На правах рукописи

Карпенко Евгений Игоревич

ОЦЕНКА РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЙ СИТУАЦИИ В РАЙОНЕ РАСПОЛОЖЕНИЯ ПРЕДПРИЯТИЯ ПО ДОБЫЧЕ И ПЕРЕРАБОТКЕ УРАНОВЫХ РУД

Специальность: 03.01.01 – радиобиология

АВТОРЕФЕРАТ

Диссертация на соискание учёной степени
кандидата биологических наук

Обнинск – 2010

Диссертация выполнена в ГНУ «Всероссийский научно-исследовательский институт сельскохозяйственной радиологии и агроэкологии» Российской академии сельскохозяйственных наук

Научный руководитель: Доктор биологических наук

Спиридонов Сергей Иннокентьевич

Официальные оппоненты: Доктор биологических наук

Спирин Евгений Викторович

Доктор технических наук

Вакуловский Сергей Мстиславович

Ведущая организация: Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова

Защита диссертации состоится “___”_____2010 г. в _____часов
на заседании диссертационного совета Д 006.068.01 при Всероссийском научно-исследовательском институте сельскохозяйственной радиологии и агроэкологии по адресу: 248032, Калужская обл., г. Обнинск, Киевское шоссе, 109 км, ГНУ ВНИИСХРАЭ Россельхозакадемии, Диссертационный совет.
Факс: (48439) 6-80-66

С диссертацией можно ознакомиться в библиотеке ГНУ ВНИИСХРАЭ

Автореферат разослан “___”_____2010 г.

Ученый секретарь диссертационного совета
Кандидат биологических наук О.А. Шубина

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность темы. Отсутствие альтернативы ядерной энергетике, обеспечивающей крупномасштабное производство энергии, в обозримый период времени существования человечества не вызывает сомнений. Основная проблема в рамках стратегического планирования в этой сфере – обоснованный выбор оптимальных вариантов ядерных технологий. Необходимым условием такого выбора является проведение сравнительного анализа вариантов развития ядерной энергетики с учетом технологического, экономического, экологического и социального аспектов. К одному из наиболее значимых направлений следует отнести оценку последствий радиоактивного загрязнения окружающей среды. В рамках радиоэкологической проблематики формируется широкий круг задач, включающих изучение биологического действия ионизирующего излучения и установление научно обоснованных допустимых пределов доз облучения биоты и человека; разработку методов оценки дозовых нагрузок и создание, в итоге, системы защиты окружающей среды от влияния радиационного фактора (Алексахин Р.М., Фесенко С.В., 2004).

Важным условием безопасного развития ядерной энергетики являются разработка и внедрение методов обработки и хранения радиоактивных отходов, образующихся на всех этапах ядерного топливного цикла (ЯТЦ), в том числе и на первом этапе - при добыче и переработке урановых руд. Проблема утилизации радиоактивных отходов является весьма актуальной в настоящее время. Загрязнение окружающей среды в районах расположения уранодобывающих предприятий связано с аэрозольными выбросами этих предприятий, а также с образованием отвалов горных пород, забалансовых руд и хвостов гидрометаллургической переработки (Бахуров В.Г., Луценко И.К., Шашкина Н.Н., 1965). Многие хвостохранилища, пульпохранилища, могильники радиоактивных отходов, сформировавшиеся в начальный период развития атомной промышленности и энергетики, в настоящее время не отвечают современным природоохранным требованиям, даже после завершения реабилитационных мероприятий на данных объектах. С течением времени происходит нарушение защитных барьеров, и возникает необходимость в повторном проведении частичной или полной рекультивации.

Основой для принятия решений о необходимости проведения реабилитационных мероприятий, направленных на смягчение последствий радиоактивного загрязнения окружающей среды в результате деятельности добывающих предприятий ЯТЦ, являются результаты комплексных радиоэкологических исследований. Эти исследования должны включать экспериментальное определение содержания тяжелых естественных радионуклидов (ТЕРН) на территориях, прилегающих к предприятиям по добыче и переработке уранового сырья, оценку дозовых нагрузок и уровней радиационного воздействия на население и биоту (Алексахин Р.М., Архипов Н.П., Бархударов Р.М. и др., 1990).

Цели исследования: оценка радиоэкологической ситуации на территории, прилегающей к бывшему уранодобывающему предприятию Лермонтовское производственное объединение (ЛПО) “Алмаз”.

Задачи исследования:

1. Анализ радиационной и экологической обстановки в районе размещения предприятия по добыче и переработке урановой руды ЛПО “Алмаз”.
2. Экспериментальное изучение уровней радиоактивного загрязнения компонентов наземных и водных экосистем в непосредственной близости от ЛПО “Алмаз”.
3. Разработка комплекса моделей для расчета дозовых нагрузок, формируемых ТЕРН, на компоненты биоты.
4. Расчет доз облучения компонентов наземных и водных экосистем на территории, прилегающей к ЛПО “Алмаз”.

5. Оценка доз облучения населения, проживающего в непосредственной близости от ЛПО “Алмаз”.

6. Сравнительный анализ уровней радиационного воздействия на человека и биоту на территории, загрязненной ТЕРН.

Научная новизна работы:

Впервые была проведена комплексная оценка радиоэкологической ситуации в районе размещения бывшего предприятия по добыче и переработке урановых руд ЛПО «Алмаз». На основе экспериментальных исследований выявлены участки и компоненты природных экосистем с повышенным содержанием ТЕРН. Разработаны модели для расчета дозовых нагрузок на биоту, которые могут быть адаптированы для различных экосистем и геометрий “источник - мишень”. Выполнена оценка доз облучения и индексов радиационного воздействия для объектов окружающей среды и населения на территории, прилегающей к уранодобывающему предприятию ЛПО «Алмаз». Впервые проведен сравнительный анализ уровней радиационного воздействия на человека и биоту (на основе консервативного подхода) для территорий, загрязненных ТЕРН.

Теоретическое и практическое значение работы:

На основе результатов расчета индексов радиационного воздействия на человека и биоту выполнен анализ возможности применения антропоцентрического принципа защиты окружающей среды от воздействия ионизирующего излучения для территорий, прилегающих к предприятию по добыче и переработке урановых руд. Показано, что принцип “если радиационными стандартами защищен человек, то защищена от действия ионизирующих излучений и биота” выполняется в условиях соблюдения консервативного подхода к формированию сценариев облучения населения. Продемонстрирована существенная роль значений дозовых пределов для биоты в оценке справедливости этого принципа.

Практическую значимость представляют результаты идентификации локальных участков в районе расположения ЛПО “Алмаз” с повышенным содержанием ТЕРН в компонентах окружающей среды. Сформулированы предложения, касающиеся целесообразности проведения детализированных исследований радиационной обстановки на этих участках и выполнения, в случае необходимости, работ по их рекультивации. Результаты комплексной оценки радиоэкологической ситуации в районе размещения предприятия ЛПО «Алмаз» могут быть использованы при планировании мероприятий, направленных на снижение (предотвращение) дополнительных дозовых нагрузок на население в результате производства сельскохозяйственной продукции на загрязненных территориях.

Основные положения, выносимые на защиту:

1. Результаты экспериментального изучения уровней радиоактивного загрязнения территории, прилегающей к бывшему уранодобывающему предприятию ЛПО “Алмаз”.
2. Комплекс математических моделей для расчета дозовых нагрузок на компоненты наземных и водных экосистем.
3. Результаты расчета доз облучения биоты на территории, загрязненной ТЕРН в результате деятельности уранодобывающего предприятия ЛПО “Алмаз”.
4. Итоги сравнительной оценки уровней радиационного воздействия на население и биоту в непосредственной близости от предприятия ЛПО “Алмаз”.

Апробация работы и публикации:

Основные положения работы и результаты исследований докладывались на XI Международной научно-инновационной конференции студентов, аспирантов и молодых специалистов «Полярное сияние 2008» (Санкт-Петербург, 2008); V региональной научной конференции «Техногенные системы и экологический риск» (Обнинск, 2008); IV Всероссийской научно-практической конференции «Актуальные задачи математического моделирования и инновационных технологий» (Сочи, 2008); IX Radiation Physics and Protection Conference (Nasr City

Cairo, 2008); Научно-практическом совещании по реабилитации радиоактивно загрязненных территорий (Кисловодск, 2009); VII региональной научной конференции «Техногенные системы и экологический риск» (Обнинск, 2010).

По материалам диссертации опубликованы 8 работ.

Структура и объем диссертации:

Диссертация изложена на 129 страницах, включает введение, 5 глав, выводы, 26 таблиц, 40 рисунков и список публикаций из 90 наименований.

СОДЕРЖАНИЕ РАБОТЫ

Глава 1. Радиоэкологические проблемы при работе предприятий уранового производства

Основным предприятием ядерного энергетического комплекса, на котором вырабатывается электрическая энергия, является атомная станция (АЭС). В состав этого комплекса входят и другие предприятия, осуществляющие добычу сырья и его переработку, транспортировку топлива и радиоактивных отходов, их утилизацию и т. п. Всю последовательность повторяющихся производственных процессов, начиная от добычи сырья, включая производство энергии и переработку отходов, обычно называют ядерным топливным циклом (ЯТЦ).

