

МИНИСТЕРСТВО НАУКИ И ВЫСШЕГО ОБРАЗОВАНИЯ
РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ

ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ БЮДЖЕТНОЕ
ОБРАЗОВАТЕЛЬНОЕ УЧРЕЖДЕНИЕ ВЫСШЕГО ОБРАЗОВАНИЯ
«ТЮМЕНСКИЙ ИНДУСТРИАЛЬНЫЙ УНИВЕРСИТЕТ»

На правах рукописи

БУРЛАЕНКО ВАСИЛЯ ЗИННУРОВНА

**ОЦЕНКА РАДИАЦИОННОГО СОСТОЯНИЯ КОМПОНЕНТОВ
ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ ЮГА ТЮМЕНСКОЙ ОБЛАСТИ**

03.02.08 – Экология (биология)

Диссертация
на соискание ученой степени
кандидата биологических наук

Научный руководитель:
доктор сельскохозяйственных наук,
профессор
Скипин Леонид Николаевич

Тюмень - 2018

ОГЛАВЛЕНИЕ

Введение	4
1.Обзор литературы.....	9
1.1. Состояние радиационного фона.....	9
1.2. Основные источники загрязнения природной среды техногенными радионуклидами.....	13
1.2.1. Испытание ядерного оружия.....	13
1.2.2. Ядерные взрывы, проводимые в мирных целях.....	17
1.2.3. Аварийные инциденты на предприятиях ядерного топливного цикла.....	21
1.3. Особенности миграции некоторых техногенных радионуклидов в природной среде.....	25
1.3.1.Миграция техногенных радионуклидов в почве.....	25
1.3.2.Миграция техногенных радионуклидов в системе «почва-растительность».....	29
1.3.3. Поступление, распределение и накопление радионуклидов в организме сельскохозяйственных животных.....	34
2. Природные условия юга Тюменской области и методика исследований	
2.1. Природные условия юга Тюменской области.....	40
2.2. Методика исследования.....	44
3. Радиационное состояние почв юга Тюменской области.....	49
3.1.Содержание естественных радионуклидов в почве	49
3.2. Удельная эффективная активность естественных радионуклидов.....	58
3.3. Содержание техногенных радионуклидов в почве.....	61
3.3.1. Удельная активность техногенных радионуклидов в почве изучаемой территории.....	61
3.3.2. Плотность загрязнения почвы техногенными радионуклидами.....	69
4. Радиоактивность растительных образцов юга Тюменской области.....	80
4.1. Содержание стронция-90 и цезия-137 в травянистой растительности.....	80
4.2. Содержание стронция-90 и цезия-137 в древесной растительности.....	86

5. Радиационное загрязнение животноводческой продукции.....	89
5.1. Радиоактивность молока.....	89
5.2. Радиоактивность мышечной ткани крупного рогатого скота.....	91
5.3. Радиоактивность мышечной ткани свиней.....	93
Заключение.....	95
Список использованной литературы.....	98
Приложения.....	115

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность темы исследования. Масштабные испытания ядерного оружия, аварии на АЭС и других объектах, подземные ядерные взрывы, а также использование источников ионизирующего облучения различными отраслями науки, техники и промышленности привело к глобальному радиационному загрязнению окружающей среды.

В середине прошлого столетия произошли тяжелейшие радиационные аварии, последствия которых пришлись на территорию юга Тюменской области. Радиационная нагрузка на компоненты природной среды исследуемого района обусловлена завершающими стадиями Восточно-уральского радиоактивного следа, который сформировался в 1957 году после взрыва емкости с радиоактивными отходами на производственном объединение «Маяк» и Карабаевского следа (1967 г), образовавшегося при дефляционных процессах, с береговой линии озера Карабай.

Кроме того сброс радиоактивных отходов в середине прошлого столетия в речную сеть Теча, Исеть, Тобол привел к повышению техногенного радиационного фона в пределах юга Тюменской области. За период 1949-1951 гг в реку Теча было сброшено 2,75 мил. Ки радиоактивных отходов (Трапезников, 2007).

Также продукты радиоактивного распада могли попасть в окружающую среду в результате осуществленного в 1967 году подземного ядерного взрыва на территории Нижнетавдинского района Тюменской области.

Значимым каналом, по которому, радиоактивные вещества включаются в трофические цепочки, является почва – растение – животные – продукция животноводства – человек. Попадая в начальное звено – почву, через корневую систему радионуклиды переходят в растения, интенсивность поступления в большей степени зависит от свойств почвы. В организм животных радионуклиды попадают с кормовыми растениями, которые содержат опасные радиоактивные вещества, перемещаются и аккумулируются разными органами и тканями. Так, наиболее короткий путь поступления опасных продуктов распада в организм

человека, без учета непосредственного попадания из атмосферы, с продуктами растительного и животного происхождения.

Проблемой радиационного загрязнения почв, растительности и продукции животноводства в России занимаются В.Г. Сычев (2008, 2012, 2014, 2015), Н.М. Белоус (2011, 2013), П.М. Орлов (2015, 2017), в условиях Сибири и на Урале она отражена В.Д. Старкова (2007), И. В. Молчановой, Е.Н. Караваевой (2001), Е.В. Захаровой (2005, 2006, 2013), А.А. Ваймер (2006), В.И. Мигунова (2003) и др.

При изучении проблемы связанной с загрязнением почвы, растительности и сельскохозяйственной продукции техногенными радионуклидами на территории юга Тюменской области, как правило, оценивается влияние источников радиационного загрязнения, которые находятся за пределами района исследования и с этой точки зрения вопрос освещен достаточно хорошо. Работы И. В Молчановой и коллег (2001, 2008, 2014) посвящены влиянию аварии на ПО «Маяк». Авторами были изучены и описаны особенности миграции и распространения, техногенных радионуклидов на примере районов оказавшихся под влиянием Восточно-уральского радиоактивного следа. Е.В. Захарова (2006, 2013) дает экологическую оценку радиационной обстановки округов Тюменской области вследствие влияния Восточно-Чернобыльского следа.

Последействие осуществленного в 1967 году подземного ядерного взрыва в пределах области на радиационное состояние компонентов окружающей среды до настоящего времени не представлено в научной литературе. В связи с этим есть необходимость провести комплексную оценку радиационного состояния окружающей среды юга Тюменской области, различными источниками загрязнения. Знание и решение проблем связанных с присутствием продуктов радиационного распада в природной составляющей позволит уменьшить загрязнение почвы, растительности и продукции животноводства опасными элементами.

Цель исследования – провести оценку экологического состояния компонентов природной среды на территории юга Тюменской области.

Задачи исследований:

1. Определить концентрацию природных радионуклидов в почве на месте подземного ядерного взрыва «Тавда», рассчитать удельную эффективную активность природных радионуклидов почвы и сопоставить полученные данные с аналогичными показателями прилегающих районов;
2. Определить загрязнение почв техногенными радионуклидами на месте подземного ядерного взрыва «Тавда», сопоставить полученные данные с аналогичными показателями прилегающих районов;
3. Построить картограммы и выделить районы радиационной нагрузки по плотности загрязнения техногенными радионуклидами почв на месте взрыва;
4. Определить радиоактивность травянистой и древесной растительности на месте подземного ядерного взрыва «Тавда», сравнить полученные результаты с данными по административным районам юга области;
5. Выявить содержание техногенных радионуклидов в продукции животноводства (молоке, мышечной ткани крупного рогатого скота и свиней).

Научная новизна. На территории юга Тюменской области изучено состояние почв, древесной и травянистой растительности, мясной и молочной продукции на предмет содержания техногенных радионуклидов. Впервые на месте осуществленного подземного ядерного взрыва проведены комплексные эколого-радиационные исследования. Выделены зоны максимального загрязнения почвы стронцием-90 и цезием-137, определен коэффициент перехода нуклидов в растительность, рассчитан показатель удельной эффективной активности природных радионуклидов в почве.

Теоретическая значимость. В работе установлено, что подземный ядерный взрыв на глубине 172 метра с мощностью заряда 0,3 кТ, проведенный с целью создания подземного резервуара для хранения углеводородного сырья, за 53 – летний срок последействия сопряжен с высоким содержанием техногенных радионуклидов в почвенном профиле. При указанной величине заряда, его мощности и глубине в толще чеганских глин недопустимо проведение подобных ядерных взрывов в Западно-Сибирских и других аналогичных регионах.

Практическая значимость. Исследования показали, что в настоящее время недопустимо использование территории в радиусе 500 м от технологической скважины в качестве сенокосов и пастбищ. Повышенное содержание стронция-90 и цезия-137 с глубины 40 см сопряжено с поступлением и накоплением их в травянистой и древесной растительности.

Основные положения, выносимые на защиту

1. Содержание естественных радионуклидов в почве на месте подземного ядерного взрыва в Нижнетавдинском районе не вызывает опасений в плане изменения природного радиационного фона, загрязнение техногенными радионуклидами в большей степени определяется стронцием-90 и зафиксировано в нижней части почвенного профиля;
2. Растительность на месте подземного ядерного взрыва характеризуется высоким содержанием техногенных радионуклидов, в основном стронцием-90;
3. Удельная активность стронция-90 и цезия-137 в продукции животноводства не превышала предельно допустимые концентрации.

Степень достоверности результатов работы определяется подлинностью данных полученных в ходе спектрометрического исследования образцов проб, отобранных при соблюдении государственных стандартов. Достоверность полученных результатов о содержании природных и техногенных радионуклидов подтверждается статистически (при помощи корреляционного, регрессионного и дисперсионного методов анализа).

Апробация работы. Основные положения доложены и обсуждены на Международной научно-практической конференции «Интеграция науки и практики для развития Агропромышленного комплекса» (Тюмень, 2017), V Международной конференции студентов, аспирантов и молодых ученых «Наука без границ» (Тобольск, 2016), XXIV Международной научной конференции студентов, аспирантов и молодых ученых «Ломоносов» (Москва, 2017), Международной научно-практической конференции молодых исследователей им. Д.И. Менделеева (Тюмень, 2016), XV International Conference «Topical Problems of Architecture, Civil Engineering, Energy Efficiency and Ecology – 2016» (Тюмень,

2016), Международной научно-практической конференции «Новые технологии нефтегазовому региону» (Тюмень, 2017), XIV научно-практической конференции молодых ученых, аспирантов и соискателей ТюмГАСУ (Тюмень, 2015), Международной научно-практической конференции «Земля, вода, климат Сибири и Арктики в XXI веке. Проблемы и решения» (Тюмень, 2014), Международной научно-практической конференции «Актуальные проблемы строительства, экологии и энергосбережения в условиях Западной Сибири» (Тюмень, 2014), Международной научно-практической конференции «Актуальные проблемы архитектуры, строительства, экологии и энергосбережения в условиях Западной Сибири» (Тюмень, 2015), XV научно-практической конференции молодых ученых, аспирантов, соискателей и магистрантов (Тюмень, 2015).

По теме научно-квалификационной работы опубликовано 12 работ, в том числе 3 – в рецензируемых изданиях, рекомендованных ВАК РФ, 1 – в изданиях входящих в Scopus.

Структура и объем диссертации. Диссертация изложена на 147 страницах машинописного текста и состоит из введения, 5 глав, заключения, списка используемой литературы и приложений. Список литературы включает 160 источников, в том числе 8 – на иностранных языках. Работа содержит 34 рисунка, 14 таблиц и 24 приложения.

Благодарность. Автор выражает благодарность научному руководителю – д.с.-х.н., профессору ФГБОУ ВО «ТИУ» Л.Н. Скипину за всестороннюю помощь и поддержку в проведении диссертационного исследования и консультации при работе над диссертацией, к.б.н. ФГБОУ ВО «ТИУ» Е.В. Захаровой за помощь в проведении лабораторных исследований и поддержку на всех этапах работы, директору ФГБУ ГСАС «Тюменская» С.Г. Котченко.

1 Обзор литературы

Э. Резерфорд, высказавший в 1891 году идею о сложном строении атома и возможности его деления, по праву считается основоположником ядерной науки. Цепочка великих открытий в этой области началась с обнаружения X-лучей немецким физиком В.К. Ренгеном. Через год, а точнее 24 февраля 1896 года А.Беккерель на сессии Французской академии наук сообщил, что соединения урана испускают проникающее излучение, которое привело к почернению фотопластинки. Этот доклад французского физика заинтересовал крупнейших ученых того времени. Мария и Пьер Кюри, Э. Резерфорд, Ф. Содди долгое время занимались изучением лучей урана. Результатом этих исследований стало открытие многих радиоактивных элементов, супруги Кюри открыли радиоактивность радия, тория и полония. Однако внимание ученых сконцентрировалось на трех естественных радионуклидах - уран, торий и радий. (Белозерский, 2008; Смирнов, 2000; Старков, Мигунов, 2007).

Явление спонтанного распада ядер атомов химических элементов как следствие образование новых элементов Мария и Пьер Кюри назвали радиоактивностью (Смирнов, 2000).

Радиоактивность – radioactivitas, atis, t (от латинского radium радий +actives действенный) – радиоактивный распад – самопроизвольное превращение неустойчивых атомных ядер в ядра других элементов, сопровождающееся испусканием ядерных излучений: альфа-лучей (альфа – распад), бета-лучей (бета – распад), протонов (протоновая радиоактивность), а также делением ядер (Орлов, 1986).

1.1. Состояние радиационного фона

Радиационный фон планеты Земля в условиях, которого постоянно существует человек представляет собой ионизирующее излучение от природных и антропогенных источников (Потапов, 2000). В природе существует естественный радиационный фон (фоновое излучение), он суммируется из излучений радионуклидов природного происхождения и излучений космического

генезиса. По данным В.Д. Старкова интенсивность гамма-излучения на высоте 1 метра от поверхности Земли, как правило, колеблется от 0,10 до 0,15 мкЗв/ч. Однако, естественный радиационный фон в разных частях биосфера может различаться в 2-3 раза, например в горах на высоте 3000 м. он в 3 раза выше, чем над уровнем моря. В районах, где на земную поверхность выходят горные породы с аномально высоким содержанием радионуклидов семейства урана и тория, фоновое излучение превышает обычный в сотни раз. Например, доза годового облучения на возвышенности севернее Сан-Паулу в Бразилии составляет 250мЗв, что в 800 раз выше среднего. Аналогичные районы есть в Китае (округ Яйцюань), в Индии (штаты Керала и Мадера), Нигерии, Австралии, на Мадагаскаре и других районах планеты. В нашей стране к территориям повышенного фонового излучения следует отнести все горно-складчатые периферические области: Урал, район города Магнитогорска, Нижнего Тагила, Красноярска и др (Булатов, 1996; Пивоваров, Михалев, 2004; Старков, Мигунов, 2007).

Фоновое излучение формируется в основном за счет изотопов урана, тория-232, радия-226, изотопов радона, калия-40 и ряда космогенных радиоизотопов образующихся в стратосфере под действием космических лучей (Сапожников и др., 2006; Смыслов и др., 1979).

Уран – имеет три изотопа с порядковыми номерами 238, 235, 234. Данный элемент широко распространен в земной коре, входит в состав многих горных пород и почв, наиболее распространен природный изотоп уран-238. Изотопы урана являются альфа – излучателями не вносят вклад в природное фоновое гамма – излучение, а из-за низкой концентрации не вносят значительного вклада в дозу внутреннего облучений человека.

Торий – химический элемент с порядковым номером 90 имеет шесть изотопов, лишь торий-232 и ионий-230 являются долгоживущими. Поскольку торий-232 имеет период полураспада $1,41 \cdot 10^{10}$ лет можно полагать, что часть данного элемента сохранилась с момента формирования Земли.

Радий – имеет четыре природных изотопа, из которых долгоживущим является радий-226. Изотопы радия широко распространены в горных породах и

рудах, но в малых концентрациях. Подобно кальцию и стронцию он накапливается в костях живых организмов.

Калий-40 – является одним из трех изотопов природного калия. Наиболее распространенный естественный радионуклид в компонентах окружающей среды. В значительной степени определяет радиоактивность растений и животных. В организме накапливается в эритроцитах, головном мозге, мышечной ткани, печени и легких.

Ныне существующий животный, растительный мир и человек адаптированы к природному радиационному фону. В районах с высоким фоновым излучением так же не наблюдаются негативные отклонения в развитии биологических организмов, они в течение длительного времени приспособились к повышенному естественному радиационному фону. Кроме того исследования радиobiолога А.М. Кузина (2002) доказывают, что снижение внешнего и внутреннего фонового излучения у представителей флоры и фауны отрицательно влияет на развитие биоты. Исследователь с коллегами провел опыт на мышах, которые были экранированы не только от внешнего, но и от внутреннего радиационного фона. В результате было отмечено снижение физиологического развития жизни на 50%.

Технологически измененный естественный радиационный фон обусловлен ионизирующим излучением от природных источников, к которым можно отнести радионуклиды естественного происхождения, оказавшиеся на поверхности в результате добычи полезных ископаемых из недр планеты.

Особенность уранового и ториевого производства заключается в наличии большого количества отходов радионуклидов с большим периодом полураспада. К примеру, в рудниках на 1 тонну добытой породы карьерным способом приходится до 1,5-2 тонн пустой породы. Отвалы радиоактивных отходов при добыче природного урана и тория на карьерах и рудниках занимают тысячи квадратных метров и выступают локальным источником загрязнения природной среды. Ветровая и водная эрозия приводит к переносу этого материала на значительные расстояния (Старков, Мигунов, 2003; Хусаинов и др., 2012).

Добыча углеводородного сырья, отличающегося серьезными концентрациями урана, радия, тория и радона сопряжена с выносом на земную поверхность природных радионуклидов в значительных размерах. Так как современное развитие топливно-энергетического комплекса достигает серьезных масштабов, этот источник радионуклидов естественного происхождения является опасным загрязнителем компонентов природной среды. По данным Старкова и Мигунова (2002) в районе некоторых месторождений углеводородного сырья мощность дозы гамма-излучения превышает фоновые значения в 100 и более раз.

Источником технически измененного фона могут являться строительные материалы, при изготовлении которых использовалось сырье, содержащее природные радионуклиды. При сжигании органического топлива, в первую очередь угля радионуклиды переходят из земной коры в биосферу (Сапожников и др., 2006).

Искусственный радиационный фон представляет глобальное загрязнение окружающей среды образующимися при расщеплении ядер урана и плутония искусственными радионуклидами. Человек, сам может получить радиоактивные изотопы путем управляемых ядерных реакций. Первая искусственная ядерная реакция была проведена Э. Резерфордом в 1919 году, он осуществил расщепление ядер азота, бомбардируя их альфа – частицами полония. В 1934 году французские физики Ирэн и Фредерик Жолио – Кюри впервые получают радиоактивные изотопы элементов, встречающихся в природе в виде устойчивых изотопов (Гулякин, Юдинцева, 1973).

Искусственные радионуклиды попадают в окружающую среду, мигрируют согласно своим физико-химическим, геохимическим и биохимическим свойствам, легко включаются в пищевые цепи и накапливаются в живых организмах. Наиболее опасные с точки зрения радиоэкологии долгоживущие продукты распада урана – цезий-137 и стронций-90, а также радиоактивный изотоп плутония, редкоземельного химического элемента под номером 94.

Цезий-137 – радиоактивный изотоп щелочного химического элемента с порядковым номером 55, цезия (Cs). Содержание стабильного изотопа в среде

крайне незначительно ($3 \cdot 10^{-6}\%$ в земной коре, костной ткани человека и животных, и $3 \cdot 10^{-8}\%$ в морской воде). Период полураспада составляет 30 лет, является мощным гамма-излучателем. В организме радионуклид размещается в мягких тканях и селезенке в количестве 0,4-0,5 Бк/кг. Легко выводится из организма (Сапожников Ю.А. и др., 2006).

Стронций-90 – радиоактивный изотоп стронция (Sr), химического элемента с порядковым номером 38, образуется как осколок при делении тяжелых ядер. Основную опасность радионуклид представляет при попадании в организм с пищей или водой, так как накапливается в костях и очень медленно выводится. На долгие годы становится источником внутреннего облучения стволовых клеток костного мозга высокоэнергетическими бета-частицами (Старков, Мигунов, 2002).

Наиболее важный радиоактивный изотоп плутония (Pu) – плутоний-239, который искусственно получают в атомных реакторах. Является важным ядерным горючим. Радиоактивный плутоний является одним из самых опасных загрязнителей природной среды (Гулякин, Юдинцева, 1973).

1.2. Основные источники загрязнения природной среды техногенными радионуклидами

1.2.1.Испытание ядерного оружия

Во всем мире в первой половине XX века начинается ядерная эра. На фоне противостояний сложившихся между сверхдержавами после окончания мировой войны 1941-1945 гг завязывается гонка ядерных вооружений. Соединенные штаты, Советский Союз, Франция и Китай во второй половине XX века произвели 2077 (по другим источникам 1900) испытательных взрывов (Старков, Мигунов, 2007; Сапожников и др., 2006).

Первая атомная бомба была взорвана в июле 1945 года в штате Нью-Мексика (США). В начале августа этого же года, с разницей в три дня на уже оккупированные японские города Хиросима и Нагасаки были сброшены ядерные

бомбы. Это единственное в мировой практике применение ядерного оружия на человеке.

На территории бывшего Советского союза было осуществлено 715 испытательных взрывов ядерных и термоядерных зарядов. Взрывы проводились на двух полигонах Семипалатинском, расположенном на стыке Павлодарской, Семипалатинской и Карагандинской областей Казахстана на левом берегу р. Иртыш, в 120 км от города Семипалатинска, и полигоне Новая Земля, расположенном на одноименном архипелаге в Северно-Ледовитом океане (Старков, Мигунов, 2007).

По данным Белозерского Г.Н. (2008) на Семипалатинском полигоне было проведено 456 испытаний, в том числе 116 атмосферных (86 воздушных и 30 наземных). При наземных и воздушных взрывах значительная часть продуктов распада перемещалась на огромные расстояния, преимущественно в восточном и северо-восточном направлении, и выпадала на земную поверхность в виде радиоактивных осадков. Наиболее существенными последствиями сопровождались испытания, при осуществлении которых резко менялись метеорологические условия. Например, при первом на территории полигона испытании атомной бомбы 29 августа 1949 года и испытания термоядерного заряда 12 августа 1953 года как раз из-за неожиданных изменений погодных условий население нескольких населенных пунктов Алтайского края, оказалось под радиоактивным облаком.

К моменту создания северного полигона на архипелаге Новая Земля в пределах Семипалатинского испытательного полигона уже были испытаны атомное и термоядерное оружие, накоплен опыт организации и проведения наземных и воздушных взрывов. Однако отсутствие морской акватории под Семипалатинском исключало испытание морского ядерного оружия. Новоземельский полигон отвечал актуальным на тот момент требованиям:

- возможность проведения испытаний в различных средах: на суше, в воде, в атмосфере;

- возможность всесторонне исследовать воздействия ядерного оружия на все виды военной техники и вооружения.

Преимущество испытательного полигона на архипелаге в Северно-Ледовитом океане заключалось в удаленности от крупных населенных пунктов на сотни километров.

С момента открытия для испытаний атомного оружия полигона Новая Земля в 1954 году было осуществлено около 200 взрывов. Максимальная активность наблюдалась в начале 60-х годов XX века, с 1961 по 1962 год в атмосфере было проведено 56 ядерных взрывов, общей мощностью 300 Мт тротиловом эквиваленте. В этот же период был осуществлен взрыв самой мощной в мире водородной бомбы, мощностью не менее 50 Мт тротила. Первое испытание ядерного оружия под водой в акватории Северно-Ледовитого океана состоялось 25 сентября 1955 года (Старков, Мигунов, 2007; Сапожников и др., 2006).

Полигон Новая Земля с прилегающими акваториями Северного Ледовитого океана является гигантским могильником отработавших реакторов и других частей атомных кораблей, в том числе первого в мире атомного ледокола «Ленин». В заливе Цивольки в 1967 году была захоронена экранная сборка ледокола, содержащая отработанное ядерное топливо. В прибрежных водах и заливах сброшены тысячи контейнеров с твердыми и жидкими радиоактивными отходами. Часто захоронение осуществляли, не соблюдая принятые нормы и правила. Так, в Карском море глубина затопления радиоактивных ядерных отходов не превышала 380 метров, в то время как по принятой в 1972 году Лондонской конвенции по предотвращению загрязнения моря глубина сброса отходов должна быть не менее 4000 метров. Полностью запрещен сброс радиоактивных отходов севернее 50 параллели (Старков, Мигунов, 2007; Пивоваров, Михалев, 2004; Сапожников и др., 2006).

На фоне двух ядерных сверхдержав испытания, которые проводили Франция (острова Полинезии) и Китай (высокогорье Лобнор) незначительно повлияли на формирование аномально радиационных территорий.

Кроме испытаний ядерного оружия в открытых средах проводились испытания непосредственными участниками, которых были люди. Военные учения проводились в Соединенных штатах и Советском союзе. Пионером была армия США, в 1946 году на атолле Бикини было осуществлено два взрыва, один из которых был воздушным, а второй – подводным. В операции участвовали 42 тысячи военнослужащих. В период с 1951 по 1957 годы американские военные поучаствовали в восьми войсковых учениях с испытанием ядерного оружия. Учения проводились на Невадском полигоне при участии не менее 55 тысяч военнослужащих (Белозерский, 2008).

В СССР военные учения с использованием ядерного оружия были проведены 14 сентября 1954 года на Тоцком полигоне (Оренбургская область), с участием 45 тысяч военнослужащих. По данным Г.Н. Белозерского (2008) Тоцкие учения были единственными учениями военных СССР в условиях натурального ядерного взрыва, при которых был осуществлен воздушный ядерный взрыв мощностью 40 кт. Ю.А. Сапожников и др. говорят о еще одной воинской операции с испытанием ядерного оружия, которая состоялась на Семипалатинском полигоне в 1956 году (Белозерский, 2008; Сапожников и др., 2006).

С июля 1945 года, когда США производят первый ядерный взрыв, начинается невиданная в истории человечества гонка вооружений. Две ядерные сверхдержавы, добиваясь усовершенствования самого мощного в мире оружия массового уничтожения, осуществили более двух тысяч испытательных взрывов. При этом наблюдалось глобальное радиационное загрязнение природной среды. В верхние слои атмосферы в виде аэрозолей были заброшены радиоактивные продукты деления, возникшие при ядерных испытаниях. Слои атмосферы стали своеобразным резервуаром радиоактивных аэрозолей, которые повсеместно, хотя и в значительно меньших количествах продолжают оседать на земную поверхность. Ю.А. Сапожников и др. (2006) цитируя материалы Научного комитета ООН по действию атомной радиации, говорят, что 95 % от общего количества техногенных радионуклидов поступивших в окружающую среду образовались в результате атмосферных ядерных испытаний. Ядерные гиганты

СССР, США и Великобритания, понимая масштабность радиационного загрязнения природной среды, 5 августа 1963 года в Москве подписывают договор о запрещение испытаний ядерного оружия в атмосфере, в космосе и в воде. С 1963 года СССР, США и Великобритания проводят исключительно подземные ядерные взрывы (Гулякин, Юдинцева, 1973).

1.2.2. Ядерные взрывы, проводимые в мирных целях

Советский союз после подписания Московского договора, а Соединенные штаты за два года до 1963 года разворачивают программы ядерных испытаний в мирных целях. Необходимо отметить, что подземные ядерные взрывы в целях народного хозяйства, как правило, проводились за пределами испытательных полигонов, что приводило к появлению дополнительных локальных, а в некоторых случаях региональных источников радиационного загрязнения окружающей среды (Михайлов, 1996, 1999; Оливанов, Богданович, 1998; Тараканов, 1998).

Американская «Plowshare», программа, в рамках которой за 12 лет было проведено 27 экспериментов. А.В. Яблоков (2003) говорит о масштабных планах Комиссии атомной энергии США, в рамках данной программы, например, с помощью 302 мирных ядерных взрывов, общей мощностью 167,5 Мт планировалось проложить новое русло Панамского канала. Однако, к 1973 году из-за явной экономической неэффективности и трудности обеспечения радиационной безопасности все работы по программе «Plowshare» были закрыты.

В СССР реализовывалась аналогичная программа - Программа № 7 «Ядерные взрывы для народного хозяйства». С 1965 по 1988 год было произведено 124 промышленных ядерных взрыва, 80 из которых на территории Российской Федерации(Андрюшин, 1997; Дубасов, 1994).

Мирные ядерные взрывы, реализованные в рамках американской и советской программ, были осуществлены для решения реальных задач. Среди

основных направлений применения подземных ядерных взрывов для народного хозяйства А.В. Яблоков (2003) выделяет:

- сейсмозондирование земной коры с целью поиска структур богатых полезными ископаемыми;
- создание подземных емкостей;
- интенсификация истощенных газовых и нефтяных месторождений;
- экскавационных целей (строительство плотин, водохранилищ, каналов);
- получение трансурановых элементов;
- перекрытия скважин аварийных газовых фонтанов;
- дробления рудного тела;
- научных экспериментов.

При строительстве каналов, искусственных водоемов, плотин, для вскрытия месторождений полезных ископаемых применялись экскавационные подземные ядерные взрывы. На территории СССР было осуществлено 5 таких взрывов, один в Пермской области для создания траншеи-выемки, 4 на Семипалатинском полигоне. При осуществлении экскавационных взрывов происходит выброс пород и продуктов деления образующихся при ядерной реакции в виде долгоживущих техногенных радионуклидов. Такие заглубленные взрывы наружного действия характеризуются наибольшими экологическими последствиями (Старков, Мигунов, 2007; Белозерский, 2008; Блехман, 2000).

Камуфлетными считают подземные ядерные взрывы, при которых не происходит выброса радиоактивных веществ в атмосферу. При взрывах такого типа заряд может быть заглублен на несколько километров. В момент взрыва в эпицентре температура может достигать 10^{60}C , что приводит к всплавлению радиоактивных продуктов деления в породу. Результатом является образование в земной коре газо-водонепроницаемой емкости. В случае разгерметизации подземной емкости под действием гидрогеологических процессов, перепада температур и других природных явлений в полость центральной зоны, которая, по

сути, является могильником радиоактивных веществ, будут поступать подземные воды. Затем подземные воды насыщенные долгоживущими радиоизотопами могут мигрировать в окружающую среду (Старков, Мигунов, 2007; Белозерский, 2008; Пивоваров, Михалев, 2004; Израэль, Стукин, 2000).

Таким образом, камуфлетные ядерные взрывы нельзя считать экологически безопасными, кроме того за время существования Программы № 7 известно по крайней мере о четырех аварийных ситуациях при проведении таких взрывов. Следует отметить, что долгое время о таких нештатных ситуациях ничего официально не сообщалось, часто эта завеса тайны, необходимая в техническом и военном плане просто способствовала сокрытию халатности структур отвечающих за проведение ядерных работ. Возможно, аварийных подземных ядерных взрывов с 1965 по 1988 год было значительно больше.

При осуществлении мирного ядерного взрыва «Кратон-3» в августе 1978 года нарушения в технологии забивки боевой скважины привели к аварийной ситуации, в результате которой через устье горной выработки произошел выброс радиоактивных веществ в атмосферу. Движение образовавшегося радиоактивного облака в северо-восточном направлении привело к гибели прилегающего массива северной тайги. В статье С.Ю. Артамоновой (2012) изложены результаты радиоэкологического исследования, проведенного в районе мирного ядерного взрыва «Кратон-3» в период с 2008 по 2009 год. В рамках работы был произведен масштабный отбор проб компонентов природной среды. По данным автора в древесине мертвых деревьев содержание стронция-90 составляет всего 6 Бк/кг, цезия-137 – 10-14 Бк/кг, в опавшей коре деревьев мертвого леса концентрация стронция-90 колебалась от 200 до 490 Бк/кг, цезия-137 – 120-140 Бк/кг, что уже на несколько порядков выше.

На территории юга Тюменской области 6 октября 1967 г был проведен подземный ядерный взрыв под кодовым названием «Тавда». Этот взрыв был одним из первых, осуществленных в Союзе в рамках реализации Программы №7. Одной из целей этого взрыва было создание подземного резервуара. Однако А.В.

Яблоков (2003) говорит о том, что данный взрыв можно отнести к категории научных экспериментов.

Предварительное исследование геологических особенностей района показало, что интервал глубин от 150 до 195 м литологического разреза представлен плотными, тугопластичными глинами чеганской свиты 172 м (Отчет. М., 1968). Заряд мощностью 0,3 кТ был заложен на глубине.

В научной литературе подземный ядерный взрыв под кодовым названием «Тавда» не относят к категории аварийных. В то время, как в отчете Санкт-Петербургского института отмечается повышение мощности дозы гамма-излучения через 48 часов после взрыва в сотни раз, выход инертных радиоактивных газов из гидрогеологической скважины, расположенной на расстоянии 100 м от зарядной происходил до 11 октября 1967 года(Отчет о НИР. СПб, 2012).

В одной из гидрогеологической скважин после осуществления взрыва и до 17 октября 1967 г наблюдался подъем уровня подземных вод с отметки -2,45 м до +2,15, с изливом воды на грунт из обсадной трубы (Отчет о НИР. СПб, 2012).

Образовавшаяся подземная полость при проведении мирного ядерного взрыва «Тавда» была заполнена породой. Уже в процессе образования полости при контакте высокотемпературного расплава с насыщенной влагой породой происходил выброс глины в полость. Данный факт подтверждался процессами изменения земной поверхности в эпицентре взрыва.

Проседание поверхности на месте технологической площадки было зафиксировано через полчаса после взрыва. Образование мульды сдвижения радиусом около 300 м происходило 100 дней. После полного процесса сдвижения земной поверхности объем провальной воронки составил 13,1 тыс. м³, т. е. полость полностью потеряла свой объем.

1.2.3.Аварийные инциденты на предприятиях ядерного топливного цикла

Ядерный топливный цикл (ЯТЦ) включает добычу, переработку и обогащение уранового сырья, изготовление тепловыделяющих элементов, собственно работу атомных электростанций, хранение и переработку отработанного ядерного топлива. Несмотря на все мероприятия, применяемые для понижения уровня выбросов и сбросов, предприятия ЯТЦ даже при штатном режиме являются источником радиоактивного загрязнения окружающей среды. Так, в докладе НКДАР ООН (2000) отмечено, что при штатной работе производственного объединения «Маяк» с 1948 по 1956 год суммарная активность техногенных радионуклидов сброшенных в реку Теча составила 100 ПБк, в то время как аварийная ситуация в 1957 году привела к загрязнению природной среды с суммарной радиационной активностью - 74 ПБк.

В мировой ядерной практике известен ряд аварий на предприятиях ЯТЦ, которые привели к масштабному загрязнению компонентов природной среды. Аварийные объекты выступают как локальные, и даже региональные источники радиационного загрязнения.

29 сентября 1957 года в Кыштыме (северная часть Челябинской области) на производственном объединение «Маяк» предприятии по переработке отходов ядерной промышленности произошел тепловой взрыв хранилища жидких радиоактивных отходов (Ларин, 2000; Новоселов, 1997).

В охлаждаемые водой емкости сливали жидкие высокоактивные отходы, образующиеся после выделении оружейного плутония. Емкости-отстойники были изготовлены из нержавеющей стали и помещенные в слегка заглубленные бетонные резервуары. На предприятии находилось около 60 емкостей-хранилищ, каждая объемом около 300 м^3 , в результате перебоя в подаче охлаждающей жидкости произошел взрыв одного из резервуаров (Сапожников и др., 2006; Бакуров, 1997).

Г.Н. Белозерский (2008) говорит о том, что за год до аварии теплообменник, помещенный на внутренней стенке емкости, предназначенный для охлаждения хранилища был заглушен из-за неисправности. Считали, что отходы будут стабильными даже при отсутствии системы охлаждения и не пытались устранить неполадку. В результате емкость-хранилище с активной химической смесью взорвалась. Верхняя кромка взрыва, при котором произошел выброс в атмосферу радионуклидов активностью $7,4 \times 10^{17}$ Бк (2×10^7 КИ), достигала 1100 метров (Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2003 году). Попавшие в атмосферу радионуклиды при ветровом переносе в северо-восточном направлении привели к загрязнению долгоживущими радионуклидами стронцием-90 и цезием-137 значительной части Челябинской области и прилегающих территорий Свердловской, и Тюменской областей. Образовался Восточно-Уральский «стронциевый» радиоактивный след (ВУРС), максимальная длина которого достигала 300 км.

Позднее, в 1967 г. произошло вторичное загрязнение территории ВУРСа за счет эоловой эрозионных отложений с обнажившихся берегов, бессточного озера Карабай, в которое сливались среднеактивные жидкие отходы. Сформировавшийся Карабайский «цезиевый» радиоактивный след частично наложился на ВУРС (Израэль и др., 2000; Костюченко и др., 2000).

29 апреля 1966 года в головной части ВУРСа на отчужденной территории, где наблюдается наибольшее радиоактивное загрязнение, был создан Восточно-Уральский заповедник. Растительные сообщества данной территории, несмотря на повышенные уровни концентрации техногенных радионуклидов, оцениваются как ядро экологического каркаса, позволяющего сохранять биоразнообразие и поддерживать стабильность экологической составляющей в регионе. В начале 2000 годов его площадь составила 166 км^2 (Лагунов А.В., Смагин А.И., 2007).

Территории, загрязненные в результате одной из крупнейших радиационной аварии являются уникальным природным полигоном для проведения радиоэкологических исследований. В большей степени это обусловлено неоднородностью экологических и топографических условий, широким

диапазоном уровней загрязнения. До аварии 1957 году влияние радиоактивного загрязнения на компоненты природной среды было изучено только в лабораторных условиях при проведении экспериментов в 1950-х годах (Романов, 1997).

Продуктом многочисленных радиоэкологических исследований, выполненных за последние десятилетия учеными, являются уникальные данные о закономерностях распределения и миграции радионуклидов в разных компонентах окружающей среды. Научные результаты некоторых современных исследователей представлены в работах И.В Молчановой и др., 2014, 2008; С.В. Кузьмина и др., 2012; Ю.В.Ужгина и др., 2012; А.А. Устиновой, 2010; Л.Н. Михайловой и др., 2011; Л.М. Перемыслова и др., 2012; В.С. Безель и др., 2010; Д.А. Горчаков и др., 2010; В.В. Дерягин и др., 2008; Ю.Г. Мокрова, 1996; Б.В. Никипелова и др., 1989; Перемыслова, Скрябин, 2001; В.П. Фирсовой и др., 1996.

Через 29 лет произошла более серьезная в мировой ядерно-топливной практике авария. В ночь с 25 на 26 апреля 1986 года на Чернобыльской атомной станции в результате персоналом нарушений техники безопасности при остановке 4-го блока для проведения замены тепловыделяющих элементов, произошел взрыв. В результате большая часть находящихся в реакторе радионуклидов была выброшена в окружающую среду, произошло рассеяние крупных осколков ядерного топлива и продуктов его деления на высоту 600-1200 метров. Взрыв привел к возгоранию графитового компонента сердцевины реактора. По мере выгорания графита оставшееся ядерное топливо приводит к разъеданию нижней биологической защиты и протекает в нижние части здания. Через девять дней, когда графитовая сердцевина реактора затвердела, глобальная по своим масштабам авария остановилась без прямого вмешательства человека. Мероприятия, проводимые в первые дни после аварийных событий для остановки аварии и локализации радиационного загрязнения были крайне неэффективны. Желаемых положительных результатов не принесло сбрасывание с вертолета различных материалов (Сапожников Ю.А., 2006).

Таким образом, крупнейшая в мировой ядерной энергетике авария, длившаяся десять дней, привела к выбросу в природную среду радиоактивных элементов активностью в десятки миллионов кюри. Большая доля при первичном выбросе в виде газов и аэрозолей приходится на цезий – 137 и йод – 131 и составила $2 \cdot 10^6$ и $2 \cdot 10^7$ Ки, соответственно (Пивоваров, Михалев, 2004). Авария на Чернобыльской атомной станции по своим масштабам радиационного загрязнения окружающей среды является крупнейшей экологической катастрофой в истории человечества.

В результате аварии радиоактивные выпадения повысили радиационный фон в Польше, Германии, Италии, Швейцарии, Франции, Бельгии, Нидерландах. Наиболее глобальным загрязнениям подверглись некоторые области России, Белоруссии и Украины: Белгородская, Брянская, Воронежская, Калужская, Курская, Ленинградская, Липецкая, Орловская, Рязанская, Смоленская и Тульская области (Пивоваров, Михалев, 2004; Фесенко и др., 1995).

Особенностью последствий аварии является выраженная « пятнистость » выпадений. Распределение радиоактивных выпадений на территориях, прилегающих к аварийной атомной станции, было весьма неравномерно, что можно связать с метеорологическими условиями в регионе во время аварии. Преобладание северо-западных ветров и осадков в виде дождей привело к тому, что участки с предельно высокими уровнями радиационных загрязнений находятся в тысячи километров от места аварии, где исходная плотность выпадений была на порядок ниже. Локализованный пик мокрых выпадений наблюдался в странах северной Европы, в то время как на территории областей находящихся в непосредственной близости от места аварии уровень концентрации радионуклидов в воздухе значительно ниже (Сапожников, 2006; Израэль и др., 1988).

