась по всей глубине.

По полученным данным были построены карты-схемы площадного распределения  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{241}\text{Am}$  (рисунок 5.65), выраженные в  $\text{кБк}/\text{м}^2$ .

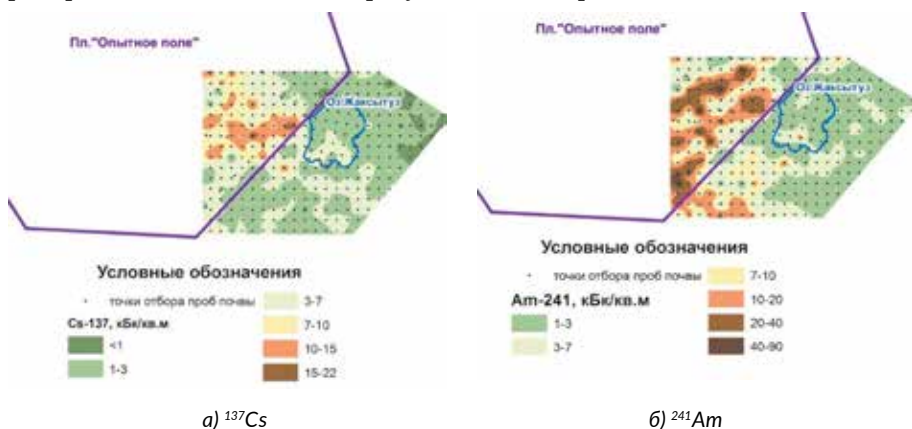


Рисунок 5.65. Площадное распределение радионуклидов

Представленные на рисунках данные показывают картину общего площадного загрязнения территории вблизи юго-восточной части площадки «Опытное поле». Отмечены несколько пятен с повышенными значениями. Стоит отметить, что при таком представлении данных территория озера не выглядит «белым» пятном. Следы радиоактивного загрязнения нашли свое продолжение на озере. Активность радионуклидов, как на самом озере, так и на прилегающей территории вполне со-

измерима. Это говорит о том, что загрязнение на территории озера сформировано в результате прохождения осей следов от наземных ядерных испытаний на площадке «Опытное поле». За счет процессов естественного солеобразования (нароста нового слоя соли), происходит процесс погребения радионуклидов в более низкие пласты.

Таким образом, радиоэкологическое исследование территории месторождения показало, что в настоящее время загрязнение озера вызвано техногенными радионуклидами  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$ . Ввиду того что с момента проведения последнего испытания прошло уже порядка 50-ти лет, а процесс образования соли является постоянным, поверхностный слой соли не содержит техногенных радионуклидов. Основная часть радионуклидного загрязнения приходится на средний слой соляного пласта, что говорит о естественном вертикальном перераспределении техногенных радионуклидов по глубине. То, что содержание радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{241}\text{Am}$  в слое донных отложений меньше, чем в слоях старосадки и каратуза, может говорить лишь о том, что процесс заглупления радионуклидов к настоящему моменту времени еще не закончен.

Выявлено, что радиоактивное загрязнение соляного пласта обусловлено присутствием загрязненных техногенными радионуклидами частиц грунта в соли и соизмеримо с загрязнением на прилегающей территории, что говорит об одном источнике и механизме формирования загрязнения. Удельная активность техногенных радионуклидов в самой соли находится на уровнях, ниже предела обнаружения используемой аппаратуры.

В настоящее время какого-либо существенного изменения радиационной обстановки в худшую сторону за счет вторичного переноса, миграции и т.д. не происходит.

#### **Радиоэкологическое состояние месторождения «Есымжал»**

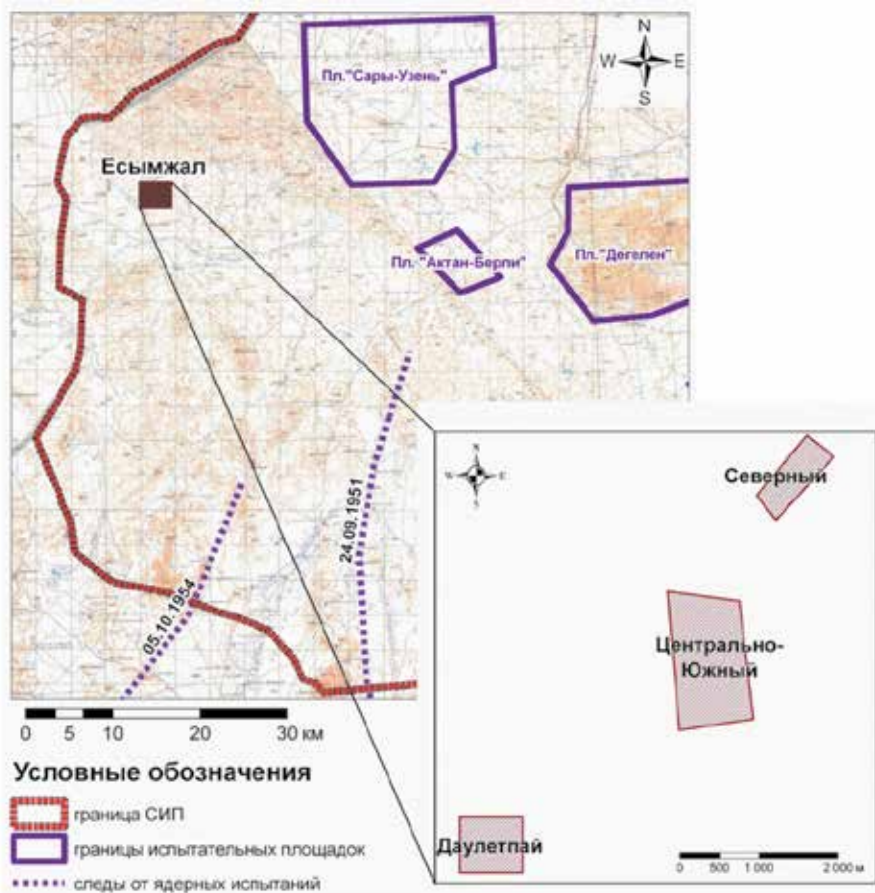
Месторождение «Есымжал» расположено в юго-западной части территории СИП и включает в себя три рядом расположенные небольшие месторождения «Даулетпай», «Центрально-Южный» и «Северный» (рисунок 5.6б).

Рядом с местом расположения месторождений находятся испытательные площадки «Сары-Узень» (~ 20 км), «Актан-Берли» (~ 30 км) и «Дегелен» (~ 45 км). На данных площадках имеются объекты окружающей среды, подвергшиеся значительному радиоактивному загрязнению, которые в силу разных причин как естественного (водный перенос), так и антропогенного (непреднамеренный перенос радиоактивных материалов) характера может привести к изменению радиационной обстановки на рассматриваемых месторождениях.

На территории обследованного месторождения проводится добыча марганцевых руд. Разработка месторождения выполняется открытым способом вследствие неглубокого залегания рудной залежи. Также рядом с месторождениями расположена жилая зона (рисунок 5.67), где проживает рабочий персонал АО «Темиртауский электрометаллургический комбинат», осуществляющий разработку данного месторождения.