При добыче и переработке урановой или ториевой руды отчуждаются значительные земельные площади для размещения отвалов пустой породы и отходов, которые в свою очередь являются основным источником радиоактивного загрязнения окружающей среды.

Извлечение урана из руд по современным технологическим схемам редко превышает 90%. Следовательно, относительно большое количество урана попадает в отвалы с твердыми отходами, а часть растворенного урана теряется с жидкими отходами. Твердые отходы, в состав которых входят пески – 80% и шламы – 20%, содержат около 70% ТЕРН, оставшихся нерастворенными. Эти отходы вместе с жидкими сбрасываются в хвостохранилища, которые представляют собой комплекс сооружений уранового гидрометаллургического предприятия.

Превалирующая доля ТЕРН находится в литосфере преимущественно в состоянии рассеяния, вызванного действием многих геологических и геохимических факторов. Это обстоятельство является причиной гетерогенности ЕРФ на Земле. Существенная роль в процессах миграции и перераспределения ТЕРН принадлежит наземной растительности, поскольку фитоценозы с их подземной и надземной массой составляют доминирующую часть общего живого населения в большинстве природных ландшафтов. Известно, что растения способны не только поглощать практически все ТЕРН, но и трансформировать их состояния по сравнению с питательной средой. Для оценки накопления радионуклида в органах и тканях сельскохозяйственных животных часто используют показатель кратности накопления, которых характеризует связь между поступлением радионуклида в организм животного с рационом и содержанием радионуклида в органе или ткани.

Находящиеся в биосфере ТЕРН оказывают разнообразные воздействия на ее биологические компоненты, при этом особого внимания заслуживает их роль как источника ионизирующих излучений. ТЕРН являются источниками α-, β-, γ- излучений. В наземных биогеоценозах роль *внешних источников* облучения играют в основном ТЕРН, находящиеся в почвах и подстилающих породах. Значимые их количества могут накапливаться в опаде листвы и в водоемах, а при существенной аккумуляции ТЕРН живыми организмами и сами биологические объекты могут выступать в качестве облучателей друг друга, что важно учитывать при наличии прямого контакта между организмами. В случаях прямого контакта с облучателем (например, с почвой для корневой системы растений или почвенной фауны) α-, β- излучения ТЕРН могут давать

существенный вклад в дозу облучения. Однако обычно доза облучения биологических объектов от внешних излучателей создается преимущественно γ- излучением.

В природной среде все живые организмы (микроорганизмы, растения, животные, человек) подвергаются постоянному воздействию не только внешнего, но и *внутреннего облучения* от различных инкорпорированных радионуклидов как естественного, так и искусственного происхождения. Для человека и животных основное количество практически всех радионуклидов поступает с продуктами питания.

Вследствие достаточно быстрого поступления ТЕРН в живые организмы, широкого распространения в окружающей среде и нахождения в доступных для усвоения растениями и животными формах, ТЕРН являются опасными для биоты.

Глава 2. Анализ радиационной обстановки и природных условий в районе размещения уранодобывающего предприятия ЛПО «Алмаз»

Лермонтовское производственное объединение (ЛПО) ”Алмаз” начало свою деятельность в 1950 г. как рудодобывающее, а с 1954 г. как рудоперерабатывающее предприятие. В ходе производственной деятельности осуществлялись добыча урановых руд и их переработка в закись-окись урана. Основным товарным продуктом предприятия являлась закись-окись урана. Побочным производством при переработке урановых руд был выпуск удобрений и солей скандия. В сферу деятельности ЛПО ”Алмаз” входили два рудника с подземной разработкой (шахты и штольни): рудник №1 (гора Бештау), расположенный в 4 км к северу, и рудник №2 (гора Бык), расположенный в 15 км к северо-западу от г. Лермонтов. Рудоперерабатывающим объектом являлся Гидрометаллургический завод (ГМЗ), на котором с 1954 г. перерабатывались руды рудников №1 и №2, а с 1974 г. до 1991 гг. также и привозные урановые руды. Переработка руды осуществлялась кислотным способом с последующим извлечением ценных компонентов по сорбционно-экстракционной схеме.

Месторождение урановой руды Бештау (рудник №1) действовало с 1950 г. по 1975 г., а к 1977 г. были выполнены работы по его ликвидации и рекультивации отвалов. В 1993-1996 гг. были проведены дополнительные действия по исправлению техногенных нарушений и ремонт ранее рекультивированных отвалов. На руднике №2 (гора Бык) добыча урановой руды производилась в 1956-1990 гг. Отвалы добычи руд на г. Бык бывшего ЛПО «Алмаз» сверху покрыты плодородным слоем почвы толщиной 15 см. Работы по рекультивации отвалов рудника №2 проводились в период 1977-1999 гг.

Основным источником питания подземных вод Бештаугорского и Быкогорского месторождений являются атмосферные осадки, выпадающие на площади распространения магматических и частично, осадочных пород. Воды, вытекающие из штолен гор Бештау и Бык, носят характер естественных грунтовых вод, образовавшихся от атмосферных осадков.

С момента закрытия рудников естественный уровень подземных вод начал восстанавливаться благодаря прогрессирующему затоплению выработок. Таким образом, имеется опасность, что значительные объемы подземных вод, просачиваясь сквозь блоки минерализованных пород, будут обогащаться радионуклидами.

В результате производственной деятельности предприятия сформировались следующие объекты, содержащие радиоактивные отходы: отвалы рудника №1 (Бештау), отвалы рудника №2 (Бык), хвостохранилище.

Отходы уранового производства в виде песка, шламов и урансодержащего фосфогипса складировались на хвостохранилище. Хвостохранилище с проектным объемом 17 млн. м^3 заполнено отходами объемом 12 млн. м^3 (на 01.07.2000 г.). Объем отвалов добычи руд на г. Бештау достигает 2107.2 тыс. м^3, или 4425.1 тыс. т, а площадь, занятая отвалами составляет 360.9

тыс. $м^2$. Объем отвалов добычи руд на г. Бык достигает 1800.4 тыс. $м^3$, или 3961 тыс. т, площадь, занятая отвалами, - 184.1 тыс.$м^2$.

За период работы ЛПО «Алмаз» с 1978 по 1991 гг. в атмосферу было выброшено: U природного - $1.91 \cdot 10^9$ Бк; ^{230}Th - $4.73 \cdot 10^9$ Бк; ^{226}Ra - $1.22 \cdot 10^9$ Бк; ^{210}Po - $1.22 \cdot 10^9$ Бк; ^{210}Pb - $1.22 \cdot 10^9$ Бк; ^{222}Rn - $1.38 \cdot 10^{14}$ Бк. В настоящее время вредное воздействие на окружающую среду обусловлено потоком ^{222}Rn в атмосферу с отвалов рудников и особенно из хвостохранилища. Эксхаляция ^{222}Rn достигает $1 \cdot 10^8$ Бк/$м^2$ в год на урановых отвалах и $1 \cdot 10^9$ Бк/$м^2$ в год от хвостохранилища. Верхние секции хвостохранилища в настоящее время перекрыты слоем фосфогипса для снижения эксхаляции радона, нижние - покрыты водой.

В настоящее время сточные (шахтные) воды, содержащие радионуклиды, сбрасываются по выпускам №4, 5, 6. Сточная вода выпусков №4 и №5 образуется за счет атмосферных осадков, просачивающихся по тектоническим трещинам и отработанным блокам на горизонт зеркала грунтовых вод. Дренирующиеся в штольне №9 и №32 шахтные воды имеют слабонапорный характер.

Сточная вода выпуска №6 полностью состоит из шахтной воды штольни №16 отработанного рудника Бештау. Условия образования шахтных вод аналогичны выпускам №4 и №5, однако из-за различного их пространственного расположения в них есть и существенные отличия. Шахтная вода выпуска №6 образуется из атмосферных осадков и паводковых вод, выпадающих на южном склоне горы Бештау, в районе максимального развития горных работ. Все шахтные воды попадают в пруды отстойники и далее в открытую гидрографическую сеть.

Глава 3. Определение содержания радионуклидов в компонентах экосистем на территории, прилегающей к ЛПО «Алмаз»

На первом этапе работ для выявления наиболее загрязненных участков в районе расположения предприятия выполнено изучение радиационного фона с помощью дозиметра МКС/СРП-08А. Дозиметр-радиометр МКС/СРП-08А предназначен для измерения плотности потока β- и α- излучения и измерения мощности амбиентного эквивалента дозы $H^*(10)$ фотонного ионизирующего излучения (ФИИ). Исследовались территории в районе размещения рудников №1 (гора Бештау) и №2 (гора Бык), - штольни №11, 16, 9, 11 бис, 32 и хвостохранилище (ХВ).

Отбор проб почвы и растительности производился сопряженно по методу «конверта». Пробы почв были взяты на отвалах штольнен №9, 11, 11 бис, 32, и 16, на глубину 10 см и массой ~ 1000 г. На территории штолен №11 и №11 бис были произведены прикопки почвы до 40 и 70 см, соответственно. С помощью дозиметра МКС/СРП-08А были измерены плотности потоков β- и α-излучения, а также мощность амбиентного эквивалента дозы фотонного излучения во всех слоях почвенного профиля. Пробы почвы отобраны в слоях, толщиной по 10 см, в районе размещения штольни №11.