11 марта 2011 года вблизи острова Хонсю в Японии землетрясение магнитудой 9,0 баллов, привело к возникновению цунами. Следствием этого стихийного бедствия стала авария на АЭС «Фукусима Даichi» (в русскоязычных публикациях «Фукусима-1»)

Авария на АЭС «Фукусима Даichi» (ФДАЭС) (В русскоязычных публикациях «фукусима-1») в Японии 11 марта 2011 г. привела к загрязнению больших площадей, значительная часть которых занята сельскохозяйственными и лесными угодьями. Аварии на АЭС в Японии, так же как и аварийной ситуации, на Чернобыльской АЭС был присвоен высший уровень опасности по международной шкале ядерных и радиологических событий INES. Было рекомендовано выселить более 70 тыс. человек в радиусе 20 км от места аварии (Алексахин, Сычев, 2013).

1.3. Особенности миграции некоторых техногенных радионуклидов в природной среде

1.3.1. Миграция техногенных радионуклидов в почве

Масштабные испытания ядерного оружия, аварийные ситуации на предприятиях ядерно-топливного цикла, штатная работа предприятий, подземные ядерные взрывы привели к глобальному загрязнению компонентов природной среды.

Вместе с грибообразным облаком, образующимся при взрыве ядерных устройств в наземной и воздушной средах, в атмосферу поступают радиоактивные аэрозоли с частицами разных размеров. В тропосфере потоком воздушных масс с большой скоростью происходит перемещение, преимущественно по географическим параллелям от места взрыва (Пивоваров, Михалев, 2004; Гулякин, Юдинцева, 1973). Так, радиоактивные выпадения, образовавшиеся после аварии на Чернобыльской атомной станции, в значительных количествах были обнаружены в воздухе на территории общины Нурмиярви, на юге Франции.

Основная часть загрязнений нижних слоев атмосферы выпадает с осадками в ближайшее время после взрыва. Очищение тропосферы от радиоактивных аэрозолей происходит за 20-40 дней. Доля аэрозольных частиц выброшенных в

атмосферу при ядерном взрыве попадает в стратосферу, гравитационное оседание которых происходит крайне медленно, на протяжении нескольких десятилетий. Эти выпадения носят повсеместный характер, находятся в так называемом стратосферном резервуаре на высоте около 23 км (Гулякин, Юдинцева, 1973; Романов и др., 1990).

Радионуклиды, осевшие на земную поверхность из атмосферного воздуха, кумулятивно откладываясь в верхнем почвенном слое, оказывают воздействие путем внешнего облучения и внутреннего, если попадут в организм человека (Красницкий, 2001; Перемыслова, Скрябин, 2001).

Почвенная оболочка обладает уникальной сорбционной способностью, является исходным началом дальнейшего транспорта радионуклидов по биологическим цепям с неизбежным попаданием в организм человека. Радиоактивность почвы обусловлена присутствием природных и искусственных радионуклидов. Природный радиационный фон в основном связан с калием-40 (Павлоцкая, 1974; Прохоров, 1981).

Техногенная радиоактивность почвы складывается из продуктов распада ядерно-топливного цикла, оседающих из атмосферы. В результате полного распада короткоживущих радионуклидов, превышение фоновых показателей связано с присутствием в почве долгоживущих радионуклидов стронция-90 и цезия-137 (Белова, 1966; Гусев, 1988).

Радиоактивные продукты деления, попав в почву, включаются в вертикальное и горизонтальное перемещение. Проведенные исследования в системе «почва-раствор» показали, что перемещение радионуклидов в профиле почвы зависит от механических и физико-химических свойств почвы, от водного режима, наличия на поверхности почвы опада и условий его разложения (Куликов и др., 1990; Писарев и др., 1972; Ровинский и др., 1976).

Минеральный и гранулометрический состав почвы в значительной степени определяет сорбционные свойства почвы. Почвы, содержащие большое количество высокодисперсных глинистых минералов прочнее удерживают поступающие радионуклиды, в то время как песчаные обладают меньшей

удерживающей способностью. Ряд научных работ подтверждает это положение (Марей и др., 1974; Куликов и др., 1990). Так, результат исследования Н.В. Куликова и др. (1990) вертикальной миграции в дерново-подзолистой почве (горизонт А) и песке при различных уровнях увлажнения показал, что перемещение цезия-137 в дерново-подзолистой почве аналогично его поведению в дерново-луговой почве и при разных уровнях увлажнения остается в зоне внесения радионуклида, остальная незначительная часть перемещается вглубь лежащий горизонт не далее 6 см. В песке при избыточном увлажнении вынос радиоцезия увеличивается до 12%. Потоком гравитационной воды из слоя внесения продуктов распада вымывается 20-25% цезия-137 на глубину 6-8 см.

Большое значение на вертикальную подвижность радионуклидов в почве оказывает уровень увлажнения среды. А.В. Трапезников с коллегами (2007) на основе научных исследований по сравнительному изучению распределения техногенных радионуклидов стронция-90, цезия-137 и церия-144 в системе почва-раствор при изменении коэффициента обводненности сделали выводы, что при повышенной влажности почвенных условий вертикальная подвижность элементов меняется в следующем порядке: $^{90}\text{Sr} >> ^{137}\text{Cs} > ^{144}\text{Ce}$. Необходимо отметить, что при сравнительно не высоких уровнях увлажнения почвы техногенный радионуклид стронций-90 оказывается наиболее подвижным по сравнению с цезием-137 и церием-144, однако в переувлажненных почвах эти различия значительно сглаживаются. В таблице 1 видно, что на участках представленных дерново-луговыми почвами с избыточным увлажнением (коэффициент обводненности более 2) цезий-137 и церий-144 по подвижности приближаются к стронцию-90.

От водного режима почвы зависит не только миграционная способность радионуклидов. Скорость разложения растительного опада, количество и качество образующихся при этом веществ так же связано с условиями увлажнения почвенной среды. В свою очередь свойства лесных подстилок в значительной мере определяют интенсивность вертикального перемещения радионуклидов в почве.

И.В. Молчанова и Е.Н. Караваева (2001) провели длительные опыты с долгоживущими радионуклидами стронцием-90 и цезием-137, которые однократно вносили в поверхностный одно-санитметровый слой дерново-луговой почвы, размещенной в металлических колонках под открытым небом. Поверхность каждой колонки покрывали измельченным опадом хвои сосны, листьев осины и березы, вес которых составлял 500 гр. Контрольный участок оставляли без лесной подстилки.

Таблица 1

Содержание радионуклидов в растворе в зависимости от степени обводненности почв, % от внесенного количества (Трапезников и др, 2007)

Коэффициент обводненности	Дерново-луговая			Дерново-подзолистая		
	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce
0,1	0,4	0,007	0,003	1,2	0,02	0,02
0,2	0,5	0,011	0,004	0,8	0,03	0,03
0,3	0,3	0,020	0,007	0,9	0,04	0,06
0,5	0,2	0,130	0,040	1,4	0,18	0,18
1,0	0,4	0,430	0,100	2,1	0,38	0,30
2,0	0,6	0,910	0,220	4,0	1,20	1,10
5,0	1,0	1,250	0,280	7,0	1,50	1,55
10,0	1,7	1,25	0,450	11,1	2,50	2,08
20,0	1,4	1,370	0,400	11,4	3,00	1,88

Параллельно по такому же принципу вносили радионуклиды на трех участках с естественными биогеоценозами: сосняке мертвопокровном (дерново-луговая), березняке и осиннике разнотравном (бурая лесная почва). Контрольную площадку оставляли без растительного опада, регулярно убирая поступающий. Продолжительность исследований в колонках составила 2 года, в естественных условиях 4 года (Молчанова и Караваева, 2001).

Радиометрический анализ отобранных послойно образцов почвы показал, что наличие слоя растительного опада на поверхности почвы способствует повышению миграционной способности стронция-90. Так же отмечено, что растительная подстилка представленная листьями березы оказывает значительно

большее влияние на миграцию радионуклидов, чем опад листвьев осины и хвои сосны. Авторы связывают это с более быстрым разложением листвьев березы. Наличие лиственного опада в ходе эксперимента никак не повлияло на миграционную деятельность цезия-137, в некоторых моментах подвижность этого радионуклида даже снижалась (Молчанова и Караваева, 2001).

В результатах, полученных данных в естественных условиях влияние растительного опада выражено значительно слабее, чем в «колоночных» опытах. В большинстве случаев перемещение радионуклидов из верхних слоев, в которые были внесены стронций-90 и цезий-137 вглубь лежащие почвенные горизонты в вариантах с лиственной подстилкой практически не отличались от контрольного участка. И.В. Молчанова и Е.Н. Караваева (2001) объясняют этот факт значительно меньшей мощностью растительного опада в природных условиях, в то время как опыт с колонками был проведен при большом избытке разлагающегося материала. Кроме того в естественных условиях попавшие в почву радионуклиды встречают мощный природный барьер в виде корневой системы растений, которые перехватывают химические элементы, частично возвращая их в почву с опадом, задерживая большую часть в древостое долгое время (Молчанова и Караваева, 2001).

1.3.2.Миграция техногенных радионуклидов в системе «почва-растительность»

Почва выступает как важное звено в накоплении радионуклидов. В биологической цепочке почва, является одним из путей, через которые радиоактивные элементы попадают в растительность. Кормовые и пищевые растения доставляют опасные радионуклиды в организм животных и человека, в связи с чем, изучение закономерностей поступления радиоактивных веществ в растительную составляющую имеет важную практическую значимость.

Аккумулирование продуктов ядерного распада в кормовых растениях зависит от некоторых факторов, основными из которых считаются физико-

химические свойства радиоактивных элементов, пути их поступления и биологические особенности растения (Красницкий, 2001).

Радиоактивные продукты распада могут поступать в растения двумя способами. Непосредственное загрязнение наземных частей растений происходит в случае глобальных атмосферных радиоактивных выпадений, при этом радионуклиды могут накапливаться вегетативными и репродуктивными частями растений. Некорневой путь поступления характеризуется значительно более высокими показателями накопления радионуклидов в кormах по сравнению с почвенным путем. (Белозерский, 2008; Гулякин, Юдинцева, 1973).

При попадании на наземные органы растений радионуклидов выпадающих из атмосферы происходит их поглощение, передвижение и накопление в хозяйственно важной части. Интенсивность миграции продуктов радиоактивного распада зависит от их химических свойств. Из долгоживущих техногенных радионуклидов наиболее интенсивно по растительному организму перемещается цезий-137, попадая на листья, радиоцезий быстро перемещается и может, накапливаться в больших количествах в зерне, клубнях картофеля, плодов огурцов и томатов. Содержание стронция-90 и церия-144 в растения при поступлении через вегетативные органы составляет тысячные доли процента (Гулякин, Юдинцева, 1973; Шутов и др., 2000).

Некоторые представители земной фауны аккумулируют искусственную радиоактивность в значительной степени в основном при глобальных атмосферных выпадениях. В мохово-лишайниковую растительность продукты ядерного распада поступают преимущественно аэralьным путем. Результаты некоторых эколого-радиационных исследований демонстрируют резкое повышение концентрации цезия-137 в надпочвенной мохово-лишайниковой растительности во время крупных аварий на предприятиях ядерно-топливного цикла (Нифонтова, 1997; Захарова, 2006; Мартюшов, 1995, 1996).

Второй способ радиоактивного загрязнения растительности связан с поступлением через корневую систему техногенных радионуклидов из почвы. Масштабность этого процесса определяется свойствами почв и процессами,

протекающими в них. Различные сочетания таких факторов, как влажность почвы, концентрация химического элемента в почвенной среде, pH среды, присутствие в почве коллоидов и водно-растворимых веществ могут либо благоприятно влиять на способность радионуклидов поступать из почвы в растения, либо снижать ее (Молчанова и Караваева, 2001).

И.В. Гулякиным и Е.В. Юдинцевой (1973) было выявлено влияние pH питательного раствора на поглотительную способность искусственных радионуклидов проростками растений. Так, было рассмотрено поглощение радиоактивных элементов из почвы десятидневными ростками гороха и пшеницы при изменении pH среды в таблице 2.

Таблица 2

Влияние pH раствора питательной среды на поглощение радиоактивных продуктов деления десятидневными проростками растений (Гулякин, Юдинцева, 1973)

pH раствора питательной среды	На 1г. сухого вещества, тыс. имп/мин				
	Гороха			пшеницы	
	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	⁹⁰ Sr	¹⁴⁴ Ce
4,0	59,9	68,3	20,1	260,2	7,5
5,5	397,7	177,9	7,3	401,4	5,8
7,0	414,6	235,0	0,1	354,0	0,7
8,5	393,3	129,1	0,2	315,4	-

Авторами отмечено максимальное проникновение радиоактивных продуктов деления растениями при нейтральной величине pH почвенной среды. При значительных изменениях pH раствора поглощение стронция-90 и цезия-137 растениями изменялось незначительно. Поглотительная способность растений церия-144 резко повышалась при переходе от слабощелочной или нейтральной питательной среды к кислой.

По данным В.Д. Старкова и В.И. Мигунова (2007) уменьшение pH среды подавляет сорбционную активность почвы по отношению к стронцию-90 и

цезию-137, то есть искусственные радионуклиды в кислых почвах остаются в почвенном растворе, что способствует более легкому переходу в растительность.

Органическое вещество оказывает важное влияние на миграцию радионуклидов в почвенном профиле и переход их в растительность. Рядом ученных отмечено снижение поступления радиоактивных продуктов распада из почвы в растительную часть при повышении содержания гумуса в профиле (Куликов и др., 1990; Трапезников и др., 2007; Молчанова и Караваева, 2001; Старков, Мигунов, 2007). В многочисленных вегетационных опытах показана более прочная фиксация техногенных радионуклидов почвами богатыми органикой и коллоидами. Это объясняет тот факт, что на подзолистых почвах, которые формируются при промывном режиме, когда органические вещества выносятся в иллювиальный горизонт, загрязнение растительности радиоактивными элементами более активно по сравнению с дерново-луговыми условиями (Молчанова, Караваева, 2001).

Научные исследования И.В. Куликова с коллегами (1990) основанные на многочисленных опытах по изучению накопления искусственных радионуклидов растениями в зависимости от режима увлажнения разных типов почв показали, что при увлечении влажности почвенной среды вынос продуктов радиоактивного распада наземной частью растений возрастает. Ученые объясняют это тем, что на более влажной почве возрастает биомасса растений, тогда как концентрация накопления радионуклидов в растениях при разных режимах увлажнения не меняется.

Прослеживается некоторая закономерность поведения радионуклидов в системе почва-раствор в зависимости от температурных условий почвенной среды. В монографии И.В. Молчановой и Е.Н. Караваевой (2001) на основе опытов изучены особенности перехода из почвы стронция-90 и цезия-137 в растительность при разных температурных условиях полива растений и различных температурных условиях хранения опытных участков. Первая серия опытов показала, что накопление искусственных радионуклидов в вегетативной и репродуктивной части растений незначительно меняется от температуры

поливной воды. В то время как на почвах выдержанных в разных температурах условиях накопление радиоцезия растениями снижалось при относительно высокой температуре.

При поступлении продуктов распада через корневую систему в растении происходит перемещение радионуклидов, и накопление в хозяйственно важной части. А.И. Ильенко и Т.П. Крапивко (1989) было отмечено, что большая часть стронция-90 и цезия-137 концентрируется в вегетативной части, меньшая в семенах. Необходимо выделить наибольшую подвижность в разных частях растений радиоактивного цезия, по сравнению с техногенным стронцием. Радиоцерий при аналогичных исследованиях по распределению техногенных радионуклидов в разных частях пшеницы и гороха в большей степени обнаружен в корнях растений, доля в семенах и вегетативной части оказалась незначительной.

Биологическая особенность растений влияет на интенсивность поступления радиоактивных элементов. Так, накопление стронция-90 у произрастающих в одинаковых почвенно-климатических условиях бобовых и злаковых культур будет значительно выше у бобовых. Луговая растительность по сравнению со злаковыми травами активнее накапливает радиоактивный стронций. Поступление долгоживущего техногенного радионуклида цезия-137 из почвенного слоя, как правило, больше у зернобобовых культурах по сравнению со злаковыми. У разных ягод коэффициент накопления радиоактивного цезия будет отличаться в несколько раз. Коэффициент накопления радиоцезия у брусники и клюквы значительно выше и составляет 10 и 13, соответственно, в то время как у малины этот показатель равен 3 (Рябов и др., 2000; Погодин, Полякова, 1978; Федоров, Романов, 1969; Антропова, 1965).

Что касается радиоактивности деревьев, то максимальная концентрация наблюдается в коре и ветках. Активность хвои в несколько раз выше, чем у листвы, возможно, потому что хвойные деревья меняют каждую хвоинку раз в четыре года. Именно поэтому хвоя деревьев может выступать индикатором атмосферных радиоактивных выпадений. Коэффициент накопления техногенных

радионуклидов разными частями дерева зависит от его вида (Старков, Мигунов, 2007; Рябов и др., 2000).

Коэффициент концентрации радионуклидов у молодых деревьев несколько выше, чем у старых, это обусловлено замедлением у них обменных процессов (Старков, Мигунов, 2007).

1.3.3. Поступление, распределение и накопление радионуклидов в организме сельскохозяйственных животных

Пероральный является одним из основных способов поступления радиоактивных элементов в организм животного, тогда как ингаляционный и перкутанный пути перехода радиоактивных веществ, как правило, не играют значительной роли (Белов и др., 1995). Однако при поступлении радионуклидов через легкие биологическая доступность опасных веществ в организме на порядок выше, чем при пероральном поступлении (Ястребков, 2002).

Радионуклиды, попавшие в организм животных, быстро и в значительных количествах вступают в метаболические процессы. От интенсивности всасывания, распределения по отдельным тканям, накопления и выведения зависит интенсивность аккумуляции радионуклидов в продукции животноводства, составляющей значительную часть пищевых продуктов, с которыми радионуклиды поступают в организм человека.

В желудочно-кишечном тракте (ЖКТ) происходит всасывание значительной части продуктов ядерного деления, скорость и величина которого зависит от физико-химических свойств радионуклида, видовых особенностей, возраста животных и характера кормления.

Анализ литературных данных показывает, что информацию о месте всасывания и эффективности усвоения радионуклидов в ЖКТ можно получить, определив время максимальной концентрации радионуклида в крови после вскармливания (Корнеев Н.И., Сироткин А.Н., 1987; Ястребков Ю.А., 2002). Так, по данным Анненкова Б.Н. и др. (1973) у коров тонкий кишечник является

основным местом всасывания радиоактивных элементов, максимальная концентрация в крови техногенных радионуклидов, в том числе стронция-90 и цезия-137, наблюдается через 14-24 часа после поступления загрязненного корма.

Процесс всасывания радионуклидов, а значит и накопление в продуктах животноводства и птицеводства, зависит от возраста животного. У молодых растущих животных процесс всасывания протекает более интенсивно, что объяснимо значительной потребностью растущего организма, в минеральных веществах, идущих на построение клеток и тканей.

Установлено, что у молодых и новорожденных животных величина всасывания продуктов радиоактивного распада значительно выше, чем у взрослых особей. У пятнадцатидневных поросят всасывание стронция-90 в ЖКТ составляет 90,5 % от введенного количества, в то время как у полуторагодовых особей не достигает 20% (Караваев В.М. и др., 1970).

Следовательно, и интенсивность перехода радионуклидов в мясо и другие субпродукты меняется с возрастом животных. У трехмесячных поросят и телят концентрация стронция-90 в скелете составляет 21-26 % от однократного введения с кормами, то у более взрослых оно соответственно в 3,7 и 10,5 раз меньше (Сироткин, 1973).

Скорость всасывания радионуклидов из ЖКТ в кровь значительно выше у животных с однокамерным желудком. Так, у свиней, максимальная концентрация стронция-90 в крови после однократного введения с кормом наблюдалась через 4 часа, в то время как у коз - жвачных животных, имеющих четырехкамерный желудок, - через 12 часов (Ястребков Ю.А., 2002).

Радионуклиды, попав в организм различными путями, всасываются в кровяное русло, транспортируются к органам и тканям, в которых частично задерживаются и избирательно накапливаются. Распределение радиоактивных веществ в организме сельскохозяйственных животных определяется их видом, возрастом, длительностью поступления в организм и другими факторами (Корнеев, Сироткин, 1977).

Основное количество радионуклидов цезия задерживается мышечной тканью и органами, где они распределяются сравнительно равномерно и составляют 30-50%, в скелете накапливается 3-4%.

Накопление радионуклидов, в том числе и цезия-137 в организме животного происходит постепенно. При длительном пероральном поступлении радиоактивных веществ в организм животного в первые сутки и недели радионуклиды накапливаются в органах, тканях и скелете наиболее интенсивно. Затем скорость накопления в организме постепенно снижается, устанавливаются равновесные концентрации радионуклидов, при которых интенсивность отложения радиоактивных элементов и выведение их из организма уравниваются. Необходимо отметить, что наиболее быстро равновесное состояние устанавливается в мышцах и паренхиматозных органах, медленнее в скелете животного.

По данным Р.С. Расселла (1971) в большинстве мягких тканях равновесные концентрации цезия-137 у коров устанавливаются на 30-58 сутки, у коз – за 10 суток, овец - 18-30 суток. В период установления равновесного состояния содержание цезия-137 в мышечной ткани, которая является критическим органом для данного радионуклида значительно выше, чем в других органах независимо от видовых особенностей и характера питания.

Для стронция-90 критическим органом является костная ткань животного. Характер распределения и уровень отложения радиоактивного стронция в скелете зависит от физиологического состояния организма, в первую очередь от возраста животного. У молодых энергично растущих животных стронций-90 откладывается в скелете в 2-4 раза больше, чем у взрослых (Ястребков Ю.А., 2002).

Известно, что в костях сельскохозяйственных животных из горных районов концентрация радиоизотопов стронция может быть в несколько раз выше, чем у скота равнинных районов (Наqqroth, 1971).

Замечено, что при длительном поступлении стронция-90 в организм животных распределение радионуклида такое же как и при однократном

введении. В костной ткани задерживается 94-98% радиостонция от введенного (Сироткин, 1973).

Содержание стронция-90 в различных костях скелета не одинаково. У овец, коз, свиней и крупнорогатого скота наибольшая концентрация радиоизотопов стронция отмечена в компактных костях, наименьшая – в губчатых (Ястребков, 2002).

Радиоактивные вещества, которые поступают в организм животного, транспортируются с кровяным руслом и концентрируются в тканях и органах, выводятся главным образом через почки и ЖКТ, а у лактирующих животных еще и с молоком. Размеры выделения радионуклидов с молоком зависят от индивидуальных особенностей животного, типа кормления, минерального питания, продуктивности и т.д. (Дубровина, 1961; Перемыслова и др., 2004; Перемыслова, Воробьев, 1990).

Установлено, что при пастбищном содержании молочного скота концентрация стронция-90 и цезия-137 в молоке будет значительно выше, чем при стойловом. Переход на подножный корм приводит к повышению концентрации техногенных радионуклидов в молоке за счет постоянного поступления радионуклидов с загрязненными кормами (Сироткин, Сарапульцев, 1971). Некоторые авторы отмечают увеличение содержания радиоактивного цезия и стронция в молоке примерно вдвое, так при ежемесячных двухгодичных исследованиях в натуральных условиях на колхозных фермах одного из районов Гомельской области Белоруссии повышенные концентрации цезия-137 наблюдались с мая по октябрь, т. е. в период пастбищного содержания скота (Марей и др., 1974).

При стойловом содержании молочного скота, когда в рацион кроме заготовленных кормов, также имеющих определенный уровень радиоактивного загрязнения, соответствующий степени загрязненности травы радионуклидами на момент сенокошения и силосования, входят клубнеплоды и концентраты, т.е. корма с меньшим содержанием техногенных радионуклидов, содержание

последних в молоке резко понижается. Ряд научных наблюдений не противоречит данному положению (Марей и др., 1974; Campbell, 1971; Cox, 1970).

Выделение радионуклидов с молоком зависит от величины удоя и от периода лактации, чем выше удой, тем в молоке ниже концентрация радионуклидов (Анненков, 1970). При пастбищном содержании лактирующих сельскохозяйственных животных удой обычно достигает максимума летом и снижается весной. Следовательно, весной концентрация техногенных радионуклидов в молоке должна быть пониженной. Однако, трехлетние ежемесячные исследования А.Н. Марея и др. (1974), проведенные на ферме совхоза «Горки» Московской области не находят подтверждения данному утверждению.

Метеорологические факторы, например уровень дождливых осадков, косвенно влияют на содержание радионуклидов в молоке. При прочих равных условиях молоко от коров из дождливых районов или в дождливые годы имеет более высокую концентрацию радионуклидов (Шведова, 1962; Анненков, 1991). В период обильных дождливых осадков наблюдается повышенное увлажнение почв, а, следовательно, и их доступность.

Зависимость от степени обводненности почв отмечает А.Н. Марей с коллегами (1974). Результаты наблюдений на территории двух колхозов в одном из районов Брестской области Белоруссии показывают, что на заболоченном участке концентрация цезия-137 в травяном покрове в 3-10 раз выше, чем на территории с идентичным типом почв (торфяно-глеевыми и дерново-подзолисто-глеевыми песчаными) где проведена мелиорация. Авторы, ссылаясь на прямую зависимость, между поступлением радиоцезия в организм коровы с кормом и концентрацией его в молоке делают вывод, что подобная закономерность будет наблюдаться и в содержании цезия-137 в молоке.

Так как продукция животноводства занимает одно из ведущих позиций среди пищевых продуктов, с которыми техногенные радионуклиды попадают в организм человека, представляя потенциальную угрозу здоровью человека, необходимо отложенная работа служб осуществляющих ветеринарно-санитарный

и радиационно-гигиенический контроль. Кроме того необходимо применение специальных защитных мероприятий применяемых в растениеводстве и ветеринарии для снижения степени опасности (Ермалицкий, 2000).

Анализ научной литературы по данному вопросу показал, что на сегодняшний момент разработан ряд мероприятий по снижению перехода радионуклидов в продукцию животноводства путем применения различных сорбентов и добавок (Маяков Е.А., 2002). Также рассмотрены некоторые особенности переработки радиоактивно загрязненной продукции животноводства, позволяющие снизить содержание техногенных радионуклидов в мясе, молоке и других продуктах животноводческой отрасли до 50 % (Мурзалиев, Удановская, 2014; Лярский, 1962).

2. Природные условия юга Тюменской области и методика исследований

2.1. Природные условия юга Тюменской области

Территория юга Тюменской области, площадью 16012,2 тыс га расположена в пределах Западной Сибири. Южная часть Тюменской области (сельскохозяйственная зона) граничит с Ханты-Мансийским автономным округом, с Курганской, Свердловской, Омской и Томской областями, на юге граничит с республикой Казахстан.

Южные районы Тюменской области располагаются в юго-западной части молодой Западно-Сибирской платформы, основание которой сложено складчатыми дислоцированными породами палеозойской эры и триасового периода, а чехол осадочными образованиями юрского, мелового и кайнозойского возраста (Старков В.Д., Тюлькова Л.А., 2010). Осадочные отложения кайнозойской эры исследуемого района представлены породами четвертичного и палеогенового периода (приложение 1).

Рельеф юга Тюменской области представлен плоскими равнинами сложенными озерно-аллювиальными отложениями. Поймы рек имеют гривно-ложбинный рельеф на аллювиальных отложениях.

Исследуемая территория относится к таежно-лесной и лесостепной зонам Западной Сибири. На севере сельскохозяйственной зоны располагается подзона южной тайги, она занимает 57% юга области. Климат подзоны умеренно холодный, достаточно влажный с годовой суммой осадков более 400мм. Коэффициент увлажнения и теплообеспеченности – высокий, безморозный период короткий 99-107 дней, вегетационный 140-150 дней (Незавитин, 2000; Афанасьева, 1964).

Более 60% южной тайги занимают гидроморфные почвы, главным образом торфяно-болотные, распространены аллювиальные почвы, особенно в поймах рек Тобол и Иртыш. Подзолистые почвы широко представлены дерно - подзолистыми, распространены и собственно подзолистые. В южной части

подзоны на облёссованных карбонатных и бескарбонтных породах встречаются серые лесные почвы, среди которых преобладают светло-серые и серые лесные оподзоленные (Каретин, 1990).

Климат почв южнотаежной подзоны классифицируется как сезонно-мерзлотный, холодный избыточно-влажный. На дренированных участках почвы имеют более теплый режим и менее переувлажнены, чем гидроморфные типы почв. Высокий снежный покров, который достигает 55 см, предохраняет почву от сильного переохлаждения. Она промерзает в среднем на 80-100 см, максимально до 150 см (Незавитин, 2000).

Подтайга по природным, климатическим и почвенным условиям является переходной зоной к лесосотепи. Подзона площадью 2,4 млн га занимает 14,6 % территории юга Тюменской области. Климат подтайги несколько более теплый, чем южнотаежной подзоны, в том числе за счет меньшей заболоченности территории.

Почвенный покров на территории подтайги неодинаков. Дренированные участки высоких террас представлены в основном серыми лесными почвами с небольшими массивами дерново-подзолистых (Каретин, 1990).

Лесостепная зона занимает южную часть сельскохозяйственной зоны Тюменской области и подразделяется на северную и южную подзоны. Северная лесостепь занимает 21% территории юга области. Климат теплый, с суммой активных температур (выше 10°C) около 1900°C . Удовлетворительно увлажненный, с периодическими (атмосферными) засухами, иногда достаточно интенсивными.

Дренированные территории заняты преимущественно серыми лесными почвами и черноземами в сочетании с лугово-черноземными почвами. Все плоские равнины междуречий и низкие террасы заняты сложными сочетаниями гидроморфных и засоленных почв (Каретин, 1990).

Южная лесостепь занимает 8,2% исследуемой территории, расположена на юге Тюменской области. Климат подзоны теплый, сумма активных температур здесь превышает 2000°C , количество осадков 320 мм, иногда снижается до 230-

250 мм. Почвы южной лесостепи в пределах юга области представлены зональными типами – черноземами и серыми лесными почвами, также часть подзоны составляют сложные комплексы различных гидроморфных и засоленных типов почв.

Таким образом, из зональных типов почв юга Тюменской области наибольшее распространение получили серые лесные почвы. Рассматриваемый тип сформировался на карбонатных покровных и лёссовидных озерно-аллювиальных суглинках под березово-осиновыми лесами с хорошо развитым травянистым покровом. Серые лесные почвы формируются под воздействием дернового и элювиального процессов, с преобладанием дернового, чему способствует развитая травянистая растительность. При данных процессах, с одной стороны, питательные вещества аккумулируются в верхней части почвенного разреза, и формируется гумусовый горизонт, с другой стороны наблюдается заметный вынос элементов, прежде всего из-под гумусового горизонта в нижнюю часть профиля. Не исключено, что этот процесс будет влиять на вынос искусственных радионуклидов из верхней части профиля и концентрацию их в иллювиальном горизонте.

В целом профиль этих почв дифференцирован на ряд генетических горизонтов. Ниже представлены описания двух профилей данного типа почв.

Нижнетавдинский район юга Тюменской области. Темно-серая лесная осололедяя среднесуглинистая под подростом березового леса. Описание почвенного разреза проводилось к.б.н., доцентом Гузеевой С.А.

A_0 (0-2 см) корешковатая дернина, лесной опад

A_1 (2-28 см) темно-серый, к низу белесоватый, влажный, среднесуглинистый, комковатый, слегка уплотнен, много корней, переход постепенный

B_1 (28-59 см) темно-бурый, влажный, тяжелосуглинистый, плотный, ореховатый, глянцевая лакировка по граням, много корней, переход постепенный

B_2 (59-122 см) бурый, увлажнен, тяжелосуглинистый, ореховатый, плотный, тонкопористый, корни, переход постепенный, по наличию карбонатов ясный

B_K (122-168 см) светло-бурый, свежий, среднесуглинистый, непрочно-ореховатый, тонкопористый уплотнен, редкие корни, вскипает от HCl, карбонаты в виде прожилок, рыхлых и твердых скоплений, переход постепенный

C (>168 см) желто-палевый, свежий, среднесуглинистый, бесструктурный, тонкопористый, уплотнен, вскипает от HCl.

У темно-серых почв более значительное накопление перегноя, большее содержание гумуса, азота, фосфора и калия, менее ясно выражен иллювиальный горизонт, гуминовые кислоты преобладают над фульвокислотами, наблюдается накопление кальция в верхнем горизонте, полная насыщенность почв основаниями.

Отличаясь большей гумусированностью, от светло-серых и серых лесных почв имеют меньшую плотность твердой фазы. Благодаря лучшим физическим свойствам темно-серые почвы характеризуются большей влагоемкостью.

По данным Н.В. Перфильева (1998) темно-серые лесные почвы северной лесостепи Тюменской области тяжелосуглинистые с содержанием гумуса в пахотном горизонте 4,2-5,0 %, содержание подвижных форм азота низкое, фосфора и калия – среднее и высокое, pH водной вытяжки 5,8-6,2.

Ярковский район юга Тюменской области. Светло-серая лесная осоложденная тяжелосуглинистая под березовым лесом с наземной злаково-разнотравной растительностью.

A_0 (0-1 см) лесная постилка

A_1 (1-15 см) светло-серый, сухой, тяжелосуглинистый, комковато-пылеватый, слоится, рыхлый, много корней, переход постепенный

A_2B_1 (15-19 см) буровато-светло-серый с белесым оттенком, сухой, тяжелосуглинистый, слегка уплотнен, пластинчатый, тонкопористый, корни, переход заметный

$B2$ (19-69 см) темно-бурый, свежий, легкосуглинистый, ореховатый, плотный, тонкопористый, глянцевая лакировка по граням, корни, переход ясный

B_K (69-96 см) бурый, свежий, легкосуглинистый, крупноореховатый, плотный, тонкопористый, черно-бурые вкрапления, корни, переход постепенный, вскипает от HCl карбонаты в виде вкраплений

BC (96-160 см) светло-бурый, свежий, легкосуглинистый, непрочно-ореховый, уплотнен, корни, сизый налет по стенкам пор, черно-бурые вкраплении, переход постепенный

C (>160 см) желто-светло-бурый, свежий, среднесуглинистый, уплотнен, бесструктурный, редкие корни, вскипает от HCl.

Если оценивать климатические и почвенные условия юга области с агрономической точки зрения, то их можно считать вполне благоприятными. Однако значительная часть описываемой территории остается, не занята сельскохозяйственными угодьями, так подзона южной тайги занимая почти 60% юга Тюменской области, в сельскохозяйственном плане освоена на 6,2% территории, что связано в первую очередь с климатическими показателями.

Из неблагоприятных явлений юга области необходимо отметить возможность заморозков, обусловленных внедрением холодного арктического воздуха через открытые равнины на севере. Теплая погода с засухами и суховеями, также оказывают существенное влияние на урожай. Установлению засушливой погоды, особенно характерной для подтайги и лесостепи способствуют воздушные массы, идущие с Арктики в теплое время, с продвижением на юг они превращаются в умеренные континентальные, достаточно теплые и сухие. Кроме того с юга на территорию сельскохозяйственной части области поступает континентальный воздух тропического типа с большим количеством тепла. Устанавливается теплая погода с засухами и суховеями (Козин, Бакулин, 1996).

2.2. Методика исследования

Радиационное состояние почв изучаемого района оценивалось на основе результатов исследования проб отобранных автором в результате полевых работ в

сентябре 2014 года на месте подземного ядерного взрыва «Тавда» и результатов мониторинговых наблюдений ФГБУ ГСАС «Тюменская» за период с 2010 по 2014 годы.

Отбор проб почвы был произведен непосредственно в эпицентре взрыва и по сторонам света на 100, 200, 300, 400 и 500 м от центральной скважины. Образцы почвы отбирались послойно на глубине 0-10, 10-20, 20-40....180-200 см в соответствии с ГОСТ 28168-89 «Почвы. Отбор почв». Все исследования отобранных почвенных образцов проводились на спектрометрическом комплексе «Прогресс-2000» в нативном материале. Были определены концентрации природных и искусственных радионуклидов в образцах почвы.

По результатам проведенных исследований были рассчитаны некоторые статистические показатели техногенных радионуклидов в местах наблюдения. Проведен корреляционный и регрессионный анализ полученных данных. Расчет коэффициента корреляции между содержанием гумуса в профиле серой лесной почвы и плотностью загрязнения техногенными радионуклидами был произведен в программном обеспечении Excel при помощи встроенных функций. Регрессионный анализ, результаты которого отражают зависимость между глубиной слоя почвы и плотностью загрязнения цезием-137 и стронцием-90 на почвы в районе исследования был проведен с помощью Пакета программ «STATAN-2001». Двухфакторный дисперсионный анализ полученных результатов осуществлен по методике Б.А. Доспехова (1985). Также были установлены ошибки репрезентативности и критерии достоверности, расчет которых позволил сделать вывод, что данные полученные в ходе полевых и лабораторных работ достоверно характеризуют генеральную совокупность (приложение 2).

В соответствие с ГОСТ 30108-94 «Материалы и изделия строительные. Определение удельной эффективной активности естественных радионуклидов» была рассчитана эффективная удельная активность естественных радионуклидов (Аэфф), содержащихся в почве (формула 1).

$$\text{Аэф} = \text{ARa} + 1,3\text{ATH} + 0,09\text{AK} \quad (1)$$

где АRa – удельная активность радия-226, Бк/кг;

ATH – удельная активность торя-232, Бк/кг;

AK – удельная активность калия-40, Бк/кг.

Для оценки природного радиационного фона почвы за основу использовались критерии Аэф для принятия решения об использовании строительных материалов согласно генетическим нормативам (таблица 3). Такой подход обусловлен тем, что при условии повышенного фона радиации из почвы, она может находиться внутри строительного объекта или рядом с внешней стороны. В этом случае ее качественная оценка может приравниваться к строительным материалам.

Таблица 3

Критерии для принятия решения об использовании строительных материалов
согласно генетическим нормативам

Удельная эффективная активность ($\text{A}_{\text{эфф}}$), Бк/кг	Класс материала	Область применения
До 370	I	Все виды строительства
Св. 370 до 740	II	Дорожное строительство в пределах населенных пунктов и зон перспективной застройки, строительство производственных сооружений
От 740 до 1500	III	Дорожное строительство вне населенных пунктов
Св. 1500 до 4000	IV	Вопрос об использовании материала решается по согласованию с Госкомсанэпиднадзором

Растительные образцы отбирались в Нижнетавдинском районе Тюменской области на месте подземного ядерного взрыва в точках отбора почвенных

образцов. Основу растительного покрова района исследования составляют коренные травяные берёзовые и осиновые леса. Травяной ярус имеет развитый злаково - разнотравный покров с лугово - опушечными видами (кострец безостый, мятыник луговой, горошек мышиный, чина луговая, подмаренник северный). Лесные формации по периферии зоны исследования чередуются с участками суходольных злаково - разнотравных и разнотравно - злаковых лугов (овсяницевых, мятыковых, пырейных, тимофеевочных и распаханными землями).

Отбор проб растительности в районе взрыва «Тавда» осуществляли в сентябре 2014 года. Для радиологического исследования был произведен отбор наземной части травянистой растительности в точках отбора почвенных образцов. Травостой, срезали ножницами на расстоянии 2-3 см от поверхности земли. Образцы травянистой растительности преимущественно представлены кострецом безостым и мятыником луговым, данные виды семейства злаков нередко используются частными фермерскими хозяйствами для заготовки сена и зеленого корма.

Пробы древесной растительности отбирались непосредственно в эпицентре взрыва и также по сторонам света, в точках отбора почвенных образцов и естественного травостоя, где доминирующим видом была береза.

При отборе учитывались особенности распределения радионуклидов по органам древесных растений, максимальная концентрация техногенных радионуклидов накапливается преимущественно в коре и ветках деревьев. Поскольку у молодых деревьев коэффициент поглощения радиоактивных элементов значительно выше, чем у взрослых, что обусловлено замедлением у последних обменных процессов для спектрометрического исследования отбирали ветки молодых деревьев.

Отобранные образцы травянистой и древесной растительности вместе с этикеткой помещали в полиэтиленовый пакет. Перед обработкой пробы измельчали, предварительно просушив в сухом, проветриваемом помещении. Определение удельной активности продуктов радиоактивного распада в образцах естественных трав и древесной растительности осуществлялось на комплексе

«Прогресс-2000», полученные результаты были сопоставлены с аналогичными данными ФГБУ Государственной станцией агрохимической службы «Тюменская» по административным районам юга Тюменской области.

Для анализа радиационного загрязнения продукции животноводства исследуемой территории в сентябре 2014 года отбирались пробы молока и мышечной ткани крупного рогатого скота и свиней. Отбор образцов осуществляли на 7 контрольных участках в Заводоуковском, Нижнетавдинском, Тобольском, Исетском, Ярковском, Омутинском и Тюменском районах. Содержание техногенных радионуклидов в продукции животноводства определялось на спектрометрическом комплексе «Прогресс-2000».

Образцы мяса крупного рогатого скота и свиней отбирались в частных фермерских хозяйствах, расположенных в разных местах в пределах одного контрольного пункта, всего отбирали четыре пробы. Анализ содержания техногенных радионуклидов в мышечной ткани животных проводился по среднему значению данного показателя.

Для спектрометрического анализа исследовались четыре пробы молока в пределах одного контрольного пункта. Перед обработкой пробу молока тщательно перемешивали. Концентрация искусственных радионуклидов в молоке оценивалась по среднему значению полученных данных.

Определение естественных и техногенных радионуклидов в компонентах природной среды на спектрометрическом комплексе «Прогресс-2000» производилось согласно разработанным методическим указаниям:

- Методика измерения активности радионуклидов в счетных образцах на сцинтиляционном гамма-спектрометре с использованием программного обеспечения «Прогресс».
- Методика измерения активности бета излучающих радионуклидов в счетных образцах с использованием программного обеспечения «Прогресс».