В 2010 г. было выполнено радиоэкологическое обследование месторождения «Есымжал». Цель работ – оценка современной радиоэкологи-

ческой обстановки на территории жилой и рабочих зон, расположенных на территории месторождения, разработка рекомендаций для создания системы радиационного контроля, предусматривающей контроль основных вероятных путей поступления радиоактивного загрязнения.



**Рисунок 5.66.** Месторасположение месторождения «Есымжал» на территории СИП

В связи с близким расположением месторождений «Центрально-Южный» и «Северный», их обследование проводилось по единой совмещенной схеме (рисунок 5.68). Учитывая относительно близкое расположение всех обследуемых территорий (в масштабах СИП), механизмы радиационного воздействия близлежащих испытательных площадок СИП на месторождения и жилую зону будут одинаковыми. Вследствие этого, было принято решение о проведении совместной оценки воздействия радиационно-опасных факторов как на рабочий персонал, так и на производимую ими продукцию.



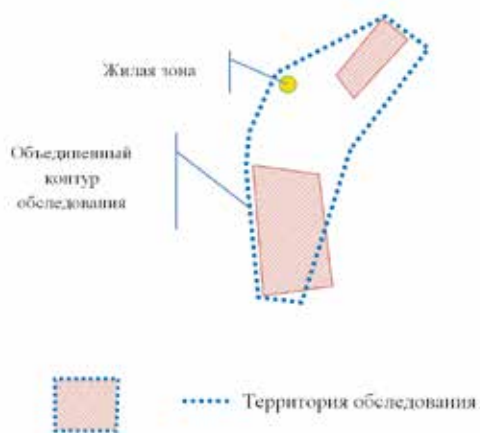


Рисунок 5.67. Территория обследования месторождения

Выполненное обследование включало изучение распределения радиационных параметров (МЭД и плотность потока  $\beta$ -частиц) на территории месторождения и в жилых помещениях, изучение содержания естественных и техногенных радионуклидов в образцах проб окружающей среды (почвенный покров, поверхностные и грунтовые воды, воздушная среда). Схема точек отбора окружающей среды показана на рисунке 5.68.

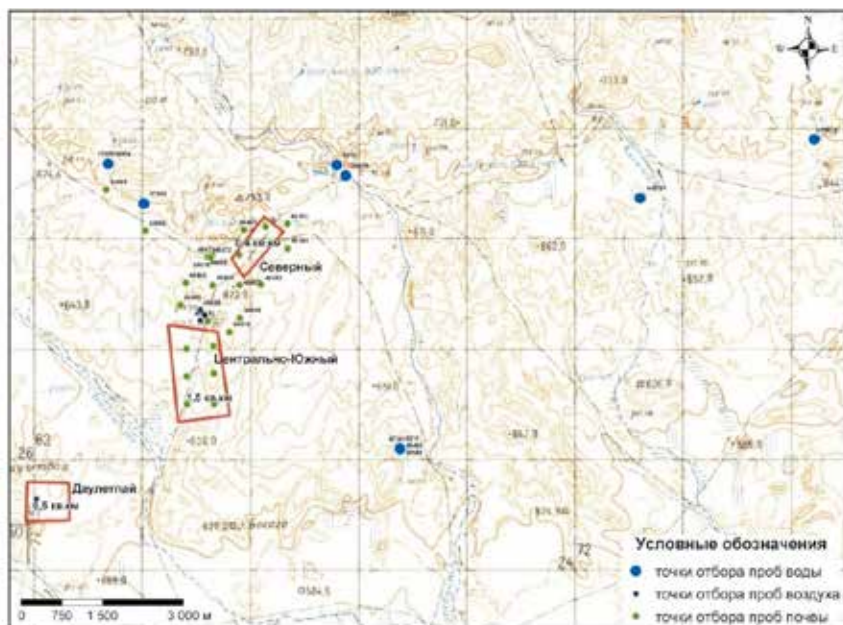


Рисунок 5.68. Схема расположения точек отбора проб окружающей среды

### **Изучение радиоактивного загрязнения почвенного покрова**

Измерения радиационных параметров на обследуемых территориях проводились в узловых точках сети обследования (для жилых помещений – 1×5 м, территории жилой зоны – 10×5 м, территории месторождений – 100×50 м), а также между точками в режиме «Поиск». Для оценки радиоактивного загрязнения почвенного покрова был произведен отбор образцов поверхностного слоя почвы. Образцы почвенного покрова отбирались с учетом рельефа местности, расположения естественных и техногенных объектов, размещения производственных и жилых площадок, подъездных путей, а также участков с повышенным радиационным фоном, выявленных в ходе пешеходной съемки. Все пробы были проанализированы на содержание естественных ( $^{40}\text{K}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ) и техногенных ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$ ) радионуклидов.

### **Изучение радиоактивного загрязнения водной среды**

Наиболее вероятными источниками поступления радионуклидов в водную среду рассматриваемой территории является радиационное загрязнение на площадке «Сары-Узень» [11]. Наибольшая вероятность радиоактивного загрязнения водной среды рассматриваемого региона связана с поступлением техногенного радионуклида  $^3\text{H}$ . Для оценки радионуклидного состава водной среды был проведен отбор образцов поверхностных и грунтовых вод, а также воды из технологического карьера. Места отбора проб представлены на карте (рисунки 5.68). Отбор проб воды производился в герметичные полиэтиленовые емкости. Объем пробы для определения техногенных радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  составлял не менее 10 литров, для определения содержания трития – 1,5 литра. Всего было отобрано 8 образцов водной среды, из них все 8 проанализированы на содержание  $^3\text{H}$ , и одна проба подверглась анализу на все изучаемые радионуклиды.

### **Изучение радиоактивного загрязнения воздушной среды**

Наиболее вероятными источниками поступления радионуклидов на дневную поверхность рассматриваемой территории являются последствия испытаний на площадке «Опытное поле», а именно, радиоактивные следы от испытания 05.10.1954 г. и радиационного загрязнения на площадке «Сары-Узень» [11].

Многолетние исследования на территории СИП [22] показали, что даже на больших площадных источниках радионуклидного загрязнения дневной поверхности, таких как «Опытное поле», значительное радиоактивное загрязнение приземного слоя атмосферы возможно только при техногенном пылении (движение автомобилей и другие работы, вызывающие значительный пылеподъем), а также при степных пожарах. Это подтверждается результатами ряда целенаправленных исследований, которые проводились в г. Курчатове, в северной и западной частях СИП. Результаты [38] подтвердили отсутствие значимого радионуклидного загрязнения воздушной среды региона при разных метеоусловиях.

Исходя из того, что разработка месторождения открытым способом относится к работам, вызывающим значительный пылеподъем, было проведено изучение загрязнения воздушного бассейна территории месторождения. Изучение воздушного бассейна проводилось посредством

отбора проб воздушных аэрозолей для определения загрязнения атмосферного воздуха производственной зоны и вахтового поселка естественными и техногенными радионуклидами.