Отбор проб воды производился из тех водоемов, которые используются для орошения посевов и водопоя сельскохозяйственных животных. Объем отбираемой пробы составил 40 л. Такие водоисточники находятся в непосредственной близости от штольни №9, где шахтная вода выходящая на поверхность под действием подземных минеральных вод, отстаивается в прудах отстойниках. Вода из прудов потребляется сельскохозяйственными животными (стадо коров). Образец пробы молока от этих животных в объеме 10 л, также был взят для исследования. Вода от штолен №32 и №16 используется для орошения садовых участков. Были отобраны почвенные образцы с садового участка (ПСУ), для которого используют воду для полива из пруда отстойника штольни №32. Шахтные воды после прудов отстойников попадают в открытую гидрографическую сеть. Для оценки уровней радиоактивного загрязнения водных объектов были отобраны пробы воды в реках Золотушка и Подкумок.

В рамках комплексной оценки радиоэкологической ситуации в водных экосистемах в районе размещения предприятия проведена оценка радиоактивного загрязнения донных отложений. Отбор проб производился с помощью штангового отборника, который предназначен для пробоотбора в заливах, водоемах и водотоках. Пробы донных отложений были взяты в пожарном водоеме, который расположен в районе штольни №11 бис, в реке Золотушка, пруде отстойнике №2 в районе штольни №16, пруде отстойнике №2 в районе штольни №9 и в роднике расположенного на территории хвостохранилища.

Измерения удельной активности проб проводились на гамма – спектрометре InSpector фирмы Canberra с программным обеспечением Genie-2000, с использованием полупроводникового германиевого детектора и в соответствии с методикой выполнения измерений МИ 2143-91, утвержденной ГП «ВНИИФТРИ». Эффективность регистрации составляет 35%.

В ходе работы по анализу радиоэкологической ситуации в районе размещения уранодобывающего предприятия ЛПО «Алмаз» была разработана база данных. Она включает информацию, полученную в ходе выполнения экспериментальных работ, а также из литературных данных. База данных создана на основе программного пакета Microsoft Excel и представляет собой совокупность связанных между собой информационных полей. Созданная база данных содержит порядка 600 записей, где представлены основные дозообразующие радионуклиды, образовавшиеся в результате работы уранодобывающего предприятия ЛПО «Алмаз».

На основе результатов измерения мощности дозы γ-излучения на обследованной территории выявлены участки с повышенным уровнем радиоактивного загрязнения. Анализ полученных результатов показал, что наиболее радиоактивно загрязненные участки расположены вблизи штолен №16 и №9. Мощность амбиентного эквивалента дозы на расстоянии 1 м от земли в районе данных объектов составляет 0.48 и 0.30 мкЗв/час соответственно. Отличительной особенностью штолен №16 и №32 является то обстоятельство, что отвалы отработанных урановых руд на прилегающей территории не покрыты горными породами. Отвалы на территориях, расположенных в непосредственной близости от других штолен, покрыты слоями горных пород и почвы, толщиной 30-40 и 15-20 см соответственно.

В результате выполнения мероприятий по снижению эксхаляции радона на территории хвостохранилища мощность амбиентного эквивалента дозы фотонного ионизирующего излучения на расстоянии 1 м от поверхности земли не превышает 0.08 мкЗв/час.

В районе размещения штольни №11 бис на исследуемом почвенном профиле измерялась мощность дозы γ-излучения в процессе последовательного отбора слоев почвы толщиной 10 см. Датчик дозиметра располагался в центре каждого горизонтального слоя почвы. Увеличение мощности дозы γ-излучения с увеличением глубины происходит экспоненциально, а мощность дозы на глубине 30 см составляет 0.50 мкЗв/час. На исследуемой прикопке в процессе последовательного отбора слоев почвы выполнены измерения плотностей потока β- и α-излучения. Зависимость плотности потока β-излучения от увеличения глубины прикопки также носит экспоненциальный характер. При этом с увеличением глубины усиливается интенсивность потока частиц. Для α-излучения эта зависимость является ступенчатой с наличием плато, соответствующим некоторым слоям почвы.

В результате сравнения интенсивностей двух видов излучения установлено, что плотность потока α-излучения намного меньше плотности потока β-излучения. Значения этих показателей на глубине 70 см составляют 0.38 $с^{-1}см^{-2}$ и 1.02 $с^{-1}см^{-2}$, соответственно.

На рис. 1. представлены концентрации радионуклидов, содержащихся в почве на глубине 10 см. Во всех случаях стандартное отклонение от среднего значения не превышает 30%.

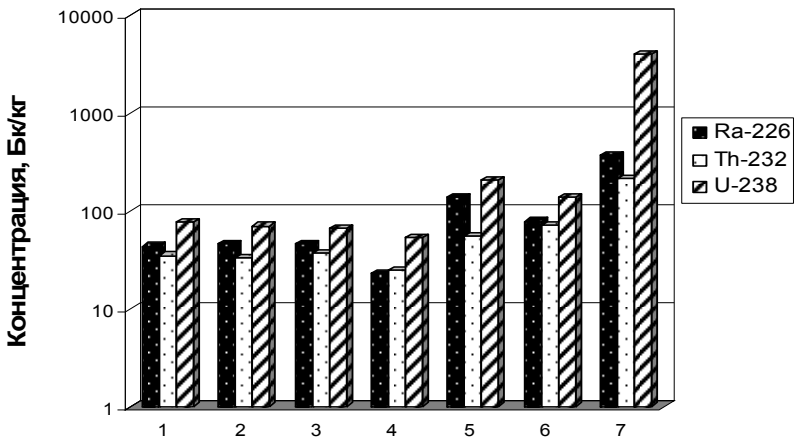

Рис. 1. Содержание ^{238}U, ^{232}Th и ^{226}Ra в исследуемых почвах.
1 - штольня №11, 2 – штольня №11 бис, 3 – штольня №9, 4 – хвостохранилище,
5 – штольня №32, 6 – почва с садовых участков, 7- штольня №16.

Наиболее загрязненные участки сосредоточены вблизи штольни №16, на которых содержание ^{238}U в почве достигает 4057 Бк/кг, а в районе хвостохранилища 54 Бк/кг, что в 75 раз меньше.

Концентрации радионуклидов в сопряженных пробах луговой растительности, отобранных на территории хвостохранилища и на участках, прилегающим к штольням, представлены на рис. 2.

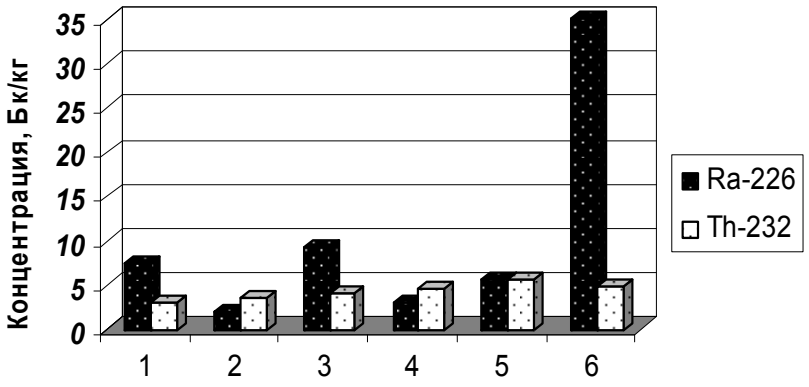

Рис. 2. Содержание ^{232}Th и ^{226}Ra в луговой растительности.
1 - штольня №11, 2 – штольня №11 бис, 3 – штольня №9, 4 – хвостохранилище,
5 – штольня №32, 6- штольня №16.

Удельная активность радионуклидов в растениях максимальна в районе штольни №16 и для ^{226}Ra составляет 35 Бк/кг.

Коэффициенты накопления для ^{226}Ra на территории хвостохранилища достигают 0.14. В районе рудника №1 (г. Бештау) и рудника №2 (г. Бык) КН = 0.14 и 0.15 соответственно.

Фотонное ионизирующее излучение в исследуемых водоисточниках обусловлено присутствием радона. Максимальные мощности дозы γ-излучения зафиксированы вблизи штолен №9 и 16, что составляет 1.44 и 0.40 мкЗв/час соответственно и над родником в районе хвостохранилища – 0.46 мкЗв/час. Концентрации радионуклидов в воде представлены на рис. 3.

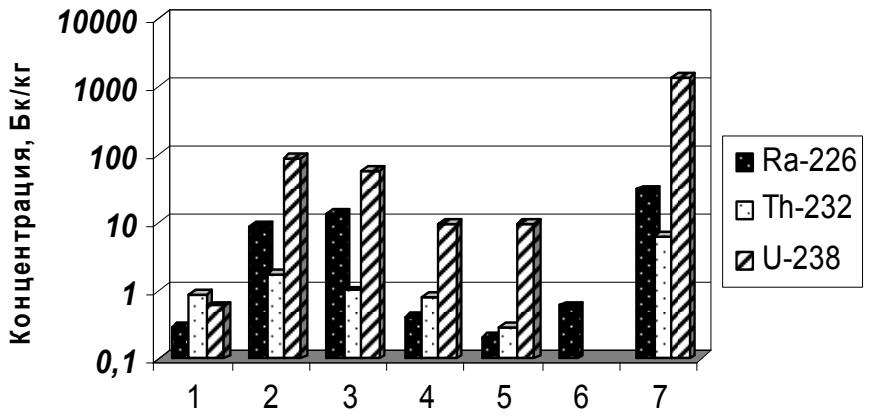

Рис. 3. Содержание ^{238}U, ^{232}Th и ^{226}Ra в исследуемых водоисточниках.
1 - штольня №11 бис, 2 – штольня №9, 3 – хвостохранилище, 4 – штольня №32,
5 – штольня №32 (пруд), 6 – р. Подкумок, 7- штольня №16.