3. Радиационное состояние почв юга Тюменской области

Радиоактивность почвенной оболочки складывается из активности естественных и техногенных радионуклидов. Естественная радиоактивность почв определяется космическим излучением, а также содержанием природных радионуклидов тория-232, радия-226, калия-40 и урана-238, главным источником которых являются почвообразующие породы.

Искусственная радиоактивность обусловлена присутствием в компонентах природной среды продуктов ядерного деления – техногенных радионуклидов. Загрязнение окружающей среды долгоживущими радионуклидами в настоящее время носит глобальный характер. Техногенные радионуклиды быстро мигрируют и легко включаются в биологические цепочки.

Почвенная среда является одним из путей, через которые радионуклиды проникают в растения и дальше по трофическим цепочкам в организм животных и человека. Для оценки экологического состояния всех звеньев экосистем необходимо определить содержание природных и искусственных радионуклидов в начальном звене обмена биологических систем – в почве.

В результате этого, нами была поставлена задача, определить и проанализировать содержание природных и искусственных радионуклидов в почве Нижнетавдинского района Тюменской области, в эпицентре ядерного взрыва «Тавда» и прилегающей территории, и в других административных районах юга области. И по полученным данным активности естественных радионуклидов рассчитать удельную эффективную активность природных радионуклидов почвы изучаемых территорий.

3.1.Содержание естественных радионуклидов в почве

Анализируя содержание природных радионуклидов в почве Нижнетавдинского района видно, что удельная активность данных элементов находится на разном уровне. Естественная радиоактивность на месте подземного

ядерного взрыва «Тавда» в большей степени определяется присутствием в почвенном профиле калия-40, что наглядно представлено в диаграммах на рисунках 1-4.

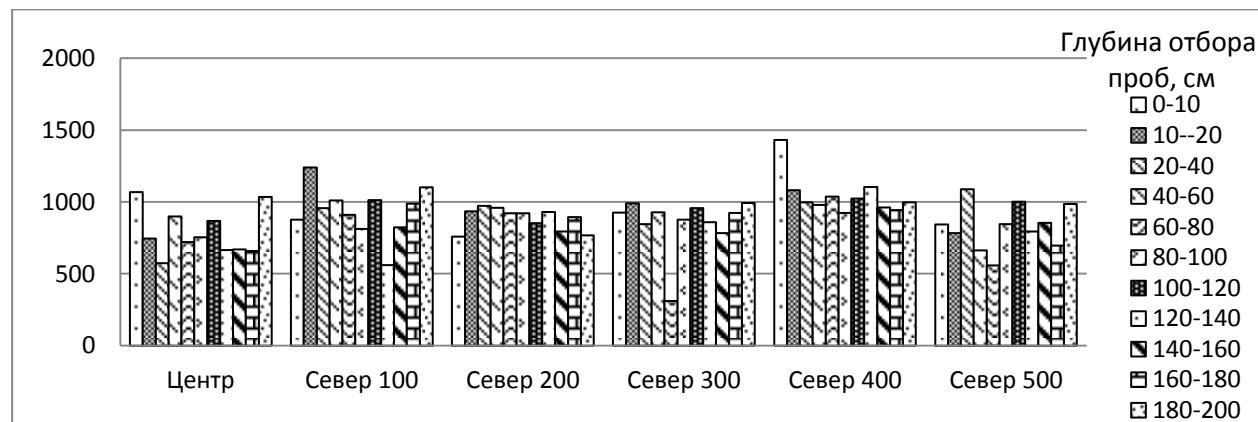


Рис. 1. Удельная активность калия-40 в почве на месте подземного взрыва «Тавда» (эпицентр и северное направление), 2014г, Бк/кг

Так анализ содержания калия-40 в почве при послойном исследовании образцов показал, что в эпицентре взрыва на глубине 0-10 см данное значение составило 1069,00 Бк/кг. Однако в образцах, отобранных вглубь лежащих слоях, концентрация данного радионуклида сократилась и находилась в пределах от 574,00 Бк/кг до 898,94 Бк/кг.

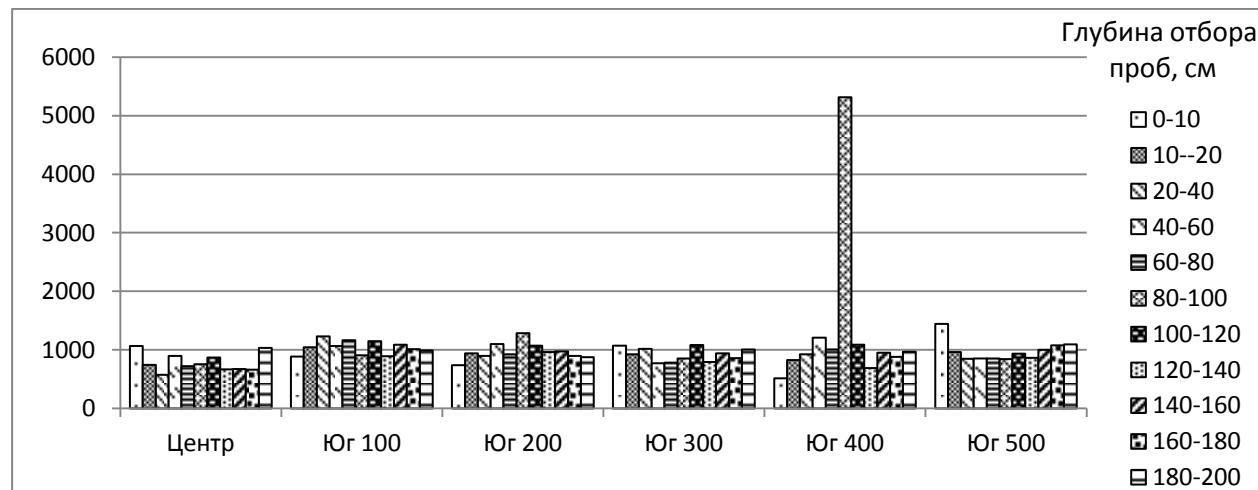


Рис. 2. Удельная активность калия-40 в почве на месте подземного взрыва «Тавда» (эпицентр и южное направление), 2014г, Бк/кг

Рассматривая содержание калия-40 в почве Нижнетавдинского района, были отмечены аномально высокие показатели активности данного радионуклида. Так, в точке отбора «восток-100» на глубине 0-10 см и «юг-400» в

слое 80-100 см концентрация естественного радионуклида составляла 6158,00 Бк/кг и 5314,00 Бк/кг, соответственно. Минимальные значения калия-40 можно наблюдать в точках отбора «север-100», «запад-500», «восток-300», «восток-400», «восток-500», «центр», где диапазоны колебаний удельной активности радионуклида составляют от 311,00 Бк/кг до 574,00 Бк/кг.

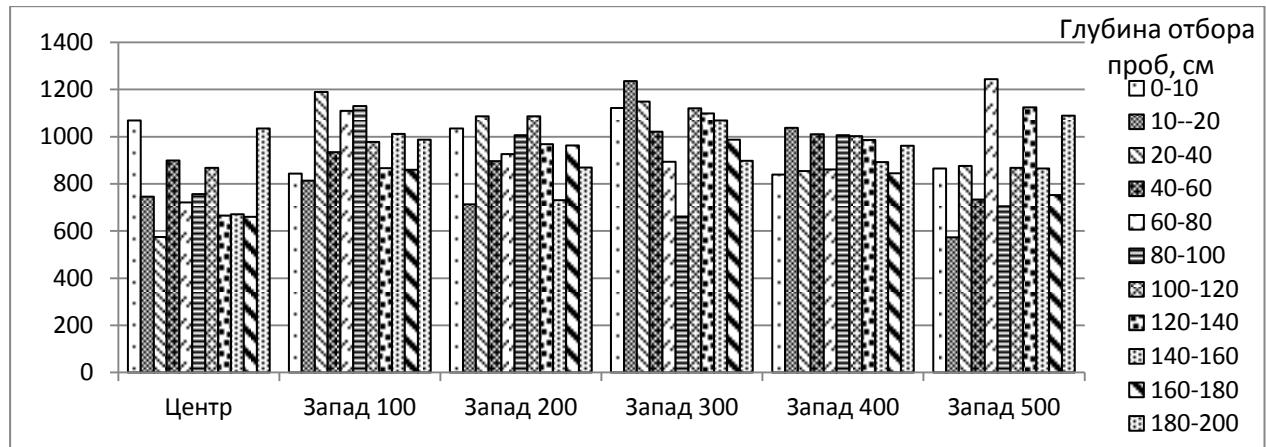


Рис. 3. Удельная активность калия-40 в почве на месте подземного взрыва «Тавда» (эпицентр и западное направление), 2014г, Бк/кг

В целом содержание данного элемента в почве исследуемого района находилась в диапазоне от 615,00 Бк/кг до 1705,00 Бк/кг.

Высокие показатели активности калия-40 были отмечены Т.Э.Токтоевой (2010) в почве Прииссыккулья при исследовании содержания естественных радионуклидов в объектах природной среды. По данным автора содержание природного нуклида в почве изучаемой территории варьировало в пределах от 861 до 1012 Бк/кг, представленные результаты спектрометрического анализа сопоставимы с данными наших наблюдений. Однако необходимо отметить, что в отличие от территории юга Тюменской области, район Прииссыккулья характеризуется повышенным радиационным фоном, который обусловлен геологическим строением Иссык-кульской котловины, где идут процессы дефляции выветренных горных пород содержащих уран и аккумуляции его в осадочных породах.

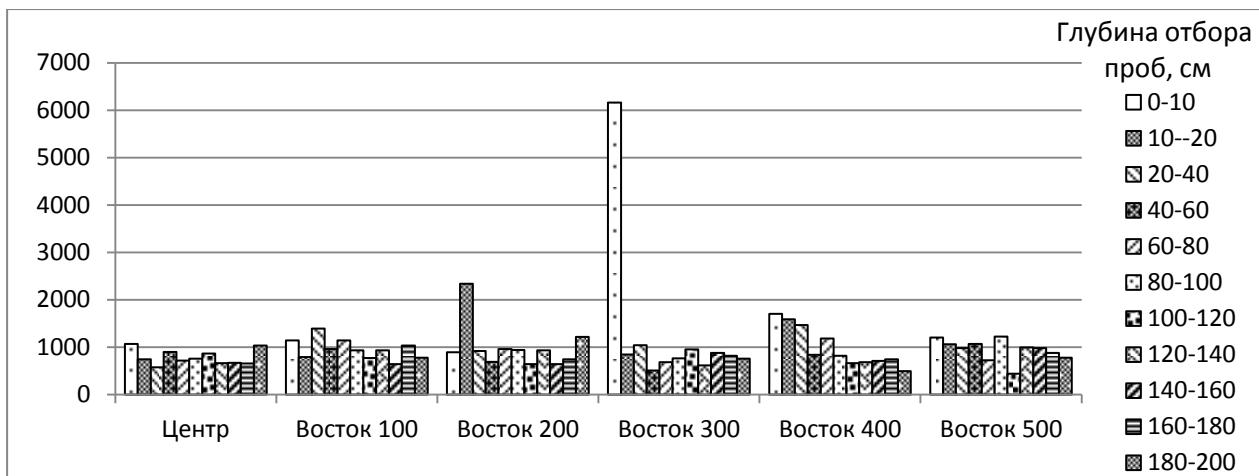


Рис. 4. Удельная активность калия-40 в почве на месте подземного взрыва «Тавда» (эпицентр и восточное направление), 2014г, Бк/кг

Удельная активность тория-232 в исследуемом профиле почвы имела меньшие значения по сравнению с калием-40, и находилась в пределах от 16,00 Бк/кг до 413,00 Бк/кг (рис. 5-8). Максимальные значения данного радионуклида наблюдались в точках отбора «восток-300», «восток-400», «юг-300», «юг-500», где их содержание составляло от 413,00 Бк/кг до 212,50 Бк/кг. Минимальная активность естественного радионуклида тория-232 была отмечена в точках отбора «центр», «восток-200» и «восток-400» и находилась в диапазоне от 16,00 Бк/кг до 49,70 Бк/кг.

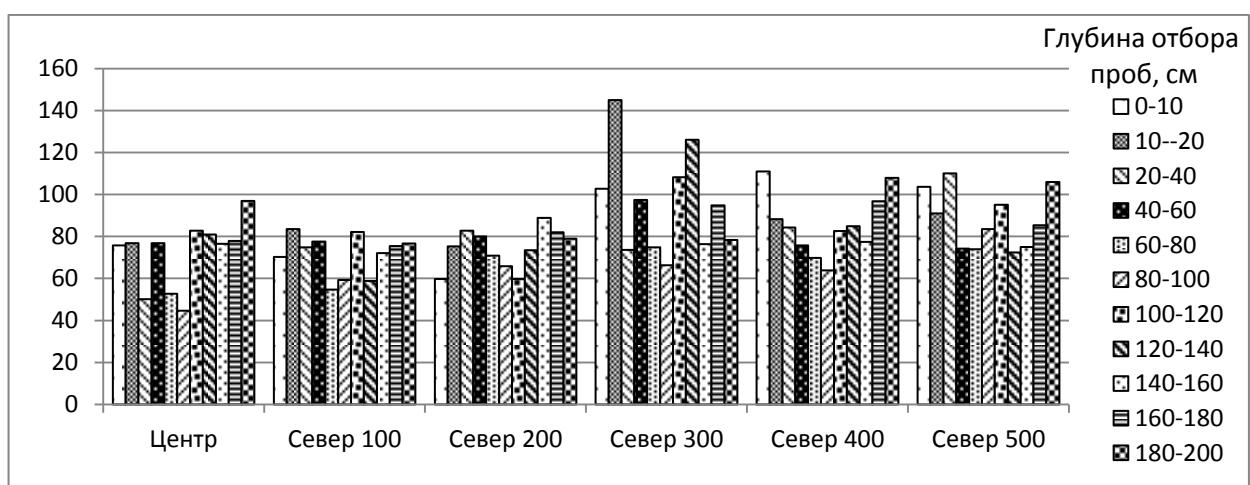


Рис. 5. Удельная активность тория-232 в почве на месте подземного взрыва «Тавда» (эпицентр и северное направление), 2014г, Бк/кг

Необходимо отметить, что повышенное содержание тория характерно для верхних почвенных горизонтов, в то время как минимальные концентрации в

большей степени наблюдалась вглубь лежащих слоях почвы. Так, при послойном изучение почвенного профиля в точке отбора «восток-400» в верхнем десятисантиметровом слое почвы активность тория-232 составляла 212,50 Бк/кг, на глубине 100-120 см содержание данного радионуклида не превышало 50,00 Бк/кг. Очевидно, что ПДК гумусового горизонта обладает большей поглотительной способностью.

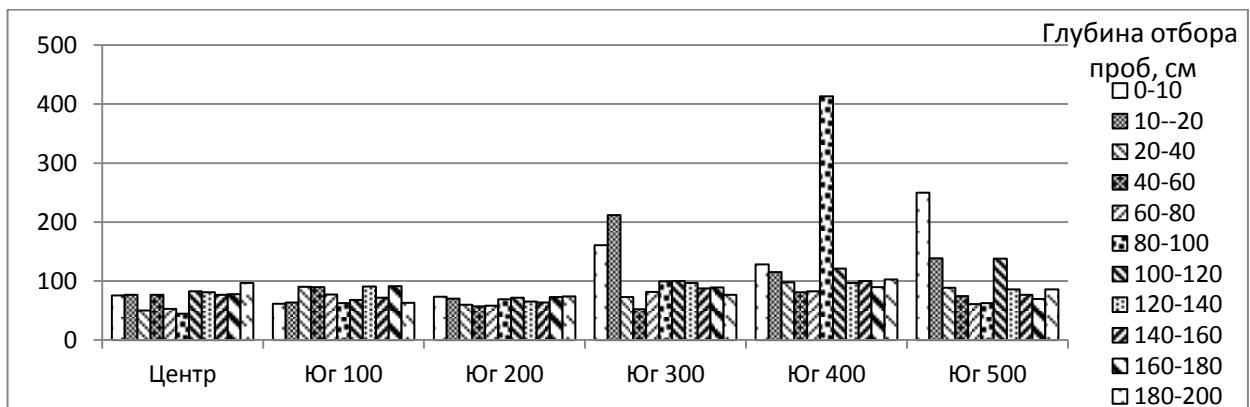


Рис. 6. Удельная активность тория-232 в почве на месте подземного взрыва «Тавда» (эпицентр и южное направление), 2014г, Бк/кг

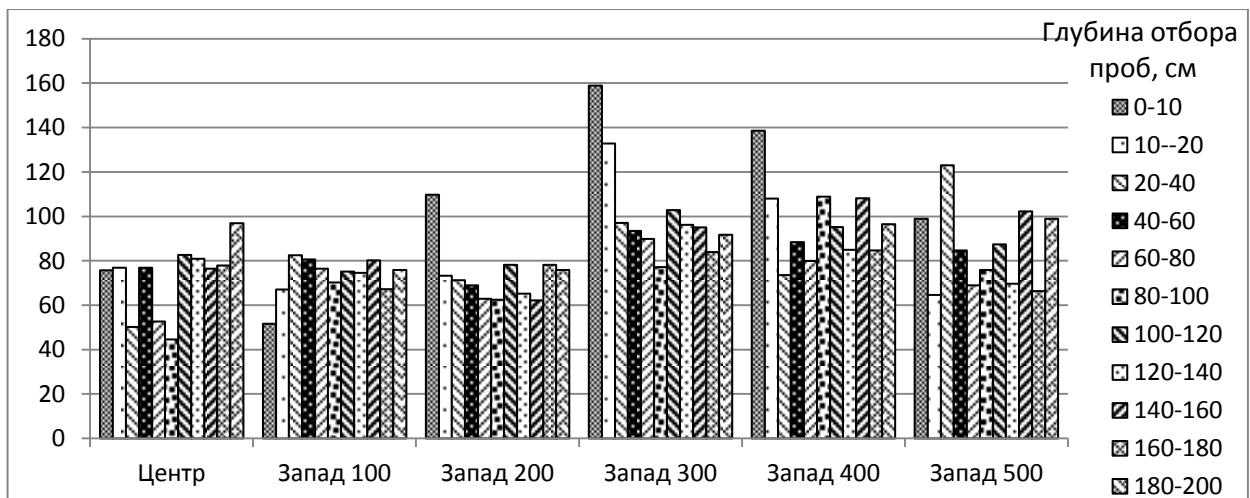


Рис. 7. Удельная активность тория-232 в почве на месте подземного взрыва «Тавда» (эпицентр и западное направление), 2014г, Бк/кг

Полученные нами результаты удельной активности природного радионуклида тория-232 были сопоставлены с данными Н.А. Романцевой (2012). Автор анализирует содержание естественных радионуклидов в почве Павловского радиоактивного пятна Тульской области, образовавшегося после аварии на

Чернобыльской АЭС, где концентрация тория-232 находится в пределах от 32,14 до 52,40 Бк/кг.

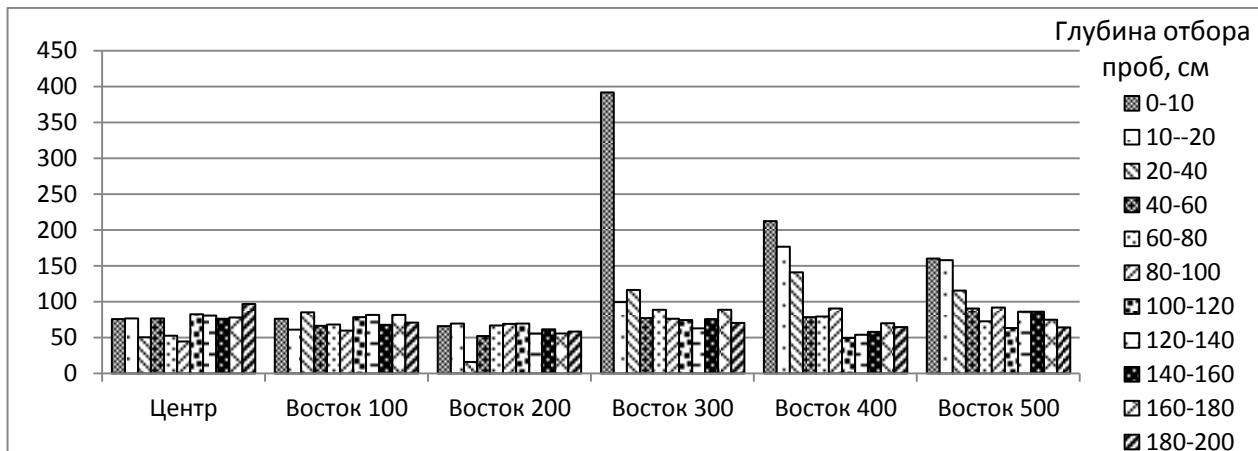


Рис. 8. Удельная активность тория-232 в почве на месте подземного взрыва «Тавда» (эпицентр взрыва и восточное направление), 2014г, Бк/кг

Изучая данные об удельной активности природного радионуклида радия-226 в профиле серой лесной почвы, которые отражены в диаграммах на рисунках 9-12, можно отметить, что содержание данного элемента в почве изучаемого участка Нижнетавдинского района находилась в пределах от 13,90 Бк/кг до 392,00 Бк/кг.

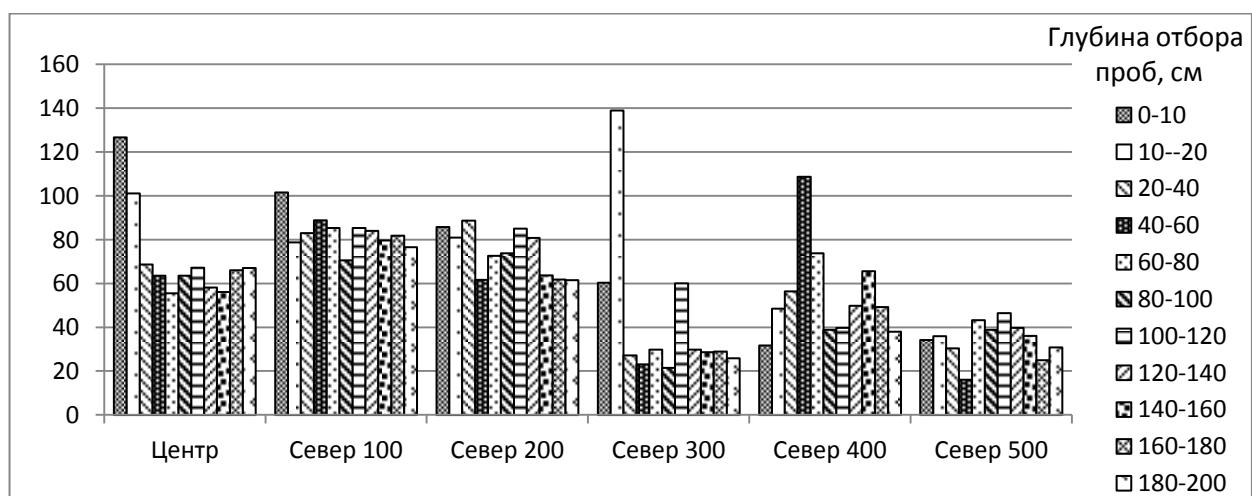


Рис. 9. Удельная активность радия-226 в почве на месте подземного взрыва «Тавда» (эпицентр и северное направление), 2014г, Бк/кг

Полученные результаты превышают данные аналогичных исследований в других регионах некоторых авторов. Так по данным Ю.А. Мажайского и др. среднее содержание радия-226 в гумусовом горизонте серой лесной почвы в зоне воздействия Рязанской ГРЭС соответствовало 42,22 Бк/кг, при среднем

показателе активности данного радионуклида на месте взрыва «Тавда» в верхнем плодородном слое 83,47 Бк/кг (Мажайский и др., 2008).

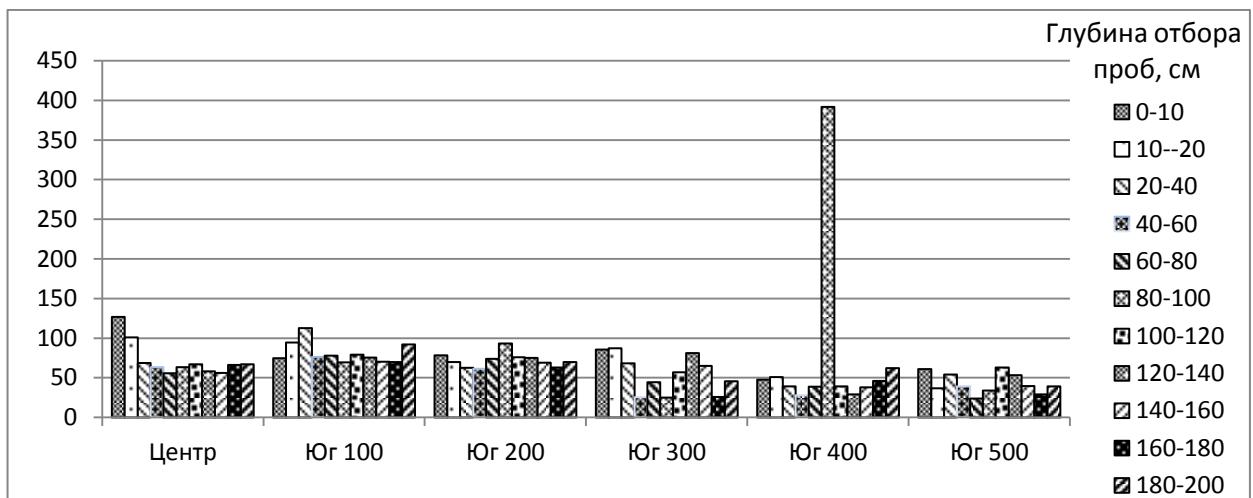


Рис. 10. Удельная активность радия-226 в почве на месте подземного взрыва «Тавда» (эпицентр и южное направление), 2014г, Бк/кг

Следует констатировать, что в большинстве исследуемых точек отбора с увеличением глубины содержание естественных радионуклидов в почве понижается. Так, в эпицентре взрыва основная масса радия-226 сосредоточена в верхних слоях почвы (0-10 см), где данные значения составляли 126,70 Бк/кг, в то время как на глубине 120-140 см концентрация радия-226 снижалась до 22,50 Бк/кг. Подобную закономерность можно наблюдать не во всех пунктах отбора. В точках «север-400», «юг-400», «запад-100» с увеличением глубины активность исследуемого природного радионуклида возрастает.

Полученные результаты удельной активности природных радионуклидов не всегда противоречат данным научных исследований других авторов. В работах, которых, разумно замечено, что содержание естественных радионуклидов в почвах определяется в первую очередь их концентрацией в материнской породе, вертикальное распределение элементов связано с течением почвообразовательных процессов, следовательно, максимальные концентрации изучаемых радионуклидов должны быть зафиксированы в более глубоких почвенных слоях. Так, по данным О.Б. Цветновой и А.С. Новикова (2005) удельная активность радия-226 в темно-серых лесных почвах Тульской области

находилась в пределах от 11,6 до 65,6 Бк/кг, где максимальное содержание приурочено к нижнему почвенному горизонту.

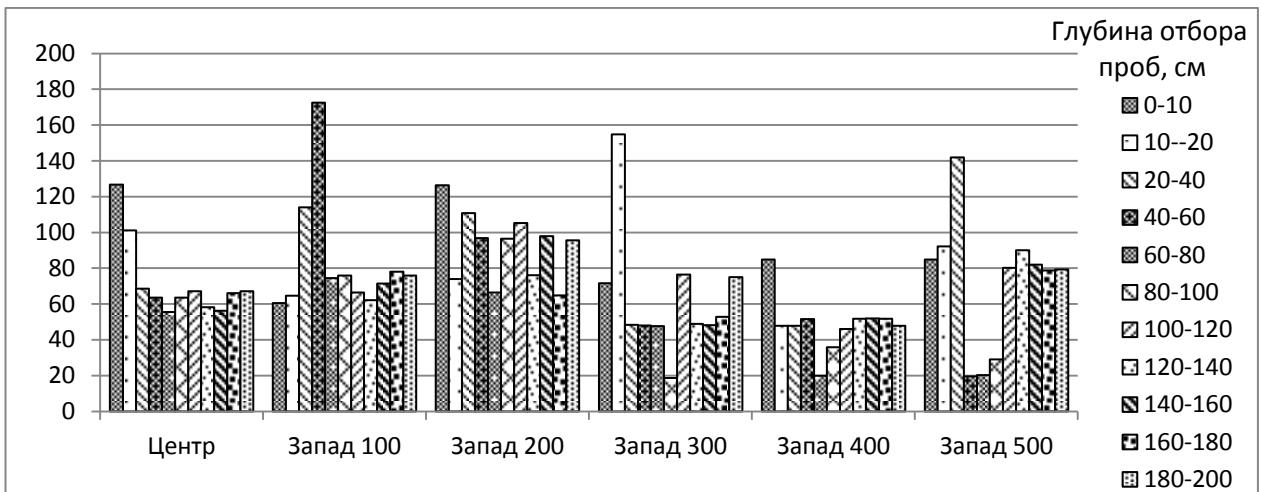


Рис. 11. Удельная активность радия-226 в почве на месте подземного взрыва «Тавда» (эпицентр и западное направление), 2014г, Бк/кг

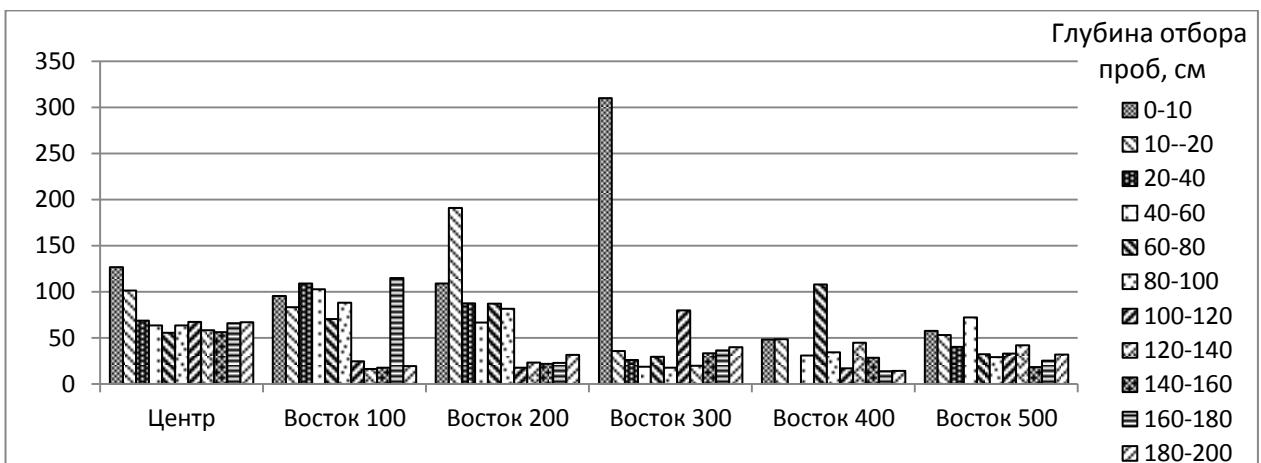


Рис. 12. Удельная активность радия-226 в почве на месте подземного взрыва «Тавда» (эпицентр и восточное направление), 2014г, Бк/кг

Повышенное содержание природных радионуклидов в верхних почвенных горизонтах на месте исследования можно объяснить осуществленным подземным взрывом. Несмотря на камуфлетную природу последнего, взрывная сила вынесла к поверхности земли естественные нуклиды из нижней части почвенного профиля. Важно отметить, что часть радионуклидов может быть привнесена в верхние горизонты почвы за счет биогенно-аккумулятивных процессов.

Результаты, полученные при спектрометрическом исследовании образцов почвы отобранных в районе подземного ядерного взрыва под кодовым названием

«Тавда», осуществленного в Нижнетавдинском районе, целесообразно сопоставить с данными о содержании естественных радиоактивных изотопов в почве административных районов юга Тюменской области, представленных в приложениях 3, 4 и 5 (среднее значение концентрации изучаемых радионуклидов представлено в таблице 4).

Таблица 4

Среднее содержание природных радионуклидов в почве административных районов Тюменской области
и на месте подземного ядерного взрыва «Тавда», Бк/кг

Административные районы	Торий-232	Калий-40	Радий-226
Заводоуковский	30,6	457,0	23,0
Исетский	24,1	316,0	25,0
Н-Тавдинский	34,7	435,0	25,9
Н-Тавдинский (эпицентр взрыва)	87,2	974,2	63,0
Омутинский	32,1	477,0	41,5
Тобольский	33,5	433,0	39,8
Тобольский	33,1	490,0	45,1
Тюменский	28,1	439,0	31,3
Тюменский	24,8	101,0	26,4
Упоровский	33,6	439,0	28,8
Ярковский	26,0	480,0	34,8

Естественная радиоактивность почв районов юга области в большей степени обусловлена присутствием калия-40. В разные годы концентрация данного элемента находилась в диапазоне от 520,0 до 101,0 Бк/кг. Максимальное содержание исследуемого элемента отмечалось в 2010 году в Тобольском районе, минимальное – в Тюменском (2013 год), соответственно.

Важно отметить, что содержание обычного калия с атомной массой 39 в почвах Тюменской области колеблется от уровня высокого до очень высокого. Значительная часть почв области не требует внесения калийных удобрений.

Активность тория-232 в почвах административных районов юга области имела меньшие значения и за период исследования варьировала в пределах от 34,7 до 15,4 Бк/кг.

Концентрация радия-226 в почвах изучаемой территории также была значительно ниже содержания калия-40 и за все время наблюдений не превышала 48,0 Бк/кг. Самое низкое содержание данного элемента наблюдалось в 2010 году в Исетском районе и составило 16,6 Бк/кг.

Сравнение данных об активности естественных радионуклидов в почве исследуемых территорий показало, что осуществление подземного ядерного взрыва в Нижнетавдинском районе привело к увеличению содержания природных радионуклидов в почвенном профиле в районе взрыва. По средним значениям концентрации изучаемых радионуклидов, представленных в таблице 4, видно, что естественная радиоактивность почв на месте подземного взрыва «Тавда» значительно выше активности природных радионуклидов в почве административных районов области.

3.2. Удельная эффективная активность естественных радионуклидов

Для комплексной оценки естественной радиоактивности почв нами был использован показатель удельной эффективной активности природных радионуклидов ($A_{\text{эфф}}$), который рассчитывался с учетом содержания всех описываемых радионуклидов

Точечная оценка района, где в 1967 году был осуществлен подземный ядерный взрыв под кодовым названием «Тавда» по содержанию природных изотопов тория-232, калия-40 и радия-226 показала, что максимальная удельная эффективная активность естественных радионуклидов почвы по указанным районам находится в диапазоне от 354,91 до 220,36 Бк/кг (рис 13).

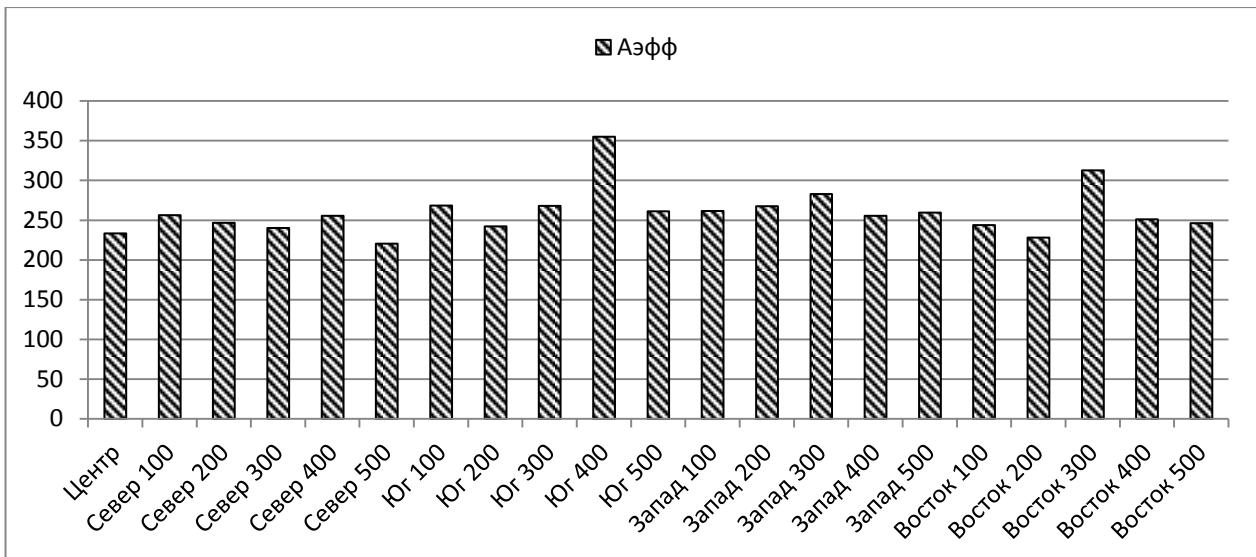


Рис. 13. Среднее значение удельной эффективной радиоактивности почвы на месте подземного взрыва «Тавда» ($A_{\text{эфф}}$), 2014г, Бк/кг

Полученные в результате расчета данные удельной эффективной активности природных радионуклидов почвы на месте взрыва были сопоставлены с данными по административным районам Тюменской области. Как видно из представленных в таблице 5 данных, максимальная удельная эффективная активность естественных радионуклидов почвы по исследуемым районам составила 117,2 Бк/кг, что значительно ниже аналогичного показателя в районе подземного ядерного взрыва.

Если взять критерии $A_{\text{эфф}}$ для принятия решения об использовании строительных материалов, по которым к первому классу относятся строительные материалы с удельной эффективной активностью (до 370 Бк/кг), данная территория вполне пригодна для проживания и всех видов строительства. Такой подход обусловлен тем, что при условии повышенного фона радиации из почвы, она может находиться внутри строительного объекта или рядом с внешней стороны. В этом случае ее качественная оценка может приравниваться к строительным материалам.

В результате анализа рассчитанного показателя удельной эффективной активности природных радионуклидов, было установлено, что осуществление подземного ядерного взрыва в определенной степени и привело к повышению естественной радиоактивности почв в эпицентре взрыва, однако эта территория не

вызывает опасений в плане проявления природного радиационного фон. Колебания распределения естественных радионуклидов в почвах административных районов юга области, которые были отмечены, в основном связаны с различной первоначальной концентрацией их в горных породах или продуктах выветривания и переноса.

Таблица 5

Удельная эффективная радиоактивность почвы административных районов Тюменской области ($A_{\text{эфф}}$), Бк/кг

Административные районы	Номер реперного участка	Годы			Средняя $A_{\text{эфф}}$
		2010	2013	2014	
Заводоуковский	11	94,6	101,9	91,5	96,0
Исетский	07	77,2	83,4	82,9	81,2
Нижнетавдинский	19	102,8	108,3	107,6	106,2
Омутинский	14	104,1	124,1	121,7	116,6
Тобольский	15	91,5	120,5	106,3	106,1
Тобольский	35	105,5	130,1	116,1	117,2
Тюменский	30	91,3	150,4	111,0	102,6
Тюменский	33	63,0	67,5	62,9	64,5
Упоровский	22	99,0	110,1	117,7	108,9
Ярковский	28	97,3	109,7	108,3	105,1

Аналогичные выводы были получены при исследовании атомотехногенного воздействия Рязанской ГРЭС. Авторы отмечают увеличение $A_{\text{эфф}}$ в районе действия станции, но незначительно. Непосредственно в зоне воздействия ГРЭС показатель удельной эффективной активности естественных элементов в профиле серой лесной почве составлял 145 Бк/кг, при фоновых значениях данного типа почв 125 Бк/кг (Мажайский и др., 2008).

3.3. Содержание техногенных радионуклидов в почве

3.3.1. Удельная активность техногенных радионуклидов в почве изучаемой территории

Результаты активности техногенных радионуклидов цезия-137 и стронция-90 в почве исследуемого участка Нижнетавдинского района наглядно представлены в диаграммах на рисунках 14-21.