Для изучения радиоактивного загрязнения воздушной среды был произведен отбор образцов аэрозолей воздушной среды. Отбор проводился на обследованной территории с учетом расположения техногенных объектов и размещения производственных и жилых площадок.

#### Лабораторные анализы проб окружающей среды

Все отобранные образцы окружающей среды измерялись и анализировались радиохимическим, гамма-спектрометрическим и сцинтилляционным методом на содержание естественных и техногенных радионуклидов.

#### Радиационная обстановка на территории месторождений

Измерения МЭД проводились в 912 фиксированных точках и в режиме «Поиск» между точками. Значения МЭД на исследуемой территории варьировали в диапазоне от 0,11 до 0,21 мкЗв/ч (рисунок 5.69).

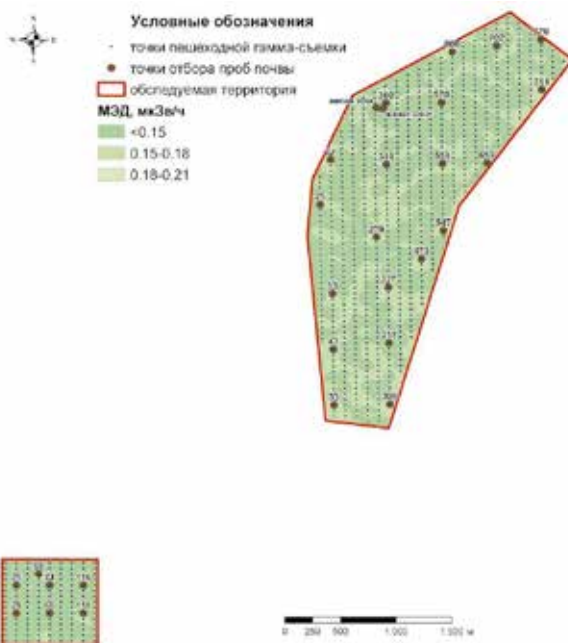
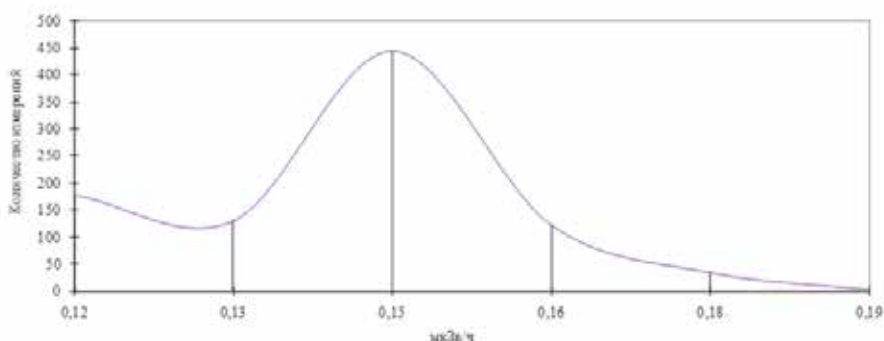


Рисунок 5.69. Распределение МЭД на исследуемой территории

Наряду с обследованием всего месторождения, также было проведено детальное изучение распределения МЭД на территории жилой зоны. Значения МЭД на территории жилой зоны варьировали в диапазоне от 0,10 до 0,15 мкЗв/ч. В жилых и подсобных помещениях значение МЭД не превышало 0,13 мкЗв/ч. Измеренные значения плотности потока  $\beta$ -частиц на территории всех участков обследования находились ниже предела обнаружения используемых средств измерений (10 част/(мин $\times$ см<sup>2</sup>)).

Для анализа распределения МЭД проведена статистическая обработка данных. Подготовленная выборка включала все измерения радиационных параметров. Для корректной обработки данных был проведен расчет выпадов для данной выборки. В результате расчёта выпадов из выборки было удалено 1 anomальное значение – 0,21 мкЗв/ч. Анализ распределения значений МЭД показал, что результаты измерений варьируют в диапазоне от 0,11 до 0,19 мкЗв/ч.

Для оценки распределения значений МЭД была построена вариационная кривая (рисунок 5.70).



**Рисунок 5.70.** Вариационная кривая распределения количества измерений МЭД

Вариационная кривая показывает на то, что распределение радиационных параметров носит характер, близкий к нормальному (естественному) распределению с небольшой левой асимметрией. Левая асимметрия обусловлена пределом обнаружения используемых средств измерений.

Исходя из вышеизложенного, можно сделать заключение, что радиационные параметры на обследованной территории располагаются в области фоновых величин. Измеренные значения МЭД в помещениях не превышают значения мощности дозы на открытой местности более чем на 0,2 мкЗв/ч, следовательно, согласно Санитарным правилам, дополнительных защитных мероприятий для снижения радиационного фона в помещениях не требуется. Распределение радиационных параметров не выявляет каких-либо аномалий и носит характер, близкий к нормальному распределению. Дисперсия радиационных параметров может быть следствием ряда факторов, формирующих радиационную обстановку (естественная флуктуация измеряемых радиационных параметров, повышенная активность естественных радионуклидов в литосфере и др.), а также неопределенностью (погрешностью) измерений.

#### **Характер площадного радионуклидного загрязнения почвенного покрова**

Пробы почвы, отобранные на участке «Есымжал», были проанализированы на определение удельной активности техногенных и естественных радионуклидов.

Содержание радионуклидов в почве по результатам лабораторных анализов и их распределение на обследуемой территории представлены

на рисунках 5.71 и 5.72. Необходимо отметить, что во многих результатах измерений удельная активность радионуклидов находилась ниже предела обнаружения используемых средств измерений, тем не менее, исходя из консервативного подхода, для проведения расчета средних величин в расчет принимались численные значения данных пределов обнаружения, что привело к искусственному завышению средней величины.

Содержание естественных радионуклидов на исследуемой территории соответствует природному фону данного района. Такое содержание является типичным для почв Семипалатинского испытательного полигона [22, 40], каких-либо геохимических аномалий не выявлено.