Сравнивая результаты, полученные после измерения мощности эквивалентной дозы и измерения концентраций радионуклидов, находящихся в водоисточниках, можно сделать вывод о том, что наиболее загрязненными являются водные объекты штолен №16, 9 и хвостохранилища. Содержание ^{238}U в отобранных образцах превышает содержание ^{226}Ra и ^{232}Th. В донных отложениях, где происходит аккумуляция радионуклидов, активность гораздо выше, чем в воде (рис. 4.).

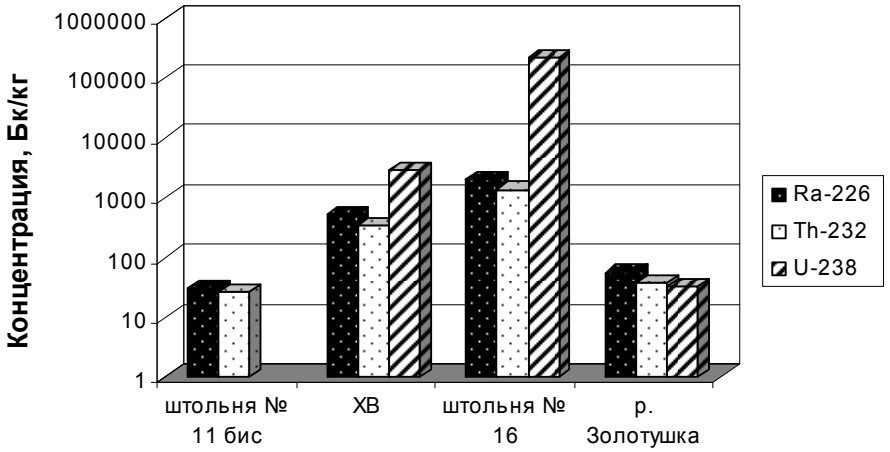

Рис. 4. Содержание ^{238}U, ^{232}Th и ^{226}Ra в донных отложениях.

На месте высохшего пруда отстойника №2, расположенного в районе штольни №16, формируется луговая экосистема. Радионуклиды, накопленные в донных отложениях пруда, поступают в настоящее время в луговую растительность. Как показано на рис. 4., содержание радионуклидов в донных отложениях является максимальным для водоисточников, расположенных на территории штольни №16 и хвостохранилища предприятия (ХВ).

Содержание урана в молоке (как и во всех отобранных пробах воды, почвы и донных отложений) превышает содержание других радионуклидов и составляет 1.1 Бк/кг (рис. 5.).

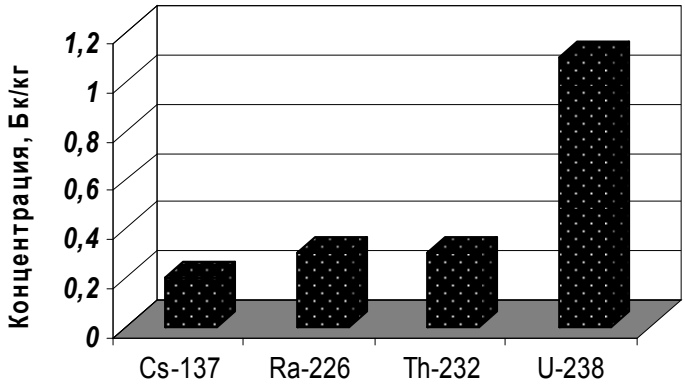

Рис. 5. Содержание ^{238}U, ^{137}Cs, ^{232}Th и ^{226}Ra в молоке.

Выполнена оценка годового поступления ^{238}U в организм человека вследствие употребления молока, загрязненного радионуклидами. В рационе питания жителей сельской местности на исследуемой территории потребление молока составляет 230 л/год на человека. Таким образом, годовое поступление ^{238}U может достигать 253 Бк/год. Поскольку рассчитанное значение намного меньше предела годового поступления (ПГП) этого радионуклида в организм человека ($8.4 \cdot 10^3$ Бк/год), молоко является чистым для употребления его в пищу.

Анализ результатов мониторинга территории, прилегающей к бывшему предприятию ЛПО «Алмаз», позволил выделить несколько объектов, в непосредственной близости от которых наблюдается повышенное содержание радионуклидов в компонентах природных экосистем. К таким объектам относятся штольни №16, 9 и 32. Следует подчеркнуть, что шахтная вода, вытекающая из штольни №9 (концентрация ^{238}U в воде составляет 89 Бк/кг), используется для водопоя крупного рогатого скота (КРС), а растительность на отвалах (концентрация ^{226}Ra - 18 Бк/кг) является частью рациона домашнего рогатого скота. Шахтные воды от штольни №32 применяются для полива садовых участков, в результате чего содержание ^{238}U в почве достигает 140 Бк/кг.

Наиболее загрязненная радионуклидами территория расположена в непосредственной близости от штольни №16, шахтная вода которой используется для полива садовых участков и содержит ^{238}U с концентрацией, достигающей 1315 Бк/кг. Удельная активность урана в почве на этой территории составляет 4057 Бк/кг, в растительности (сопряженные пробы) - 35 Бк/кг. Содержание ^{238}U в районе штольни №16 в высохшем и зарастающем растительностью пруде отстойнике №2, достигает 219600 Бк/кг, что заслуживает особого внимания. В состав луговой экосистемы, формирующейся на месте высохшего пруда, входят травянистые растения, почвенные организмы, наземные пресмыкающиеся и различные по видовому составу мелкие грызуны. В связи с этим представляется необходимым выполнить, в первую очередь, оценку дозовых нагрузок на компоненты окружающей среды, расположенные в непосредственной близости от этого объекта.

Глава 4. Оценка доз облучения природных объектов в районе расположения предприятия

Радиочувствительности биологических видов, как и дозы их облучения могут различаться весьма существенно, в зависимости от специфики радиоэкологической ситуации. Поэтому важной задачей является выбор критических экосистем и компонентов биоты, которые в первую очередь подлежат изучению при оценке последствий радиационного воздействия. Это предполагает анализ природных экосистем в районе размещения предприятий атомной промышленности и ядерной энергетики и выделение представительных (референтных) видов или сообществ, для которых будут производиться оценки.

При таком подходе в районе расположения предприятия «Гидрометаллургический завод» (ЛПО «Алмаз») наиболее значимым (ценозообразующим) компонентом фитоценозов является травянистая растительность. По этой причине на первом этапе исследований представляется целесообразным оценить дозовые нагрузки именно на этот компонент. Вследствие высоких коэффициентов накопления, особенно в случае загрязнения водных экосистем α- и ß-излучающими радионуклидами, оценка дозовых нагрузок на представителей пресноводных экосистем, прежде всего, бентосных организмов является не менее важной. Также следует оценить дозовые нагрузки на организмы, среда обитания которых является источником радиоактивного загрязнения (отвалы штолен, содержащие миллионы кубометров различных пород вскрыши, отходов обогащения и переработки руд). К таким организмам относится представитель почвенной мезофауны – дождевой червь (*Nicodrilus caliginosus* S.).

При оценке доз облучения рассматриваемых компонентов биоты необходимо учитывать вклад дозовых нагрузок от всей цепочки уранового семейства. Рассматривая тяжелые естественные радионуклиды в качестве источника облучения природных объектов, можно сделать допущение о том, что радионуклиды семейства ^{238}U находятся в вековом равновесии. В рамках другого варианта расчетов, оценка дозовой нагрузки от радионуклидов “начальных звеньев” урановой цепочки производилась в предположении одинаковой активности радионуклидов от ^{238}U до ^{230}Th, по измеренной активности ^{238}U. Начиная с ^{222}Rn, расчет производится при условии уменьшенной в 0,7 раза активности радионуклидов, по измеренной активности ^{226}Ra.

Модели для оценки дозы облучения травянистой растительности

Травянистые растения (надземная часть) подвергаются воздействию ионизирующего излучения от радионуклидов, содержащихся в почве, и радионуклидов, поступивших в растения корневым путем. При этом доза внутреннего облучения формируется за счет α-излучения. Источниками внешнего облучения являются, в подавляющей степени, γ- и β-излучающие радионуклиды, сосредоточенные в почве. На каждом экспериментальном участке взяты пробы из почвенного слоя (0-10 см), который можно представить в виде толстого бесконечного источника (бесконечной “пластины”). При этом принято допущение о равномерном распределении радионуклидов в пределах слоя. Выделение слоев меньшего размера в пределах корнеобитаемого горизонта не представляется целесообразным, поскольку не известно детальное распределение радионуклидов по почвенному профилю.