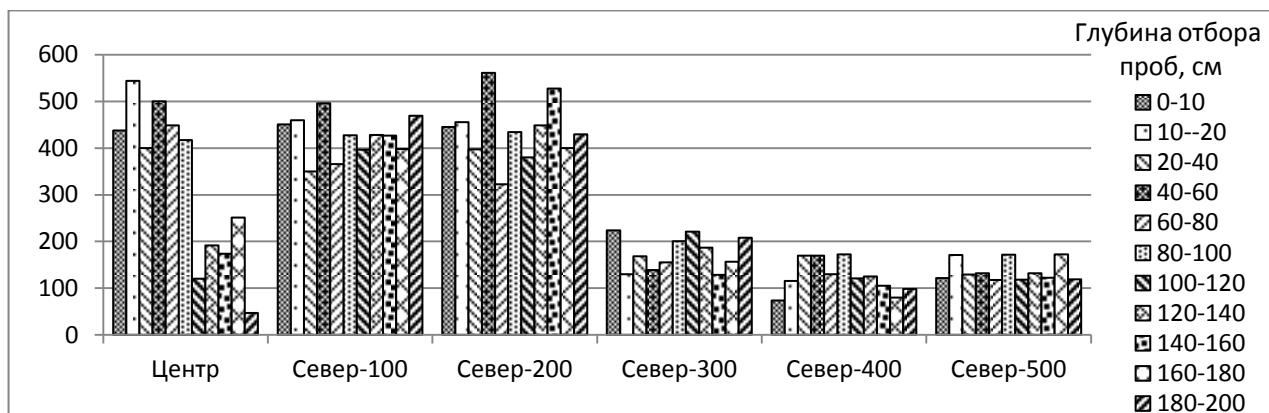


Рис. 14. Удельная активность стронция-90 в почве на месте подземного взрыва «Тавда» (эпицентр и северное направление), 2014г, Бк/кг

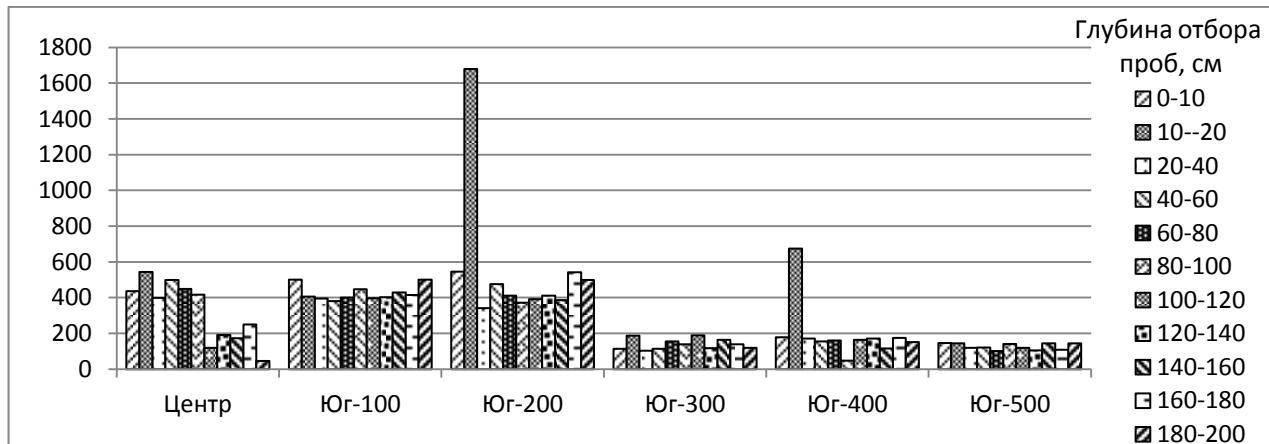


Рис. 15. Удельная активность стронция-90 в почве на месте подземного взрыва «Тавда» (эпицентр и южное направление), 2014г, Бк/кг

Анализируя результаты полученных данных, видно, что активность стронция-90 имеет наибольшее значение в центральной точке отбора, а по мере удаления от эпицентра взрыва содержание данного элемента в почве снижается. Так в точке отбора «центр» среднее значение исследуемого радионуклида

составляло 320,83 Бк/кг, на расстоянии 500 м от эпицентра активность данного элемента была значительно ниже и находилась в диапазоне от 126,88 до 166,78 Бк/кг.

По результатам полученных значений, прослеживается территория максимального загрязнения радиостронцием, которая сконцентрирована на расстоянии 200 м от эпицентра взрыва, где данные показатели наглядно представлены в приложениях 6-8.

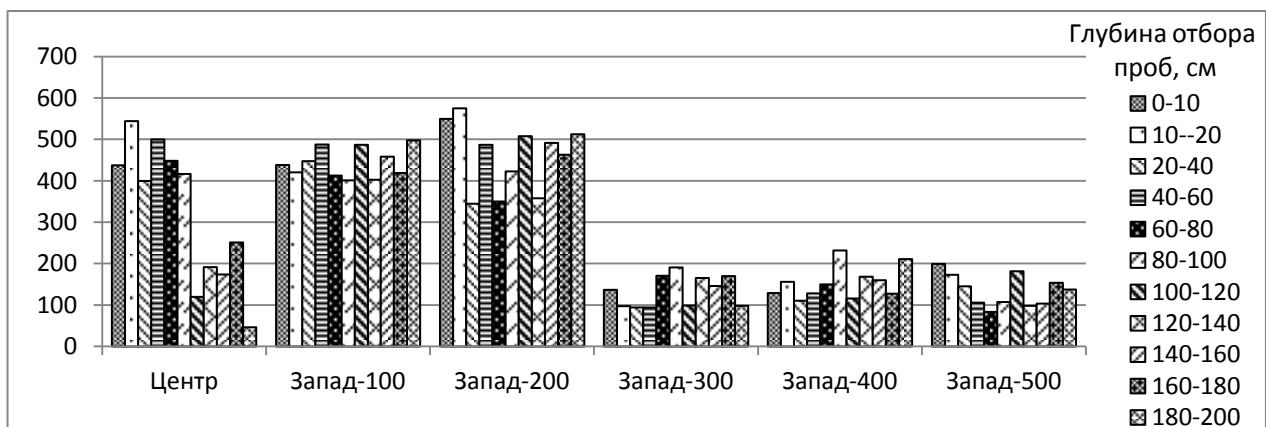


Рис. 16. Удельная активность стронция-90 в почве на месте подземного взрыва «Тавда» (эпицентр и западное направление), 2014г, Бк/кг

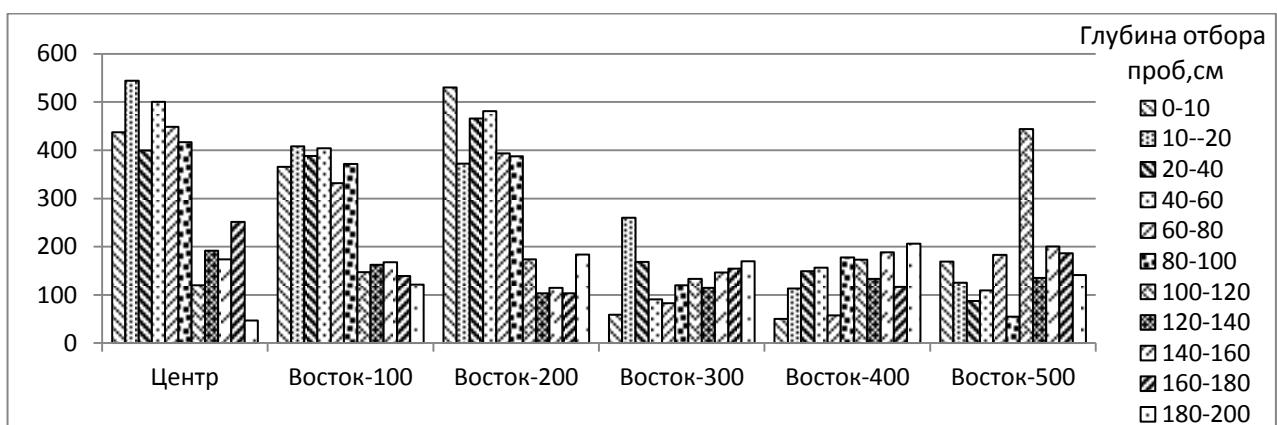


Рис. 17. Удельная активность стронция-90 в почве на месте подземного взрыва «Тавда» (эпицентр и восточное направление), 2014г, Бк/кг

Рассматривая послойное распределение техногенного радионуклида в почвенном профиле, стоит отметить уменьшение удельной активности стронция-90 с увеличением глубины в точках отбора «центр», «восток-100», и «восток-200». В данных исследуемых точках повышенные значения были сосредоточены в верхних почвенных горизонтах. Так в эпицентре взрыва максимальное значение

стронция-90 составляло 544,00 Бк/кг. С увеличением глубины концентрация стронция-90 резко понижается и в образце, отобранном на глубине 180-200 см от поверхности земли, содержание данного элемента было 46,80 Бк/кг.

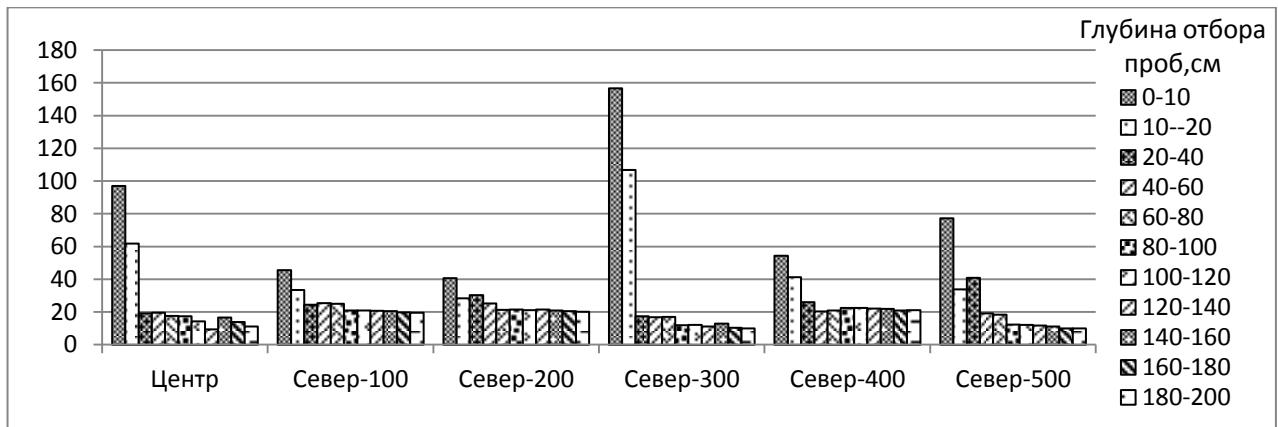


Рис. 18. Удельная активность цезия-137 в почве на месте подземного взрыва «Тавда» (эпицентр и северное направление), 2014г, Бк/кг

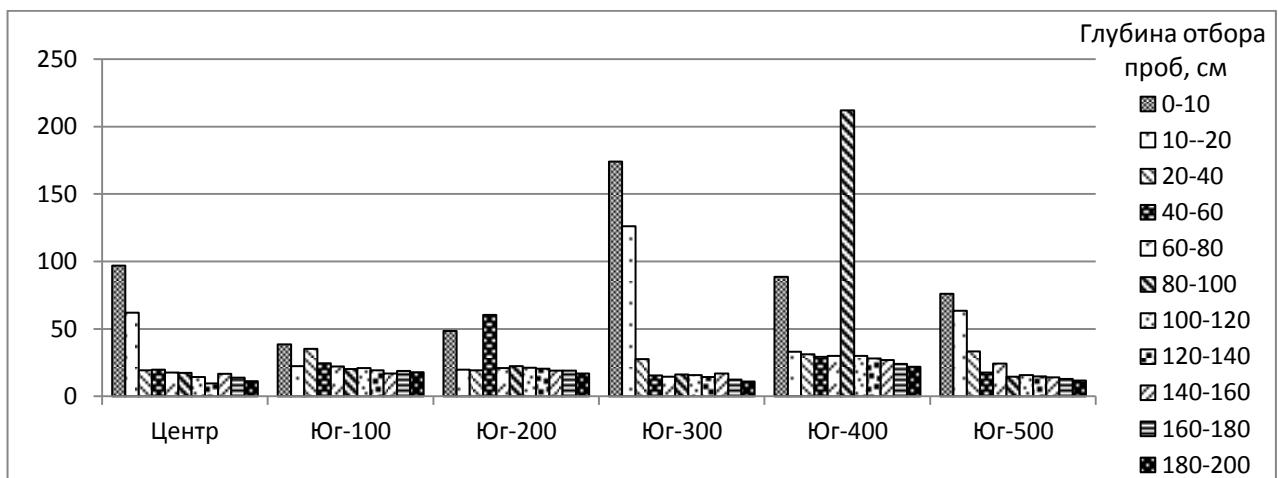


Рис. 19. Удельная активность цезия-137 в почве на месте подземного взрыва «Тавда» (эпицентр и южное направление), 2014г, Бк/кг

При исследовании радиоэкологической обстановки на территории объекта «Глобус-1», где в 1971 году был осуществлен подземный ядерный взрыв, который привел к аварийному выходу радиоактивных продуктов. Учеными была отмечена большая аккумуляция стронция-90 в гумусовом горизонте (125,0-1157,0 Бк/кг), в дерновом слое удельная активность данного элемента находилась в пределах от 81,0 до 743 Бк/кг (Цветнова, Александров, Щеглов, 2013).

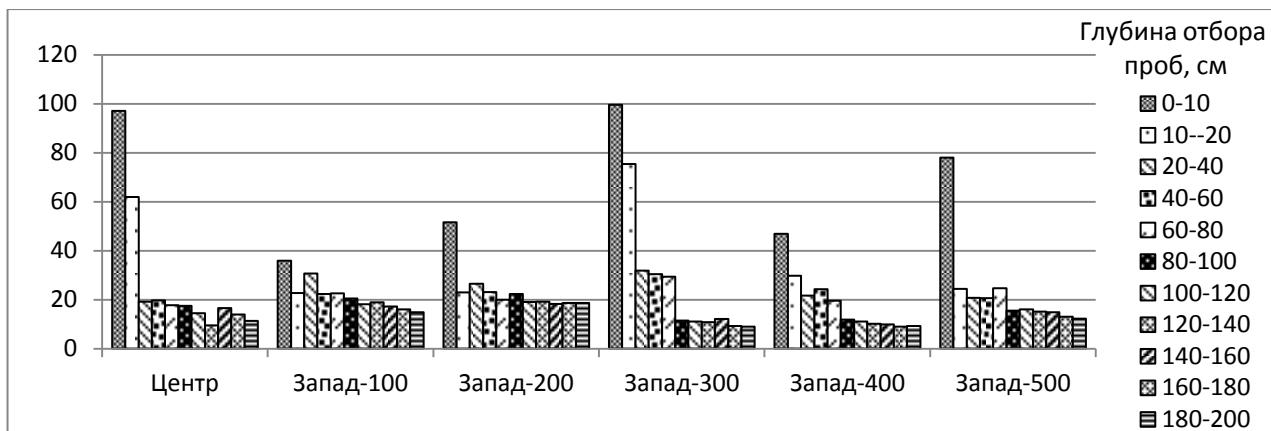


Рис. 20. Удельная активность цезия-137 в почве на месте подземного взрыва «Тавда» (эпицентр и западное направление), 2014г, Бк/кг

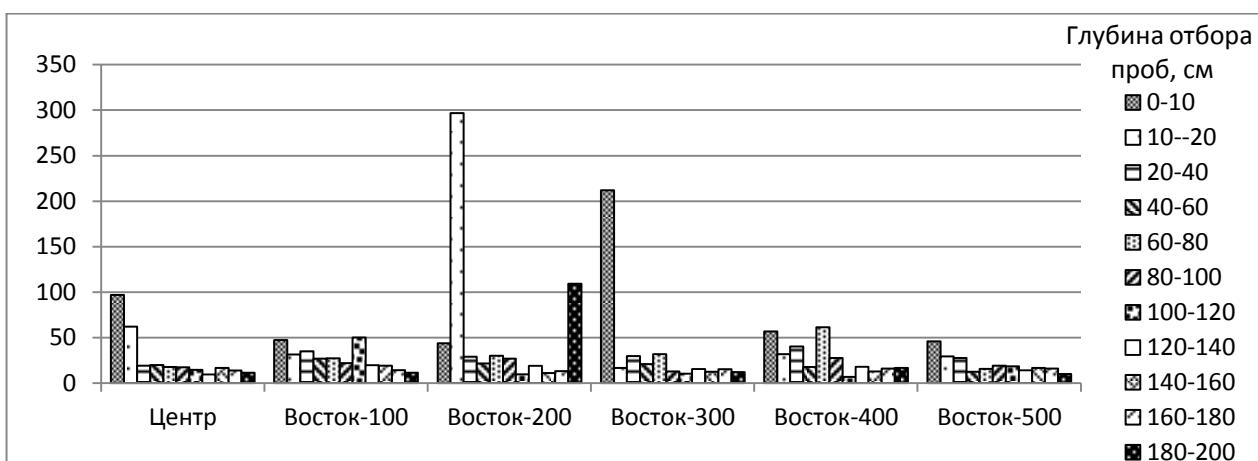


Рис. 21. Удельная активность цезия-137 в почве на месте подземного взрыва «Тавда» (эпицентр и западное направление), 2014г, Бк/кг

Изучая данные о содержании техногенного радионуклида цезия-137 в профиле серой лесной почвы можно заметить, что во всех точках отбора в поверхностном слое отмечена большая активность данного радионуклида, в отличие от нижних слоев.

При анализе удельной активности цезия-137 в почве исследуемой территории максимальное значение было зафиксировано в точках отбора «восток-200», «восток-300», «север-300», «юг-300» и «юг-400», на глубине 0-20 см, где содержание данного элемента варьировало от 156,80 до 296,5 Бк/кг.

По результатам исследований в Орловской области (территория Думчинского лесничества) авторами также были отмечена наибольшая удельная активность техногенного цезия в слое лесной подстилки (563 Бк/кг), в

минеральной части почвы содержание радионуклида снижается до 450 Бк/кг (Степанова Л.П. и др., 2013).

О.Б. Цветнова, М.Н. Александров и А.И. Щеглов (2013) наоборот отмечают наибольшее накопление цезия-137 в дерновом горизонте (1300-6500 Бк/кг), в гумусовом горизонте удельная активность данного элемента находится в диапазоне от 1100 до 3500 Бк/кг, что свидетельствует о аккумуляции техногенного радионуклида в нижележащих горизонтах в вследствие биогеохимической миграции.

Полученные данные удельной активности цезия-137 в почве на месте мирного ядерного взрыва «Тавда» подтверждаются аналогичными исследованиями Санкт-Петербургского научно-исследовательского института. В рамках научно-исследовательской работы института произведен отбор проб в непосредственной близости от скважин, которые были пробурены до взрыва (технологическая (зарядная), 2 приборных и 2 гидрогеологических), т.е. в эпицентре взрыва и на расстоянии 100 м. Максимальная глубина отбора 20 см (Отчет о НИР, СПб, 2012).

Так, среднее значение удельной активности цезия-137 в почве на месте взрыва на глубине 10 см по данным Санкт-Петербургских ученых соответствовала 60,51 Бк/кг, в слое 10-20 см данный показатель имел меньшие значения и составлял 43,01 Бк/кг. Результаты наших исследований не противоречат представленным данным и соответствуют 52,86 и 34,4 Бк/кг, соответственно.

В отчете исполнители научно-исследовательской работы отмечают большее присутствие цезия-137 в пробах почвы отобранных в скважинах восточнее места взрыва. Так, среднее значение удельной активности радионуклида почвы западнее эпицентра находится в пределах 22,93 Бк/кг, восточнее – 30,54 Бк/кг. Полученные нами результаты согласуются и в точках отбора «запад-100» и «восток-100» до глубины 20 см средний показатель активности радиоактивного элемента соответствует 29,3 и 39,3 Бк/кг, соответственно.

Результаты анализа данных удельной активности техногенных радионуклидов стронция-90 и цезия-137 в почве участка взрыва Нижнетавдинского района, показали, что концентрация стронция-90 имеет характерную особенность к максимальному накоплению и резко отличается от показателей цезия-137 в исследуемом районе. Активность данного радионуклида более выражена в восточном и северном направлении (приложение 9-11).

В районе подземного ядерного взрыва в профиле серой лесной почвы была отмечена большая активность техногенных радионуклидов стронция-90 и цезия-137 в поверхностном слое, была установлена положительная линейная зависимость удельной активности элементов от содержания гумуса в почве (приложение 12, 13).

В качестве сравнения сопоставим результаты собственных исследований с данными реперных участков юга Тюменской области. Анализ, которых показал, что основное насыщение серых лесных почв и черноземов осуществлялось за счет цезия-137 и в меньшей степени стронция-90 (таблица 6-7), что согласуется с результатами научных исследований других авторов (Окунев А.М., Мерзляков Л.И., 2015). Среднее значение содержания радиоцезия на изучаемой территории за годы исследований колебалось в пределах от 8,3 до 7,1 Бк/кг, в то время как данный показатель по стронцию-90 не превышает 2,6 Бк/кг.

Максимальная активность цезия-137 на протяжении всего периода наблюдений была отмечена в Нижнетавдинском районе, где концентрация данного элемента варьировала в диапазоне от 19,1 до 18,8 Бк/кг. Представленные данные не согласуются с результатами других исследователей активности техногенных радионуклидов в почвах юга Тюменской области. А.М. Окунев и Л.И. Мерзляков (2015) отмечают меньшую удельную активность цезия-137 в почвах Нижнетавдинского района (5,69 Бк/кг), в то время как показатели активности данного элемента в почвах Заводоуковского района были несколько выше (7,63 Бк/кг).

Таблица 6

Содержание цезия-137 в почвах юга Тюменской области, Бк/кг

Административный район	Номер реперного участка	Годы			Среднее значение
		2010	2013	2014	
Заводоуковский	11	5,4	4,9	4,8	5,0
Исетский	07	3,2	1,2	5,7	3,4
Нижнетавдинский	19	19,1	18,8	16,4	18,1
Омутинский	14	5,6	2,0	3,6	3,7
Тобольский	15	3,6	6,8	7,1	5,8
Тобольский	35	1,2	5,8	5,6	4,2
Тюменский	30	9,2	12,3	11,8	11,1
Тюменский	33	13,9	16,6	6,8	12,4
Упоровский	22	3,4	5,5	4,7	4,5
Ярковский	28	6,4	9,2	4,7	6,8
Среднее по зоне деятельности		7,1	8,3	7,4	7,5

Повышенное содержание радиоактивного цезия может быть объяснимо последействием подземного ядерного взрыва «Тавда» и наложением Карабаевского радиоактивного следа, сформировавшегося в результате ветрового рассеивания радиоактивных отложений озера Карабай в апреле 1967 г. При дефляционных процессах в атмосферу было вынесено 0,6 МКи радионуклидов. В составе Карабаевского выброса преобладал техногенный цезий (^{90}Sr + ^{90}Y – 34 %; ^{137}Cs – 48 %).

Радиоактивное облако двигалось в восточном направлении, и обширные территории подвергались загрязнению техногенными радионуклидами. Тюменский район юга области не исключение. Содержание цезия-137 в почве административного района остается повышенным, на реперных участках среднее значение концентрации данного радионуклида находится в пределах от 12,4 до 11,1 Бк/кг.

Минимальные концентрации исследуемого радионуклида были зафиксированы на реперных участках в Исетском и Омутинском районах, где

средние значения содержания цезия-137 за три года наблюдений составляли 3,4 и 3,7 Бк/кг, соответственно.

Таблица 7

Содержание стронция-90 в почвах юга Тюменской области, Бк/кг

Административный район	Номер реперного участка	Годы			Среднее
		2010	2013	2014	
Заводоуковский	11	1,9	2,7	0,1	1,6
Исетский	07	0,9	2,5	1,1	1,5
Нижнетавдинский	19	1,0	2,0	3,5	2,2
Омутинский	14	2,2	4,3	3,6	3,4
Тобольский	15	2,9	4,0	1,4	2,8
Тобольский	35	0,8	0,4	1,1	0,8
Тюменский	30	1,8	2,2	0,8	1,6
Тюменский	33	1,5	3,6	1,8	2,3
Упоровский	22	1,2	2,6	0,1	1,3
Ярковский	28	1,4	1,8	2,1	1,8
Среднее по зоне деятельности		1,6	2,6	1,6	1,9

Результаты анализа данных содержания стронция-90 в почве административных районов юга Тюменской области показали, что концентрация его в пределах исследуемого района находилась на одном уровне, и средний показатель активности радиостронция варьировал в диапазоне от 3,4 до 0,8 Бк/кг. Максимальное содержание было зафиксировано на реперном участке в Омутинском районе в 2013 году и достигало 4,3 Бк/кг. Самая низкая концентрация наблюдалась в 2014 году в Упоровском и Заводоуковском районе, где активность стронция-90 соответствовала 0,1 Бк/кг, что не согласуется с данными других авторов. По результатам исследования активности техногенных радионуклидов в почвах некоторых районов юга Тюменской области А.М. Окунева и Л.И. Мерзлякова (2015) содержание стронция-90 в почвенном профиле Заводоуковского района составляло 2,76 Бк/кг. Данные расхождения, очевидно, обусловлены территориальным варьированием в пределах района.

При сравнении данных активности техногенных радионуклидов было установлено, что концентрация изучаемых нуклидов в почвенном профиле на месте подземного взрыва значительно превышает фоновые показатели. Средние значение содержания стронция-90 в почве района взрыва «Тавда» составляло 257,0 Бк/кг, при средней активности радиоактивного стронция в почвах на реперных участках юга области - 1,9 Бк/кг. Средняя концентрация цезия-137 на месте взрыва соответствовала 29,3 Бк/кг при среднем содержание данного радионуклида в почвах административных районов Тюменской области – 7,5 Бк/кг.

Очевидно, что подземный ядерный взрыв, осуществленный в Нижнетавдинском районе, привел к загрязнению долгоживущими радионуклидами небольшой ограниченной территории. Присутствие стронция-90 и цезия-137 в почвах других административных районов может быть обусловлено завершающими стадиями Восточно-Уральского и Карачаевского радиоактивного следа, которые прошли через территорию юга области и глобальными радиоактивными выпадениями, которые образовались в результате крупнейших ядерных аварий.

Следует заметить, что радиоактивное загрязнение почв в эпицентре взрыва «Тавда» в большей степени определяется присутствием стронция-90, а в административных районах юга области радиоактивность почв связана с повышенной удельной активностью в почвенном профиле цезия-137.

3.3.2.Плотность загрязнения почвы техногенными радионуклидами

По результатам активности техногенных радионуклидов стронция-90 и цезия-137 в Нижнетавдинском районе была определена плотность загрязнения почвы данными элементами, которая наглядно представлена в диаграммах на рисунках 22-29.

Так, по построенным диаграммам видно, что плотность загрязнения почвы стронцием-90 в эпицентре взрыва достигала максимальных значений в почвенном

слое 80-100 см, и соответствовала 3,46 Ки/км². В восточном направление от точки отбора «центр» высокие значения также наблюдались в нижних слоях почвенного профиля. В то время, как в слое 0-20 см загрязнение стронцием-90 находилось в пределах от 0,003 до 0,295 Ки/км².

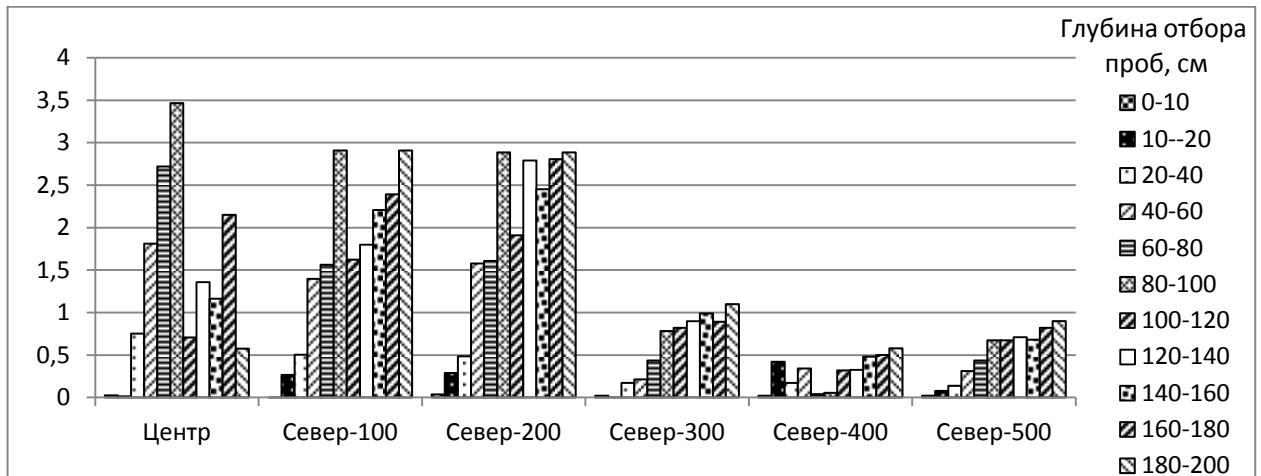


Рис. 22. Плотность загрязнения стронцием-90 почвы в районе подземного ядерного взрыва «Тавда» (эпицентр и северное направление), 2014 г, Ки/км²

В. И. Попов, О. В. Клепиков и М. К. Кузмичёв (2015) отмечали в 1986 году плотность загрязнения стронцием-90 верхнего почвенного слоя в населенных пунктах Воронежской области находилась в пределах от 0,024 до 0,063 Ки/км². Спустя 29 лет (в 2015 году) авторы регистрировали уменьшение показателей загрязнения почвы техногенным стронцием, диапазон значений при этом варьировал от 0,012 до 0,033 Ки/км².

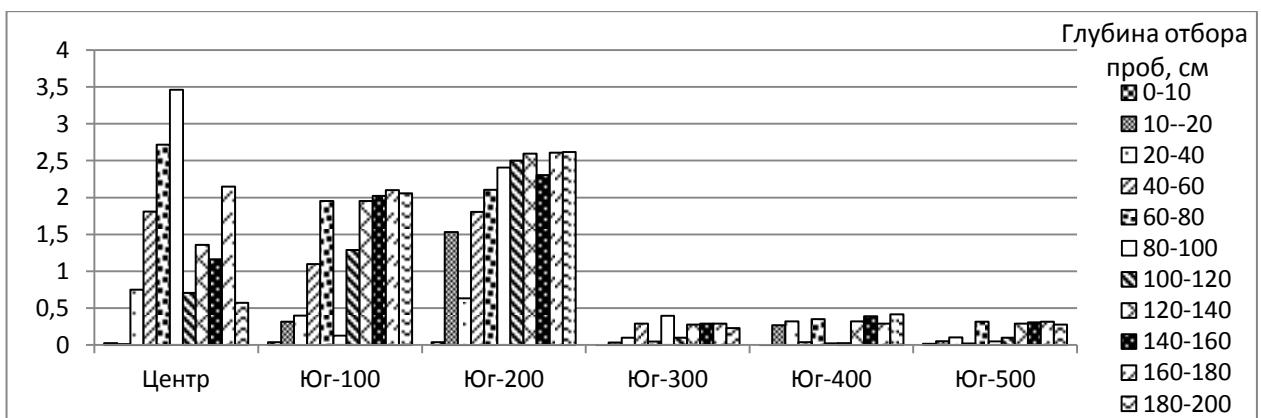


Рис. 23. Плотность загрязнения стронцием-90 почвы в районе подземного ядерного взрыва «Тавда» (эпицентр и южное направление), 2014 г, Ки/км²

При исследованиях на аварийном «Глобусе-1» максимальные запасы стронция-90 были зафиксированы в гумусовом горизонте, где плотность загрязнения почвы нуклидом достигала $14,74 \text{ кБк}/\text{м}^2$ ($0,398 \text{ Ки}/\text{км}^2$) (Цветнова О.Б., Александров М.Н., Щеглов А.И., 2013).

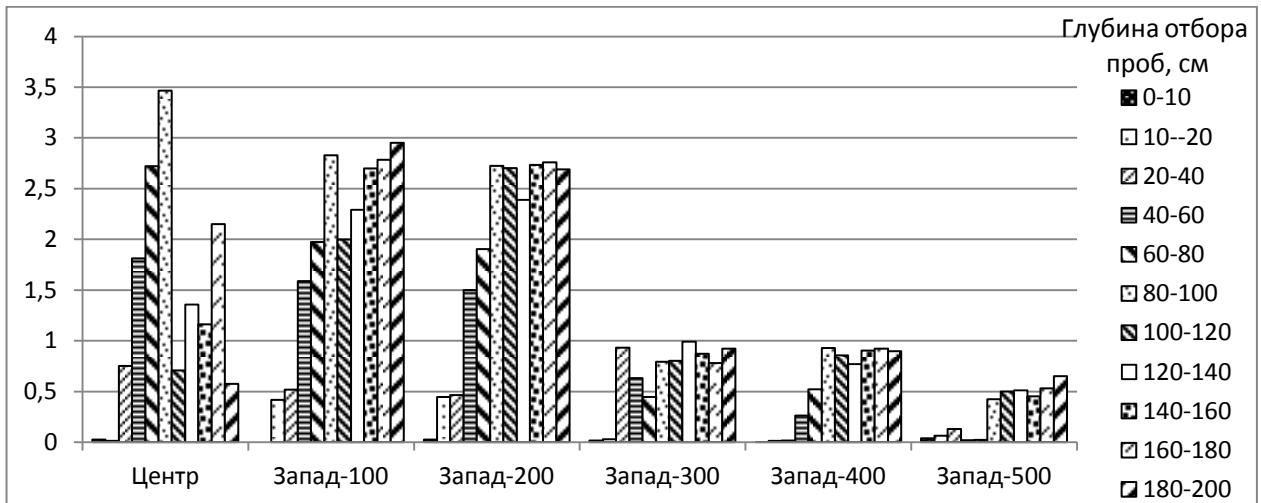


Рис. 24. Плотность загрязнения стронцием-90 почвы в районе подземного ядерного взрыва «Тавда» (эпицентр и западное направление), 2014 г, $\text{Ки}/\text{км}^2$

Результаты исследований на месте подземного взрыва «Тавда» в северном, южном и западном направлениях от эпицентра показывают, что значения радиационного загрязнения почвы стронцием-90 проявляются аналогично восточному направлению и фиксируются вглубь лежащих почвенных слоях.

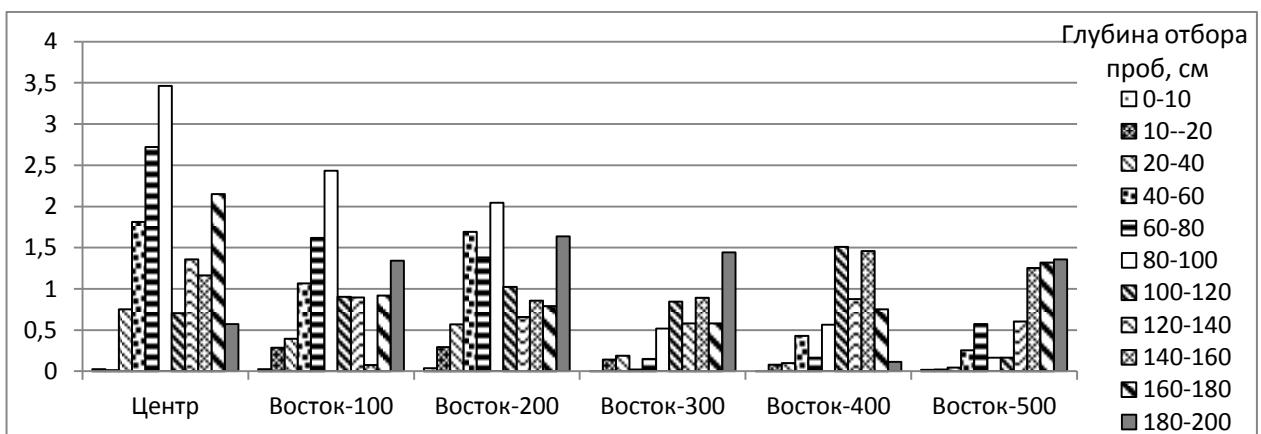


Рис. 25. Плотность загрязнения стронцием-90 почвы в районе подземного ядерного взрыва «Тавда» (эпицентр и восточное направление), 2014 г, $\text{Ки}/\text{км}^2$

Результаты корреляционно-регрессионного анализа подтверждают высокую степень связи между содержанием радионуклида и глубиной почвенного слоя, которая описывается линейным уравнением (приложение 14). Коэффициент

корреляции на разных расстояниях от технологической скважины составлял от 0,82 до 0,98.

На глубине 180-200 см в большинстве точек отбора были отмечены максимальные значения плотности выпадения на почву стронция-90, где содержание радионуклида находилось в пределах от 0,231 до 2,908 Ки/км². Понижение значений стронция-90 наблюдалось в слое 60-80, где концентрация данного элемента варьировала от 0,023 до 2,108 Ки/км². В поверхностном слое активность исследуемого радионуклида имела наименьшие показатели, что говорит о минимальном уровне загрязнения верхнего почвенного профиля или о его повышенной способности к самоочищению за счет биологической активности почвы, в период последействия.

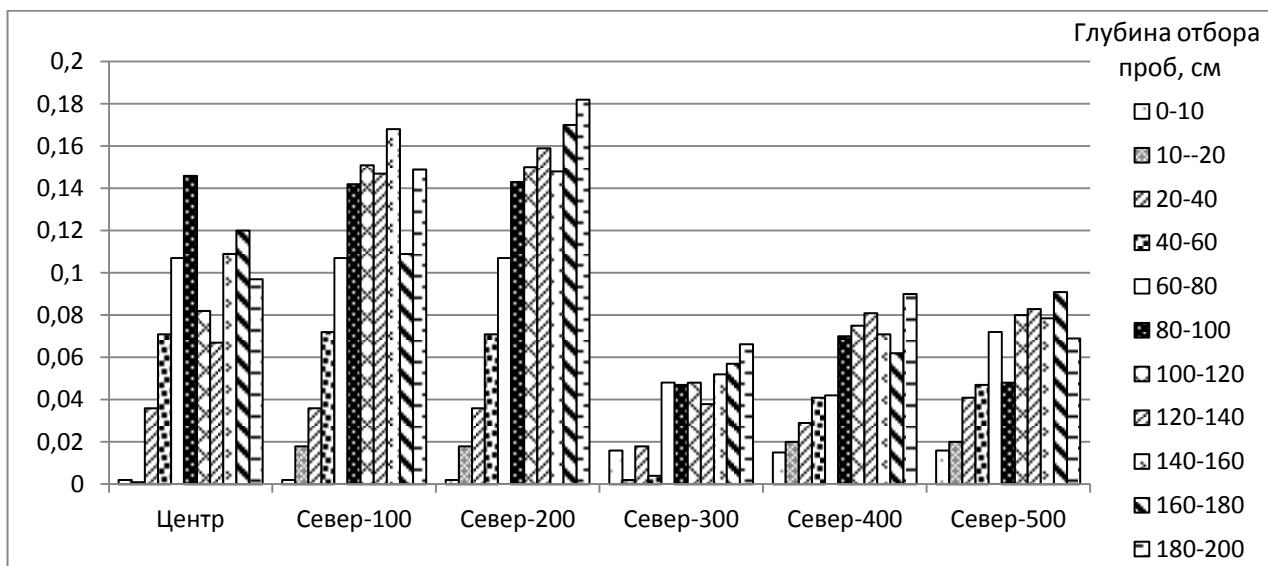


Рис. 26. Плотность загрязнения цезием-137 почвы в районе подземного ядерного взрыва «Тавда» (эпицентр и северное направление), 2014 г, Ки/км²

Была установлена отрицательная корреляционная зависимость линейного типа плотности загрязнения почвы стронцием-90 от содержания гумуса в почвенных горизонтах ($r = 0.91$), расчеты коэффициента корреляции представлены в приложении 15.

Рассматривая плотность загрязнения почвы цезием-137 в районе исследования видно, что максимальный уровень распределения данного элемента от эпицентра взрыва наблюдался в восточном направлении. Повышенные концентрации исследуемого радионуклида проявляются в ниже лежащих слоях.

Из диаграммы, представленной на рисунке 29 видно, что прослеживается стабильность распространения цезия-137, при этом данные значения варьируют в диапазоне от 0,9 до 1,3 Ки/км² в точке «восток-100» и от 0,2 до 1,3 Ки/км² в точке «восток-500».

Полученные результаты не противоречат данным других авторов, исследующих радиоэкологическую обстановку в районах осуществления подземных ядерных взрывов. В Ивановской области зафиксирована максимальная плотность загрязнения почвы цезием-137 в дерновом слое (59,3%), при запасах нуклида на глубине 0-20 см – 1,903 Ки/км² (Цветнова О.Б, Александров М.Н., Щеглов А.И., 2013).

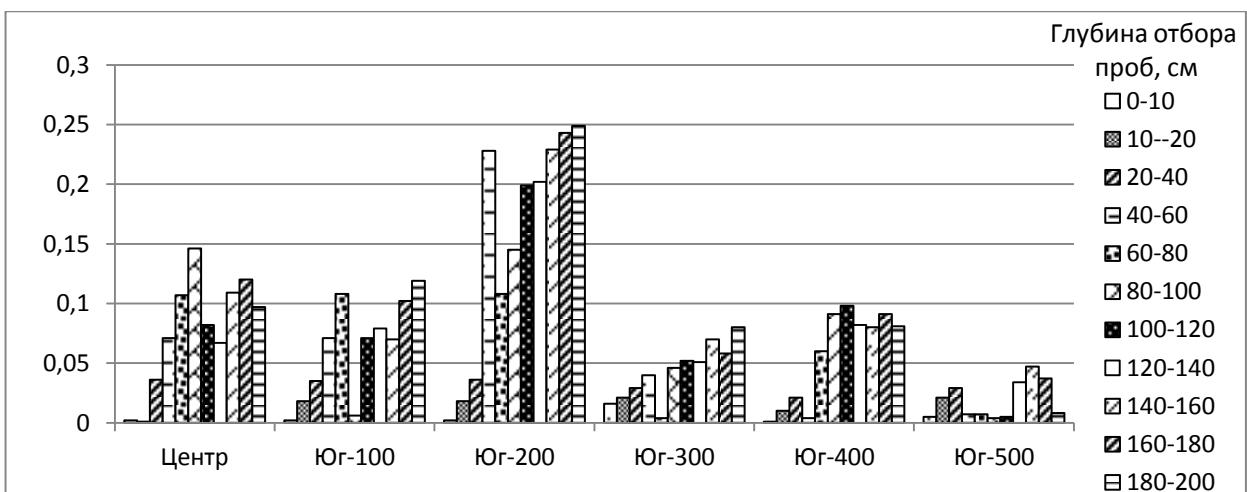


Рис. 27. Плотность загрязнения цезием-137 почвы в районе подземного ядерного взрыва «Тавда» (эпицентр и южное направление), 2014 г, Ки/км²

Санкт-Петербургскими учеными (2012) при оценке уровня поверхностного загрязнения цезием-137 почвы на территории, прилегающей к месту проведения взрыва «Тавда» была определена плотность загрязнения данным радионуклидом на глубине до 20 см, где она варьировала в диапазоне от 36,6 до 1,76 кБк/м² (среднее 7,45 кБк/м²), что в 2,5 раза превышает представленные в работе результаты (среднее 3,034 кБк/м²).