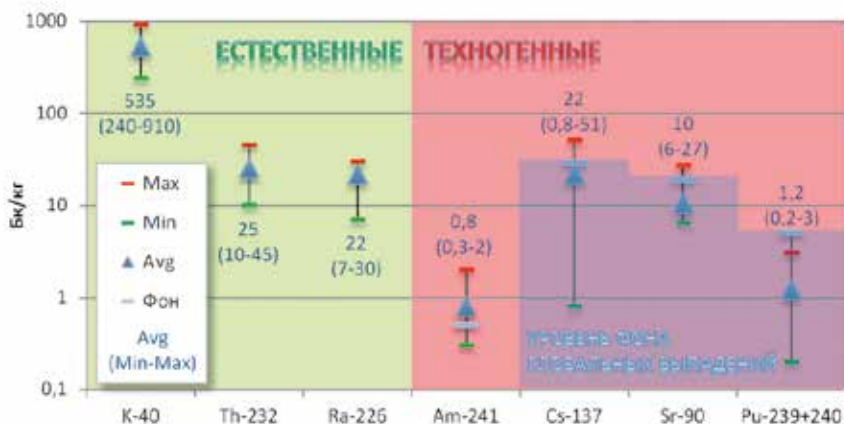


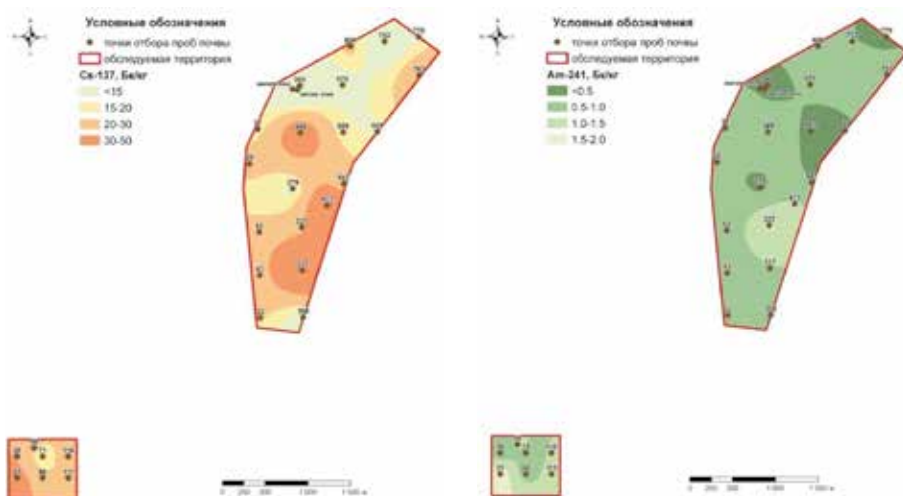
Рисунок 5.71. Содержание естественных и техногенных радионуклидов в почве

Для оценки техногенного радионуклидного загрязнения почвенного покрова полученные результаты сравнивались с фоном глобальных выпадений [37 – 44], с критериями оценки экологической обстановки территорий [45] (таблица 5.43) и Санитарными правилами.

Таблица 5.43. Показатели радиоактивного загрязнения почв

Показатель Радиоактивное загрязнение, Бк/кг*	Параметр		Относительно удовлетворительная ситуация
	экологическое бедствие	чрезвычайная экологическая ситуация	
цезий-137	свыше 18500	6938 - 18500	до 6938
стронций-90	свыше 1388	462 - 1388	до 462
плутоний (сумма изотопов)	свыше 46,3	23,1 - 46,3	до 23,1

Примечание: \* – удельная активность рассчитана для слоя почвы глубиной 5 см и плотности почвы 1,6 кг/дм<sup>3</sup>



**Рисунок 5.72.** Карты-схемы распределения техногенных радионуклидов на исследуемой территории

Удельная активность техногенных радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{241}\text{Am}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  в 5-сантиметровом слое почвы значительно (до 2 порядков) ниже допустимых уровней МЗУА для данных радионуклидов и находится на уровне фона глобальных выпадений. Площадное распределение радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{241}\text{Am}$  представлено на карте-схеме (рисунок 5.72). Согласно критериям оценки экологической обстановки территорий, данная территория может быть отнесена к категории «относительно удовлетворительной ситуации».

По результатам проведенных исследований радионуклидного загрязнения установлено, что радиационная обстановка на территории участка «Есымжал» не представляет радиационной опасности.

#### **Радиоактивное загрязнение водной среды**

Для изучения возможного радиоактивного загрязнения водной среды в районе месторождения в разные годы изучались как подземные, так и поверхностные воды. В 2011 году были проанализированы пробы воды, поступающие в действующий карьер.

Результаты лабораторных анализов проб воды представлены в *таблицах 5.44, 5.45*.

По данным лабораторных анализов концентрация техногенных радионуклидов не превышает предела обнаружения используемых средств измерений. Исходя из представленных данных, можно сделать заключение, что удельная активность естественных и техногенных радионуклидов в воде значительно ниже уровня вмешательства для населения при поступлении данных радионуклидов с водой и пищей.

Таблица 5.44. Удельная активность трития в воде, кБк/кг

№ точки отбора	Место отбора	2006 год	2007 год	2009 год	2010 год	2011 год
1	Скважина К-2	<0,17				<0,013
2	Скважина К-3	<0,17				
3	Скважина 5		<0,007			
4	Мочажина			<0,007	<0,007	<0,012
5	Родник			<0,007	<0,007	<0,012
6	Колодец				<0,015	<0,012
7	Скважина 6		<0,007			
8	Карьер					<0,013

Таблица 5.45. Удельная активность естественных и техногенных радионуклидов в воде, Бк/кг

№ точки отбора	Место отбора	Год отбора	<sup>40</sup> K	<sup>232</sup> Th	<sup>226</sup> Ra	<sup>241</sup> Am	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>239+240</sup> Pu
6	Колодец	2010	<5	<0,7	<0,3	<0,5	<0,2	<0,01	<0,006

При этом необходимо учитывать, что в процессе отработки месторождения «Есымжал» под влиянием карьерного водоотлива может наблюдаться процесс образования и разрастания депрессионной воронки (воронка осушения), в сфере влияния которой могут оказаться места, где ранее проводились подземные ядерные взрывы. Возможное поступление загрязненных тритием подземных вод с площадки «Сары-Узень» в подземные воды месторождения представляет реальную радиационную опасность для сотрудников, занятых на работах по разработке месторождения. Стоит учитывать, что тритий входит в состав воды и не сорбируется горными породами. В связи с чем, при разрастании депрессионной воронки загрязненные тритием подземные воды в достаточно короткие сроки могут поступить в воды месторождения. В данных условиях оперативный контроль и прогноз качества возможен только по результатам мониторинга подземных вод, при организации которого должен быть учтен ряд вероятных гидродинамических особенностей формирования водопритока в карьер.

#### Радиоактивное загрязнение воздушного бассейна

По результатам лабораторных исследований (таблица 5.46) установлено, что активность техногенных радионуклидов в образцах воздушных аэрозолей ниже минимально-детектируемой активности аппаратуры и не превышает значений допустимой объемной активности как для персонала (ДОАперс), так и для населения (ДОАнас).