При разработке концептуальной модели, предназначенной для оценки дозы, формируемой β-излучением, в качестве источника рассматривался только верхний слой почвы. Это обусловлено небольшим пробегом β-частиц в почве по сравнению с пробегом этих частиц в воздухе. Дозовая нагрузка на компоненты травянистых растений от α-излучающих радионуклидов формируется в случае накопления радионуклидов в этих компонентах. Поскольку размеры растений велики по сравнению с пробегом α-частиц, мощность поглощенной дозы рассчитывалась как мощность дозы, создаваемой в бесконечном объеме поглощающего вещества с равномерным распределением радионуклидов.

Дозиметрическая модель для оценки дозы внешнего облучения от γ-излучателей

В рамках концептуальной схемы дозиметрической модели выделено две зоны, описывающие компоненты луговой экосистемы:

- зона 1, представляющая надземную часть фитоценоза травянистых растений
- зона 2 почвенный слой толщиной 10 см

Выражения, позволяющие рассчитать мощность дозы (*P*) от источника в виде пластины за защитой, имеют вид:

$$P = \frac{2\pi\Gamma\gamma_1}{\mu_s^{'}\gamma_2} q_v \left[E_2^*\left(\mu_s d\right) - E_2^*\left(\mu_s d + \mu_s^{'} h\right)\right], \quad (1)$$

$$E_2^*(z) = \frac{A}{1+\alpha_1} E_2\left[(1+\alpha_1)z\right] + \frac{1-A}{1+\alpha_2} E_2\left[(1+\alpha_2)z\right], \quad (2)$$

где – Г – гамма-постоянная; q_v – концентрация радионуклидов в источнике; γ_1 и γ_2 - массовые коэффициенты ослабления γ-излучения в воздухе и защите; μ_s и $\mu_s^{'}$ – линейные коэффициенты ослабления γ-излучения в материале защиты и источника; *d* – толщина защиты; *h* – толщина источника; E_2 – функция Кинга; E_2^*- фактор накопления точечных изотропных источников в бесконечных средах; *A* и α_1, α_2 – численные коэффициенты.

Дозиметрическая модель для оценки дозы внешнего облучения от β-излучателей

При расчете дозовых нагрузок, формируемых β-излучением, в качестве источника излучения рассматривался верхний почвенный слой. Доза от бесконечно плоского источника конечной толщины (*h*) равна:

$$D^{\beta} = \int_x^{\infty} \rho \cdot \frac{\tau}{\sigma} \cdot D(y)dy - \int_{x+h}^{\infty} \rho \cdot \frac{\tau}{\sigma} \cdot D(y)dy, \quad (3)$$

где σ – поверхностная плотность активности; τ – количество распадов радиоактивного вещества в единице массы источника, произошедшее за рассматриваемый период времени; ρ – плотность среды; *D(y)* – доза излучения на расстоянии *x* от тонкого плоского источника.

Дозиметрическая модель для оценки дозы от инкорпорированных α-излучателей

Для определения дозовых нагрузок на травянистые растения от α-излучения инкорпорированных радионуклидов использовалось уравнение:

$$R = 0.16 \cdot \overline{E_\alpha} \cdot C, \quad (4)$$

где *R* – мощность дозы α-излучения в ткани, *C* – концентрация радионуклидов, $\overline{E_\alpha}$ - средняя энергия α-излучения на распад. Оценка концентраций α-излучающих радионуклидов в растительности (*C*) выполнялась на основе коэффициентов перехода радионуклидов в растения из почвы.

Модели для оценки дозы облучения почвенной мезофауны

Данный подход используется для расчета дозовых нагрузок на почвенную мезофауну. При адаптации дозиметрических моделей учитывались следующие источники облучения:

- инкорпорированные α-излучатели,
- внешние и инкорпорированные β-излучатели,
- внешние и инкорпорированные γ-излучатели.

В том случае, если при разработке модели используется информация, характеризующая распределение радионуклидов по почвенному профилю, количество почвенных слоев в концептуальной модели может быть увеличено.

Оценка дозы от инкорпорированных α-излучателей

В том случае, если размеры организма велики по сравнению с пробегом α-частиц, мощность поглощенной дозы приближенно равна мощности дозы, создаваемой в бесконечном объеме поглощающего вещества. Такой подход был использован для оценки дозовых нагрузок на дождевого червя от инкорпорированных α-излучателей. Сделано допущение о равномерном распределении радионуклидов в организме этого объекта с концентрацией C_1 (Бк/кг). Мощность поглощенной дозы ($P_{\alpha,}$ Гр/с) рассчитывается по следующей формуле:

$$P_{\alpha} = 1.6 \cdot 10^{-13} \cdot C_1 \cdot E_{\alpha}, \quad (5)$$

где $\bar{E}_{\alpha}$- средняя энергия α-частицы на распад, МэВ; $1.6 \cdot 10^{-13}$ – коэффициент перехода от МэВ к джоулям.

Оценка дозы от β-излучателей

Основным уравнением в дозиметрии β-излучения является формула Левингера для распределения дозы от точечного источника. В случае, если размеры рассматриваемого организма велики по сравнению с пробегом β-частиц, мощность поглощенной дозы от инкорпорированных источников β-излучения можно оценить с использованием формулы для большого объема. Так, размеры дождевого червя (12 см - длина, 0,8 см – диаметр) существенно превышают пробег β-частиц для ^{137}Cs в мягкой ткани (0,4 мм). В рассматриваемом случае мощность поглощенной дозы β-излучения (P_{β}, Гр/с) от инкорпорированных радионуклидов рассчитывается по формуле:

$$P_{\beta}^{\text{int}} = 1.6 \cdot 10^{-13} \cdot C_1 \cdot \overline{E}_{\beta}, \quad (6)$$

где C_1 – удельная активность радионуклида в теле дождевого червя, Бк/кг; $\bar{E}_{\beta}$ – средняя энергия, МэВ, $1.6 \cdot 10^{-13}$ – коэффициент перехода от МэВ к джоулям.

Оценка дозы от γ-излучателей

При оценке дозовой нагрузки от γ-излучения на почвенную мезофауну слой почвы, содержащий радионуклиды, можно представить в виде толстого бесконечного источника.

Расчет мощности дозы γ-излучения, формируемой внутри источника в виде бесконечной пластины, можно выполнить на основе уравнения:

$$D_0^{\gamma} = \frac{2\pi\Gamma\rho_s q_v^0}{\mu_s \rho_0}\left\{2\left(\frac{A}{1+\alpha_1} + \frac{1-A}{1+\alpha_2}\right) - E_2^*\left[\mu_s \frac{\rho_0}{\rho_s}\left(h_0 - \Delta h_0\right)\right] - E_2^*\left[\mu_s \frac{\rho_0}{\rho_s}\Delta h_0\right]\right\}, \quad (7)$$

где - q_v^0 – концентрация радионуклидов в среде; ρ_0 и h_0 - плотность среды и ее толщина соответственно; Γ – гамма-постоянная; q_v^0 – концентрация радионуклидов в *i*-ой зоне; ρ_s – плотность *i*-ой зоны; μ_s – линейный коэффициент ослабления γ-излучения в среде; h_k – толщина *k*-ой зоны; Δh_0 – толщина слоя между уровнем, на котором проводится отбор и границей верхней зоны; E_2 – функция Кинга.

Поскольку пробег γ-квантов превышает размеры рассматриваемого организма (дождевого червя), для оценки дозовой нагрузки от γ-излучающих радионуклидов необходимо оценивать геометрический фактор. При этом дождевого червя можно представить в виде цилиндра. Мощность дозы, формируемой в некоторой точке А внутри цилиндра, содержащего γ-излучающие радионуклиды, вычисляется по формуле:

$$P_{\gamma} = 1.1454 \cdot \Gamma \cdot C \cdot \rho \cdot g_A \cdot 10^{-5}, \quad (8)$$

где P_{γ} – мощность дозы, пГр/с; C – концентрация радионуклидов в ткани, Бк/кг; Γ – γ-постоянная радионуклида, аГр·м^2/(с·Бк); ρ – плотность ткани, г/см^3; g_A – геометрический фактор для цилиндра, см.

Мощность дозы внешнего облучения дождевого червя (D_{ext}), формируемой γ-излучающими радионуклидами, можно оценить с помощью соотношения:

$$D_{ext} = D_0^{\gamma} - P_{\gamma}, \quad (9)$$

где D_0^{γ} - мощность дозы облучения внутри слоя почвы, являющегося источником γ-облучения; P_{γ} – мощность дозы в области, занятой организмом.

Расчет величины P_{γ} в рассматриваемом случае выполняется на основе концентрации радионуклидов в окружающей среде (почве) с использованием формул (8).

При применении данного рода моделей можно варьировать рядом параметров (влияющих на дозу от γ-излучения), к которым относятся глубина обитания дождевого червя в почве, его биометрические характеристики, плотность почвы и т.д.