При анализе плотности выпадения цезия-137 в других исследуемых местах отбора, представленных на рисунках 26-28, также прослеживается плавный переход данного элемента в ниже лежащие слои и только в пробе отобранный в

точке «запад-400» на глубине 60-80 см был отмечен пик концентрации, где данное значение составляло 0,720 Ки/км².

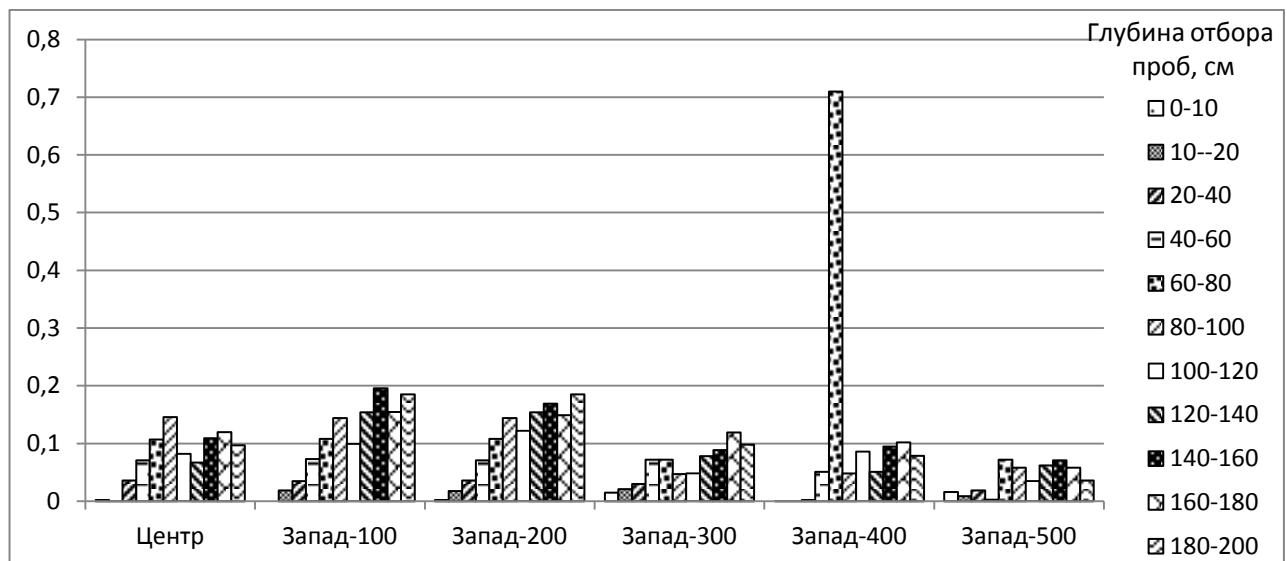


Рис. 28. Плотность загрязнения цезием-137 почвы в районе подземного ядерного взрыва «Тавда» (эпицентр и западное направление), 2014 г, $\text{Ки}/\text{км}^2$

При расчете коэффициента корреляции была установлена, отрицательная линейная зависимость плотности загрязнения цезия-137 от содержания гумуса в почве на месте взрыва «Тавда» $r = 0.90$ (приложение 16).

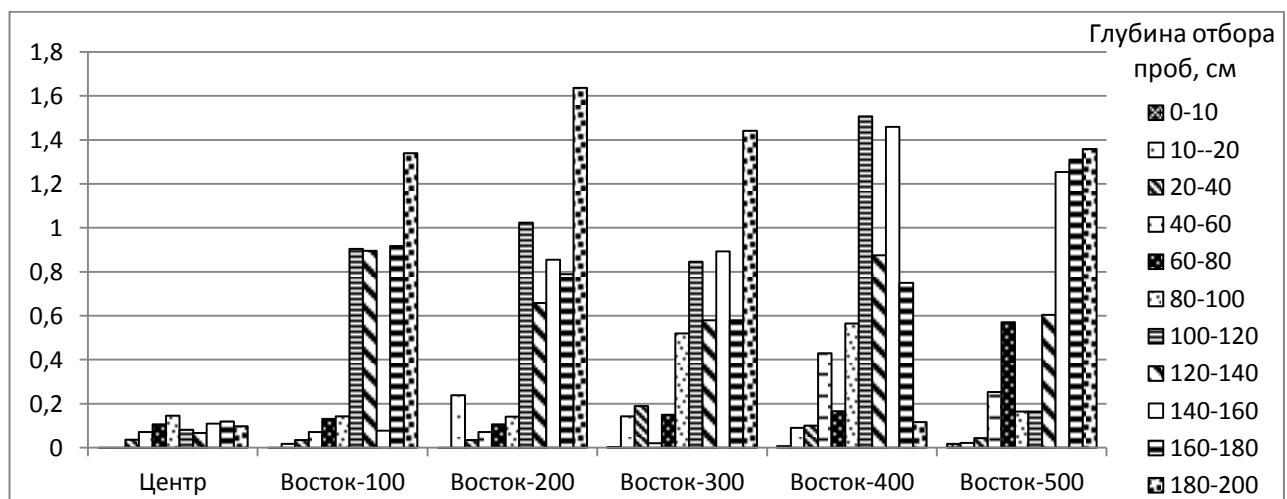


Рис. 29. Плотность загрязнения цезием-137 почвы в районе подземного ядерного взрыва «Тавда» (эпицентр и восточное направление), 2014 г, $\text{Ки}/\text{км}^2$

Изучив, полученные данные о плотности загрязнения почвы техногенными радионуклидами в Нижнетавдинском районе юга Тюменской области можно сделать вывод, что основное содержание долгоживущих радионуклидов сконцентрировано в большей степени в нижней части почвенного профиля. Это

положение можно объяснить тем, что взрыв «Тавда» был камуфлетным, т. е. без выхода на поверхность продуктов ядерного распада, которые образуются в момент его действия. При осуществлении таких взрывов в недрах земли образуется газо-водонепроницаемая емкость, однако необходимо учитывать, что со временем целостность резервуара может быть нарушена.

Следует отметить, что радиоактивное загрязнение почв на объекте «Тавда» в основном определяется стронцием-90, поскольку плотность загрязнения почвенного профиля на месте взрыва радиостронцием превышает запасы цезия-137 в некоторых точках отбора в 1,5-2 раза. На территории взрыва «Глобус-1» на дерново-подзолистых почвах напротив загрязнение в большей степени связано с присутствием цезия-137 (Цветнова О.Б, Александров М.Н., Щеглов А.И., 2013).

Не исключено, что значительная часть радионуклидов цезия-137 и стронция-90 в районе исследования подверглась инактивации под действием биогенных процессов в гумусовом горизонте серых лесных почв за 53 года.

Уровень мощности взрыва распределил техногенные радионуклиды по всем сторонам в зависимости от удаления от эпицентра взрыва. Из полученных значений прослеживается территория максимального загрязнения, которая сконцентрирована на расстоянии 200 м от эпицентра. Наглядно район максимального загрязнения стронцием-90 и цезием-137 в разных почвенных слоях представлен в приложениях 17-22.

А.А. Тарасов (1998) указывает на локализацию радиационного источника загрязнения почвы в центральной части взрыва «Тавда» на глубине 171 м в радиусе 30 метров от эпицентра. Следовательно, можно предположить, что оплавленные при высоких температурах в момент взрыва слабопроницаемые чеганские глины не являются надежным естественным барьером, препятствующим распространению радиоактивных элементов. Указанное положение А.А. Тарасова не нашло подтверждения в наших исследованиях.

Двухфакторный дисперсионный анализ позволил статистически оценить действие и взаимодействие расстояния от технологической скважины и глубины слоя почвы на плотность загрязнения техногенными радионуклидами

(приложение 23 и 24). Результаты анализа показали высокий уровень значимых различий содержания стронция-90 от расстояния от эпицентра взрыва. Так, при F_{05} равном 2,440 Fфакт фактора А (расстояние от технологической скважины) составил 78,566, для фактора Б (глубина отбора проб) уровень значимости был значительно ниже $F_{05} = 1,950$ и Fфакт = 16,595, при взаимосвязи факторов А и В $F_{05} = 1,540$ Fфакт = 1,736 это указывает на слабое существенное проявление синергизма. Оценка существенности главных эффектов и взаимодействия по НСР₀₅ показала, что в большей степени существенность различий проявляется на расстоянии 200 м от эпицентра взрыва в слоях глубже 40 см (Рис. 30). Указанные параметры отклонений относительно верхнего слоя 0-20 см превышают НСР₀₅, который для фактора А (расстояние от эпицентра) составил 0,204, при отклонении по плотности загрязнения стронция-90 на расстоянии 200 м от технологической скважины 0,26 Ки/км², за пределами 200 м эта разница не превышает НСР₀₅. Для фактора В (глубина слоя) НСР₀₅ = 0,288, в слое 40-60 см отклонение по плотности загрязнения техногенным радионуклидом составило 0,59 Ки/км², вглубь лежащих слоях почвы данный показатель увеличивался и на глубине 180-200 см достиг 1,27 Ки/км² (приложение 23).

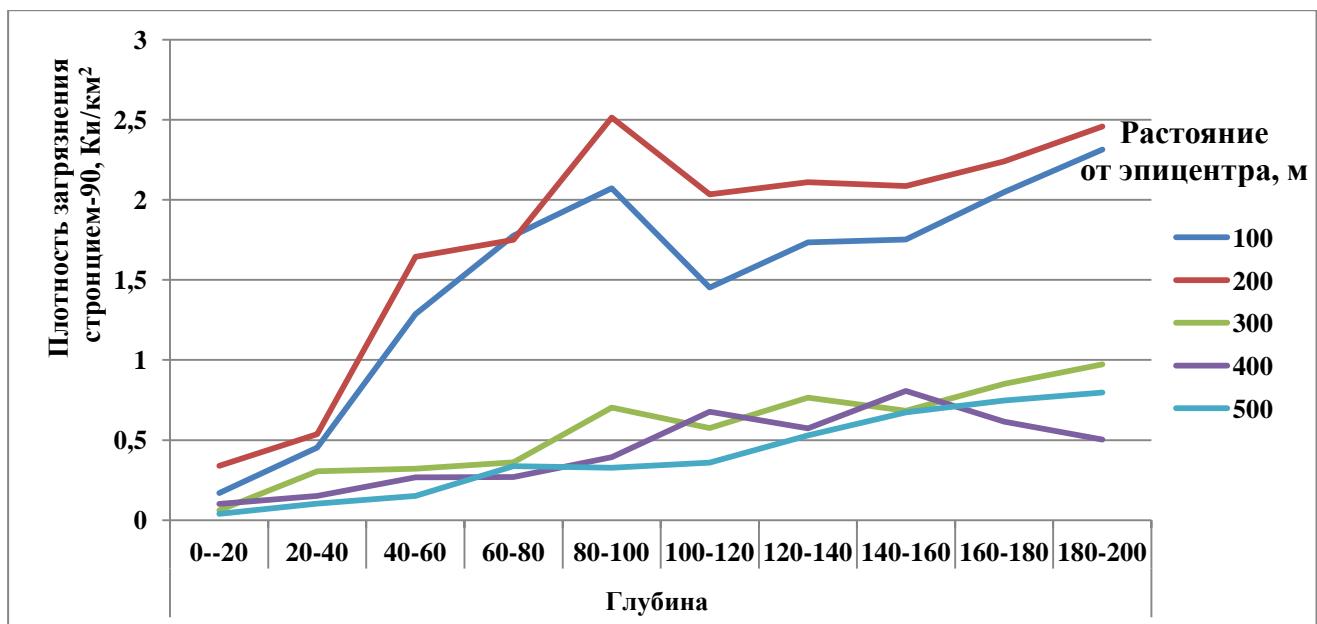


Рис. 30 Влияние удаленности от технологической скважины и глубины на содержание техногенного радионуклида стронция-90 в почве на месте взрыва
«Тавда»

Результаты двухфакторного дисперсионного анализа действия и взаимодействия факторов (расстояние от эпицентра взрыва и глубины слоя) на плотность загрязнения почвы в районе подземного ядерного взрыва «Тавда» цезием-137 показали высокий уровень значимых различий содержания данного радионуклида от глубины слоя, при $F_{05} = 1,95$ Fфакт составил 5,184. При действии фактора А (расстояния от технологической скважины) и взаимодействия факторов А и В значимых различий отмечено не было, т.к. $F_{\text{факт}} \leq F_{05}$. Оценка существенности фактора В по НСР₀₅ показала, что в большей степени существенность различий проявляется с глубины 100-120 см (приложение 24).

Сравнение результатов спектрометрического исследования почвенных образцов, отобранных в районе эпицентра подземного взрыва, с данными реперных участков юга Тюменской области позволит сформировать цельную картину радиоэкологического состояния почвенной среды изучаемой территории.

Анализ данных плотности загрязнений почвы административных районов области по цезию-137 свидетельствует, что максимальные значения за весь период наблюдений были отмечены в Нижнетавдинском районе, где среднее значение за три года составляло 0,110 Ки/км². Наблюдалось повышенное содержание радионуклида в почвах Тюменского района и варьировало в диапазоне от 0,063 до 0,062 Ки/км². Даже при данном уровне содержания цезия-137 в почве плотность загрязнения исследуемых почв не превышает нормативных критериев (по Cs-137 до 1 Ки/км²) и соответствует удовлетворительной экологической ситуации. В целом за годы исследований среднее значение показателя радиационного загрязнения почвы цезием-137 находилось в пределах от 0,110 до 0,019 Ки/км²(таблица 8).

Плотность загрязнения почвы стронцием-90 в пределах юга Тюменской области имела меньшие значения по сравнению с аналогичными показателями цезия-137 (таблица 9). Так средние значения радиостронция варьировали в пределах от 0,020 до 0,003 Ки/км². Самые высокие значения данного элемента были зафиксированы в верхнем слое почвенного профиля в Омутинском районе в 2013 году и соответствовали 0,026 Ки/км². Минимальная активность

исследуемого радионуклида отмечалась в Заводоуковском (2014г), Упоровском (2014г) и Тобольском (2013г) районах и составляла 0,001 Ки/км².

Таблица 8
Плотность загрязнения почвы цезием-137
административных районов юга Тюменской области, Ки/км²

Административный район	Номер реперного участка	Годы			Среднее
		2010	2013	2014	
Заводоуковский	11	0,030	0,027	0,027	0,028
Исетский	07	0,018	0,006	0,032	0,019
Нижнетавдинский	19	0,116	0,114	0,100	0,110
Омутинский	14	0,034	0,012	0,022	0,023
Тобольский	15	0,017	0,033	0,035	0,028
Тобольский	35	0,006	0,027	0,027	0,020
Тюменский	30	0,052	0,069	0,066	0,062
Тюменский	33	0,071	0,084	0,035	0,063
Упоровский	22	0,021	0,034	0,029	0,028
Ярковский	28	0,039	0,055	0,047	0,047
Среднее по зоне деятельности		0,039	0,046	0,042	0,042

Сопоставив данные ФГБУ Государственной станции агрохимической службы «Тюменская» и результаты собственных исследований на месте подземного ядерного взрыва в Нижнетавдинском районе можно отметить повышенное содержание техногенных радионуклидов в районе взрыва.

Таблица 9
Плотность загрязнения почвы стронцием-90
административных районов юга Тюменской области, Ки/км²

Административный район	Номер реперного участка	Годы			Среднее
		2010	2013	2014	
Заводоуковский	11	0,011	0,015	0,001	0,009
Исетский	07	0,005	0,014	0,006	0,008
Нижнетавдинский	19	0,006	0,012	0,021	0,013
Омутинский	14	0,013	0,026	0,022	0,020

Административный район	Номер реперного участка	Годы			Среднее
		2010	2013	2014	
Тобольский	15	0,014	0,019	0,007	0,013
Тобольский	35	0,004	0,001	0,005	0,003
Тюменский	30	0,010	0,012	0,004	0,009
Тюменский	33	0,008	0,018	0,009	0,012
Упоровский	22	0,008	0,016	0,001	0,008
Ярковский	28	0,008	0,010	0,013	0,010
Среднее по зоне деятельности		0,009	0,014	0,009	0,010

Таким образом, средняя плотность загрязнения почвы стронцием-90 в районе эпицентра взрыва «Тавда» соответствовала $0,88 \text{ Ки}/\text{км}^2$ при среднем значении на реперных участках юга области – $0,01 \text{ Ки}/\text{км}^2$. Средняя активность цезия-137 в почвенном профиле на исследуемом участке Нижнетавдинского района составляла $0,25 \text{ Ки}/\text{км}^2$ против $0,042 \text{ Ки}/\text{км}^2$ в административных участках Тюменской области.

4. Радиоактивность растительных образцов юга Тюменской области

Растительная составляющая природной среды является источником питания для животных, в связи, с чем радиационное загрязнение растений может отражаться не только на здоровье животных, но и человека. Накопление радиоактивных продуктов распада растениями зависит от физико-химических свойств радионуклидов, биологических особенностей растения и путей поступления опасных веществ. Аэральное поступление возможно в период глобальных радиоактивных выпадений, пик которых приходится на масштабные атомные катастрофы. Почвенный связан с поступлением радиоактивных веществ через корневую систему,

Немаловажным следует считать, что через территорию юга Тюменской области прошли завершающие фазы Восточно-Уральского и Карабаевского радиоактивного следа, кроме того в пределах исследуемой территории был осуществлен подземный ядерный взрыв «Тавда». Все это послужило основой, для более детального изучения радиационного состояния растительности юга Тюменской области и в частности Нижнетавдинского района.

В рамках исследования была определена и проанализирована концентрация техногенных радионуклидов в растительных образцах Нижнетавдинского района Тюменской области и в эпицентре ядерного взрыва «Тавда». Также в качестве сравнения проведен анализ растительных кормов других административных районов юга области.

4.1. Содержание стронция-90 и цезия-137 в травянистой растительности

Естественные травы могут являться кормом при пастбищном типе питания сельскохозяйственных животных и использоваться как сено в зимний период, когда идет недостача в естественном травостое. Накопление продуктов радиоактивного распада в растениях наиболее интенсивно идет в листьях и

стеблях, которые составляют большую часть заготавливаемого сена, в итоге накопленные радионуклиды способны попасть в организм животных.

Рассматривая активность цезия-137 и стронция-90 в травянистой растительности на месте подземного ядерного взрыва в Нижнетавдинском районе видно, что содержание данных элементов находится на разном уровне. Так среднее значение концентрации цезия-137 в образцах, отобранных в эпицентре взрыва в 4 раза ниже данного показателя по стронцию-90.

Наглядно, полученные данные по содержанию радиоцезия в травостое эпицентра подземного ядерного взрыва, представлены в диаграмме на рисунке 31.

Анализируя данные активности цезия-137 в травянистой растительности исследуемого района можно выделить точки отбора с максимальным содержанием данного радионуклида в растительных образцах. Так в пунктах отбора проб «север-400», «север-500», «запад-400», «юг-300» и «юг-400» были зафиксированы самые высокие показатели активности элемента и находились в пределах от 404,0 до 122,3 Бк/кг.

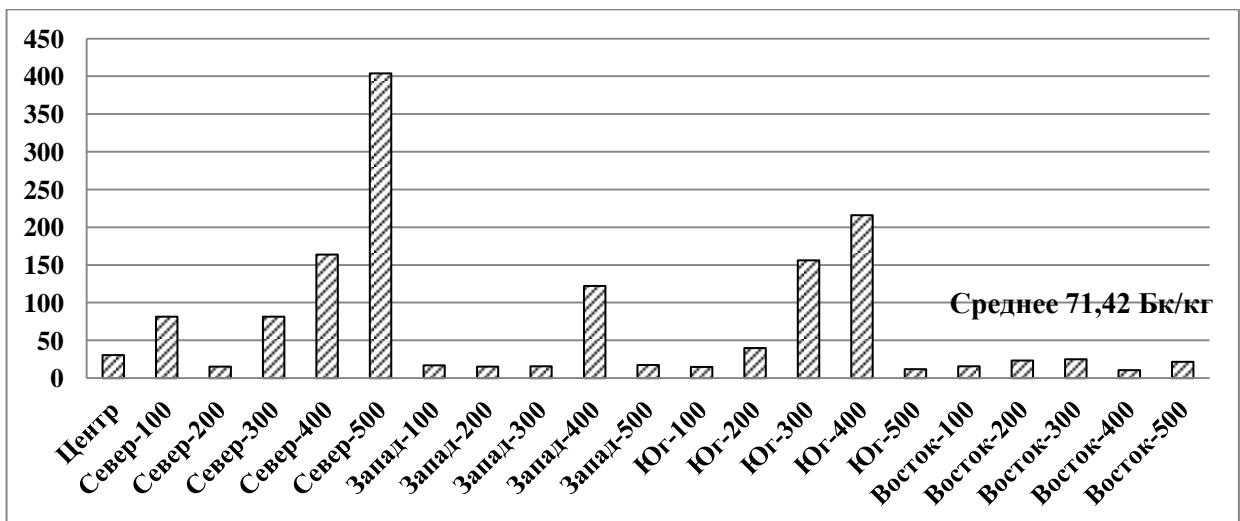


Рис. 31 Содержание цезия-137 в травянистой растительности на месте подземного взрыва «Тавда», 2014 г, Бк/кг

Минимальная концентрация исследуемого радионуклида в травянистой растительности была отмечена в точке отбора «восток-400», где составила 10,49 Бк/кг. На большей части изучаемой территории активность цезия-137 варьировала в диапазоне от 40,0 до 14,8 Бк/кг.

Результаты исследований на территории аварийного объекта «Глобус-1», где мощность взрыва равнялась 2,3 кт в тротиловом эквиваленте, что в 10 раз больше мощности «Тавды», сопоставимы с полученными данными. Авторы отмечали, что удельная активность цезия-137 надземной части отдельных видов растений находилась в пределах от 437,0 до 46,0 Бк/кг(Цветнова О.Б, Александров М.Н., Щеглов А.И., 2013).

Меньшие показатели активности цезия-137 были отмечены Л.П. Степановой с коллегами (2013), полученные при работе в Орловской области, где запасы техногенного радионуклида в растительном покрове на серых лесных почвах колебались от 62,4 до 12,7 Бк/кг.

Изучая содержание стронция-90 в травянистой растительности изучаемого района необходимо отметить широкий диапазон полученных данных спектрометрического исследования отобранных образцов. Максимальный пик активности данного элемента был отмечен в точке отбора «север-100», где концентрация стронция-90 составляла 1251,0 Бк/кг. Наименьшее содержание радиостронция зафиксировано в пробах, взятых в пунктах отбора «юг-400» и «юг-500», где концентрация техногенного радионуклида составляла 34,30 и 30,00 Бк/кг, соответственно.

На большей части исследуемого участка содержание стронция-90 варьировало в пределах от 576,00 до 181,00 Бк/кг (рисунок 32).

Исследования О.Б. Цветновой и др. (2013) показали, что удельная активность стронция-90 в растительности в районе осуществленного подземного ядерного взрыва «Глобус-1» находилась в диапазоне от 731,0 до 62,0 Бк/кг.

В грубых кормах луговых экосистем в пойме р. Ипуть Добрушского района республики Беларусь зафиксированы меньшие значения удельной активности стронция-90 и составляли от 44,2 до 6,8 Бк/кг. Авторы отмечают, что содержание радионуклида в травяных кормах не превышает допустимый уровень (для республики Беларусь по стронцию-90 – 260 Бк/кг), и пойменные луга в районе исследования можно использовать без ограничений для выпаса сельскохозяйственных животных (Дайнеко, Тимофеев, 2016).

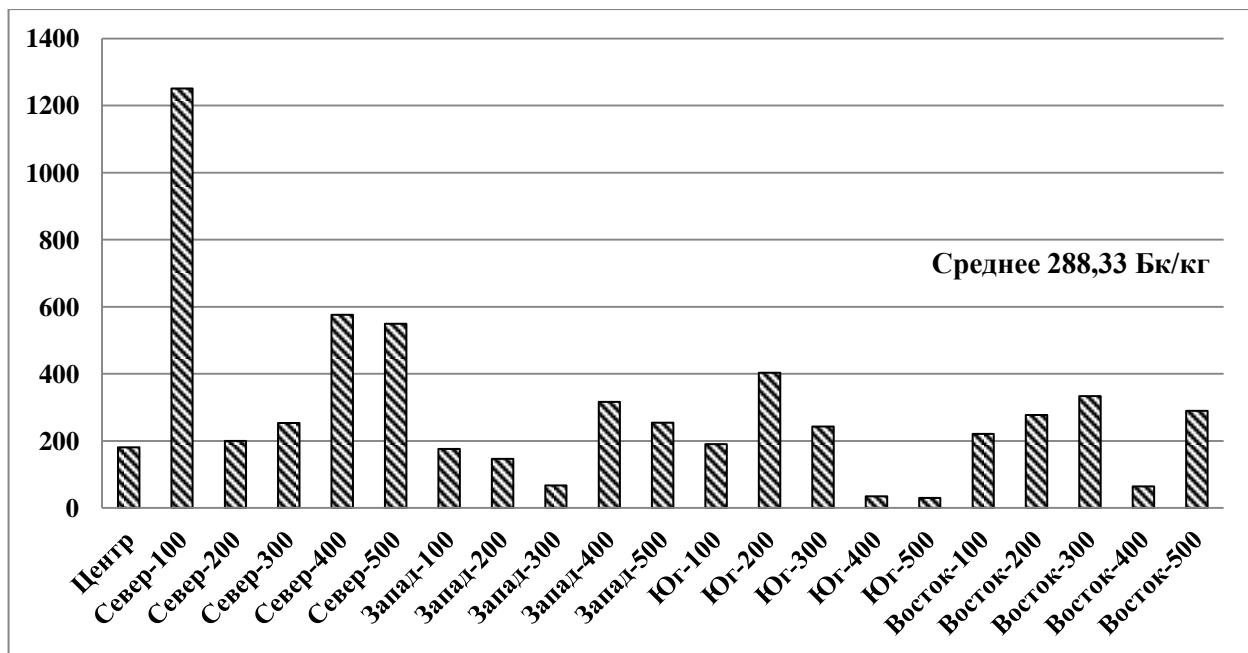


Рис. 32 Содержание стронция-90 в травянистой растительности на месте подземного взрыва «Тавда», 2014 г, Бк/кг

Так как естественные травы чаще других используются для заготовки сена, разумным будет сопоставить полученные данные с ПДК техногенных радионуклидов в сене естественных трав.

Таким образом, среднее содержание цезия-137 в естественных травах в районе осуществления подземного ядерного взрыва «Тавда» при ПДК 400 Бк/кг соответствовало 71,42 Бк/кг. Превышен допустимый уровень в точке отбора «север-500», где значение концентрации радиоцезия в травянистой растительности составило 404,0 Бк/кг.

Значение средней концентрации стронция-90 в районе исследования соответствовало 288,33 Бк/кг при ПДК данного элемента в сене 180 Бк/кг, кроме того в некоторых точках отбора содержание изучаемого радионуклида в травостое было в 1,5-2 раза выше допустимого уровня.

Таким образом, загрязнение травянистой растительности на месте взрыва в Нижнетавдинском районе в основном определяется стронцием-90. Это вполне закономерно, поскольку плотность загрязнения почвы в районе исследования в большей степени представлена радиоактивным стронцием. Кроме того коэффициент перехода (КП) стронция-90 в системе почва-растение выгодно

отличается от аналогичного показателя цезия-137. Расчеты показали, что КП радиостронция ($9,561 \text{ Бк}/\text{кг}\cdot\text{кБк}/\text{м}^2$) в надземную часть естественных трав почти в 1,5 раза больше, чем у цезия-137.

Пастыба скота и использование травянистой растительности для заготовки сена на данном участке сопряжена с повышенным содержанием техногенного радионуклида стронция-90.

Для сравнения проведен анализ данных содержания техногенных радионуклидов в сене многолетних трав административных районов юга Тюменской области, которые представлены в таблице 10 и 11.

Таблица 10

Содержание цезия-137 в сене многолетних трав административных районов юга Тюменской области, $\text{Бк}/\text{кг}$

Административные районы	Номер реперного участка	Годы			Среднее
		2010	2013	2014	
Заводоуковский	11	1,90	0,85	0,10	1,25
Исетский	07	2,60	0,20	0,50	1,10
Нижнетавдинский	19	2,37	1,20	1,90	1,82
Омутинский	14	1,74	1,30	1,80	1,61
Тобольский	15	4,40	2,20	4,20	3,60
Тобольский	35	2,50	2,70	0,90	2,03
Тюменский	30	2,50	1,70	1,44	1,88
Тюменский	33	1,60	0,80	1,20	1,20
Упоровский	22	1,72	1,53	1,00	1,42
Ярковский	28	2,30	2,80	1,40	2,17
Среднее по зоне деятельности		2,36	1,53	1,44	1,81
ПДК 400 $\text{Бк}/\text{кг}$					

Исследования на реперных участках области показали, что концентрация техногенных радионуклидов находится в достаточно узком диапазоне. Отмечено, что содержание цезия-137 в растительности исследуемых территорий несколько выше активности стронция-90.

Максимальная концентрация цезия-137 в растительных образцах была отмечена в Тобольском районе в 2010 и 2014 гг., где эти показатели составили 4,40 и 4,20 Бк/кг, соответственно. Минимальная активность данного радионуклида была зафиксирована в Заводоуковском (2014 г) и Исетском районах (2013 г), содержание радиоцезия здесь составляло 0,10 и 0,20 Бк/кг, соответственно (таблица 10).

Таблица 11

Содержание стронция-90 в сене многолетних трав административных районов юга Тюменской области, Бк/кг

Административные районы	Номер реперного участка	Годы			Среднее
		2010	2013	2014	
Заводоуковский	11	1,67	0,29	0,32	0,76
Исетский	07	1,68	1,33	1,33	1,45
Нижнетавдинский	19	1,32	0,34	0,46	0,71
Омутинский	14	0,50	1,28	1,28	1,02
Тобольский	15	2,10	0,28	0,28	0,89
Тобольский	35	0,61	0,73	0,73	0,69
Тюменский	30	1,44	0,28	0,90	0,87
Тюменский	33	0,42	0,62	1,00	0,68
Упоровский	22	1,33	0,63	2,10	1,35
Ярковский	28	1,34	0,46	0,60	0,80
Среднее по зоне деятельности		1,24	0,62	0,90	0,92
ПДК 180 Бк/кг					

Анализируя содержание стронция-90 в растительных образцах юга Тюменской области можно отметить более низкую концентрацию его по отношению к цезию-137. Так, самый высокий показатель радиостронция наблюдался в Тобольском (2010 г) и Упоровском районах (2014 г) и составлял 2,10 Бк/кг, что в два раза ниже максимального содержания цезия-137 в Тобольском районе в 2010 году (таблица 11).

Минимальная активность стронция-90 в травостое изучаемых районов была отмечена в разные годы в Заводоуковском, Тобольском и Тюменском районах и варьировалась в диапазоне от 0,29 до 0,28 Бк/кг.

В целом анализ представленных данных показал, что растительность в исследуемых районах Тюменской области по содержанию искусственных радионуклидов является экологически безопасной и может использоваться для заготовки сена и соломы. Так, при ПДК 180 Бк/кг средний показатель концентрации стронция-90 в сене многолетних трав административных районов юга области соответствовал 0,94 Бк/кг. Среднее содержание цезия-137 при ПДК 400 Бк/кг составляло 1,78 Бк/кг.

При сопоставлении данных показателей со средним значением активности техногенных радионуклидов в травостое на месте подземного взрыва, произведенного в Нижнетавдинском районе, можно сделать вывод, что камуфлетный ядерный взрыв «Тавда» привел к локальному загрязнению компонентов природной среды. Средний показатель концентрации искусственных радионуклидов в многолетних травах на месте взрыва в сотни раз выше аналогичного показателя на реперных участках юга области. Так среднее содержание стронция-90 на исследуемой территории Нижнетавдинского района соответствовало 288,33 Бк/кг, цезия-137 – 209,30 Бк/кг.

4.2. Содержание стронция-90 и цезия-137 в древесной растительности

Максимальная концентрация техногенных радионуклидов накапливается в коре и ветках деревьев. У взрослых растений коэффициент концентрации радионуклидов несколько ниже, чем у молодых деревьев, это обусловлено замедлением у них обменных процессов. Эти особенности распределения радиоактивных элементов учитывались при отборе проб древесной растительности в эпицентре подземного ядерного взрыва.

Удельная активность цезия-137 и стронция-90 в ветках молодых деревьев Нижнетавдинского района отражена в диаграммах на рисунках 33 и 34.

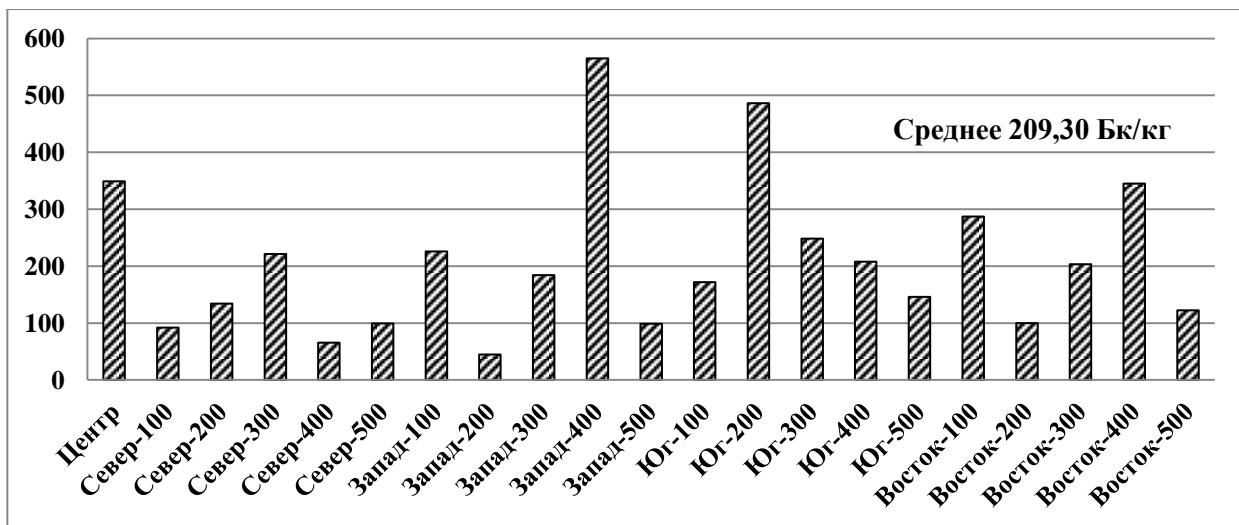


Рис. 33 Удельная активность цезия-137 в древесной растительности на месте подземного ядерного взрыва «Тавда», 2014 г, Бк/кг

Рассматривая активность цезия-137 в древесной растительности исследуемой территории можно отметить, что активность данного элемента имеет широкий диапазон значений. Максимальное содержание радиоцезия было зафиксировано в точках отбора «центр», «запад-400», «юг-200», «восток-400», где концентрация изучаемого радионуклида находилась в пределах от 565,00 до 345,00 Бк/кг.

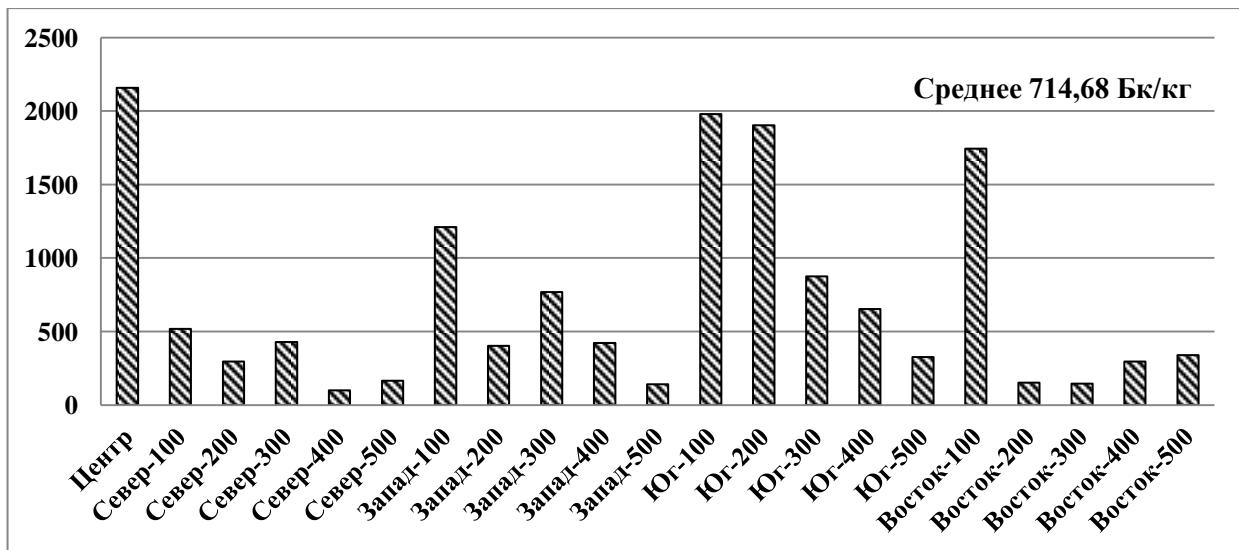


Рис. 34 Содержание стронция-90 в древесной растительности на месте подземного ядерного взрыва «Тавда», 2014 г, Бк/кг

В работе С.Ю. Артамоновой (2012) в древесине мертвых деревьев на объекте «Кратон-3» содержание стронция-90 составляет всего 6 Бк/кг, цезия-137 – 10-14 Бк/кг, в опавшей коре деревьев мертвого леса концентрация стронция-90

колебалась от 200 до 490 Бк/кг, цезия-137 – 120-140 Бк/кг, что уже на несколько порядков выше.

Среднее значение содержания цезия-137 в ветках древесной растительности на участке взрыва Нижнетавдинского района соответствовало 209,30 Бк/кг. Полученный результат можно сравнить с ПДК (400 Бк/кг) данного элемента в грубых кормах, так как веточный корм часто добавляется в рацион сельскохозяйственных животных в зимний период.

Средний показатель стронция-90 в ветках достаточно высокий (714,68 Бк/кг), если учитывать ПДК в 180 Бк/кг. Максимальные концентрации, которые превышают допустимые нормы почти в 5 раз, были зафиксированы в точках отбора «центр», «юг-100», «юг-200», «восток-100».

Значительная часть значений с превышением ПДК по стронцию-90 и цезию-137 сосредоточена ближе к эпицентру взрыва. Важно отметить, что последействие подземного ядерного взрыва на древесную растительность проявляется до настоящего времени.

5. Радиационное загрязнение животноводческой продукции

5.1. Радиоактивность молока

Выведение радиоактивных элементов у лактирующих животных наиболее интенсивно происходит с молоком и зависит от индивидуальных особенностей животного, типа кормления, минерального питания, продуктивности и т.д. Поэтому у молочных животных с высоким удоем возможно снижение концентрации радионуклидов в молоке до минимума (Мурзалиев, Удановская, 2014).

Установлены некоторые закономерности перехода радиоактивных веществ в молоко, в зависимости от рациона сельскохозяйственных животных. Так при увеличении содержания кальция в ежедневном рационе отмечено уменьшение доли стронция-90 переходящего в молоко, а значительное потребление грубых кормов лактирующими животными позволяет снизить выводимость цезия-137 с молоком (Ястребков, 2002).

Среднее содержание техногенных радионуклидов стронция-90 и цезия-137 в молоке исследуемых районов Тюменской области представлено в таблице 12.

Таблица 12

Среднее содержание стронция-90 и цезия-137 в молоке
районов юга Тюменской области, 2014г., Бк/л

Административные районы	Цезий-137	Стронций-90
Тюменский	2,75	17,31
Н-Тавдинский	3,01	20,18
Тобольский	2,97	20,71
Исетский	2,39	17,30
Ярковский	3,44	20,54
Омутинский	4,10	18,10
Заводоуковский	2,15	21,65
ПДК	50,00 Бк/л	25,00 Бк/л

По данным полученным в результате спектрометрического исследования отобранных образцов видно, что концентрация цезия-137 в молоке разных

районов юга Тюменской области находилась на одном уровне и варьировалась в диапазоне от 4,10 до 2,15 Бк/л. Максимальное содержание радицезия было отмечено в Омутинском районе и составляло 4,10 Бк/л.

Полученные результаты сопоставимы с данными представленными в работе Е.В. Захаровой (2006), где были описаны невысокие показатели, по сравнению с ПДК (50 Бк/л), удельной активности цезия-137 в молочной продукции Тюменской области. Автор отмечает на юге области максимальное содержание изотопа цезия в Тобольском районе (3,5 Бк/л), в Ханты-Мансийском автономном округе – 4,8 Бк/л и лишь в Ямало-Ненецком автономном округе активность цезия-137 в молоке доходила до 18,3 Бк/л.