**Таблица 5.46.** Удельная активность естественных и техногенных радионуклидов в пробах воздушных аэрозолей, Бк/м<sup>3</sup>

№	Точка отбора	<sup>241</sup> Am	<sup>137</sup> Cs	<sup>226</sup> Ra	<sup>232</sup> Th	<sup>40</sup> K	<sup>239+240</sup> Pu	<sup>90</sup> Sr
1	Вахтовый поселок	< 2×10 <sup>-4</sup>	< 3×10 <sup>-4</sup>	2×10 <sup>-3</sup> ± 5×10 <sup>-4</sup>	< 2×10 <sup>-3</sup>	1×10 <sup>-2</sup> ± 2×10 <sup>-3</sup>	< 2×10 <sup>-3</sup>	< 1×10 <sup>-3</sup>
2	Карьер	< 1×10 <sup>-4</sup>	< 3×10 <sup>-4</sup>	2×10 <sup>-3</sup> ± 4×10 <sup>-4</sup>	< 1×10 <sup>-3</sup>	1×10 <sup>-2</sup> ± 1×10 <sup>-3</sup>	< 2×10 <sup>-3</sup>	< 1×10 <sup>-3</sup>
3	Карьер	< 2×10 <sup>-4</sup>	< 5×10 <sup>-4</sup>	2×10 <sup>-3</sup> ± 5×10 <sup>-4</sup>	< 2×10 <sup>-3</sup>	1×10 <sup>-2</sup> ± 1×10 <sup>-3</sup>	< 2×10 <sup>-3</sup>	< 1×10 <sup>-3</sup>
4	Карьер	< 1×10 <sup>-4</sup>	< 2×10 <sup>-4</sup>	3×10 <sup>-3</sup> ± 5×10 <sup>-4</sup>	< 1×10 <sup>-3</sup>	1×10 <sup>-2</sup> ± 1×10 <sup>-3</sup>	< 2×10 <sup>-3</sup>	< 1×10 <sup>-3</sup>
ДОА <sub>перс</sub> , Бк/м <sup>3</sup>		2,5	2,1×10 <sup>-1</sup>	1,7×10 <sup>3</sup>	0,19	3,8×10 <sup>3</sup>	5,3×10 <sup>-1</sup>	3,3×10 <sup>2</sup>
ДОА <sub>нас</sub> , Бк/м <sup>3</sup>		3,0×10 <sup>-2</sup>	2,9×10 <sup>-3</sup>	27	4,9×10 <sup>-3</sup>	31	2,5×10 <sup>-3</sup>	2,7

Наряду с оценкой загрязнения воздушного бассейна территории месторождения естественными и техногенными радионуклидами, также были проведены исследования эквивалентной равновесной объемной активности дочерних продуктов распада (ЭРОА ДПР) изотопов радона. В 8 помещениях вахтового поселка были проведены измерения ЭРОА ДПР <sup>222</sup>Rn и <sup>220</sup>Rn. Диапазон измеренных значений ЭРОА ДПР <sup>222</sup>Rn варьировал от 23 до 68 Бк/м<sup>3</sup>. Все значения ЭРОА <sup>220</sup>Rn не превысили предела обнаружения используемого средства измерения <4 Бк/м<sup>3</sup>.

Значения ЭРОА <sup>222</sup>Rn в исследуемых помещениях не превысили допустимого уровня содержания эквивалентной равновесной объемной активности дочерних продуктов <sup>222</sup>Rn в воздухе жилых помещений 200 Бк/м<sup>3</sup>, согласно Санитарным правилам.

В результате проведения работ было изучено распределение радиационных параметров на исследуемой территории, изучен характер радионуклидного загрязнения почвенного покрова, воздушной и водной среды.

В настоящее время радиационная обстановка на участке месторождения стабильная и не требует принятия специальных мер по радиационной безопасности. Полученные результаты показывают, что на обследованной территории население может находиться без ограничения по времени.

Однако, необходимо отметить, что близкое расположение испытательных площадок с высокими уровнями радиоактивного загрязнения в силу разных причин, как естественного (пылевой и водный перенос) так и антропогенного (непреднамеренный перенос радиоактивных материалов) характера может привести к изменению радиационной обстановки на изученных территориях. Для обеспечения радиационной безопасности сотрудников и производимой продукции необходимо создание системы радиационного контроля, предусматривающей контроль основных вероятных путей поступления радиоактивного загрязнения на территорию месторождения.



## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ К ГЛАВЕ 5

1. Санитарные правила «Санитарно-эпидемиологические требования к сбору, использованию, применению, обезвреживанию, транспортировке, хранению и захоронению отходов производства и потребления». Утв. 6 марта 2012 №91.
2. Строительные нормы и правила РК. Полигоны по обезвреживанию и захоронению токсичных промышленных отходов. Основные положения по проектированию. СНиП РК 1.04-14-2003
3. Обеспечение безопасности бывшего Семипалатинского испытательного полигона. Обеспечение радиационной безопасности: отчеты о РБП 011 / Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК (ИРБЭ НЯЦ РК); рук. Лукашенко С.Н. – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2005-2010 гг.
4. Материалы комплексного экологического обследования участков, предназначенных для строительства полигона промышленных отходов ТОО «Казцинк»: отчет по договору/ филиал Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК (ИРБЭ НЯЦ РК); рук. Лукашенко С.Н. – Курчатов: филиал ИРБЭ НЯЦ РК, 2014. – 151 с.
5. Заключение об инженерно-геологических условиях участка строительства «Полигон для захоронения мышьяксодержащих отходов»: отчет по договору № 05-15/39 от 14.03.2014 г. / Товарищество с ограниченной ответственностью «Геологоразведочная компания «Топаз» (ТОО «Топаз»); рук. Багадаев Б.А. - Усть-Каменогорск: ТОО «Топаз», 2014. – 81 с.
6. Оценка воздействия на окружающую среду (ОВОС) рабочего проекта «Полигон промышленных отходов ТОО «Казцинк» / ТОО «Азиатская эколого-аудиторская компания»; рук. Крижановская О.Л. - Усть-Каменогорск: ТОО «Азиатская эколого-аудиторская компания», 2014. – 121 с.
7. Семипалатинский испытательный полигон. Создание, деятельность, конверсия /кол. авторов под рук. В.С. Школьника. – А: Казахстан, 2003
8. Актуальные вопросы радиозащиты Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007 – 2009 гг.] / под рук. Лукашенко С.Н. – Вып. 2. – Павлодар: Дом печати, 2010. – 527с.: ил.- Библиогр.: С.518. - ISBN 978-601-7112-32-5.
9. Отчет АО «Сары-Арка-геология» по предварительной и детальной разведке угольного месторождения «Каражыра» (Юбилейное) с подсчетом запасов угля по состоянию на 01.07.1995 г. за 1991-95гг.: отчет о НИР /рук. Коваль А.И.; исполн. Выпозов В.Л., Шаймерденов Н.Р. – Семей, 1995.
10. Старков В.Д. Радиационная экология / В.Д.Старков, В.И.Мигунов. – Тюмень: ФГУ ИПП, 2003. – 304 с.
11. Ядерные испытания СССР. Семипалатинский полигон /под ред. В.А.Логачева. – Москва: Издат, 1997
12. Обеспечение безопасности бывшего Семипалатинского испытательного полигона Республиканская бюджетная программа 011 «Обеспечение радиационной безопасности»: отчет о НИР /ИРБЭ НЯЦ РК; рук. Лукашенко С.Н. – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2007. - 66 с.
13. Организация системы мониторинга состояния подземных вод на территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона: годовые отчеты по проекту МНТЦ К-893 /рук. Субботин С.Б. – Курчатов, 2005.