Модели для оценки дозы облучения компонентов пресноводных экосистем

Концептуальная схема модели, предназначенной для расчета дозовых нагрузок на микрозообентос, принципиально не отличается от модели почвенной мезофауны, однако различия имеются в размерах рассматриваемого организма (длина хирономидов 15 мм и диаметр 2 мм) и в глубине обитания (около 5 см). При расчетах мощности дозы внутреннего облучения важной характеристикой, позволяющей оценить вклад источников α-, β- и γ-излучений, является соотношение между линейными размерами организмов и максимальными длинами пробега ионизирующих частиц в тканях. Таким образом в модели для расчета дозовых нагрузок на микрозообентос основной вклад в дозу внутреннего облучения могут давать α-частицы, а вкладом от инкорпорированных β- и γ-излучателей можно пренебречь.

Оценка дозы от инкорпорированных α- и β-излучателей

Оценка дозовой нагрузки выполняется на основании того, что размеры организма велики по сравнению с пробегом α и *β*-частиц, следовательно, мощность поглощенной дозы приближенно равна мощности дозы, создаваемой в бесконечном объеме поглощающего вещества. Мощность поглощенной дозы (*P*, Гр/с) рассчитывается по формулам (5) и (6), описанным выше для почвенной мезофауны.

Оценка дозы от γ-излучателей

Оценивая дозовые нагрузки от γ-излучения на почвенную мезофауну слой почвы, содержащий радионуклиды, рассматривался в виде толстого бесконечного источника. При таком подходе выполняется расчет мощности поглощенной дозы внешнего γ-излучения для микрозообентоса. Для расчета мощности дозы облучения внутри толстого источника, представляющего слой донных отложений, можно использовать выражение (7).

Математические модели, предназначенные для расчета дозовых нагрузок на травянистые растения, представителей почвенной мезофауны и микрозообентоса реализованы с использованием программного пакета Mathcad 11 Enterprise Edition.

Адаптация программного пакета ERICA для расчета дозовых нагрузок на биоту на территории, прилегающей к ЛПО «Алмаз»

Данный подход к разработке дозиметрических моделей базируется на использовании значений дозовых коэффициентов - *DCCs* (Dose rate conversion coefficients). Аналогичный подход реализован в интегральных программных пакетах FASSET и ERICA.

Дозы внутреннего и внешнего облучения в этом случае оцениваются следующим образом:

$$D_{\text{int}} = \sum_i C_i \times DCC_{\text{int},i} \tag{8}$$

$$D_{ext} = \sum_z k_z \sum_i C_{zi} \times DCC_{ext,zi} \tag{9}$$

где C_i – концентрация *i*-го радионуклида в организме; C_{zi} – концентрация *i*-го радионуклида в среде обитания *z*; k_z – доля времени нахождения в среде обитания *z.*

Рассматриваемый подход позволяет оперативно оценить дозовые нагрузки на компоненты биоты с помощью несложных соотношений. Следует подчеркнуть, что значения коэффициентов DCC рассчитаны для условий жесткой геометрии “источник - мишень”. Это обстоятельство ограничивает возможность адекватного использования этих коэффициентов в ситуациях, когда размеры источника и местоположение рассматриваемого организма отличаются от параметров, заданных при расчетах DCCs.

Дозовые нагрузки на травянистую растительность

С помощью разработанных дозиметрических моделей и интегрального программного пакета ERICA были реализованы оценки доз на травянистую растительность в районе расположения ЛПО «Алмаз». Коэффициенты перехода рассчитывались по данным содержания радионуклидов в сопряженных пробах почвы и растительности, отобранных на исследуемых территориях. Полученные коэффициенты использовались как в разработанной модели, так и в программе ERICA. При расчете дозовых нагрузок на биоту учитывается фактор относительной биологической эффективности (ОБЭ). В программном пакете ERICA для α-облучения он равен 10, для γ- и β-облучения - 1. Отдельно рассматривается низкоэнергетическое β-облучение (при энергиях меньше 0,01 МэВ), для которого фактор ОБЭ равен 3.

Таким образом, величина дозовой нагрузки, рассчитанная для травянистой растительности от инкорпорированных и внешних источников облучения, представлена в табл. 1.

Таблица 1.

Вклад в дозовую нагрузку внешнего и внутреннего облучения травянистой растительности

Объект исследования/номер штольни	Удельная активность, Бк/кг в растительности		Мощность дозы облучения травянистой растительности, мкГр/час			
	^{238}U	^{226}Ra	Внутреннее облучение		Внешнее облучение	
			ERICA	Разработанная модель	ERICA	Разработанная модель
16	1098	14	89.50	89.18	2.53 E-01	4.24 E-01
Хвостохранилище	19	5	2.35	2.34	1.09 E-02	1.82 E-02
32	45	9	5.08	5.06	5.66 E-02	9.48 E-02
11	14	6	2.12	2.11	1.49 E-02	2.50 E-02
9	17	12	3.36	3.34	2.23 E-02	3.73 E-02
11 бис	13	4	1.70	1.69	2.32E-02	3.88 E-02

Наибольшему воздействию подвергаются растения, произрастающие на отвалах штольни №16, наименьшему - в районе штольни №11-бис. Таким образом, вклад от “блока радия” (блок радионуклидов от ^{226}Ra до ^{210}Po) составляет 36% от общей дозовой нагрузки, а от “блока урана” (блок радионуклидов от ^{238}U до ^{226}Ra) - 64%. Это связано с тем, что содержание ^{238}U намного больше в почве и растениях по сравнению с концентрацией в данных объектах ^{226}Ra. Внутреннее облучение дает 99% дозовой нагрузки от всей цепочки уранового семейства.

Дозовые нагрузки на почвенную мезофауну

Наибольшее содержание ТЕРН в почве находится в районе штольни №16, на остальных исследуемых территориях концентрации ТЕРН сравнительно одинаковы. Почва с высохшего пруда отстойника, расположенного в районе штольни №16, рассматривается отдельно по причине высокого содержания в ней ТЕРН, а также в связи с тем, что на данном участке исследования произошла смена экосистемы.

Величина дозовой нагрузки на почвенную мезофауну от инкорпорированных и внешних источников облучения, представлена в табл. 2.

Таблица 2.

Вклад в дозовую нагрузку внешнего и внутреннего облучения почвенной мезофауны

Объект исследования/номер штольни	Мощность дозы облучения дождевого червя, мкГр/час			
	Внутреннее облучение		Внешнее облучение	
	ERICA	Разработанная модель	ERICA	Разработанная модель
16*	212.20	206.47	49.14 E-01	61.7 E-01
16	13.28	12.92	6.71 E-01	8.45 E-01
Хвостохранилище	0.44	0.42	2.96 E-02	3.72 E-02
Садовые участки	1.32	1.28	9.01 E-02	11.35 E-02
32	2.26	2.19	1.54 E-01	1.94 E-01
11	0.59	0.57	4.05 E-02	5.10 E-02
9	0.88	0.85	6.06 E-02	7.63 E-02
11 бис	0.92	0.89	6.32 E-02	7.96 E-02

* - почва с высохшего пруда отстойника

Наибольшему воздействию ионизирующего излучения подвергаются дождевые черви, обитающие на отвалах штольни №16, наименьшему - в районе хвостохранилища. Оценивая дозовую нагрузку на почвенную мезофауну, вклад от “блока радия” составляет около 62% от общей дозовой нагрузки, а от “блока урана” 38%. Это также связано с тем, что содержание ^{238}U намного больше в почве по сравнению с содержанием ^{226}Ra. Внутреннее облучение, как и при условии векового равновесия, вносит вклад около 97% дозовой нагрузки от всей цепочки уранового семейства.

Дозовые нагрузки на компоненты пресноводных экосистем

С помощью разработанных дозиметрических моделей и интегрального программного пакета ERICA были также реализованы оценки доз на представителей пресноводных экосистем в районе расположения ЛПО «Алмаз». Донные отложения, отобранные на территории хвостохранилища, содержат наибольшее количество радионуклидов, наименьшее - в районе расположения штольни №11 бис. В табл. 3. даны значения дозовой нагрузки, рассчитанные с помощью формул для представителей пресноводных экосистем от инкорпорированных и внешних источников облучения.

Таблица 3.

Вклад в дозовую нагрузку внешнего и внутреннего облучения хирономидов

Объект исследования/номер штольни	Мощность дозы облучения хирономидов, мкГр/час			
	Внутреннее облучение		Внешнее облучение	
	ERICA	Разработанная модель	ERICA	Разработанная модель
Хвостохранилище	315.78	311.35	18.11 E-01	19.55 E-01
Река Золотушка	33.35	32.88	1.91 E-01	2.06 E-01
11 бис	18.36	18.10	1.05 E-01	1.13 E-01

Из табл. 3. видно, что хирономиды, обитающие в донных отложениях родника расположенного на территории хвостохранилища, подвергаются наибольшему воздействию.

Выполнена оценка доз облучения представителей пресноводных экосистем, в результате большого различия в концентрациях ^{238}U и ^{226}Ra (первого больше чем второго в 5,4 раза), вклад “блока урана” составляет около 72%, а “блока радия” - 28%. Такое соотношение рассматриваемых показателей характерно и для травянистой растительности. Вклад внутреннего облучения

составляет 99% от суммарной дозовой нагрузки. Максимальная дозу облучения получают бентосные организмы, минимальную - травянистая растительность.