По данным Н.В. Акмуллиной (2014) содержание цезия-137 в молоке на территории Республики Татарстан (среднее значение по семи контрольным пунктам за пять лет наблюдений) не превышало 0,12 Бк/л.

В целом, концентрацию цезия-137 в молоке изучаемых административных районов юга Тюменской области по сравнению с ПДК (50,00 Бк/л) можно считать вполне удовлетворительной.

Анализируя присутствие стронция-90 в молоке сельскохозяйственных животных можно заметить, что концентрация данного элемента находилась в пределах от 21,65 до 17,30 Бк/л, что в несколько раз выше удельной активности цезия-137 в исследуемых образцах молока.

По результатам научных исследований других авторов можно отметить большую активность цезия-137 в молоке сельскохозяйственных животных (Захарова, 2006; Акмуллина, 2014, Тимкин, 2017). Так, по данным А.В. Тимкина (2017) средняя концентрация цезия-137 в молоке исследуемых районов Тамбовской области находилась в пределах от 0,045 до 0,6 Бк/л, при содержании стронция-90 – 0,0038-0,01 Бк/кг.

Следует заметить, что изучаемые автором районы Тамбовской области (Петровский и Сосновский) до 1997 года по распоряжению Правительства РСФСР имели определенный льготно-социальный статус в связи с радиационным загрязнением после чернобыльской аварии. Однако показатели радиационного

загрязнения продукции животноводства (в данном случае молока) в десятки раз ниже аналогичных данных по административным районам юга Тюменской области.

Исследования качества молока исследуемых районов юга Тюменской области на предмет радиоактивности показали, что содержание техногенных радионуклидов в данном продукте не превышает установленные нормы (ПДК стронция-90 – 25 Бк/л, цезий-137 – 50 Бк/л) и соответствует санитарно-гигиеническим требованиям.

5.2. Радиоактивность мышечной ткани крупного рогатого скота

В мышечной ткани и паренхиматозных органах интенсивнее накапливается цезий-137, для данного радионуклида это критические органы. Отложение стронция-90 в мягких тканях не значительно, обычно не превышает 10 % от суточного поступления (Корнеев, 1991).

Среднее значение концентрации техногенных радионуклидов в мышечной ткани крупного рогатого скота в исследуемых районах юга Тюменской области представлено в таблице 13.

Таблица 13

Среднее содержание техногенных радионуклидов стронция-90 и цезия-137 в мышечной ткани крупного рогатого скота, Бк/кг

Административные районы	Цезий-137	Стронций-90
Тюменский	4,09	37,59
Н-Тавдинский	2,80	40,00
Тобольский	3,60	41,00
Исетский	3,72	36,82
Ярковский	6,35	38,77
Омутинский	4,28	41,23
Заводоуковский	4,14	39,23
ПДК	160,00 Бк/кг	50,00 Бк/кг

Анализируя полученные данные, следует отметить, что содержание цезия-137 в мягких тканях крупного рогатого скота были незначительны и варьировали

в диапазоне от 6,35 до 2,80 Бк/кг. Самый высокий показатель активности радиоактивного цезия в исследуемых районах был отмечен в Ярковском районе, где составлял 6,35 Бк/кг, что в 25 раз ниже ПДК (160,00 Бк/кг).

Однако, представленные результаты значительно превышают данные аналогичных исследований на территории Ханты-Мансийского автономного округа. Так, содержание цезия-137 в мышцах крупного рогатого скота по данным Л.Н. Скипина и др. (2006) за период с 1986 по 1998 гг варьировало в диапазоне от 0,04 до 0,70 Бк/кг.

Также авторы в работе приводят данные о содержании техногенных радионуклидов в мышечной ткани оленей. По Ханты-Мансийскому автономному округу за период 1986-2001 гг значения цезия-137 находятся в пределах от 10,0 Бк/кг до 216,5 Бк/кг (при ПДК 250 Бк/кг). Повышенные показатели данного элемента в мясе оленей объяснимы рационом животного, даже в летний период ягель составляет более 50 % кормовой базы. Известно, что питание лишайников происходит через всю поверхность растения и в годы после аварии на Чернобыльской АЭС, в период глобальных радиоактивных выпадений загрязнение ягеля было максимальным, очевидно это также сопряжено с испытаниями ядерного оружия на Новой Земле (Скибин и др., 2006).

При рассмотрении содержания стронция-90 в мышцах сельскохозяйственных животных, необходимо учитывать, что депонирование данного элемента в мягких тканях при его поступлении с кормом весьма значительно, они являются индикатором накопления радиостронция в организме животного.

Анализ полученных данных показал, что концентрация стронция-90 в отобранных образцах незначительно варьирует в пределах исследуемой территории. В Исетском районе было отмечено наименьшее содержание радионуклида в мышцах крупного рогатого скота (36,82 Бк/кг). Максимальная концентрация данного элемента отмечалось в Омутинском, Тобольском и Нижнетавдинском районах, где активность радиостронция находилась в пределах от 41,23 до 40,00 Бк/кг при ПДК – 50,00 Бк/кг.

При аналогичных исследованиях на территории Ханты-Мансийского автономного округа были зафиксированы меньшие показатель активности стронция-90. Содержание исследуемого нуклида в мышцах крупного рогатого скота варьировало в пределах от 0,025 Бк/кг до 0,17 Бк/кг, в мышечной ткани оленей от 0,04 Бк/кг до 0,4 Бк/кг (Скипин и др., 2006).

В целом проведенные исследования показали, что накопление техногенных радионуклидов в мышечной ткани крупного рогатого скота не вызывают опасений. В пределах исследуемой территории концентрация стронция-90 и цезия-137 в мягких тканях крупного рогатого скота не превышала ПДК.

5.3. Радиоактивность мышечной ткани свиней

Основным источником поступления радиоактивных элементов в организм животного является корм. Рацион крупного рогатого скота отличается от рациона свиней, однако содержание техногенных радионуклидов в мышцах изучаемых животных находится в одном диапазоне.

Содержание стронция-90 и цезия-137 в мышечной ткани синей, представлено в таблице 14.

Таблица 14

Среднее содержание стронция-90 и цезия-137 в мышцах свиней,
2014 г., Бк/кг

Административные районы	Цезий-137	Стронций-90
Тюменский	4,05	38,92
Н-Тавдинский	5,60	38,25
Тобольский	3,77	39,62
Исетский	3,72	39,13
Ярковский	3,33	39,40
Омутинский	3,90	35,00
Заводоуковский	2,00	47,00
ПДК	160,00 Бк/кг	50,00 Бк/кг

Рассматривая полученные результаты можно отметить, что концентрация стронция-90 в мясе свиней значительно выше активности цезия-137, в исследуемых районах в 7-24 раза.

Содержание цезия-137 в мышечной ткани свиней в пределах описываемых районов находится в диапазоне от 5,60 до 2,00 Бк/кг. С максимальным показателем активности данного элемента в Нижнетавдинском районе и минимальным - в Заводоуковском. Самые высокие значения концентрации цезия-137 в мясе исследуемых районов значительно ниже ПДК (160,00 Бк/кг).

Анализируя концентрацию стронция-90 в мягких тканях свиней можно отметить наибольшее значение данного радионуклида в Заводоуковском районе, наименьшее в Омутинском. В целом содержание изучаемого элемента варьировало в диапазоне от 47,00 до 35,00 Бк/кг при ПДК 50,00 Бк/кг.

Данные результаты говорят о том, что содержание в мышечной массе свиней долгоживущих радионуклидов не превышает установленные нормы и соответствует санитарно-гигиеническим требованиям.

Заключение

1. Удельная активность естественных радионуклидов в почве на месте подземного ядерного взрыва «Тавда» превышает аналогичный показатель в почвах прилегающих административных районах юга области, однако не вызывает опасений в плане проявления природного радиационного фона, средняя активность калия-40, тория-232 и радия-226 находилась в пределах до 974,24, 87,19 и 62,90 Бк/кг, соответственно. Была отмечена закономерность понижения их концентрации с глубиной почвенного профиля, что говорит о перераспределении данных элементов к дневной поверхности в результате камуфлетного взрыва.

Показатель удельной эффективной радиоактивности природных радионуклидов в районе взрыва «Тавда» не представляет опасности для человека (< 370 Бк/кг) и находился в пределах от 354,91 до 220,36 Бк/кг, при максимальном значении данного параметра в административных районах юга Тюменской области 150,4 Бк/кг (Тюменский район, 2013 г.).

2. Загрязнённость почв техногенными радионуклидами в районе взрыва в большей степени определяется присутствием стронция-90. Наибольшая плотность загрязнения данным радионуклидом зафиксирована в нижней части почвенного профиля и локализована в радиусе 200 метров от технологической скважины, так максимальные значения отмечены в эпицентре взрыва на глубине 80-100 см ($3,46 \text{ Ки}/\text{км}^2$), минимальные - в верхних слоях почвенного профиля, где плотность загрязнения стронцием-90 находилась в пределах от 0,003 до $0,295 \text{ Ки}/\text{км}^2$. Зависимость плотности загрязнения стронцием-90 от глубины слоя почвы подтверждается статистически, коэффициент корреляции на разном расстоянии от технологической скважины варьировал в диапазоне от 0,82 до 0,98.

3. Максимальная плотность загрязнения цезием-137 была отмечена в нижних слоях почвенного профиля восточного направления от эпицентра, где составляла $1,64 \text{ Ки}/\text{км}^2$. Установлена прямая корреляционная зависимость плотности загрязнения цезием-137 от глубины, коэффициент корреляции на расстоянии 200 м от эпицентра взрыва составил 0,93.

4. Сопоставление представленных результатов с данными по загрязненности почвы техногенными радионуклидами прилегающих районов юга Тюменской области показало, что последействие подземного ядерного взрыва носит локальный характер площадью 16 га. Результаты дисперсионного анализа показали, что за пределами 200 м от технологической скважины существенность различий по содержанию радионуклидов в почве не проявляются.

5. Радиоактивность травянистой растительности в районе взрыва «Тавда» имеет повышенные значения. Активность стронция-90 естественных трав превышает в некоторых точках отбора допустимые концентрации в 1,5-2 раза. Среднее значение активности радиоактивного элемента - 288,33 Бк/кг при ПДК стронция-90 в сене 180 Бк/кг. Содержание цезия-137 в травянистой растительности не вызывает опасений (среднее значение удельной активности радионуклида - 71,42 Бк/кг) и находится в пределах нормы. Сравнительный анализ собственных результатов с данными содержания техногенных радионуклидов в естественных травах прилегающих административных районов юга Тюменской области показал, что подземный взрыв привел к загрязнению растительности на участке непосредственно прилагающей к эпицентру взрыва.

6. Концентрация техногенных радионуклидов в древесной растительности не превышала предельно допустимой концентрации. Среднее значение удельной активности стронция-90 и цезия-137 составило 714,68 и 209,30Бк/кг, соответственно.

7. Удельная активность стронция-90 и цезия-137 в молоке, отобранном на частных фермерских хозяйствах юга Тюменской области, не превышает нормативные значения. В большей степени радиоактивность молока сельскохозяйственных животных представлена присутствием стронция-90. Концентрация данного элемента находилась в пределах от 21,65 до 17,30 Бк/л, что в несколько раз выше удельной активности цезия-137 (4,10 - 2,15 Бк/л).

8. Радиоактивность мышечных тканей крупного рогатого скота и свиней не вызывает опасений, содержание стронция-90 и цезия-137 в них находилось в пределах нормы. Концентрация стронция-90 в мышечных тканях крупного

рогатого скота находилась в пределах от 41,23 до 40,00 Бк/кг, цезия - от 6,35 до 2,80 Бк/кг. Содержание стронция-90 в мышечной ткани свиней в пределах исследуемых районов находится в диапазоне от 47,00 до 35,00 Бк/кг, цезия-137 - от 5,60 до 2,00 Бк/кг.

Практические рекомендации

1. В соответствие с критериями экологической оценки состояния земель по одному из основных показателей (радиационное загрязнение почв техногенными радионуклидами) территорию, прилегающую к эпицентру взрыва, следует объявить зоной экологического бедствия, необходимо организовать мониторинг радиационного состояния сельскохозяйственных угодий.
2. Учитывая локальное последействие на природные компоненты ядерного взрыва под кодовым названием «Тавда» следует запретить выпас скота и заготовку сена в его эпицентре на площади 16 га.
3. Оценка последействия подземного ядерного взрыва «Тавда» показала, что с целью наименьшего загрязнения компонентов природной среды осуществление взрывов данной мощности при аналогичных геологических условиях необходимо производить на больших глубинах.

Список использованной литературы

1. Акмуллина Н.В. Радиоэкологический мониторинг объектов ветеринарного надзора / Н.В. Акмуллина // Ученые записки Казанской государственной академии ветеринарной медицины им. Н.Э. Баумана. – 2014. – Т 220. – выпуск 4. – С 14-16.
2. Алексахин Р.М. Радиологические аспекты реабилитации сельского хозяйства после аварии на АЭС «Фукусима-1» / Р.М. Алексахин, В.Г. Сычев // Медицинская радиология и радиационная безопасность. – 2013. – Т.58. - №6. – С.5-13.
3. Андрюшин И.А. Ядерные испытания СССР. Том 1 Цели. Общие характеристики. Организация ядерных испытаний в СССР. Первые ядерные испытания / И.А. Андрюшин, В.В. Богдан, С.А. Зеленцов, Р.И. Илькаев, В.Н. Михайлов, Г.А. Цырков, А.К. Чернышов; под общ. ред. В.Н. Михайлова. – Саратов: ИПК ВНИИЭФ. 1997. – 286с.
4. Анненков Б.Н. К вопросу о перемещении стронция- 90 по цепи корм-корова-молоко //Сборник рефератов по традиционной медицине. - М.: Атомиздат. - 1970. - №5 - С. 83-86.
5. Антропова З.Г. Некоторые закономерности перехода радиоактивного и стабильного стронция из различных типов почв в зерно пшеницы: Дис. ...канд. биол. наук. -М., 1965. - 137 с.
6. Артомонова С.Ю. Техногенные радионуклиды в районе мирного подземного ядерного взрыва «Кратон-3» (Якутия) // С. 24-32.
7. Атлас Тюменской области. Выпуск 1. Под ред. Огороднова Е.А. – Москва-Тюмень: Главное управление геодезии и картографии при Совете министров СССР, 1971.
8. Афанасьева Т.В. Почвы СССР / Т.В. Афонасьева. - М.: Мысль, 1964. - 312с.
9. Бакулин В.В. География Тюменской области / В.В. Бакулин, В.В. Козин. - Екатеринбург: Сред.-Урал. кн. изд., 1996. - 240 с

10. Бакуров А.С. Динамика радиационной обстановки на территории радиоактивного следа / А.С. Бакуров, Г.Н. Романов, А.П., Шеин // Вопросы радиационной безопасности. - 1997. - № 4. - С. 68-74.
11. Безель В.С. Длительное радиоактивное загрязнение природной среды: вынос радионуклидов травянистой растительностью / В.С. Безель, И. В. Молчанова, В.Н. Позолотина // Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде. Материалы VI международной научно-практической конференции. Семей. – 2010. – том II. – С.349-351.
12. Белов А.Д. Радиационная экспертиза объектов ветеринарного надзора / А.Д. Белов, А.С. Косенко, В.В. Пак. - М.: Колос, 1995.-С. 27-31.
13. Белова Е.И. Некоторые закономерности поведения Sr-90 и Ce-144 в основных типах почв: Дис. ...канд. биол. наук. - Челябинск, 1966. - 183 с.
14. Белозерский Г.Н. Радиационная экология / Г.Н. Белозерский. – М.: Академия, 2008. – 382с.
15. Белоус Н.М. Влияние длительного применения средств химизации на продуктивность плодосменного севооборота и плодородие дерново-подзолистой почвы в условиях радиоактивного загрязнения / Н. М. Белоус, В.Г. Сычев, В.Ф. Шаповалов, И.Н. Белоус // Плодородие – 2013. - №3(72). - С.1-3.
16. Блехман А.М. Моделирование выхода радионуклидов при подземном ядерном взрыве / А.М. Блехман, А. Дуйсебов // Материалы международной конференции «Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях», Москва, 24-26 апреля 2000 г. - 2000. - Т. 3. - С. 11-16.
17. Булатов В.И. Россия радиоактивная. – Новосибирск: ЦЭРИС, 1996. – 272с.
18. Бюллетень по атомной энергии. - М.: ЦНИИ атоминформа. Август - 2000. – С. 36.
19. Бюллетень по атомной энергии. - М.: ЦНИИ атоминформа. Декадрь.- 1999. - С. 25-27.
20. Бюллетень по атомной энергии. - М.: ЦНИИ атоминформа. Март-апрель. - 2001. - С. 3.

21. Бюллетень по атомной энергии. - М.: ЦНИИ атоминформа. Январь. - 2003. – С. 6-7.
22. Бюллетень по атомной энергии. - М.: ЦНИИ атоминформа. Январь. – 2004. – С. 20-23.
23. Бюллетень по атомной энергии. - М.: ЦНИИ атоминформа. Январь.- 2001. – С. 8-12.
24. Гашев С.Н. Математические методы в биологии: анализ биологических данных в системе STATISTICA: учебное пособие / С.Н. Гашев, Ф.Х. Бетляев, М.Ю. Лупинос. – Тюмень: издательство Тюменского государственного университета, 2014. – 208с;
25. Горчаков Д.А. Оценка поступления радионуклидов для жителей ВУРСа в начальный период после аварии на основе архивных данных по активности экскретов / Д.А. Горчаков, В.В. Хохряков, И.В. Ярмошенко // Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде. Материалы VI международной научно-практической конференции. Семей. – 2010. – том II. – С.22-25.
26. ГОСТ 28168-89. Почвы. Отбор почв. - М.: Стандартинформ, 2008. - 5 с.
27. ГОСТ 30108-94. Материалы и изделия строительные. Определение удельной эффективной активности естественных радионуклидов (с Изменениями № 1, 2). - М.: Стандартинформ, 2008. - 9 с.
28. Государственный доклад // Закон об охране окружающей среды. – М.: Министерство природных ресурсов РФ, 2002. - С. 54-60.
29. Государственный доклад // Закон об охране окружающей среды. – М.: Министерство природных ресурсов РФ, 2003.- С. 36-42.
30. Гулякин И.В. Сельскохозяйственная радиобиология / И.В. Гулякин, Е.В. Юдинцева. - М.: Колос, 1973. - 272с.
31. Гусев Н.Г. Радиоактивные цепочки / Н.Г. Гусев, П.П. Дмитриев. - М.: Энергоатомиздат, 1988. – 112 с.

32. Дайнеко Н.М. Оценка состояния техногенного загрязнения почвы и травяных кормов луговых экосистем Добрушского района / Н.М. Дайнеко, С.Ф. Тимофеев // Бюллетень науки и практики - BULLETINO OF SCIENCE AND PRACTICE. – 2016. - №12. – С.71-80

33. Дерягин В.В. Содержание и распространение тяжелых металлов и долгоживущих радионуклидов в супераквальных почвах озер Большой и Малый Игиш, расположенных в зоне ВУРСа / В.В. Дерягин, В.Н. Удачин, А.В. А克莱ев, Г.Г. Корман, Л.Ф. Мухаметшина, С.Г. Левина, А.А. Сутягин // Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде. Материалы V международной научно-практической конференции. Семей. – 2008. – том I. – С.196-201.

34. Дубасов Ю.В. Ядерные взрывные технологии: особенности проведения ядерных взрывов в мирных целях / Ю.В. Дубасов // Бюллетень ЦНИИатоминформ. 1994, №1. С. 30-34.

35. Дубровина З.В. Динамика поступления стронция-90 в молоко животных в зоне радиоактивного загрязнения: Дис.канд. мед. наук. - Л., 1961. — 145 с.

36. Ермалицкий А.П. Загрязнение продуктов питания ^{137}Cs и ^{90}Sr как фактор внутреннего облучения населения до и после аварии на Чернобыльской АЭС / А.П. Ермалицкий // Труды международной конференции «Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях», Москва, 24-26 апреля 2000 г. - М., 2000. - Т. 3. - С. 11-16.

37. Загрязнение природной среды на территории СССР радиоактивными продуктами ядерных взрывов в 1973 г. - Обнинск-Москва, 1973. -Т. 1. - 189 с.

38. Захарова Е.В. Экологическая оценка радиационной обстановки автономных округов вследствие влияния восточно-чернобыльского следа / Е.В. Захарова, Е.В. Гаевая, Л.Н. Скипин // Агропродовольственная политика России. – 2013. – №9(21).- С.88-92.

39. Захарова Е.В. Эколого-радиационное состояние природной среды Тюменской области: Дисс. ... кандидата биологических наук: 03.00.16 / Захарова Елена Викторовна. – Тюмень, 2006. – 134с.

40. Израэль Ю.А. Радиоактивное загрязнение природных сред при подземных ядерных взрывах и методы его прогнозирования. -Л.: Гидрометоиздат, 1970. - С. 84-88.
41. Израэль Ю.А. Радиоактивное загрязнение Уральского региона производственным объединением «Маяк» / Ю.А. Израэль, Е.М. Артемов, В.Н. Василенко // Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях: Труды Международной конференции, Москва, 24-26 апреля 2000. - 2000. - С. 411 -424.
42. Израэль Ю.А. Феноменология загрязнения подземных вод после подземного ядерного взрыва / Ю.А. Израэль, Е.Д. Стукин // Материалы международной конференции «Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях», Москва, 24-26 апреля 2000г. - 2000. – Т.1. – С. 650-656.
43. Израэль Ю.А. Экологические последствия радиоактивного загрязнения природных сред в районе аварии Чернобыльской АЭС / Ю.А. Израэль, В.Г. Соколовский, В.Е. Соколов // Атомная энергия. - 1988. - Т. 64. - Вып. 1. - С. 28-40.
44. Ильенко А.И Экология животных в радиационном биогеоценозе / А.И. Ильенко, Т.П. Крапивко. – М.: Наука, 1989. – 224с.
45. Ильенко А.И. Экология животных в радиационном биогеоценозе / А.И. Ильенко, Т.П. Крапивко. - М.: Наука, 1989. - 224 с.
46. Караваев В.М. Защита животных от поражения ядерным оружием. / В.М. Караваев, В.Л. Коляков, Г.Н. Коржевенко. – М.:Колос, 1970. 400с.
47. Каретин Л.Н. Почвы Тюменской области / Л.Н. Каретин - Новосибирск: Наука, 1990. -268 с.
48. Корнеев Н.А. Основы радиоэкологии сельскохозяйственных животных / Н.А. Корнеев. А.Н. Сироткин. - М.: Энергоатомиздат, 1987. – С. 108.
49. Корнеев Н.А. Снижение радиоактивности в растениях и продуктах животноводства / Н.А. Корнеев, А.Н. Сироткин, Н.В. Корнеева. - М.: Колос, 1977. - С. 208.
50. Костюченко В.А. Радиоэкологические последствия загрязнения реки Теча. Источники вторичного загрязнения реки / В.А. Костюченко, Л.М.

Перемыслова, В.А. Батурина // Медико-биологические и экологические последствия радиоактивного загрязнения реки Теча / Под ред. А.В. Аклеева, М.Ф. Киселева. - М., 2000. - С. 80-127.

51. Красницкий В.М. Радионуклиды в почвах и растениях / В.М. Красницкий // Агрохимический вестник. - 2001. - № 3. – С. 4-12.

52. Кузин А.М. Роль природного радиоактивного фона и вторичного биогенного излучения в явлении жизни. – М.: Наука, 2002. – 79с.

53. Кузьмин С.В. Восточно-Уральский радиоактивный след: Свердловская область / С.В. Кузьмин, С.В. Романов, И.А. Власов, И.В. Тиболов, А.А. Калинин, О.Л. Малых, В.А. Заболотских, Н.И. Кочнева // Радиационная гигиена,. – 2012. - том №3.- С.48-52.

54. Куликов Н.В. Радиоэкология почвено-растительного покрова / Н.В. Куликов, И.В. Молчанова, Е.Н. Караваева. – Свердловск: УрО АН СССР, – 1990. – 172с.

55. Лагунов А.В., Смагин А.И. Восточно-Уральский государственный заповедник в системе особо охраняемых природных территорий Челябинской области // Вопр. радиац. безопасности. Спец. вып.-2007.-С. 45–67.

56. Лакин Г.Ф. Биометрия: Учебное пособие для биологических специализированных вузов / Г.Ф. Лакин. – М.:Высшая школа, 1990. – 352с;

57. Ларин В.И. Состояние ядерной и радиационной безопасности на ПО «Маяк» // Бюллетень ЦОИ. - М.: ЦНИИ атоминформ, 2000. - № 12. – С. 20-25.

58. Логачев В.А. Новоземельный полигон. Факты, свидетельства, воспоминания. – М.: Изд-во АТ, 2000 483 с.

59. Логачев В.А. Семипалатинский полигон, обеспечение общей и радиационной безопасности ядерных испытаний / В.А. Логачев // Факты, свидетельства, воспоминания. - М.: ФУ Медбиоэкстрем, 1997. – С. 24-32.

60. Лярский П.П. Санитарные последствия загрязнения территории долгоживущими продуктами деления и организация на ней санитарно-профилактических мероприятий: Дис.докт. мед. наук. - М., 1962. — 928 с.

61. Мажайский Ю.А. Основные особенности естественной радиоактивности почв и пород Рязанского региона / Ю.А. Мажайский, Г.А. Кононова, С.А. Тобратов // Экологическое состояние природной среды и научно-практические аспекты современных мелиоративных технологий. – 2008. – в.3 (150). – С.536-551
62. Марей А.Н. Глобальные выпадения цезия-137 и человек. / А.Н. Марей, Р.М. Бархударов, Н.Я. Новикова. - М.: Атомиздат, 1974. - 168 с.
63. Мартюшов В.З. Динамика состояния и миграция Sr-90 в почвах ВУРСа / В.З. Мартюшов, Д.А. Спирин, Г.Н. Романов, В.В. Базылев // Вопросы радиационной безопасности. - 1996. - № 3. - С. 28-38.
64. Мартюшов В.З. Состояние радионуклидов в почвах ВУРСа / В.З. Мартюшов, Д.А. Спирин, В.В. Базылев // Экология. - 1995. - № 2. - С. 110-113.
65. Маяков Е.А. Мероприятия по снижению перехода радионуклидов из кормов в продукцию животноводства / Е.А. Маяков, В.А. Бударков, А.В. Васильев // Ветеринарная патология. – 2002. - №3. – С.101-109
66. Методика измерения активности бета излучающих радионуклидов в счетных образцах с использованием программного обеспечения «Прогресс». 07.05.96. – М.: ЦНПВРЛ, 1996. - 25 с.
67. Методика измерения активности радионуклидов в счетных образцах на сцинтиляционном гамма-спектрометре с использованием программного обеспечения «Прогресс». 07.05.96. – М.: ЦНПВРЛ, 1996. - 22 с.
68. Мигунов В.И. Оценка уровней радиоактивного загрязнения окружающей среды Ханты-Мансийского автономного округа: Дисс. на соискание уч. степени кандидата биологических наук: 03.00.16 / Мигунов Виктор Иванович. – Екатеринбург, 2003. – 137с.
69. Михайлов В.Н. Испытание ядерного оружия и ядерные взрывы в мирных целях в СССР 1949-1990. Том 1 / В.Н. Михайлов - Саратов: РФЯЦ «ВНИИЭФ», 1996. – 259с.

70. Михайлов В.Н. Испытание ядерного оружия и ядерные взрывы в мирных целях в СССР 1949-1990. Том 2 / В.Н. Михайлов - Саратов: РФЯЦ «ВНИИЭФ», 1999. – 248с.
71. Михайловская Л.Н. Радиоэкологическое исследование почвенного покрова Восточно-уральского государственного заповедника и сопредельных территорий / Л.Н. Михайловская, И.В. Молчанова, Е.Н. Караваева, В.Н. Позолотина, О.В. Тарасов // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2011. - том 51. - №4 - С.476-482.
72. Мокров Ю.Г. Прогноз переноса ^{90}Sr с водами реки Течи. Часть 2 / Ю.Г. Мокров // Вопросы радиационной безопасности. - 1996. - № 2. - С. 28-34.
73. Молчанова И.В. Миграция и распределение ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ в почвенно-растительном покрове головной части ВУРСа / И. В. Молчанова, Е.Н. Караваева, Л.Н. Михайловская, Л.В. Лобанова // Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде. Материалы V международной научно-практической конференции. Семей. – 2008. – том I. – С.333-340.
74. Молчанова И.В. Техногенные радионуклиды в почвах Восточно-Уральского радиоактивного следа и их накопление растениями различных таксономических групп / И.В. Молчанова, Л.Н. Михайловская, В.Н. Позолотина, Е.В. Антонова // Радиационная биология. Радиоэкология.-2014. - том 54 - № 1.- С.77–84.
75. Молчанова И.В. Эколо-геохимические аспекты миграции радионуклидов в почвенно-растительном покрове / И.В. Молчанова, Е.Н. Караваева. – Екатеринбург:УрО РАН, 2001. – 160с.
76. Мурзалиев И.Дж. Переработка продукции животноводства в зонах Радиоактивного заражения / И.Дж. Мурзалиев, Е.Б. Удановская // Ученые записки учреждения образования «Витебская ордена «Знак почета» Государственная академия ветеринарной медицины». – 2014. – том 50, вып.2, ч.1. – С.194-197.
77. Мурзалиев И.Дж. Переработка продукции животноводства в зонах Радиоактивного заражения / И.Дж. Мурзалиев, Е.Б. Удановская // Ученые записки

учреждения образования «Витебская ордена «Знак почета» Государственная академия ветеринарной медицины». – 2014. – том 50, вып.2, ч.1. – С.194-197.

78. Научно-методическое сопровождение работ по обеспечению радиационной безопасности населения на территориях в местах применения ядерно-взрывных технологий в мирных целях: отчет о НИР (промежуточный) / Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева; руководитель Репин В.С. – С-Петербург, 2012.

79. Научный комитет ООН по действию атомной радиации. Источники и эффекты ионизирующей радиации. Отчет за 2000 год с приложениями. Пер. с английского под ред. Ю.С. Рябухина и С.П. Ярмоненко. Москва: РАДЭКОН, 2001

80. Незавитин А.Г. Проблемы сельскохозяйственной экологии / А.Г.Незавитин - Новосибирск: Наука, 2000. – С. 62.

81. Никипелов Б.В. Радиационная авария на Южном Урале в 1957 г. / Б.В. Никипелов, Г.Н. Романов, Л.А. Булдаков // Атомная энергия. - 1989. - Т. 67. - Вып. 2. - С. 74-80.

82. Нифонтова М.Г. Динамика содержания долгоживущих радионуклидов в мохово-лишайниковой растительности. / М.Г. Нифонтова // Экология. – 1997. - №4. – С.273-277.

83. Новоселов В.Н. Атомный след на Урале / В.Н. Новоселов, В.С. Толстиков. - Челябинск, 1997.-240 с.

84. О результатах структурного бурения на Тавдинской площади Тюменской области): отчет / Министерство газовой промышленности СССР. Главгаздобыча. Трест «Союзбургаз»; руководитель Окнин Г.Г. –М., 1968.

85. Окунев А.М. Особенности накопления некоторых техногенных радионуклидов в кормовых культурах на типовых почвах юга Тюменской области / А.М. Окунев. Л.И. Мерзляков // Известия Оренбургского государственного аграрного университета. – 2015. - №1 (51). – С. 144-146.

86. Оливанов А.Б. Мирное применение ядерных взрывов и радиационная безопасность / А.Б. Оливанов, А.М. Богданович. // Проблемы развития атомной энергетики и радиоактивной безопасности населения регионов Урала и Западной

Сибири: Тезисы докладов науч-практ. конф. г. Тюмень 10.12.1998. – Тюмень: ТГУ, 1998. – С. 7-8.

87. Орлов П.М. Радиационный мониторинг сельскохозяйственных угодий Российской Федерации / П.М, Орлов, М.И. Лунев, В.Г. Сычев.- М.: ВНИИА имени Д.Н. Прянишникова, 2015. – 176с.

88. Орлов П.М. Радиоактивность почв юга России / П.М. Орлов, В.Г. Сычев, С.В. Жиленко // Нива Поволжья. – 2017. - №1(42). – С.53-60.

89. Орлов П.М. Современное содержание и коэффициенты накопления долгоживущих радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в продукции растениеводства, выращенной на территории Российской Федерации / П.М. Орлов, В.Г. Сычев, С.В. Жиленко // XXI век: итоги прошлого и проблемы настоящего плюс. – 2015. - №5(27). – С.39-44.

90. Отчет об инженерно-экологических исследованиях на площадке объекта «Тавда» (Работы по договору 58/Э от 02.09.02, в 2-х книгах). Книга 1 / ЗАО «Тюменская комплексная геологоразведочная экспедиция»; ответственный исполнитель Ануфриева Л.И. – Тюмень, 2002.

91. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах / Ф.И. Павлоцкая. - М.: Атомиздат, 1974. — 216 с.

92. Перемыслова Л.М. Миграция ^{90}Sr в молочной пищевой цепочке при однократном загрязнении территории / Л.М. Перемыслова, М.И. Воробьева // Бюллетень радиационной медицины. - 1990. - № 2. - С. 29-31.

93. Перемыслова Л.М. Миграция ^{90}Sr по пищевым цепочкам / Л.М. Перемыслова, А.М. Скрябин // Экологические и медицинские последствия радиационной аварии 1957 года на ПО «Маяк» /Под ред. А.В. Аклеева, М.Ф. Киселева. - М., 2001. - С. 93-115.

94. Перемыслова Л.М. Радиационно-экологическое состояние 30 км зоны ПО «Маяк» / Л.М. Перемыслова, И.Я Попова, В.А. Костюченко, Н. Н. Казаченок // Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде. Материалы VII международной научно-практической конференции. Семей. - 2012. – том II. – С.249-254.

95. Перемыслова Л.М. Сравнительный анализ поступления стронция-90 и цезия-137 в молоко на территории Восточно-Уральского и Карачаевского радиоактивных следов / Л.М. Перемыслова, В.А. Костюченко, И.Я. Попова // Материалы Всероссийской научной конференции «Адаптация биологических систем к естественным и экстремальным факторам среды». - 2004. - С. 215-220.
96. Перфильев Н.В. Влияние систем основной обработки на плодородие темно-серой лесной почвы в условиях северной лесостепи Тюменской области: Афтореф. дис. ... степени канд. с-х. наук: 06.01.01 / Перфильев Николай Васильевич. – Тюмень, 1998. – 17с.
97. Пивоваров Ю.П. Радиационная экология / Ю.П. Пивоваров, В.П. Михалев. – М.: Академия, 2004. – 238с.
98. Писарев В.В. Вымывание ^{90}Sr из почвенного покрова поверхностными водами / В.В. Писарев, И.А. Колосков, В.М. Кузнецова, И.С. Цыбизов // Почвоведение. - 1972. -№ 3. - С. 66-75.
99. Погодин Р.Н. О механизме взаимодействия радиоактивных изотопов Sr и Cs с почвой. / Р.Н. Погодин, Э.А. Полякова // Моделирование поведения и токсического действия радионуклидов. Сборник статей. – Свердловск: УНЦАН СССР. – 1978. – С.47-50.
100. Попов В.И. К 30-летию катастрофы на Чернобыльской АЭС: оценка последствий радиоактивного загрязнения и современной радиационной обстановки на территории Воронежской области / В.И. Попов, О.В. Клепиков, М.К. Кузмичев // Медико-биологические и социально-психологические проблемы безопасности в чрезвычайных ситуациях. – 2016. - №1. – С.48-55.
101. Потапов А.Д. Экология / А.Д. Потапов – М.: Высшая школа, 2000. – 446 с.
102. Прохоров В.М. Миграция радиоактивных выпадений в почвах / В.М. Прохоров. - М.: Энергоиздат, 1981.-98 с.
103. Радиационная обстановка в районах расположения предприятий ядерно-топливного цикла. ПО «Маяк» // Радиационная обстановка на территории

России и сопредельных государств в 1995 году. - Обнинск: НПО «Тайфун». - 1996. - С. 45-61.

104. Радиационная обстановка в районах расположения предприятий ядерно-топливного цикла. ПО «Маяк» // Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств 2003: Ежегодник. - СПб. - 2004. - С.52-61.

105. Рассел Р.С. Радиоактивность и пища человека / Р.С. Рассел - М.: Атомиздат, 1971. – С. 24-25.

106. Ровинский Ф.Я. К вопросу миграции ^{90}Sr из почв с поверхностными водами / Ф.Я. Ровинский, З.Л. Синицына, Ю.П. Черханов // Почвоведение. - 1976. - № 8. - С. 52-55.

107. Романов Г.Н. Поведение радиоактивных веществ в окружающей среде / Г.Н. Романов, Д.А. Спирин, Р.М. Алексахин // Природа. - 1990. - №5. - С. 53-58.

108. Романов Г.Н. Радиационная авария на ПО «Маяк»: практика контрмер, их эффективность и извлеченные уроки / Г.Н. Романов // Вопросы радиационной безопасности. -1997.-№3.-С. 3-17.

109. Романцова Н.А. Естественные и техногенные радионуклиды в почвах Павловского радиоактивного пятна Тульской области / Н.А. Романцова // Агрохимический вестник. – 2012. - №6. – С.34-37

110. Рябов И.Н. Радиоэкологическая безопасность. / И.Н. Рябов, Н.В. Белова, И.И. Крышев, И.А. Рябцев. – Тула: ГрифиК°, 2000. – 216с.

111. Сапожников Ю.А. Радиоактивность окружающей среды / Ю.А. Сапожников, Р.А. Алиев, С.Н. Калмыков. – М.: БИНОМ. Лаборатория знаний, 2006. – 286с.

112. Сироткин А.Н. Переход ядерного деления в молоко коров при однократном и хроническом поступлении через рот / А.Н. Сироткин, И.А. Сарапульцев // Гигиена и санитария. – 1971. - № 4. – С. 22-24.

113. Сироткин А.Н. Поступление продуктов деления в организм сельскохозяйственных животных и переход радионуклидов в продукцию животноводства / А.Н. Сироткин, Б.Н. Аннеков, И.К. Дибобеса, Р.М. Алексахин //

Радиобиология и радиоэкология сельскохозяйственных животных. – М.: Атомиздат. 1973. – С.140-171.

114. Скипин Л.Н. Накопление радионуклидов в объектах природной среды Ханты-Мансийского автономного округа / Л.Н. Скипин, Е.В. Захарова, А.А. Ваймер, И.К. Судакова //Вестник Тюменского государственного университета. Социально-экономические и правовые исследования. – 2006. - №5. – С. 47-55.

115. Смирнов С.Н. Радиационная экология: Учебн. пособие / С.Н. Смирнов. – М.: МНЭПУ, 2000. – 134с.

116. Смыслов А.А. Тепловой режим и радиоактивность Земли / А.А. Смыслов, У.И. Моисеенко, Т.З. Чадович. – Л.: «Недра», 1979. – 191с.

117. Старков В.Д. Геология, рельеф, полезные ископаемые Тюменской области: для студентов по геол., геогр., экол. спец. и направлениям / В.Д. Старков, Л.А. Тюлькова. - Тюмень: Тюм. дом печати, 2010. - 350 с.

118. Старков В.Д. Радиационная экология / В.Д. Старков, В.И. Мигунов. – Тюмень: ОАО «Тюменский дом печати», 2007. – 400с.

119. Старков В.Д. Радиационная экология / В.Д. Старков, В.И. Мигунов. – Тюмень: ФГУ ИПП «Тюмень», 2003. – 304 с.

120. Степанова Л.П. Оценка влияния радионуклида цезий-137 на экологическое состояние почв и растений / Л.П. Степанова, Е.А. Коренькова, А.И. Мышкин, Е.И. Степанова, Н.К. Кружков, Е.В. Яковлева, А.В. Таракин // АгроЭкоинфо. - 2013. - №2. – С.8-11.

121. Сычев В.Г. Влияние калийных удобрений на содержание цезия-137 в зеленой массе природных кормовых угодий при поверхностном улучшении / В.Г. Сычев, Н.М. Белоус, Е.В. Смольский // Плодородие.- 2012. - №1(72). - С.2-4.

122. Сычев В.Г. Крупномасштабные радиационные аварии и загрязнение почв техногенными радионуклидами / В.Г. Сычев, П.М. Орлов, М.И. Лунёв // Плодородие. – 2016. - №3(90). – С.30-32.

123. Сычев В.Г. Радиационная обстановка на полях сельскохозяйственных угодий, прилегающих к атомным электростанциям / В.Г. Сычев, М.И. Лунёв, П.М. Орлов // Плодородие. – 2014. - №4(79). – С.31-33.