14. Семипалатинский испытательный полигон. Современное состояние: научно-популярное издание. – Павлодар: Дом печати, 2008. – 40 с.
15. Годовые отчеты о проведении радиоэкологического мониторинга и радиационного контроля на угольном разрезе «Каражыра»: отчет о НИР (годовой отчет) /рук. Лукашенко С.Н.; исполн. Субботин С.Н. - Курчатова: ИЯФ НЯЦ РК, 2002-2007.
16. Годовые отчеты о проведении радиоэкологического мониторинга и радиационного контроля на угольном разрезе «Каражыра»: отчет о НИР (годовой отчет) /рук. Лукашенко С.Н.; исполн. Субботин С.Н. - Курчатова: ИРБЭ НЯЦ РК, 2007-2010.
17. Отчет по программе «Радиационный контроль по отработке и складированию пород с повышенным содержанием естественных радионуклидов блока А разреза «Каражыра»: отчет о НИР /рук. Лукашенко С.Н.; исполн. Субботин С.Б. - Алматы: ИЯФ РГП НЯЦ РК, 2002.
18. Отчет по оценке уровня радиоактивного загрязнения трансурановыми элементами дневной поверхности территории земельного отвода отработки угольного месторождения «Каражыра»: отчет о НИР /рук. Лукашенко С.Н.; исполн. Субботин С.Б. – Алматы: ИЯФ РГП НЯЦ РК, 2001.
19. Субботин С.Б. Вопросы миграции техногенных радионуклидов с подземными водами в районе площадки Балапан бывшего СИП / С.Б. Субботин // Ядерная и радиационная физика: доклад на V междунар. конф. 26-29 сентября, 2005. – Алматы: ИЯФ, 2005. – С.71-83.
20. Отчет о результатах гидрогеологических и инженерно-геологических работ с разработкой ОВОС, выполненных на месторождении «Караджал» в 1998 – 2000 гг.– ОАО «УМЗ», 2000.
21. 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. – Курчатова, 2007.
22. Актуальные вопросы радиэкологии Казахстана [Радиоэкологическое состояние «северной» части территории Семипалатинского испытательного полигона] / под рук. Лукашенко С.Н. – Вып. 1. – Павлодар: Дом печати, 2010. – 234с.: ил.- Библиогр.: С.224-231. - ISBN 978-601-7112-28-8.
23. «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. – Курчатова: ИРБЭ НЯЦ РК, 2006.
24. Развитие Атомной Энергетики в Казахстане: заключительный отчет за 1999-2003 гг.– Алматы: ИЯФ НЯЦ РК, 2003.
25. 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.
26. Теоретический расчет наработанных количеств искусственных нуклидов - продуктов деления при проведении взрывов в соляных куполах КНГКМ и определение микроконцентраций делящихся актиноидов в неделящихся материалах с помощью трековой методики: отчет о НИР /рук. Мульгин С.И. – Алматы: ИЯФ НЯЦ РК, 1999.

27. Учебно-методическое руководство по радиоэкологии и обращению с радиоактивными отходами для условий Казахстана / ред. Т.Е. Каткова. - Алматы: ОАО «Волковгеология», 2002. - 304 с.
28. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Quantification of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments for radiological assessments, IAEA-TECDOC-1616. – Vienna: IAEA, 2009.
29. Обеспечение Безопасности Бывшего Семипалатинского Испытательного Полигона Республиканская Бюджетная программа 038 «Обеспечение радиационной безопасности»: отчет о НИР (информационный) по договору № 4-20103 от 19.02.2010 / ИРБЭ НЯЦ РК; рук. Лукашенко С.Н. – Курчатова: ИРБЭ НЯЦ РК, 2010. -128с.
30. Временные допустимые уровни содержания радионуклидов в объектах контроля Минсельхоза РК, не вошедших в перечень Минздрава Республики, 22.02.94.
31. Сельскохозяйственная радиоэкология / под ред. академиков ВАСХ-НИЛ Р.М.Алексахина и Н.А.Корнеева. – Москва, 1991. – С.57-58.
32. Oatway W. B. Methodology for Estimating The Doses to Members of the Public from the Future Use of Land Previously Contaminated with Radioactivity / W. B. Oatway and F. Mobbs // Report NRPB W36 National Radiological Protection Board. – Great-Britain, 2003.
33. Brown J. FARMLAND: A dynamic model for the transfer of radionuclides through terrestrial food chains / Brown J and Simmonds JR. // Chilton, NRPB – R 272. – 1995.
34. Отчет по предварительной разведке месторождения оз. Жаксытуз с подсчетом запасов поваренной соли по состоянию на 01 июля 1999 года. Семипалатинск, 1999. ТОО «Айтан»
35. Технический проект разработки месторождения поваренной соли озера «Жаксытуз» открытым способом. Алматы, 2003. Проектно-консалтинговая фирма «Антал».
36. Комплексные исследования радиоактивного загрязнения системы атмосфера-подстилающая поверхность и оценки радиационных рисков для населения Семипалатинского региона: Технический отчет по проекту МНТЦ К-928 / рук. Артемьев О.И. – Курчатова: ИРБЭ, 2005-2006.
37. Василенко И.Я. Чернобыль и проблемы радиобиологии / И.Я. Василенко. -2001.
38. Давыдов М.Г. Радиоэкология. Избранные главы / М.Г. Давыдов.
39. Источники, эффекты и опасность ионизирующей радиации. Доклад на Генеральной Ассамблее ООН за 1988г. - М., 1992.
40. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах / Ф.И. Павлоцкая. - М.: Атомиздат, 1974.
41. Глобальные выпадения и человек. – М.: Атомиздат, 1974.
42. Моисеев А.А. Цезий – 137 в биосфере / А.А. Моисеев, П.В. Рамзаев. - М.: Атомиздат, 1975.
43. Бонина Т.А. Анализ некоторых результатов долгосрочного радиоэкологического мониторинга территории Республики Беларусь / Бонина Т.А. [ и др.].
44. Чернобыль. Радиоактивное загрязнение природных сред / под ред. Ю.А. Израэля. - М.: Гидрометеиздат, 1990.
45. Постановление Кабинета Министров РК № 653 от 31 июля 2007 г. «Об утверждении критериев оценки экологической обстановки территорий».

**ЗАКЛЮЧЕНИЕ**

Многолетние работы на СИП позволили накопить, к настоящему времени, опыт для разработки оптимальной методологии проведения комплексных радиоэкологических исследований. Появилось четкое понимание масштаба, механизмов и характера радиоактивного загрязнения территории полигона в целом и отдельных участков – в частности.

Общая оценка характера поверхностного радиоактивного загрязнения радиационно-опасных объектов СИП позволяет говорить, что, в основном, участки радиоактивного загрязнения носят достаточно локальный характер (в большинстве случаев площадь составляет  $< 1 \text{ км}^2$ ), за исключением следов радиоактивных выпадений, образовавшихся в результате проведения экскавационных и наземных испытаний большой мощности ( $> 10 \text{ кт}$ ), площадь которых составляет  $n \times 10^1 - n \times 10^3 \text{ км}^2$ , однако число таких участков вне испытательных площадок всего 3. Изотопный состав и пространственное распределение радионуклидов на каждом из участков существенно зависят как от характера проведенного испытания, так и от главных механизмов миграции, характерных для данного участка.