Дозы внутреннего облучения компонентов окружающей среды формируются в основном за счет инкорпорированных α-излучающих радионуклидов. Результаты оценки дозовых нагрузок на биоту с учетом относительной биологической эффективности (ОБЭ) α-излучения, могут существенным образом варьировать. Значения этого показателя по данным различных исследователей находятся в диапазоне 1–20. При этом рекомендованная величина составляет 5. В то же время значение ОБЭ α-излучающих радионуклидов, используемое в программном пакете ERICA, равно 10. Таким образом, уточнение рассматриваемого показателя является необходимым условием адекватных оценок дозовых нагрузок на биоту на территориях, загрязненных ТЕРН.

На основе анализа методических подходов к оценке доз облучения биоты можно заключить, что программный пакет ERICA позволяет оперативно рассчитать дозовые нагрузки на компоненты окружающей среды. Следует подчеркнуть, что значения дозовых коэффициентов (*DCC*) рассчитаны для условий жесткой геометрии “источник - мишень”. Это обстоятельство ограничивает возможность адекватного использования этих коэффициентов в ситуациях, когда размеры источника и местоположение рассматриваемого организма отличаются от параметров, заданных при расчетах.

Разработанные модели для оценки доз облучения компонентов биоты являются более гибкими. При применении такого рода моделей можно варьировать рядом параметров (влияющих на дозу, формируемую от γ-излучением), к которым относятся глубина обитания живых организмов (дождевого червя в почве, бентосных организмов в донных отложениях), высота травянистой растительности, биометрические характеристики организмов, распределение радионуклидов по почвенному профилю, плотность почвы или донных отложений.

Глава 5. Сравнительный анализ уровней радиационного воздействия на население и биоту на территории, прилегающей к ЛПО «Алмаз»

В основу современного подхода к обеспечению радиационной безопасности окружающей среды положен принцип ограничения дозовых нагрузок на человека. При этом компоненты экосистем рассматриваются как источники внешнего или внутреннего облучения населения, а содержание радионуклидов в них нормируется по санитарно-гигиеническому принципу. Наиболее полно эти принципы изложены в материалах Международной комиссии по радиологической защите (МКРЗ) и были использованы при разработке международных и национальных документов, касающихся радиационной защиты человека в большинстве стран мира.

Для оценки доз облучения населения, проживающего на территории, прилегающей к бывшему уранодобывающему предприятию ЛПО “Алмаз”, разработаны 2 сценария, различающихся путями формирования дозовых нагрузок.

В рамках первого (“консервативного”) сценария сформулировано допущение о том, что население употребляет в пищу только продукты питания, произведенные на загрязненных радионуклидами территориях. В этом случае внутреннее облучение населения формируется за счет употребления мяса и молока сельскохозяйственных животных (стадо коров), выпасаемых в районе штольни №9. Для водопоя животных используется только шахтная вода этой штольни. Другим источником формирования доз внутреннего облучения населения являются злаковые культуры (озимая пшеница), произрастающие в непосредственной близости от штольни №11. В рацион питания населения входят также овощи и фрукты, выращенные на садовых участках, прилегающих к руслам водотоков от штолен №9, 32 и 16. В летний период года эти шахтные воды полностью используются для полива садовых участков. Согласно описанному (“консервативному”) сценарию, внутреннее облучение населения формируется в результате употребления молока, мяса, озимой пшеницы и картофеля, выращенного на садовых участках. Выбор рассматриваемых

пищевых цепочек основан на результатах мониторингового обследования территорий, прилегающих к бывшему ЛПО “Алмаз”.

В рамках второго сценария (“гипотетического”) было сделано допущение о том, что население употребляет продукты питания с максимальным содержанием радионуклидов. Этот сценарий может быть реализован в том случае, если сельскохозяйственная продукция производится только на наиболее загрязненной территории, прилегающей к штольне №16. Такое предположение дает возможность максимально консервативной оценки доз внутреннего облучения населения.

Экспериментальные данные, характеризующие удельные активности ^{238}U и ^{226}Ra в молоке, озимой пшенице и шахтной воде, показаны на рис. 6.

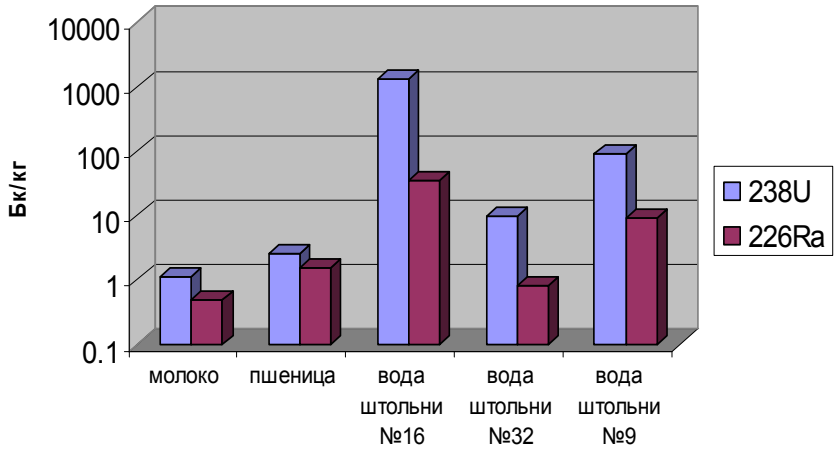

Рис. 6. Содержание радионуклидов в пищевых продуктах и воде.

Анализ представленных данных показывает, что максимальная концентрация ТЕРН наблюдается в воде штольни №16.

Оценка доз облучения населения

Общая формула для расчета эффективной дозы при внутреннем облучении имеет следующий вид:

$$D_{ipr} = C_{pi} \cdot U_p \cdot \varepsilon_{ir}, \qquad (10)$$

где D_{ipr} - эффективная доза, Зв/год; C_{pi} - концентрация радионуклида в продукте питания, Бк/кг; U_p - потребление продуктов питания, кг/год; ε_{ir} - дозовый коэффициент Зв/Бк.

В расчетах принято, что потребление населением картофеля составляет 124 кг/год, мяса 55 кг/год, молока 230 л/год, пшеницы 47 кг/год при пересчете на потребление хлеба 142 кг/год. При расчете дозовых нагрузок принято допущение о том, что удельная активность радионуклидов от ^{238}U до ^{230}Th является одинаковой и равной экспериментально определенной активности ^{238}U. Для радионуклидов ряда ^{238}U, начиная с ^{222}Rn, расчеты проводились на основе измеренной активности ^{226}Ra, уменьшенной с использованием коэффициента 0.7. Этот коэффициент отражает выход в атмосферу ^{222}Rn.

Наибольший вклад в дозу при потреблении молока дает “блок радия” (71%), а вклад “блока урана” составляет 29%. При этом максимальную дозовую нагрузку формирует ^{210}Po. Вклад “блока радия” при потреблении мяса достигает 98%, что обусловлено высоким содержанием в нем ^{226}Ra. По этой причине доза от ^{230}Th невелика и составляет 2%. Вклад в дозовую нагрузку внутреннего облучения населения от ^{226}Ra, ^{210}Pb и ^{210}Po при потреблении молока и мяса является значительным даже в случае, если концентрация ^{238}U превышает концентрацию ^{226}Ra (^{238}U в

молоке содержится больше, чем ^{226}Ra). Таким образом, наибольшее влияние на уровень внутреннего облучения населения при потреблении молока и мяса оказывают ^{226}Ra, ^{210}Pb и ^{210}Po, по сравнению с ^{238}U и ^{230}Th. Вклады различных ТЕРН в суммарную дозовую нагрузку, формируемую в результате потребления картофеля, отличаются от этих показателей, рассчитанных при оценке дозы облучения от потребления мяса и молока. Доза от “блока урана” при потреблении картофеля составляет 87% (^{230}Th дает около 60%), а “блока радия” - 13%.

В пшенице, произрастающей в районе штольни №11, содержатся ^{238}U и ^{226}Ra с концентрацией 2.5 и 1.5 Бк/кг, соответственно. Вклад “блока урана” в дозовую нагрузку на население в рассматриваемом случае составляет 39%, а “блока радия” - 61%. Такое соотношение характерно и при формировании внутреннего облучения населения за счет потреблении молока. Основной вклад в дозовую нагрузку дают ^{230}Th, ^{226}Ra, ^{210}Pb и ^{210}Po.

Суммарная дозовая нагрузка внутреннего облучения населения от перорального поступления радионуклидов с местными пищевыми продуктами для сценария №1 представлена на рис. 7.

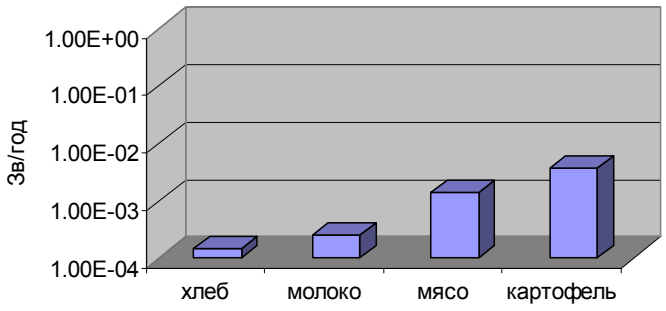

Рис. 7. Дозы внутреннего облучения населения, формируемые в результате потребления различных продуктов питания.