124. Сычев В.Г. Радиоэкологическая оценка применения минеральных удобрений при коренном улучшении пастбищ пойменных угодий / В.Г. Сычев, Н.М. Белоус, Е.В. Смольский // Плодородие. – 2015. - №3(84). – С.2-5.
125. Сычев В.Г. Состояние и перспективы мониторинга земель сельскохозяйственного назначения и рационального использования потенциала почвенного плодородия / В.Г. Сычев, Е.Н. Ефремов, В.А. Романенков // Проблемы агрохимии и экологии. – 2008. - №4. – С.42-46.
126. Сычев В.Г. Чернобыль: радиационный мониторинг сельскохозяйственных угодий и агрохимические аспекты снижения последствий радиоактивного загрязнения почв / В.Г. Сычев, М.И. Лунёв, П.М. Орлов, Н.М. Белоус. – М.: ВНИИА имени Д.Н. Прянишникова, 2016. – 184с.
127. Тараканов Е.С. Подземные ядерные взрывы в интересах народного хозяйства. / Е.С. Тараканов // Бюллетень по атомной энергии. - М.: Экопресс-центр, 1998. - № 3-4. – С. 25-29.
128. Тарасов А.А. Радиационный мониторинг юга Тюменской области / А.А. Тарасов // Проблемы развития атомной энергетики и радиационной безопасности населения регионов Урала и западной Сибири: сб. науч. тр. / ТГУ. – Тюмень, 1998. – С.45-47.
129. Тимкин А.В. Оценка загрязнения почв и сельскохозяйственной продукции радионуклидами цезия-137 и стронция-90 в некоторых районах Тамбовской области / А.В. Тимкин // Технологии пищевой и перерабатывающей промышленности АПК – продукты здорового питания. – 2017. - №1. – С. 8-13.
130. Токтоева Т.Э. Радиобиогеохимическая оценка почвенно-растительного покрова Прииссыккулья / Т.Э. Токтоева // Известия ВУЗов Кыргызстана. – 2010. - №4. – С.39-42
131. Трапезников А.В. Миграция радионуклидов в пресноводных и наземных экосистемах. В 2-х томах / А.В. трапезников, И.В. Молчанова, Е.Н. Караваева, В.Т. Трапезникова. – Екатеринбург: Изд-во Уральского ун-та, 2007. – 400с.

132. Ужгин Ю.В. Формирование искусственных насаждений в районе Восточно-Уральского радиоактивного следа / Ю.В. Ужгин, С.В. Залесов, В. И. Крюк // Аграрный вестник Урала. – 2012. - №10 (102) - С.44-46.
133. Устинова А.А. Особенности кислородозависимых процессов в гепатоцитах мышевидных грызунов с территории Восточно-Уральского радиоактивного следа / А.А. Устинова // Наука и современность. – 2010. - № 3-1 - С.200-204.
134. Уша Б.В. Накопление радионуклидов в организме сельскохозяйственных животных и птиц / Б.В. Уша, Т.Г. Андрианова // Успехи современного естествознания. – 2006. – № 3. – С. 71-73
135. Федоров Е.А. Количественные характеристики зависимости внешней среды и концентрации радиоизотопов в некоторых видах сельскохозяйственной продукции. / Е.А. Федоров, Г.Н. Романов. – М.:Атомиздат, 1969. – С.12-14.
136. Федоров Е.А. Количественные характеристики зависимости между уровнями загрязнения внешней среды и концентрациями радиоизотопов в некоторых видах сельскохозяйственной продукции / Е.А. Федоров, Г.Н. Романов. - М.: Атомиздат, 1969. – 11с.
137. Фесенко С.В. Закономерности изменения содержания Cs-137 в продукции животноводства на территории Российской Федерации, подвергшейся загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС / С.В. Фесенко, Р.М. Алексахин, Н.И. Санжарова // Радиационная биология. Радиоэкология. - 1995. - Т. 35. - № 3. -С. 316-326.
138. Фирсова В.П. Почвенно-экологические условия накопления и перераспределения радионуклидов в зоне ВУРСа / В.П. Фирсова, И.В. Молчанова, П.В. Мещеряков. - Екатеринбург, 1996. - 138 с.
139. Хусаинов А.Т. Влияние отходов ураноперерабатывающих предприятий на состояние компонентов экосистем Северного Казахстана (монография) / А.Т. Хусаинов, Л.Н. Скипин, Л.И. Софонова. – Кокшетау, 2012. – 115с.

140. Цветнова О.Б. Современная радиоэкологическая обстановка на территории объекта «Глобус-1» / О.Б. Цветнова, М.Н. Александров, А.И. Щеглов // Вестник Московского университета. Серия 17: почвоведение. – 2013. – №2. – С.11-16.
141. Цветнова, О.Б. Характеристика радиоэкологической обстановки в лесных экосистемах северной и центральной лесостепи / О.Б. Цветнова, А.С. Новиков // Актуальные проблемы лесного комплекса. – 2005. - №12. – С. 109-112.
142. Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред / Под ред. Ю.А. Израэля – Ленинград: Гидрометеоиздат, 1990. – 269с.
143. Шведова В.П. Радиоактивное загрязнение внешней среды / С.И. Широкова. - М.: Атомиздат, 1962. – С.23-25.
144. Шутов В.Н. Динамика параметров миграции цезия-137 в сельскохозяйственной и природной экосистемах / В.Н. Шутов, Г.Я. Брук, М.В. Кадука // Труды международной конференции «Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях», Москва 24-26 апреля 2000 г. - 2000. - Т. 3. - С. 134-139.
145. Эйзенбад М. Радиоактивность внешней среды. Перевод с английского под редакцией П.П. Лярского. М.: Атомиздат, 1967. – 332с.
146. Экологические и медицинские последствия радиационной аварии 1957 г. на ПО «Маяк» / Под редакцией А.В. Аклеева и М.Ф. Киселева. - М., 2001. - 294 с.
147. Юдинцева Е.В. Свойства почв и накопление цезия-137 в урожае растений / Е.В. Юдинцева, Л.И. Павленко, А.Г. Зюликова // Агрохимия. – 1981. - № 8. – С. 86-93.
148. Яблоков А.В. Миф о безопасности и эффективности мирных подземных ядерных взрывов / А.В. Яблоков. - М.: ЦЭПР, 2003. – 176с.
149. Ядерные взрывы в СССР. Северный испытательный полигон (Справочная информация). СПб., 1999. - 163с.
150. Ядерные испытания СССР. Мирные ядерные взрывы. М.: ИздАТ, 2001.- 518с.

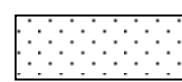
151. Ядерные испытания СССР: современное радиоэкологическое состояние полигонов. - М.: ИздАт, 2002. - 639 с.
152. Ястребков Ю.А. Метаболизм радионуклидов в организме сельскохозяйственных животных / Ю.А. Ястребков // Ветеринарная патология. – 2002. - №3. – С.35-45.
153. Burton J.D. Zur Kontamination der Milch mit radioaktivem Sr – 90 in Vergleich mit anderen Nahrungsmittern. Milchwissenschaft. 1960. P.16, 169-176.
154. Campbell J.E., Murthy A.O. Radionuclides in milk. J. Agr. Food Chem. 1971. P. 117-122.
155. Cox G.W., Morgan A. and Tayler R.S. Strontium – 90 from fallout in the diet and milk of a dairy herd. J. Dairy Res. 1970. P. 47-57.
156. Fosberg F. Radiostrontium in soil, glass, milk and bone in U.K. 1958 results. – Nikl. Enerqy. 1959. № 7. P. 35-36.
157. Haqqroth S. and Hoqluhd G. Determination of Sr –90 and stable strontium in bones from sheep ewes and their fetuses. Exp. Cell. Res. 1971. P. 80-87.
158. Kloke A., Marckwordt U. Strontium-90 in reindeer bone. Suomen Kemistilehti. 1961. P. 289.
159. Liniecki J., Czosnwska W., Pietrzak Z. The Sr –90 contamination of milk, cattle and human bones in Poland. Nukleonika. 1971. P. 57-64.
160. Van Dilla M.A., Farmer G.R. Follout radioactivity in cattle and its effect. Science. 1961. P. 133-136.

Геологический разрез скв. 397, Нижнетавдинский район

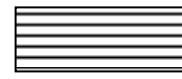
(Отчет об инженерно-экологических исследованиях, Тюмень, 2002)

Геологический индекс	Литологическая колонка	Мощность слоя, м	Глубина подошвы слоя, м	Краткое описание пород
Q		0,05	0,05	Почвенно-растительный слой
		6,95	7,00	Суглинок
P_3^{1tr}		14,00	21,00	Глина алевролитовая с прослоями тонкозернистого песка
		12,00	33,00	Песок среднезернистый водонасыщенный
P_3^{1ktr}		34,00	67,00	Глина алевролитовая тугопластичная с микропрослойками с присыпками тонкозернистого песка. В конце интервала – переслаивание песка и глины.
		3,80	70,08	Песок мелкозернистый
		4,20	75,00	Глина плотная твердая
		2,00	77,00	Алеврит
		15,00	115,00	Глина с пропластками тонкозернистого песка
		8,00	121,00	Песок глинистый
		15,00	115,00	Глина тугопластичная
		6,00	121,00	Глина алевролитистая
				Глина сине-зеленая тугопластичная
		100,00	221,00	
P_3^{1tv}				

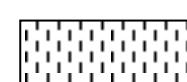
Масштаб 1: 1000



Песок



Глина



Суглинок



Алевролит

Оценка ошибок репрезентативности и критерия достоверности
выборочного показателя данных плотности загрязнения техногенными
радионуклидами почв на месте взрыва «Тавда»

	Стронций-90	Цезий-137
Стандартное отклонение S_x	0,880	0,307
Ошибка среднего арифметического $S_{\bar{x}}$	0,058	0,020
Ошибка среднего квадратического отклонения S_{S_x}	0,041	0,014
Ошибка дисперсии $S_{S_x^2}$	0,036	0,004
Критерий достоверности среднего арифметического $t_{\bar{x}}$	15,184	8,654
Критерий достоверности среднего квадратического отклонения t_{S_x}	21,494	21,494
Критерий достоверности дисперсии $t_{S_x^2}$	21,452	21,494

Критерии достоверности выборочного показателя $t > 3$ следовательно данные выборки достоверно характеризуют генеральную совокупность данных.

Содержание естественных радионуклидов в почве административных
районов юга Тюменской области за 2010 год, Бк/кг

Административные районы	Номер реперного участка	Торий-232	Калий-40	Радий-226
Заводоуковский	11	25,2	421,0	25,8
Исетский	07	18,2	432,0	16,6
Н-Тавдинский	19	29,8	438,0	26,5
Омутинский	14	32,2	477,0	21,4
Тобольский	15	28,6	329,0	26,1
Тобольский	35	29,8	520,0	22,3
Тюменский	30	23,7	430,0	23,7
Тюменский	33	19,5	142,0	25,4
Упоровский	22	25,8	452,0	26,8
Ярковский	28	26,1	434,0	26,2
Среднее		25,9	407,5	24,1

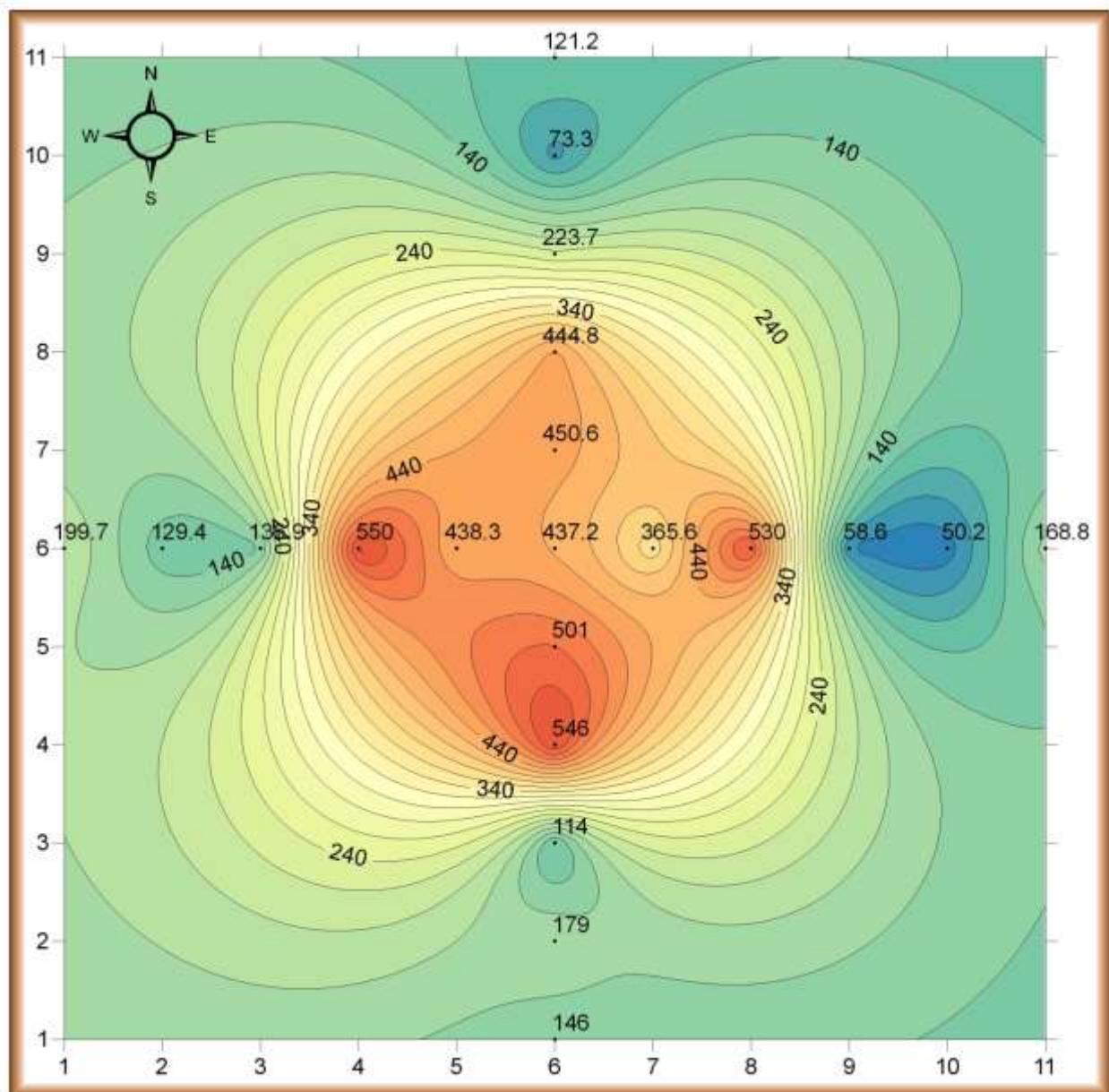
Содержание естественных радионуклидов в почве административных районов юга Тюменской области за 2013 год, Бк/кг

Административные районы	Номер реперного участка	Торий-232	Калий-40	Радий-226
Заводоуковский	11	30,6	457,0	23,0
Исетский	07	24,1	316,0	25,0
Н-Тавдинский	19	34,7	435,0	25,9
Омутинский	14	32,1	477,0	41,5
Тобольский	15	33,5	433,0	39,8
Тобольский	35	33,1	490,0	45,1
Тюменский	30	28,1	439,0	31,3
Тюменский	33	24,8	101,0	26,4
Упоровский	22	33,6	439,0	28,8
Ярковский	28	26,0	480,0	34,8
Среднее		30,1	406,7	32,2

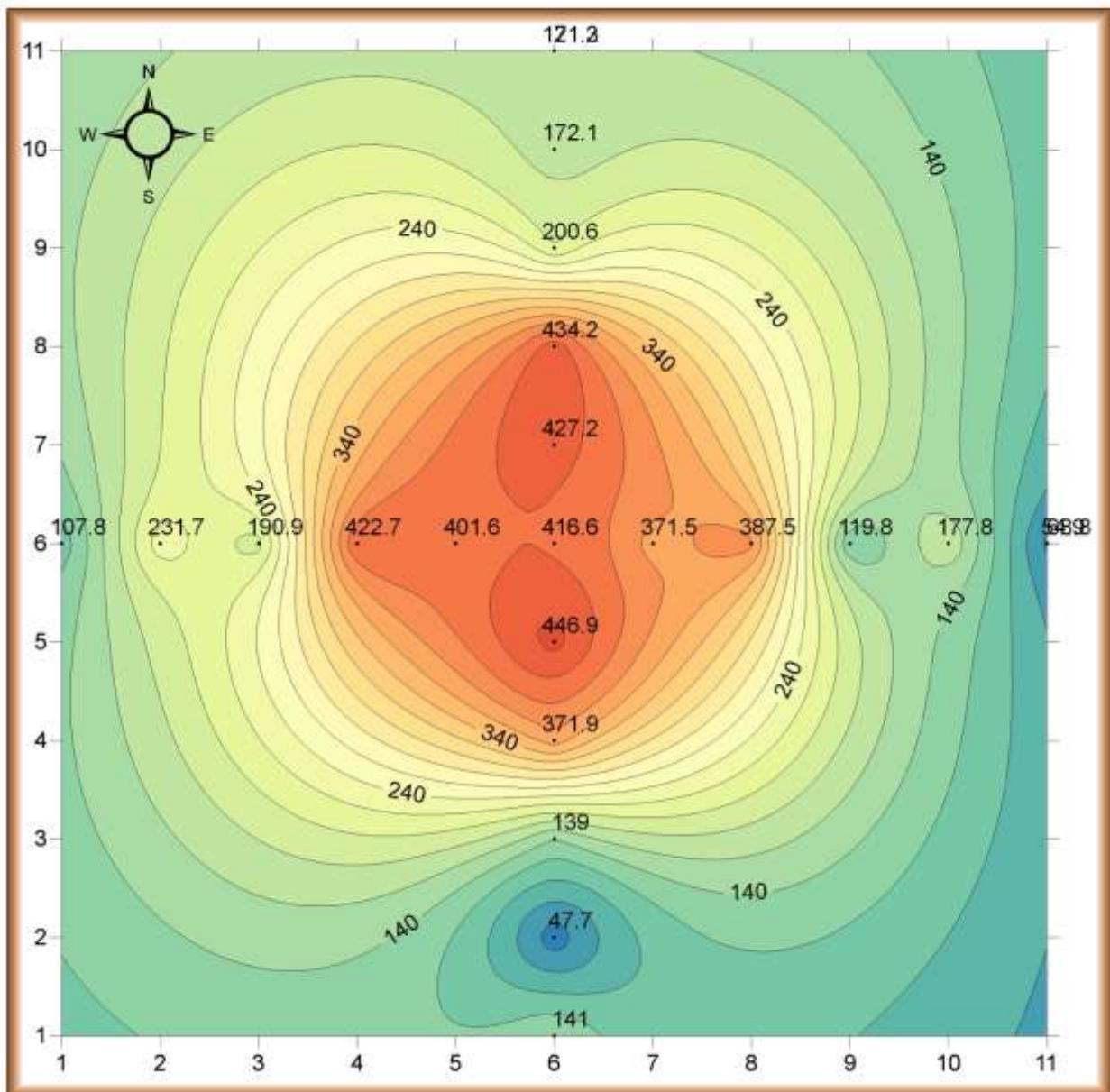
Содержание естественных радионуклидов в почве административных районов юга Тюменской области за 2014 год, Бк/кг

Административные районы	Номер реперного участка	Торий-232	Калий-40	Радий-226
Заводоуковский	11	18,0	464,0	28,5
Исетский	07	20,6	320,0	28,7
Н-Тавдинский	19	23,2	443,0	39,6
Омутинский	14	30,2	512,0	38,6
Тобольский	15	31,2	358,0	35,0
Тобольский	35	21,5	470,0	48,0
Тюменский	30	26,7	487,0	34,6
Тюменский	33	15,4	245,0	21,9
Упоровский	22	30,3	429,0	41,5
Ярковский	28	25,8	470,0	34,6
Среднее		24,3	419,8	35,1

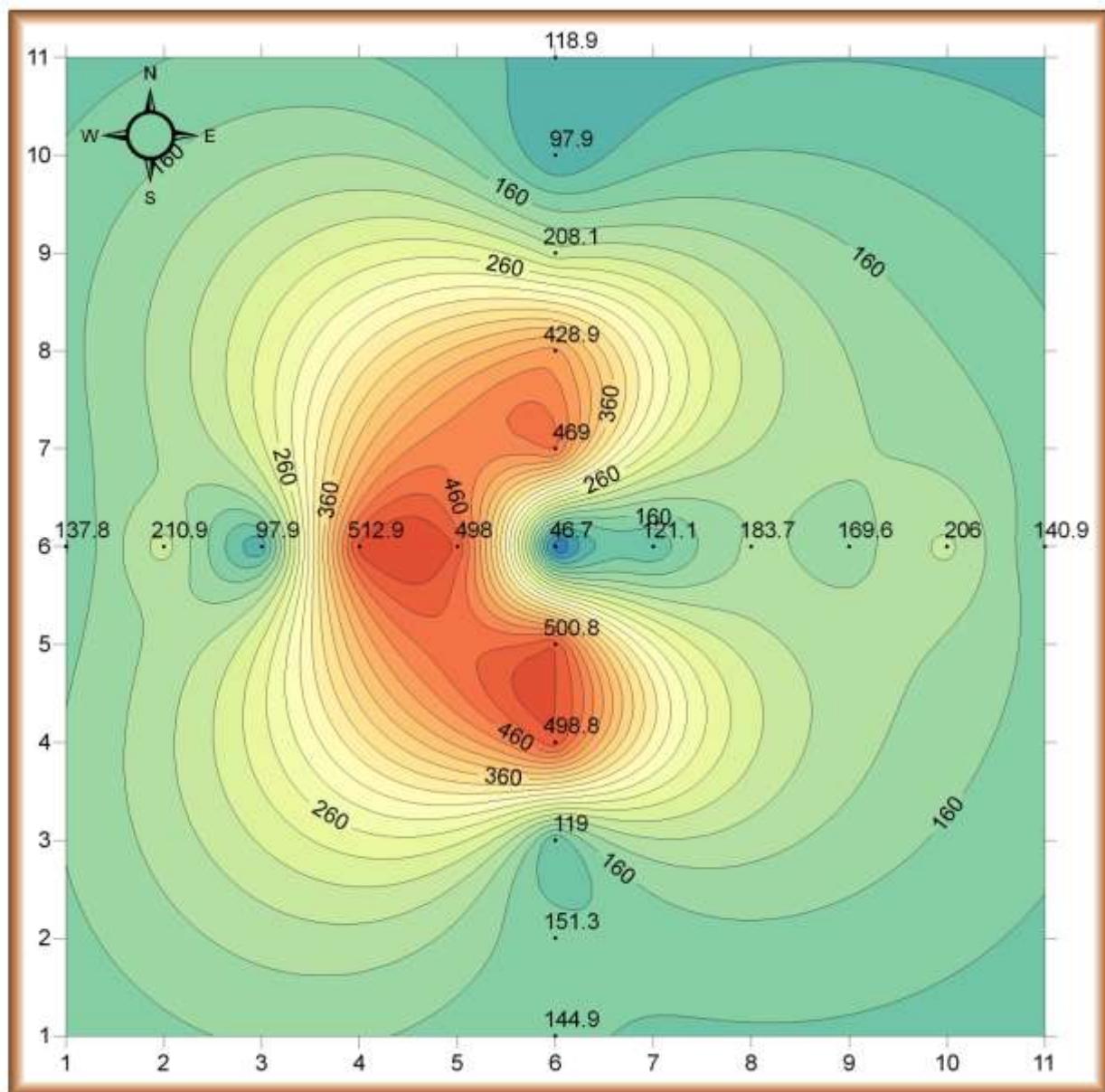
Удельная активность стронция-90 в слое 0-10 см почвы на участке подземного ядерного взрыва «Тавда» юга Тюменской области, Бк/кг



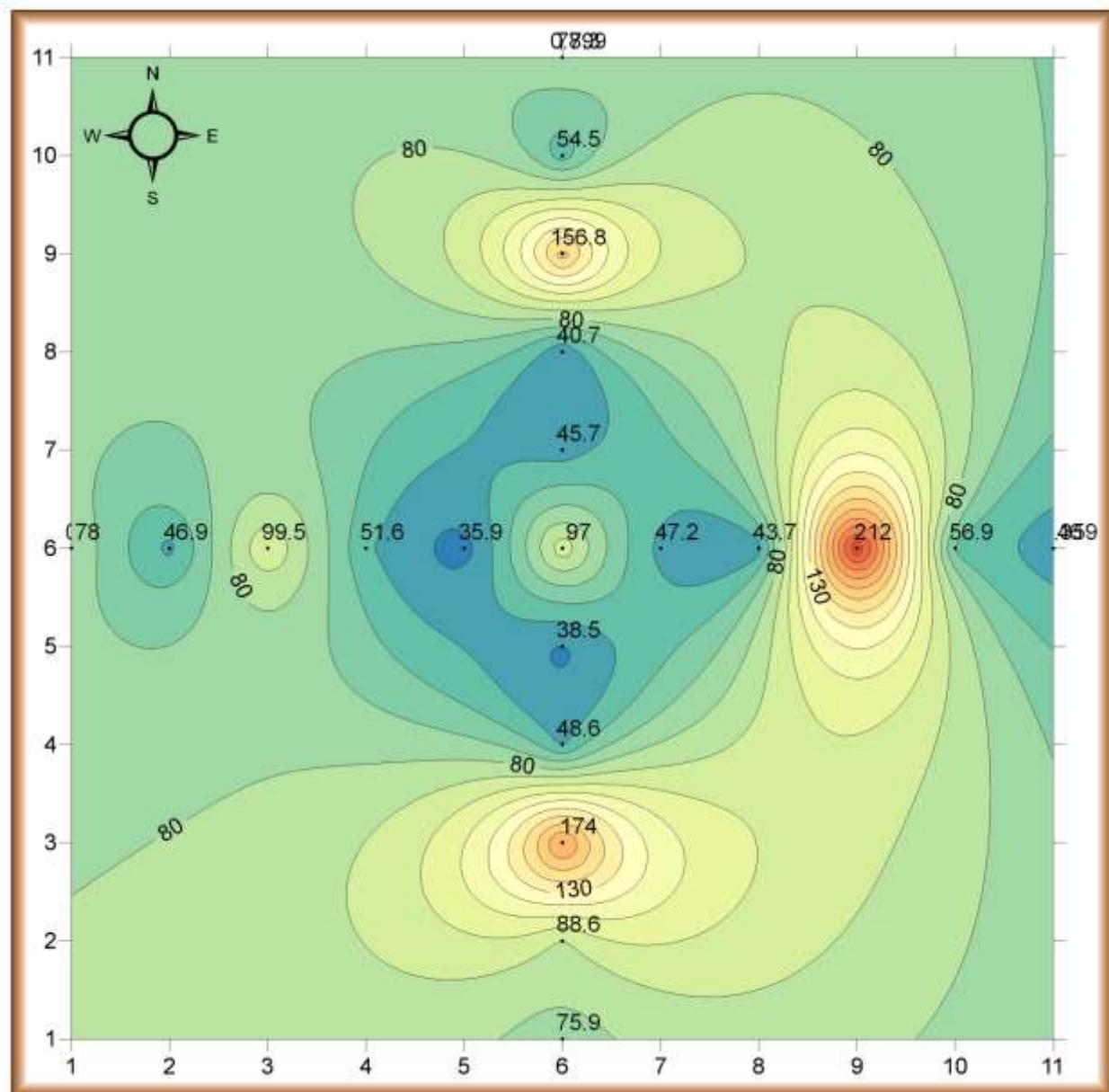
Удельная активность стронция-90 в слое 80-100 см почвы на участке подземного ядерного взрыва «Тавда» юга Тюменской области, Бк/кг



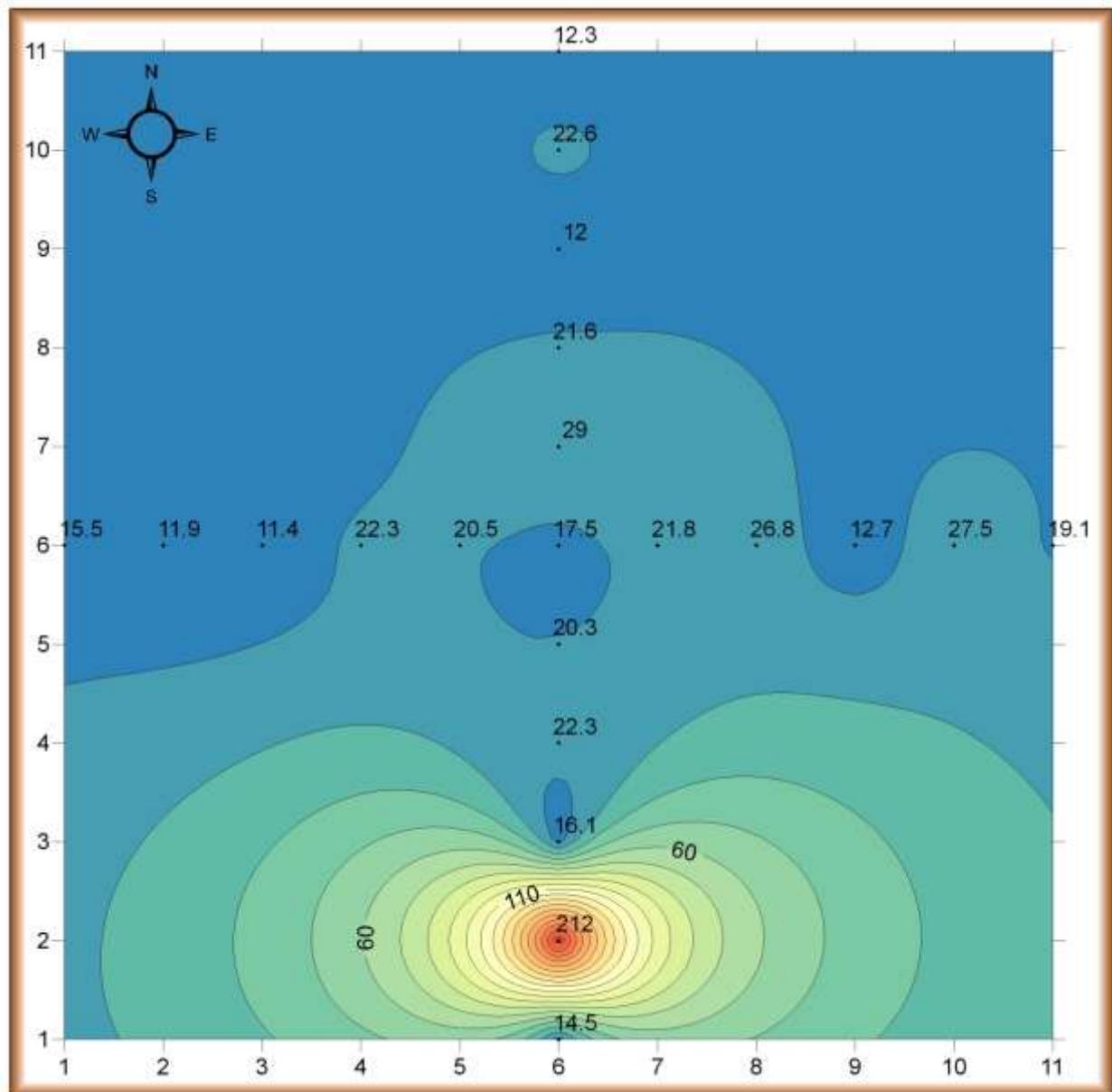
Удельная активность стронция-90 в слое 180-200 см почвы на участке подземного ядерного взрыва «Тавда» юга Тюменской области, Бк/кг



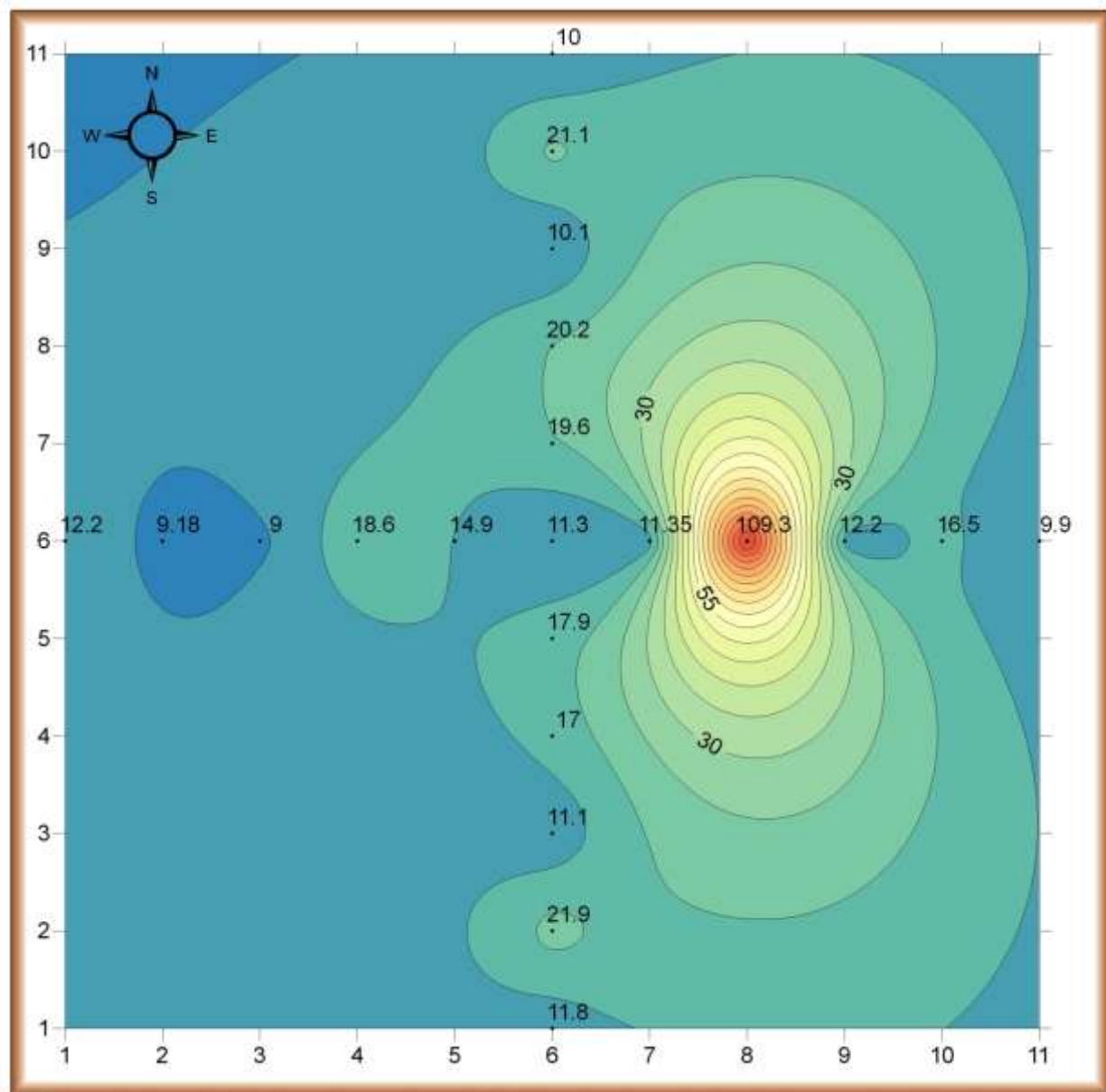
Удельная активность цезия-137 в слое 0-10 см почвы на участке подземного ядерного взрыва «Тавда» юга Тюменской области, Бк/кг



Удельная активность цезия-137 в слое 80-100 см почвы на участке подземного ядерного взрыва «Тавда» юга Тюменской области, Бк/кг



Удельная активность цезия-137 в слое 180-200 см почвы на участке подземного ядерного взрыва «Тавда» юга Тюменской области, Бк/кг



Приложение 12

Вычисление коэффициента корреляции между содержанием гумуса и удельной активностью стронция-90 в почве на месте подземного ядерного взрыва «Тавда»

	Почв. горизонты	Содержание гумуса в темно-серых лесных почвах, % x	Удельная активность Sr-90 в почве, Бк/кг y	Оценка xy	x²	y²
1	A ₁	6,43	279,25	1795,578	41,3449	74237,97218
2	A ₁	3,66	365,13	1336,376	13,3956	17901,55567
3	A ₁ B ₁	1,63	245,01	399,3663	2,6569	1061,07632
4	B ₂	0,02	237,32	4,7464	0,0004	0,00190
5	B _K	0,01	241,95	2,4195	0,0001	0,00024
6	C _K	0	217,16	0	0	0
		$\sum x=11,75$	$\sum y=1585,82$	$\sum xy=3538,49$	$\sum x^2=57,40$	$\sum y^2=93200,61$

$$r = \frac{n\sum xy - (\sum x)(\sum y)}{\sqrt{[n\sum x^2 - (\sum x)^2][n\sum y^2 - (\sum y)^2]}}$$

Расчет был произведен в программном обеспечение Excel при помощи
встроенных функций

r=0,619273(положительная линейная корреляция)

Приложение 13

Вычисление коэффициента корреляции между содержанием гумуса и
удельной активностью цезия-137 в почве на месте подземного ядерного
взрыва «Тавда»

	Почв. горизонты	Содержание гумуса в темно-серых лесных почвах, % x	Удельная активность Cs-137 в почве, Бк/кг y	Оценка xy	x²	y²
1	A ₁	6,43	76,9	494,467	41,3449	5913,61
2	A ₁	3,66	54,8	200,568	13,3956	3003,04
3	A ₁ B ₁	1,63	28,5	46,455	2,6569	812,25
4	B ₂	0,02	24,5	0,49	0,0004	600,25
5	B _K	0,01	17,7	0,177	0,0001	313,29
6	C _K	0	16,9	0	0	285,61
		$\sum x=11,75$	$\sum y=219,30$	$\sum xy=742,16$	$\sum x^2=57,3979$	$\sum y^2=10928,05$

$$r = \frac{n\sum xy - (\sum x)(\sum y)}{\sqrt{[n\sum x^2 - (\sum x)^2][n\sum y^2 - (\sum y)^2]}}$$

Расчет был произведен в программном обеспечение Excel при помощи
встроенных функций

r=0,988046 (положительная линейная корреляция)

Результаты регрессионного анализа
(получены с помощью Пакета программ «STATAN -2001»)

1. Зависимость между глубиной слоя почвы и плотностью загрязнения стронцием-90 на расстоянии 100 метров от технологической скважины

Коэффициент корреляции $r = 0,8403418$

Ошибка $m = 0.191646$

t -фактическое $= 4,384864$

Х и Y линейно коррелированы

Уравнение имеет вид: $Y = 0,009703036*X+0,5356963$

Ошибка уравнения при $P \leq 0,05$ равна: 0,2228484

2. Зависимость между глубиной слоя почвы и плотностью загрязнения стронцием-90 на расстоянии 200 метров от технологической скважины

Коэффициент корреляции $r = 0,8242047$

Ошибка $m = 0.2002145$

t -фактическое $= 4,116609$

Х и Y линейно коррелированы

Уравнение имеет вид: $Y = 0,01025152*X+0,7458479$

Ошибка уравнения при $P \leq 0,05$ равна: 0,250788

3. Зависимость между глубиной слоя почвы и плотностью загрязнения стронцием-90 на расстоянии 300 метров от технологической скважины

Коэффициент корреляции $r = 0,9512496$

Ошибка $m = 0.1090437$

t -фактическое $= 8,723565$

Х и Y линейно коррелированы

Уравнение имеет вид: $Y = 0,004506062 \cdot X + 0,71083938$

Ошибка уравнения при $P \leq 0,05$ равна: 0,0520189

4. Зависимость между глубиной слоя почвы и плотностью загрязнения стронцием-90 на расстоянии 400 метров от технологической скважины

Коэффициент корреляции $r = 0,8307458$

Ошибка $m = 0,1968062$

t -фактическое = 4,221137

X и Y линейно коррелированы

Уравнение имеет вид: $Y = 0,003245455 \cdot X + 0,1184545$

Ошибка уравнения при $P \leq 0,05$ равна: 0,07742911

5. Зависимость между глубиной слоя почвы и плотностью загрязнения стронцием-90 на расстоянии 500 метров от технологической скважины

Коэффициент корреляции $r = 0,984752$

Ошибка $m = 0,06150523$

t -фактическое = 16,01087

X и Y линейно коррелированы

Уравнение имеет вид: $Y = 0,0043673 \cdot X + (-0,02099538)$

Ошибка уравнения при $P \leq 0,05$ равна: 0,02778436

6. Зависимость между глубиной слоя почвы и плотностью загрязнения цезия-137 на расстоянии 100 метров от технологической скважины

Коэффициент корреляции $r = 0,8659664$

Ошибка $m = 0,1768128$

t -фактическое = 4,897644

X и Y линейно коррелированы

Уравнение имеет вид: $Y = 0,002134849 \cdot X + (-0,0273849)$

Ошибка уравнения при $P \leq 0,05$ равна: 0,04389732

7. Зависимость между глубиной слоя почвы и плотностью загрязнения цезия-137 на расстоянии 200 метров от технологической скважины

Коэффициент корреляции $r = 0,9300113$

Ошибка $m = 0.1299418$

t -фактическое $= 7,157135$

Хи Υ линейно коррелированы

Уравнение имеет вид: $Y = 0,002673638 * X + (-0.03206382)$

Ошибка уравнения при $P \leq 0,05$ равна: 0,03762023

8. Зависимость между глубиной слоя почвы и плотностью загрязнения цезия-137 на расстоянии 300 метров от технологической скважины

Коэффициент корреляции $r = 0,6106834$

Ошибка $m = 0.27997$

t -фактическое $= 2,181245$

Хи Υ линейно не коррелированы

Хи Υ линейно коррелированы

Уравнение имеет вид: $Y = 0,003016363 * X + (-0.002236288)$

Ошибка уравнения при $P \leq 0,05$ равна: 0,1392634

9. Зависимость между глубиной слоя почвы и плотностью загрязнения цезия-137 на расстоянии 400 метров от технологической скважины

Коэффициент корреляции $r = 0,4938748$

Ошибка $m = 0.3074263$

t -фактическое $= 1,606482$

Хи Υ линейно не коррелированы

Хи Υ линейно коррелированы

Уравнение имеет вид: $Y = 0,0019606 * X + 0,09149402$

Ошибка уравнения при $P \leq 0,05$ равна: 0,07497823

10. Зависимость между глубиной слоя почвы и плотностью загрязнения цезия-137 на расстоянии 500 метров от технологической скважины