Сравнение общей площади СИП ( $18\,300 \text{ км}^2$ ) с характерными размерами загрязненных участков позволило предположить, что значительная часть территории СИП либо вообще не была подвержена загрязнению от проведенных испытаний, либо уровень этого загрязнения пренебрежимо мал. Детальное исследование территорий, расположенных вне испытательных площадок, вне явных и известных следов выпадений и названных «условно «фоновыми», полностью подтвердило данное предположение. Уровень концентраций  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$  в почвах этих территорий оказался практически равным или сравнимым с уровнем концентраций этих радионуклидов в глобальных выпадениях. Статистическая обработка данных о концентрациях этих радионуклидов в почвах условно «фоновых» территорий в сочетании с рассмотрением ядерно-физических механизмов их образования показала, что на данных территориях соотношения изотопов могут находиться и находятся в довольно узком диапазоне, что позволяет проводить оценку содержания одних радионуклидов по содержанию их «родственных» радионуклидов. Среднее отношение  $^{239+240}\text{Pu} / ^{241}\text{Am}$  составило 5,2,  $^{90}\text{Sr} / ^{137}\text{Cs} - 0,6$ , при этом, условием применимости данных соотношений является соблюдение параметров по средней концентрации  $^{137}\text{Cs}$  ( $18 \pm 2 \text{ Бк/кг}$ ) и  $^{241}\text{Am}$  ( $< 0,8 \text{ Бк/кг}$ ) в верхнем 5-см слое почв исследуемой территории.

Результаты детальных исследований форм нахождения  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$  в почвах позволяют утверждать, что они практически идентичны для условно «фоновых» территорий независимо от места расположения территории по отношению к основному источнику радиоактивного загрязнения, что, с одной стороны, подтверждает вывод о механизме их происхождения (глобальные выпадения), а с другой стороны, позволяет предложить ряд методов для идентификации радиоактивного загрязнения на исследуемых территориях. Хорошим показателем

«привнесенного» загрязнения, как правило, от какого-либо наземного испытания, является существенное снижение доли обменных форм  $^{90}\text{Sr}$  и наличие обогащенных по содержанию  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$  гранулометрических фракций.

Анализ характера загрязнения воздушного бассейна ИРН как на основных радиационно-опасных объектах СИП, так и на прилегающих к ним территориях показывает, что ингаляционное поступление ИРН может внести существенный вклад в дозовые нагрузки только при нахождении человека непосредственно на территории радиационно-опасного объекта. Концентрации  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$  в воздушном бассейне условно «фоновых» территорий СИП находятся на уровне на 3-6 порядков меньше предельно-допустимых концентраций для населения. Учитывая сложность их экспериментального определения в воздухе с приемлемой чувствительностью, целесообразно проводить первичную оценку концентраций ИРН на основании данных о запыленности воздуха, средних их концентрациях в почвах и коэффициентах обогащения ИРН в аэрозольных фракциях.

Полученный обширный материал по коэффициентам перехода  $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  из почв как в дикорастущие, так и культурные растения, а также из почвы/корма/воды в организм животных позволяет утверждать, что сельскохозяйственная растениеводческая и животноводческая продукция, производимая на условно «фоновых» территориях, будет полностью удовлетворять принятым критериям радиационной безопасности. Более того, производство сельскохозяйственной продукции приемлемого качества возможно и на некоторых загрязненных территориях СИП, при этом наиболее критичным изотопом является  $^{90}\text{Sr}$ , а не ранее малоизученные трансурановые элементы.

Исследование состояния водной среды показало, что концентрации  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^3\text{H}$  в водных объектах, объектах водопользования, расположенных на условно «фоновых» территориях СИП и гидрогеологически не связанных с радиационно-опасными объектами СИП, находятся на уровне в 100-1000 и более раз меньше предельно-допустимых концентраций для населения. При первичной оценке загрязненности объектов водопользования целесообразно проводить расчетную оценку содержания  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$  на основании данных об их содержании в донных отложениях и соответствующих коэффициентах перераспределения.

В случае если какой-либо объект водопользования гидрогеологически связан или может быть связан с местами проведения подземных ядерных испытаний, такому объекту необходимо уделять особое повышенное внимание. Основным контролируемым радионуклидом должен быть тритий. Соответственно, при исследовании территорий, прилегающих к площадкам «Балапан», «Сары-Узень» и, особенно, площадке «Дегелен», особое внимание должно уделяться исследованию миграции трития в подземной сфере.

В целом, проведенные исследования показали схожесть характера радионуклидного загрязнения условно «фоновых» территорий на всей территории СИП по следующим важным параметрам: соотношение кон-

центраций основных искусственных радионуклидов  $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ , их вертикальное распределение в каштановых почвах, распределение по гранулометрическим почвенным фракциям, формы нахождения, коэффициенты перехода в растения. Исследования этих характеристик, как правило, являются необходимыми стадиями при оценке радиоэкологического состояния каких-либо объектов или территорий. Это позволяет при проведении дальнейших исследований исключить данные виды работ и использовать уже полученные результаты при проведении радиоэкологических оценок СИП.

Проведенные комплексные радиоэкологические исследования на прилегающих к СИП территориях позволили получить представление о современном радиоэкологическом состоянии части территорий Бескарагайского района ВКО. Установлено, что, в основном, содержание искусственных радионуклидов в объектах окружающей среды (вода, воздух, растительность) на исследованных территориях не превышает нормативных мероприятий, направленных на снижение коллективной дозовой нагрузки населения путем рекультивации загрязненных территорий, ограничения доступа к радиационно-опасным территориям и оптимизации хозяйственной деятельности, в настоящее время не требуется.

В то же время, выявлены локальные участки радиоактивного загрязнения почвенного покрова, где концентрация техногенных радионуклидов выше, чем на отдельных территориях полигона. При этом, большая часть территорий, прилегающих к бывшему СИП, где, по предварительным данным, ожидается наличие участков с повышенным радиоактивным загрязнением, остается неизученной.

На данной территории проживает население, ведется активная хозяйственная деятельность: выпасается скот, заготавливается лесная продукция, выращиваются сельскохозяйственные культуры. Таким образом, необходимо продолжить исследования на прилегающих к СИП территориях. Это позволит разработать первоочередные меры, направленные на оздоровление, реабилитацию, социальную защиту населения и способствовать социально-экономическому развитию региона.

Многолетние исследования радиационной ситуации на промышленно-разрабатываемых месторождениях полезных ископаемых, даже находящихся на территории испытательных площадок СИП и в непосредственной близости от них, показали, что соблюдение соответствующих мероприятий по обеспечению радиационной безопасности, специально разрабатываемых в зависимости от специфики каждого предприятия, позволяет обеспечить радиационную безопасность персонала в полной мере и обеспечить гарантированное качество производимой продукции.