Коэффициент корреляции $r = 0,5523293$

Ошибка $m = 0.2947313$

t -фактическое = 1,874009

Хи χ^2 линейно не коррелированы

Хи χ^2 линейно коррелированы

Уравнение имеет вид: $Y = 0,001931818*X + 0,04411817$

Ошибка уравнения при $P \leq 0,05$ равна: 0,1038132

Приложение 15

Вычисление коэффициента корреляции между содержанием гумуса и плотностью загрязнения почвы стронцием-90 на месте подземного ядерного взрыва «Тавда»

	Почв. горизонты	Содержание гумуса в темно-серых лесных почвах, % x	Плотность загрязнения почвы Sr-90, Ки/км ² y	Оценка xy	x²	y²
1	A ₁	6,43	0,019	0,1222	41,3449	0,000361
2	A ₁	3,66	0,241	0,8821	13,3956	0,058081
3	A ₁ B ₁	1,63	0,339	0,5526	2,6569	0,114921
4	B ₂	0,02	0,968	0,0194	0,0004	0,937024
5	B _K	0,01	1,017	0,0102	0,0001	1,034289
6	C _K	0	1,138	0	0	1,295044
		$\sum x=11,75$	$\sum y=3,722$	$\sum xy=1,5863$	$\sum x^2=57,3979$	$\sum y^2=3,43972$

$$r = \frac{n\sum xy - (\sum x)(\sum y)}{\sqrt{[n\sum x^2 - (\sum x)^2][n\sum y^2 - (\sum y)^2]}}$$

Расчет был произведен в программном обеспечение Excel при помощи
встроенных функций

r=- 0,91447 (отрицательная линейная корреляция)

Приложение 16

Вычисление коэффициента корреляции между содержанием гумуса и плотностью загрязнения почвы цезием-137 на месте подземного ядерного взрыва «Тавда»

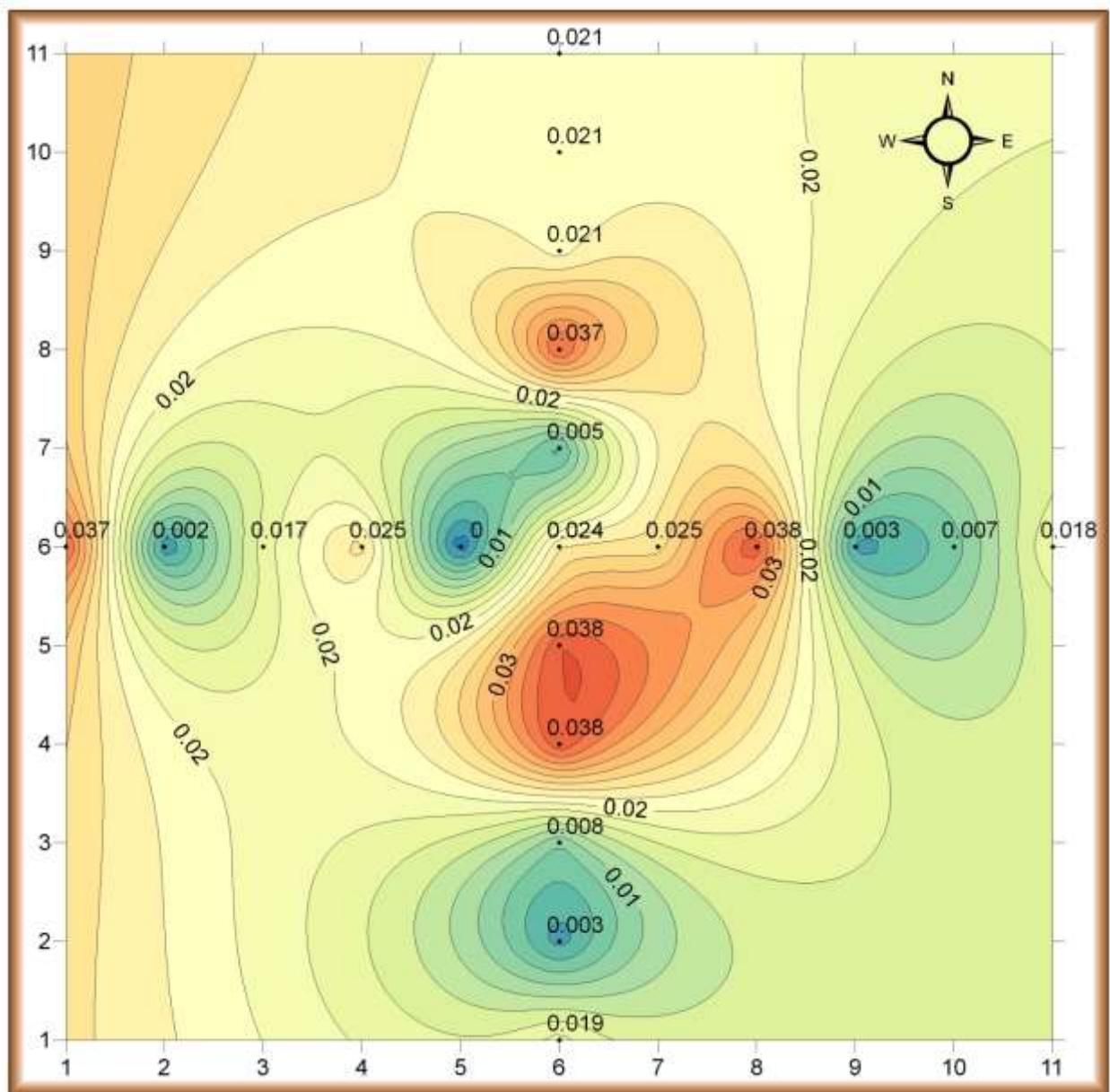
	Почв. горизонты	Содержание гумуса в темно-серых лесных почвах, % x	Плотность загрязнения почвы Cs-137, Ки/км ² y	Оценка xy	x²	y²
1	A ₁	6,43	0,0018	0,01157	41,3449	0,00013396
2	A ₁	3,66	0,0457	0,16726	13,3956	0,02797658
3	A ₁ B ₁	1,63	0,0341	0,05558	2,6569	0,00308947
4	B ₂	0,02	0,1100	0,00220	0,0004	0,00000484
5	B _K	0,01	0,0879	0,00088	0,0001	7,72641E-07
6	C _K	0	0,097	0	0	0
		$\sum x=11,75$	$\sum y=0,3765$	$\sum xy=0,2375$	$\sum x^2=57,3979$	$\sum y^2=0,0312$

$$r = \frac{n\sum xy - (\sum x)(\sum y)}{\sqrt{[n\sum x^2 - (\sum x)^2][n\sum y^2 - (\sum y)^2]}}$$

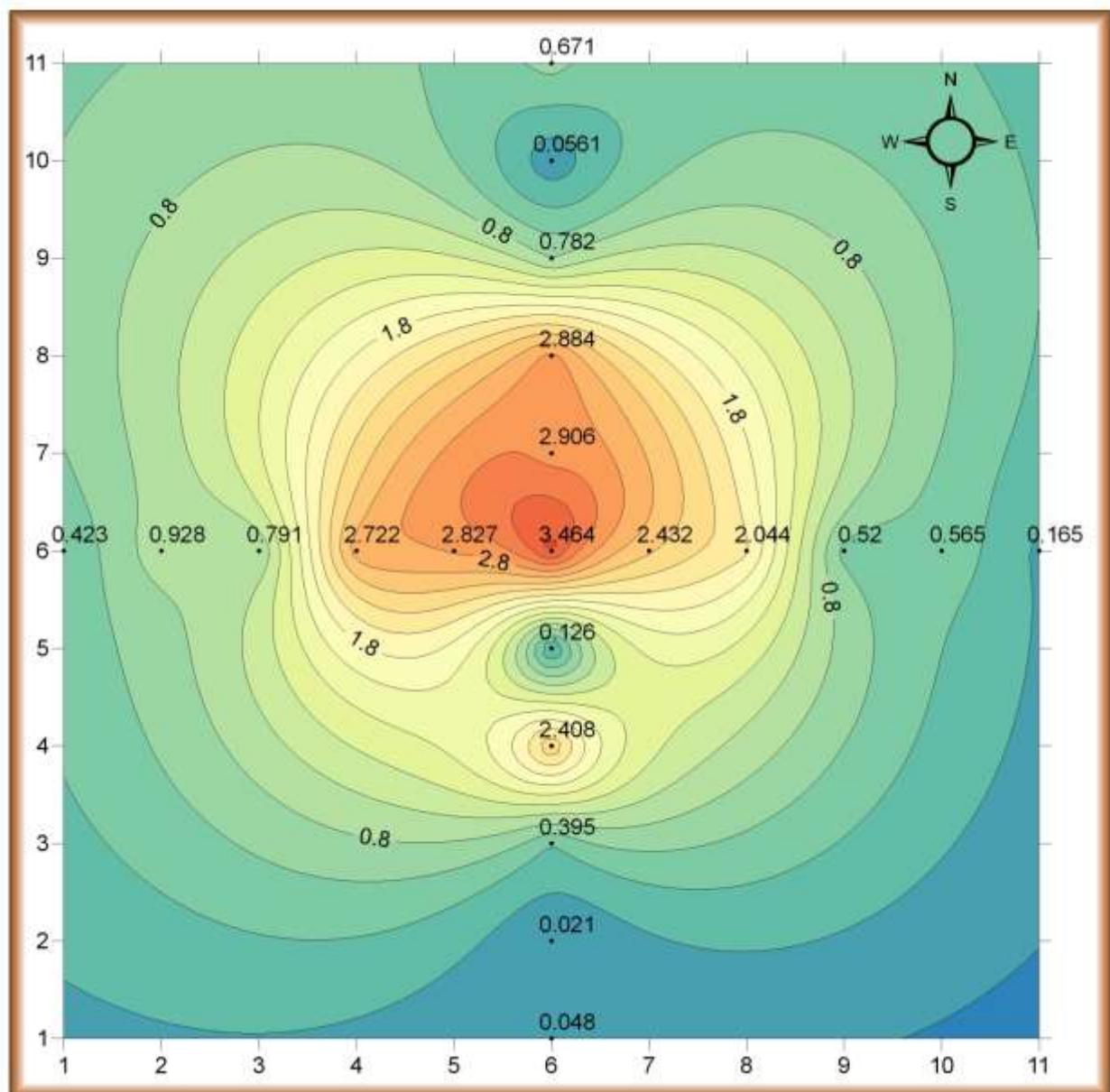
Расчет был произведен в программном обеспечение Excel при помощи
встроенных функций

r=- 0,90257 (отрицательная линейная корреляция)

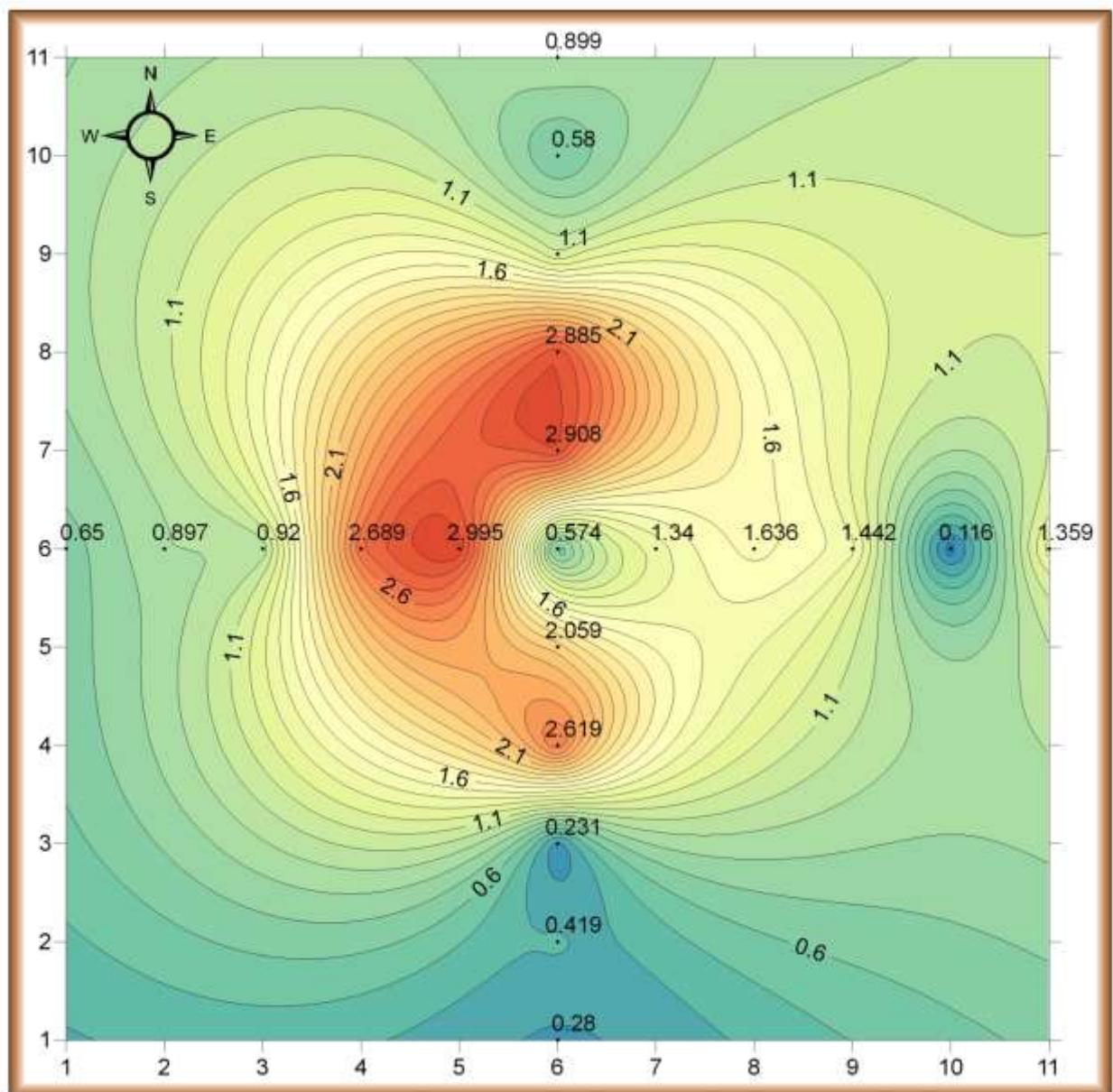
Плотность загрязнения стронцием-90 почвы в слое 0-10 см на участке подземного ядерного взрыва «Тавда» юга Тюменской области, Кн/км²



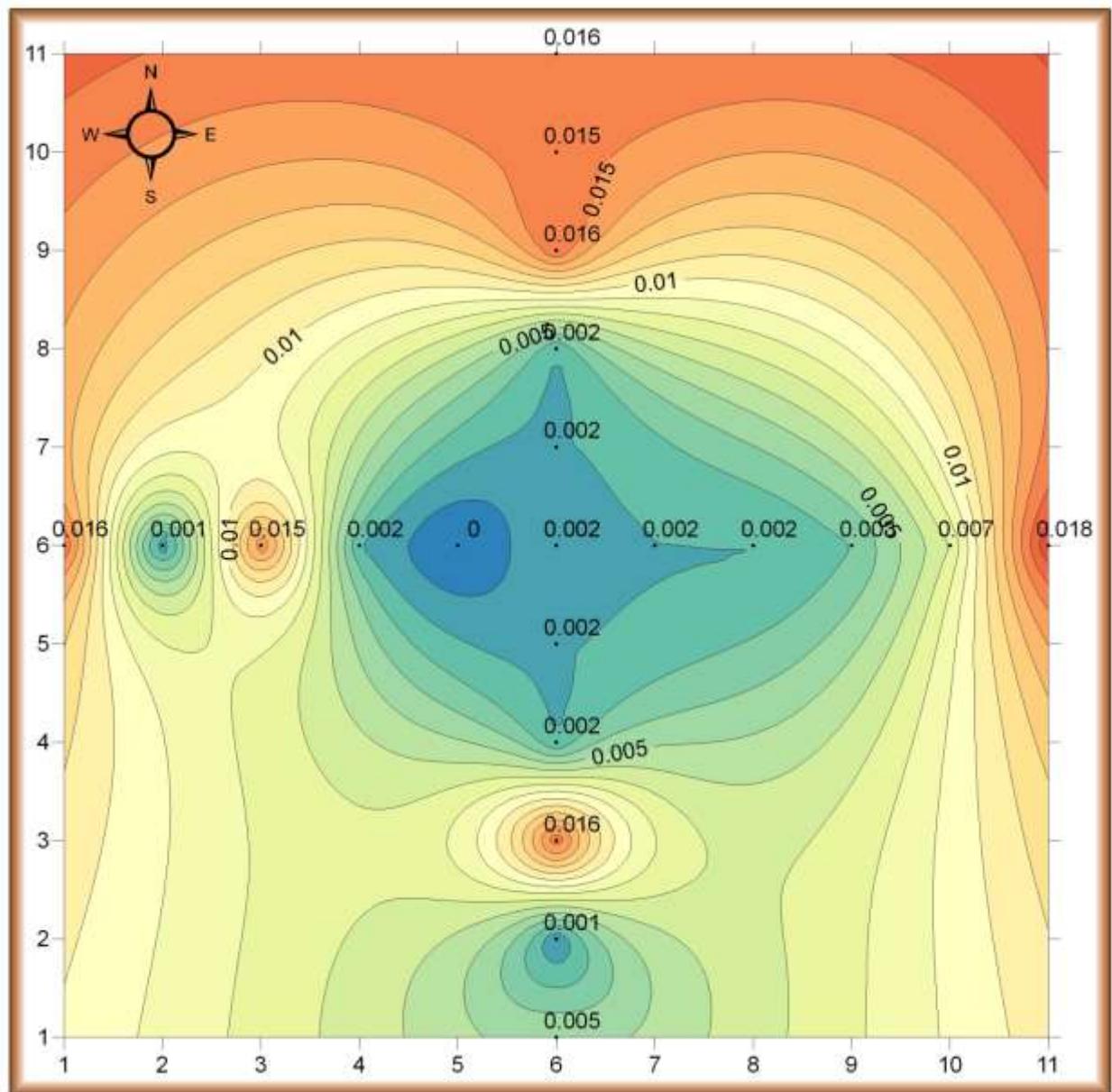
Плотность загрязнения стронцием-90 почвы в слое 80-100 см на участке подземного ядерного взрыва «Тавда» юга Тюменской области, Кн/км²



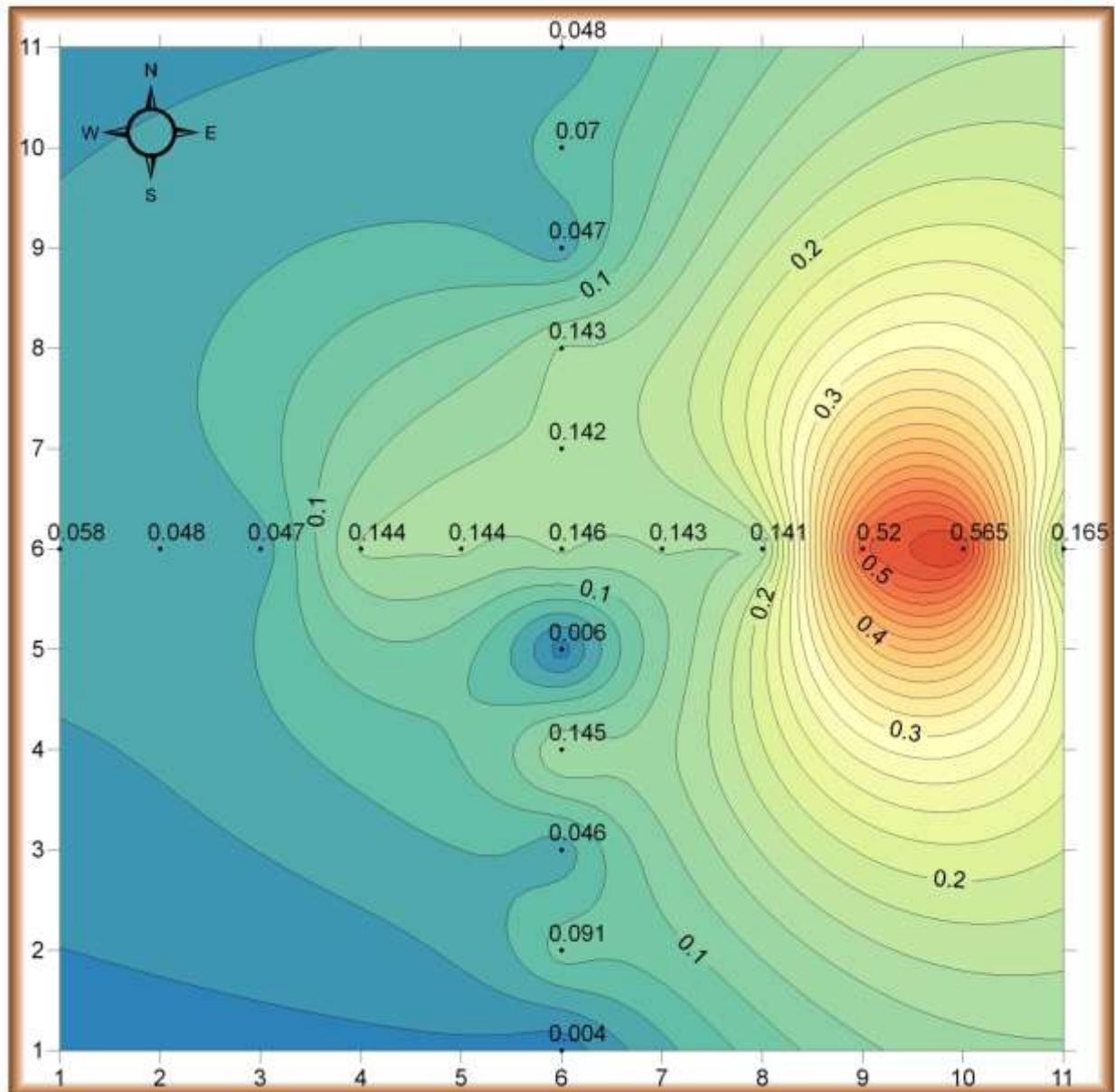
Плотность загрязнения стронцием-90 почвы в слое 180-200 см на участке подземного ядерного взрыва «Тавда» юга Тюменской области, Кн/км²



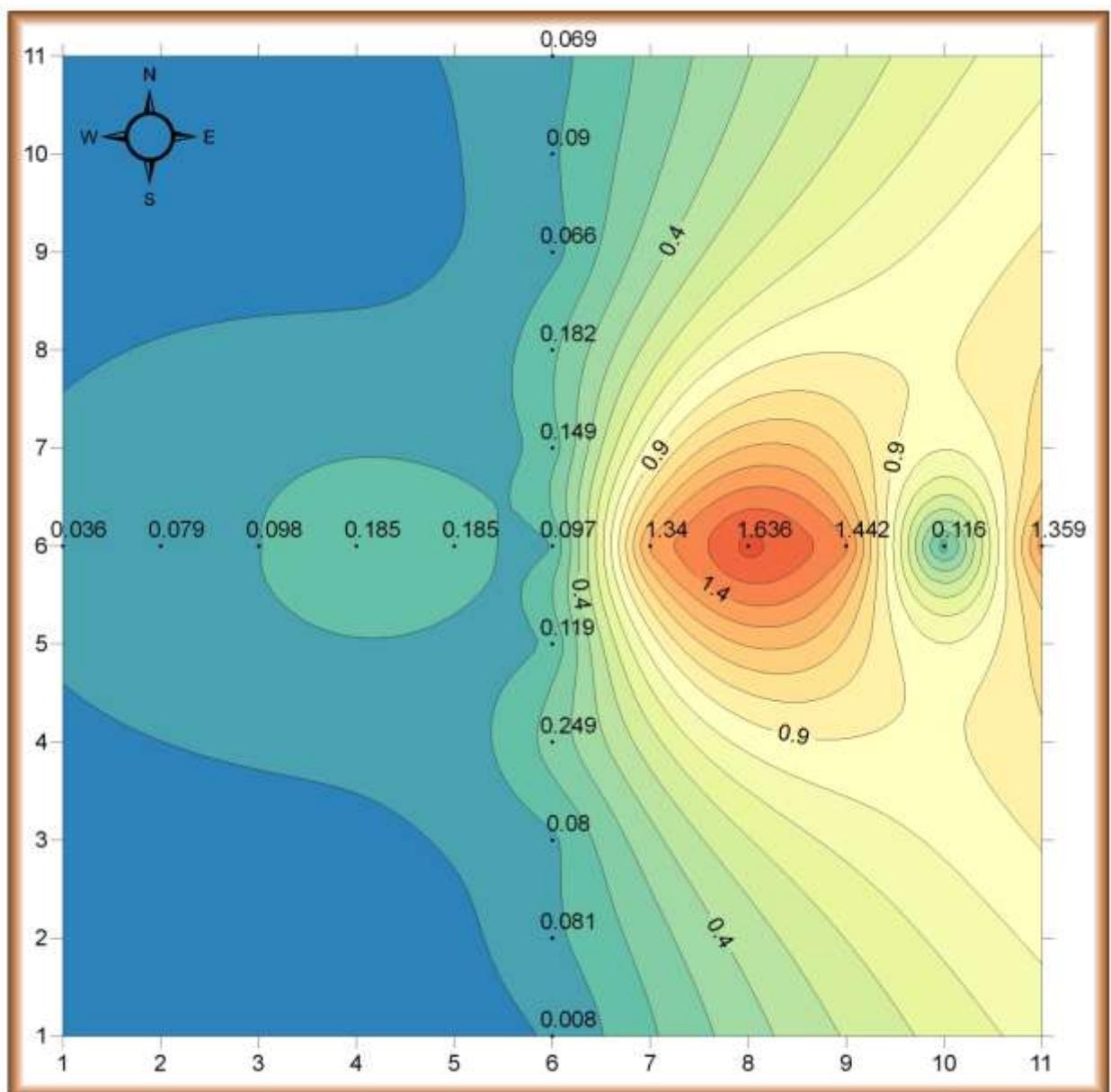
Плотность загрязнения цезием 137 почвы в слое 0-10 см на участке подземного ядерного взрыва «Тавда» юга Тюменской области, $\text{Ки}/\text{км}^2$



Плотность загрязнения цезием 137 почвы в слое 80-100 см на участке подземного ядерного взрыва «Тавда» юга Тюменской области, Ки/км²



Плотность загрязнения цезием 137 почвы в слое 180-200 см на участке подземного ядерного взрыва «Тавда» юга Тюменской области, Ки/км²



Дисперсионный анализ двухфакторного опыта по влиянию удаленности от технологической скважины и глубины отбора проб на содержание стронция-90 в почве на месте взрыва «Тавда»

Расстояние от технологическо й скважины, м (Фактор А)	Глубина, см (Фактор В)	Плотность загрязнения стронцием-90, Ки/км ² (Повторения X)				Сумма V	Среднее
		I	II	III	IV		
100	0-20	0,135	0,209	0,180	0,155	0,679	0,170
	20-40	0,502	0,519	0,398	0,395	1,814	0,454
	40-60	1,394	1,588	1,100	1,065	5,147	1,287
	60-80	1,562	1,973	1,955	1,616	7,106	1,777
	80-100	2,906	2,827	0,126	2,432	8,291	2,073
	100-120	1,621	1,998	1,290	0,904	5,813	1,453
	120-140	1,798	2,290	1,956	0,896	6,940	1,735
	140-160	2,205	2,698	2,025	0,077	7,005	1,751
	160-180	2,389	2,785	2,102	0,918	8,194	2,049
	180-200	2,908	2,950	2,059	1,340	9,257	2,314
200	0-20	0,163	0,235	0,785	0,170	1,353	0,339
	20-40	0,483	0,463	0,633	0,569	2,148	0,537
	40-60	1,576	1,500	1,806	1,692	6,574	1,644
	60-80	1,608	1,904	2,108	1,379	6,999	1,750
	80-100	2,884	2,722	2,408	2,044	10,058	2,515
	100-120	1,908	2,702	2,502	1,024	8,136	2,034
	120-140	2,789	2,39	2,599	0,658	8,436	2,109
	140-160	2,450	2,732	2,306	0,855	8,343	2,086
	160-180	2,804	2,759	2,610	0,789	8,962	2,241
	180-200	2,885	2,689	2,619	1,636	9,829	2,457
300	0-20	0,0115	0,023	0,022	0,190	0,247	0,062
	20-40	0,170	0,930	0,099	0,021	1,220	0,305
	40-60	0,213	0,630	0,291	0,150	1,284	0,321
	60-80	0,434	0,446	0,048	0,520	1,448	0,362
	80-100	0,782	0,791	0,395	0,846	2,814	0,704
	100-120	0,820	0,800	0,099	0,580	2,299	0,575
	120-140	0,900	0,990	0,280	0,893	3,063	0,766
	140-160	0,990	0,871	0,289	0,580	2,730	0,683
	160-180	0,890	0,780	0,293	1,442	3,405	0,851
	180-200	1,100	0,920	0,231	1,636	3,887	0,972

400	0-20	0,221	0,008	0,136	0,044	0,408	0,102
	20-40	0,170	0,016	0,320	0,100	0,606	0,152
	40-60	0,340	0,261	0,039	0,430	1,070	0,268
	60-80	0,041	0,521	0,351	0,166	1,079	0,270
	80-100	0,056	0,928	0,021	0,565	1,570	0,393
	100-120	0,320	0,856	0,026	1,507	2,709	0,677
	120-140	0,325	0,769	0,32	0,875	2,289	0,572
	140-160	0,480	0,902	0,39	1,459	3,231	0,808
	160-180	0,499	0,921	0,29	0,75	2,46	0,615
	180-200	0,580	0,897	0,419	0,116	2,012	0,503
500	0-20	0,05	0,0495	0,035	0,02	0,1545	0,039
	20-40	0,137	0,13	0,106	0,044	0,417	0,104
	40-60	0,310	0,02	0,022	0,253	0,605	0,151
	60-80	0,435	0,0235	0,317	0,571	1,3465	0,337
	80-100	0,671	0,423	0,048	0,165	1,307	0,327
	100-120	0,671	0,499	0,098	0,165	1,433	0,358
	120-140	0,710	0,51	0,293	0,605	2,118	0,530
	140-160	0,680	0,45	0,31	1,254	2,694	0,674
	160-180	0,820	0,531	0,319	1,32	2,99	0,748
	180-200	0,899	0,65	0,28	1,359	3,188	0,797
Сумма Р		51,695	56,479	39,754	39,240	187,167	0,936

Определение суммы квадратов отклонений

$$N = 10 * 4 * 5 = 200;$$

$$C = (187,167)^2 / 200 = 175,158;$$

$$C_Y = \sum X^2 - C = 149,656;$$

$$c = \sum P^2 / l - C = 4,489;$$

$$C_V = \sum V^2 / n - C = 113,464;$$

$$C_Z = C_Y - C_P - C_V = 31,703.$$

Определение главных эффектов и взаимодействий

Факт ор А	Фактор В										ΣA
	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100	100-120	120-140	140-160	160-180	180-200	
100	0,68	1,81	5,15	7,11	8,29	5,81	6,94	7,01	8,19	9,26	60,25
200	1,35	2,15	6,57	6,99	10,06	8,14	8,44	8,34	8,96	9,83	70,84
300	0,25	1,22	1,28	1,45	2,81	2,30	3,06	2,73	3,41	3,89	22,40
400	0,41	0,61	1,07	1,08	1,57	2,71	2,29	3,23	2,46	2,01	17,43
500	0,16	0,42	0,61	1,35	1,31	1,43	2,12	2,69	2,99	3,19	16,25
ΣB	2,84	6,21	14,68	17,98	24,04	20,39	22,85	24,00	26,01	28,17	187,17

$$C_A = \sum A^2 / l_B n - C = 67,775$$

при степенях свободы $(l_A - 1) = 5 - 1 = 4$;

$$C_B = \sum B^2 / l_A n - C = 32,210$$

при степенях свободы $(l_B - 1) = 10 - 1 = 9$;

$$C_{AB} = C_V - C_A - C_B = 13,480$$

при степенях свободы $(l_A - 1) * (l_B - 1) = 36$.

Результат двухфакторного дисперсионного анализа

	Сумма квадратов	Степени свободы	Средний квадрат	F ф	F ₀₅
C _Y	149,656	199	—	—	—
C _B	4,489	3	—	—	—
C _A	67,775	4	16,944	78,566	2,44
C _B	32,210	9	3,579	16,595	1,95
C _{AB}	13,480	36	0,374	1,736	1,54
Остаток	31,703	147	0,216	—	—

Оценка существенности главных эффектов и взаимодействия по НСР₀₅

НСР₀₅ = 0,644 (для сравнения частных средних)

Влияние удаленности от технологической скважины и глубины на содержание
техногенного радионуклида стронция-90 в почве на месте взрыва «Тавда»

S от технологич еской скв-ы, м	Глубина, см										Среднее по фактору А $HCP_{05}=0,204$	Отклонение
	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100	100-120	120-140	140-160	160-180	180-200		
100	0,17	0,45	1,29	1,78	2,07	1,45	1,74	1,75	2,05	2,31	1,51	
200	0,34	0,54	1,64	1,75	2,51	2,03	2,11	2,09	2,24	2,46	1,77	0,26
300	0,06	0,31	0,32	0,36	0,70	0,57	0,77	0,68	0,85	0,97	0,56	-0,95
400	0,10	0,15	0,27	0,27	0,39	0,68	0,57	0,81	0,62	0,50	0,44	-1,07
500	0,04	0,10	0,15	0,34	0,33	0,36	0,53	0,67	0,75	0,80	0,41	-1,10
Среднее по фактору В $HCP_{05}=0,288$	0,14	0,31	0,73	0,90	1,20	1,02	1,14	1,20	1,30	1,41		
Отклонение		0,17	0,59	0,76	1,06	0,88	1,00	1,06	1,16	1,27		

Дисперсионный анализ двухфакторного опыта по влиянию удаленности от технологической скважины и глубины отбора проб на содержание цезия-137 в почве на месте взрыва «Тавда»

Расстояние от технологическо й скважины, м (Фактор А)	Глубина, см (Фактор В)	Плотность загрязнения цезием-137, Ки/км ² (Повторения X)				Сумма V	Среднее
		I	II	III	IV		
100	0-20	0,010	0,0095	0,010	0,010	0,040	0,010
	20-40	0,036	0,035	0,035	0,035	0,141	0,035
	40-60	0,072	0,073	0,071	0,071	0,287	0,072
	60-80	0,107	0,108	0,108	0,131	0,454	0,114
	80-100	0,142	0,144	0,006	0,143	0,435	0,109
	100-120	0,151	0,099	0,071	0,904	1,225	0,306
	120-140	0,147	0,154	0,079	0,896	1,276	0,319
	140-160	0,168	0,196	0,070	0,077	0,511	0,128
	160-180	0,109	0,155	0,102	0,918	1,284	0,321
	180-200	0,149	0,185	0,119	1,340	1,793	0,448
200	0-20	0,010	0,010	0,010	0,121	0,151	0,038
	20-40	0,036	0,036	0,036	0,035	0,143	0,036
	40-60	0,071	0,071	0,228	0,072	0,442	0,111
	60-80	0,107	0,108	0,108	0,106	0,429	0,107
	80-100	0,143	0,144	0,145	0,141	0,573	0,143
	100-120	0,150	0,122	0,199	1,024	1,495	0,374
	120-140	0,159	0,154	0,202	0,658	1,173	0,293
	140-160	0,148	0,169	0,229	0,855	1,401	0,350
	160-180	0,170	0,149	0,243	0,789	1,351	0,338
	180-200	0,182	0,185	0,249	1,636	2,252	0,563
300	0-20	0,009	0,009	0,019	0,073	0,110	0,028
	20-40	0,018	0,030	0,029	0,190	0,267	0,067
	40-60	0,004	0,072	0,040	0,021	0,137	0,034
	60-80	0,048	0,072	0,004	0,150	0,274	0,069
	80-100	0,047	0,047	0,046	0,520	0,660	0,165
	100-120	0,048	0,048	0,052	0,846	0,994	0,249
	120-140	0,038	0,078	0,051	0,580	0,747	0,187
	140-160	0,052	0,089	0,070	0,893	1,104	0,276
	160-180	0,057	0,119	0,058	0,580	0,814	0,204
	180-200	0,066	0,098	0,080	1,442	1,686	0,422

400	0--20	0,018	0,001	0,006	0,049	0,074	0,019
	20-40	0,029	0,002	0,021	0,100	0,152	0,038
	40-60	0,041	0,051	0,004	0,430	0,526	0,132
	60-80	0,042	0,710	0,060	0,166	0,978	0,245
	80-100	0,070	0,048	0,091	0,565	0,774	0,194
	100-120	0,075	0,086	0,098	1,507	1,766	0,442
	120-140	0,081	0,051	0,082	0,875	1,089	0,272
	140-160	0,071	0,095	0,080	1,459	1,705	0,426
	160-180	0,062	0,102	0,091	0,750	1,005	0,251
	180-200	0,090	0,079	0,081	0,116	0,366	0,092
500	0--20	0,018	0,013	0,029	0,020	0,080	0,020
	20-40	0,041	0,019	0,029	0,044	0,133	0,033
	40-60	0,047	0,003	0,004	0,253	0,307	0,077
	60-80	0,072	0,072	0,007	0,571	0,722	0,181
	80-100	0,048	0,058	0,004	0,165	0,275	0,069
	100-120	0,08	0,035	0,005	0,165	0,285	0,071
	120-140	0,083	0,062	0,034	0,605	0,784	0,196
	140-160	0,079	0,071	0,047	1,254	1,450	0,363
	160-180	0,091	0,058	0,037	1,310	1,496	0,374
	180-200	0,069	0,036	0,008	1,359	1,472	0,368
Сумма Р		51,695	3,861	4,621	3,588	27,020	39,088

Определение суммы квадратов отклонений

$$N = 10 * 4 * 5 = 200;$$

$$C = (187,167)^2 / 200 = 7,639;$$

$$C_Y = \sum X^2 - C = 20,917;$$

$$C_P = \sum P^2 / l - C = 7,944;$$

$$C_V = \sum V^2 / n - C = 4,109;$$

$$C_Z = C_Y - C_P - C_V = 8,864.$$

Определение главных эффектов и взаимодействий

Факт ор А	Фактор В										ΣA
	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100	100-120	120-140	140-160	160-180	180-200	
100	0,04	0,14	0,29	0,45	0,44	1,23	1,28	0,51	1,28	1,79	7,45
200	0,15	0,14	0,44	0,43	0,57	1,50	1,17	1,40	1,35	2,25	9,41
300	0,11	0,27	0,14	0,27	0,66	0,99	0,75	1,10	0,81	1,69	6,79
400	0,07	0,15	0,53	0,98	0,77	1,77	1,09	1,70	1,01	0,37	8,43
500	0,08	0,13	0,31	0,72	0,28	0,29	0,78	1,45	1,50	1,47	7,01
ΣB	0,45	0,84	1,70	2,86	2,72	5,77	5,07	6,17	5,95	7,57	39,09

$$C_A = \sum A^2 / l_B n - C = 0,119$$

при степенях свободы $(l_A - 1) = 5 - 1 = 4$;

$$C_B = \sum B^2 / l_A n - C = 2,813$$

при степенях свободы $(l_B - 1) = 10 - 1 = 9$;

$$C_{AB} = C_V - C_A - C_B = 1,177$$

при степенях свободы $(l_A - 1) * (l_B - 1) = 36$.

Результат двухфакторного дисперсионного анализа

	Сумма квадратов	Степени свободы	Средний квадрат	F ф	F ₀₅
C _Y	4,109	199	—	—	—
C _B	7,944	3	—	—	—
C _A	0,119	4	0,030	0,494	2,44
C _B	2,813	9	0,313	5,184	1,95
C _{AB}	1,177	36	0,033	0,542	1,54
Остаток	8,864	147	0,060	—	—

Оценка существенности главных эффектов и взаимодействия по НСР₀₅

НСР₀₅ = 0,340 (для сравнения частных средних)

Влияние удаленности от технологической скважины и глубины на содержание техногенного радионуклида цезия-137 в почве на месте взрыва «Тавда»

S от технологич еской скв., м	Глубина, см										Среднее по фактору А HCP ₀₅ =0,108	Отклонение
	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100	100-120	120-140	140-160	160-180	180-200		
100	0,01	0,04	0,07	0,11	0,11	0,31	0,32	0,13	0,32	0,45	0,19	
200	0,04	0,04	0,11	0,11	0,14	0,37	0,29	0,35	0,34	0,56	0,24	0,05
300	0,03	0,07	0,03	0,07	0,17	0,25	0,19	0,28	0,20	0,42	0,17	-0,02
400	0,02	0,04	0,13	0,24	0,19	0,44	0,27	0,43	0,25	0,09	0,21	0,02
500	0,02	0,03	0,08	0,18	0,07	0,07	0,20	0,36	0,37	0,37	0,18	-0,01
Среднее по фактору В HCP ₀₅ =0,152	0,02	0,04	0,08	0,14	0,14	0,29	0,25	0,31	0,30	0,38		
Отклонение		0,02	0,06	0,12	0,11	0,27	0,23	0,29	0,27	0,36		

Влияние удаленности от технологической скважины и глубины на содержание техногенного радионуклида цезия-137 в почве на месте взрыва «Тавда»