Подводя итоги работы, можно сказать, что качество и количество накопленной информации, степень понимания радиоэкологической ситуации на Семипалатинском испытательном полигоне в настоящее время таковы, что выводы и рекомендации, основанные на них, являются однозначно надежными, а использование земель СИП, рекомендованных для этого, абсолютно безопасно. Необходимо провести работы по приведению административных границ СИП в соответствие с его текущим

радиоэкологическим статусом, то есть вывести часть территории СИП, безопасность которых доказана результатами проведенных комплексных радиоэкологических исследований, из состава земель запаса. В то же время необходимо придать статус земель запаса ряду выявленных участков с повышенным содержанием искусственных радионуклидов, в настоящее время находящихся вне административной границы СИП.

На основании вышеизложенного? можно с полной ответственностью заявить, что Республике Казахстан вполне по силам решать сложные проблемы радиоэкологической направленности, связанные с обеспечением радиационной безопасности населения. Учитывая накопленные знания и опыт, можно утверждать, что Казахстан может и должен кардинально решить проблемы СИП к 30-летию Независимости Республики. Под кардинальным решением проблемы СИП подразумевается следующая ситуация, когда: то, что может использоваться в народном хозяйстве – должно использоваться; пятна загрязнения, которые целесообразно ликвидировать – должны быть ликвидированы; на участки/территории, ликвидация которых невозможна или нецелесообразна, должна быть создана жесткая система ограничения физического доступа.

Авторы книги выражают благодарность всем сотрудникам Института радиационной безопасности и экологии за помощь при создании книги. Особая благодарность Дмитропавленко В.Н., Айдарханову А.О., Ларионовой Н.В., Умарову М.А., Каширскому В.В., Субботину С.Б., Стрильчуку Ю.Г., Яковенко Ю.Ю., Ляховой О.Н., Турченко Д.В., Кабдыраковой А.М., Паницкому А.В., Айдархановой А.К., Кундузбаевой А.Е., Мошкову А.С., Байгазинову Ж.А., Кожаханову Т.Е. за предоставленный материал. Отдельная благодарность Докторович И.В., Байсеркеновой Т.Н., Тоневицкой О.В., Серой О.В. за помощь в технических вопросах.

---

## СОДЕРЖАНИЕ

<b>Введение</b> .....	<b>3</b>
<b>Глава 1. Современное состояние радиационной обстановки на основных радиационно-опасных объектах СИП</b> .....	<b>6</b>
1.1 Испытательная площадка «Опытное поле».....	6
1.1.1 Общая информация.....	6
1.1.2 Эпицентральные зоны .....	10
1.1.3 Следы радиоактивных выпадений от маломощных ядерных испытаний.....	15
1.1.4 Техногенные объекты .....	20
1.2 Следы радиоактивных выпадений за пределами площадки «Опытное поле» .....	24
1.3 Площадка «Дегелен» .....	29
1.3.1 Общая информация .....	29
1.3.2 Припортальные площадки испытательной площадки «Дегелен»..	31
1.3.3 Припортальные площадки штолен с водотоками .....	36
1.3.4 Зона ручьев, выходящих за периметр площадки «Дегелен».....	43
1.4 Площадка «Балапан».....	46
1.4.1 Общая информация.....	46
1.4.2 Характер поверхностного загрязнения .....	50
1.4.3 Характер загрязнения тритием воздушного бассейна в местах проведения подземных ядерных испытаний.....	53
1.5 Площадка «Сары-Узень» .....	54
1.6 Площадка «Актан-Берли» .....	60
1.7 Площадки «4» и «4А» .....	64
1.8 Объекты экскавационных взрывов .....	68
1.8.1 «Атомное» озеро .....	68
1.8.2 Площадка «Телькем» .....	71
1.9 Река Шаган .....	74
1.10 «Могильники» .....	77
<b>Глава 2. Радиоэкологическое состояние условно «фоновых» территорий СИП</b> .....	<b>85</b>
2.1 Почвенный покров.....	85
2.1.1 Исследование пространственных параметров поверхностного загрязнения, возникающего в результате радиоактивных выпадений при проведении ядерных испытаний.....	85



2.1.2 Уровни концентраций радионуклидов в почвах и их соотношений на условно «фоновых» территориях СИП .....	94
2.1.3 Вертикальное распределение искусственных радионуклидов на условно «фоновых» территориях СИП .....	104
2.1.4 Распределение искусственных радионуклидов по гранулометрическим фракциям почв на условно «фоновых» территориях СИП.....	123
2.1.5 Формы нахождения искусственных радионуклидов в почвах условно «фоновых» территорий СИП.....	135
<b>2.2 Растительный покров.....</b>	<b>157</b>
2.2.1 Обзор данных по коэффициентам перехода ИРН из почв в растения на основных технических площадках СИП.....	157
2.2.2 Исследование коэффициентов перехода ИРН из почвы в растение на условно «фоновых» территориях СИП.....	159
<b>2.3 Водные объекты.....</b>	<b>163</b>
2.3.1 Исследование уровней концентраций искусственных радионуклидов в объектах водопользования условно «фоновых» территорий СИП .....	163
<b>2.4 Воздушный бассейн.....</b>	<b>174</b>
2.4.1 Общая характеристика уровней загрязненности ИРН воздушного бассейна на основных испытательных площадках СИП .....	176
2.4.2 Исследование уровней концентраций ИРН в воздушном бассейне условно «фоновых» территорий СИП.....	180
<b>Глава 3. Радиоэкологическое состояние территорий, прилегающих к СИП.....</b>	<b>189</b>
<b>3.1 Характер загрязнения территорий в зоне прохождения следов.....</b>	<b>189</b>
<b>3.2 Радиоэкологическое состояние населенных пунктов .....</b>	<b>194</b>
3.2.1 Сёла Долонь, Бескарагай, Канонерка, Бодене .....	194
3.2.2 Село Саржал и прилегающие территории.....	217
<b>Глава 4. Оценка возможности осуществления сельскохозяйственной деятельности на территории СИП.....</b>	<b>228</b>
<b>4.1 Прогноз качества сельскохозяйственной продукции при ее производстве на территории СИП.....</b>	<b>228</b>
4.1.1 Прогноз качества растениеводческой продукции.....	229
4.1.2 Оценка качества животноводческой продукции .....	250
<b>4.2 Оценка граничных параметров радиоактивного загрязнения территорий, гарантирующих непревышение допустимых дозовых нагрузок .....</b>	<b>267</b>
<b>Глава 5. Перспективы промышленного использования СИП.....</b>	<b>292</b>
<b>5.1 Перспективы использования СИП для размещения промышленных отходов .....</b>	<b>292</b>

5.1.1 Особенности геологической структуры площадки Балапан.....	292
5.1.2 Хранилище промышленных отходов ТОО «КАЗЦИНК».....	297
<b>5.2 Добыча полезных ископаемых на территории СИП .....</b>	<b>310</b>
5.2.1 Месторождения полезных ископаемых на территории СИП .....	310
5.2.2 Радиационная обстановка на промышленно-разрабатываемых месторождениях СИП.....	321
<b>Заключение.....</b>	<b>442</b>