Наибольшую дозовую нагрузку от внутреннего облучения (3.81 мЗв/год) население получает в результате потребления картофеля, выращенного на садовых участках и поливаемого шахтной водой штольни № 16. Суммарная дозовая нагрузка на население от всех путей облучения составляет 5.62 мЗв/год.

В рамках второго (гипотетического) сценария источниками радиоактивного загрязнения рассматриваются продукты питания, производимые исключительно на наиболее загрязненных территориях в районе штольни №16. Предполагается, что сельскохозяйственные животные (коровы) потребляют растения и шахтную воду в непосредственной близости от этой штольни. Содержание ^{238}U и ^{226}Ra в молоке достигает 43.7 и 18.48 Бк/кг соответственно.

Дозовые нагрузки внутреннего облучения населения от перорального поступления радионуклидов с потребляемыми местными пищевыми продуктами для гипотетического сценария представлены на рис. 8.

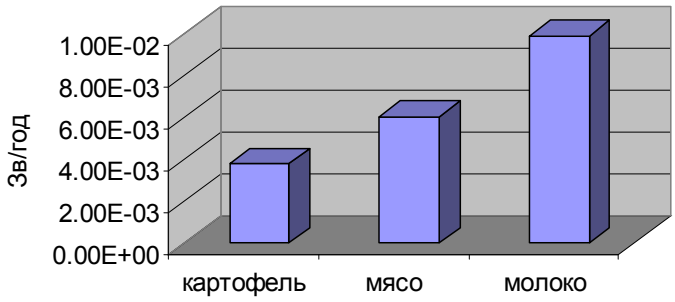

Рис. 8. Суммарная доза внутреннего облучения, формируемая в рамках сценария №2.

Суммарная дозовая нагрузка от внутреннего облучения населения, формируемая в рамках сценария №2, составляет 19.7 мЗв/год. Вклад в дозу внутреннего облучения населения от мяса составляет 31%, от молока - 50%, от картофеля - 19%.

Сравнительный анализ индексов радиационного воздействия на биоту и население

Для сравнительной оценки действия ионизирующего излучения на человека и биоту использован индекс радиационного воздействия ($RIF_{h,\ b}$). Этот показатель представляет собой отношение доз облучения человека (D_h) и других биологических видов (D_b) к критическим дозовым нагрузкам соответственно для человека (CDV_h) и биоты (CDV_b):

$$RIF_{h,b} = \frac{D_{h,b}}{CDV_{h,b}} \qquad (11)$$

Если $RIF_{h,b} > 1$ для человека или биоты, тогда их можно считать, в рамках принятых представлений, не защищенными от воздействия ионизирующих излучений, если $RIF_{h,b} < 1$, - защищенными.

Сопоставление значений $RIF_{h,b}$ для человека и других биологических видов в одной и той же радиоэкологической ситуации позволяет сравнивать воздействие предприятий ядерной промышленности на человека и биоту. Так, если $RIF_h < RIF_b$, воздействие на биоту больше, чем на человека.

Использование этого подхода позволяет непосредственно оценить корректность постулата Международной комиссии по радиологической защите «если радиационными стандартами защищен человек, то в этих условиях от воздействия ионизирующих излучений защищена и биота». Таким образом, в рамках работ по оценке радиоэкологической ситуации на территории, прилегающей к уранодобывающему предприятию, расчет индексов радиационного воздействия является закономерным этапом.

В настоящее время не существует однозначно утвержденных критериев защиты окружающей среды от ионизирующего излучения, хотя в международных соглашениях и законодательных актах отмечается значимость этой проблемы. По этой причине при проведении расчетов использованы различные предельные дозовые нагрузки. В документе МКРЗ (публикация 91) предложены стандарты мощностей предельных доз хронического облучения: для защиты популяций водных животных и наземных растений - 10 мГр/сут (416 мкГр/час), для наземных животных - 1 мГр/сут (41.6 мкГр/час). Более жесткий дозовый стандарт для биоты рекомендован в рамках проекта Европейской комиссии ERICA - 10 мкГр/час (0.24 мГр/день или 87.6 мГр/год). Эта величина используются в настоящее время некоторыми национальными агентствами по защите окружающей среды, в частности, в Великобритании. Таким образом, рекомендованные в настоящее время предельные мощности доз облучения биоты в 80-400 раз выше значения аналогичного показателя для человека (1 мЗв/год).

В табл. 4. представлены индексы радиационного воздействия, рассчитанные для травянистой растительности на территориях, прилегающих к бывшему уранодобывающему предприятию ЛПО “Алмаз”.

Таблица 4.

Индексы радиационного воздействия (*RIF*) для травянистой растительности

Объект исследования/номер штольни	Мощность дозы, мкГр/час	Индекс радиационного воздействия (*RIF*)	
		Предел мощности дозы облучения 416 мкГр/час	Предел мощности дозы облучения 10 мкГр/час
16	89.75	0.22	8.97
Хвостохранилище	2.36	0.57 E-02	0.24
32	5.14	1.23 E-02	0.51
11	2.14	0.51 E-02	0.21
9	3.38	0.81 E-02	0.34
11 бис	1.72	0.41 E-02	0.17

Из табл. 4. видно, что индекс радиационного воздействия на травянистую растительность, рассчитанный с использованием стандартов предельных доз МКРЗ, не превышает 1, следовательно, рассматриваемый природный объект является защищенным от ионизирующего излучения. В том случае, если предельная мощность дозы составляет 10 мкГр/час (ERICA), то для территории, прилегающей к штольне №16, этот норматив превышен в 9 раз.

Для оценки воздействия предприятия по добыче и переработке урановых руд на почвенную мезофауну рассчитаны индексы радиационного воздействия для дождевого червя (табл. 5.).

Таблица 5.

Индексы радиационного воздействия (*RIF*) для почвенной мезофауны

Объект исследования/номер штольни	Мощность дозы, мкГр/час	Индекс радиационного воздействия (*RIF*)	
		Предел мощности дозы облучения 41.6 мкГр/час	Предел мощности дозы облучения 10 мкГр/час
16*	217.11	5.22	21.71
16	13.95	0.34	1.39
Хвостохранилище	0.47	1.13 E-02	4.69 E-02
Садовые участки	1.41	3.39 E-02	0.14 E-02
32	2.41	5.80 E-02	0.24 E-02
11	0.63	1.51 E-02	6.30 E-02
9	0.94	2.26 E-02	9.41 E-02
11 бис	0.98	2.36 E-02	9.83 E-02

* - почва с высохшего пруда отстойника

Анализ данных табл. 5., показывает, что этот представитель почвенной мезофауны подвергается наибольшему радиационному воздействию в районе штольни №16 - на участке высохшего пруда отстойника. Для остальных участков в районе расположения ЛПО “Алмаз” *RIF* < 1. При использовании наиболее жесткого предела мощности дозы (10 мкГр/час) почвенная мезофауна не является защищенной от воздействия ионизирующего излучения на территории отвалов штольни №16.

Индексы радиационного воздействия (*RIF*) для представителей пресноводных экосистем (хирономид) представлены в табл. 6.

Таблица 6.

Индексы радиационного воздействия (*RIF*) для представителей пресноводных экосистем

Объект исследования/номер штольни	Мощность дозы, мкГр/час	Индекс радиационного воздействия (*RIF*)	
		Предел мощности дозы облучения 416 мкГр/час	Предел мощности дозы облучения 10 мкГр/час
Хвостохранилище	318.78	7.63 E-01	31.88
Река Золотушка	33.54	8.06 E-02	3.35
11 бис	18.46	4.44 E-02	1.85

При критической мощности дозы облучения 10 мкГр/час, хирономиды не являются защищенными от ионизирующего излучения на всех исследуемых территориях. Максимальному воздействию бентосные организмы подвергаются в районе хвостохранилища. Согласно стандарту предельных доз, представленному в документах Международной комиссии по радиологической защите, микрозообентос является защищенным на всех участках, включая хвостохранилище, наибольшему радиационному воздействию подвергается почвенная мезофауна.

Расчеты индексов радиационного воздействия, выполненные с использованием предела мощности дозы 10 мкГр/час, показывают, что все исследуемые представители биоты не находятся в безопасных условиях. Травянистая растительность подвергается минимальному радиационному воздействию, максимальному - представители пресноводных экосистем.

С целью ограничения частоты стохастических эффектов МКРЗ приняла в качестве допустимого уровня облучения населения дозовую нагрузку 1 мЗв в год. Этот норматив был выбран на основе анализа возможных последствий дополнительного к естественному радиационному фону хронического облучения.

Для оценки воздействия предприятия ЛПО «Алмаз» на население рассчитаны индексы радиационного воздействия (*RIF*). В рамках первого сценария облучения населения *RIF* = 5.6, следовательно, при употреблении только продуктов питания производимых на загрязненных участках, население не является защищенным от действия радиационного фактора. Согласно гипотетическому сценарию (сценарий №2), индекс радиационного воздействия (*RIF*) на население равен 19.7. На рис. 9. представлены значения *RIF* для человека и биоты (предел мощности дозы 10 мкГр/час).

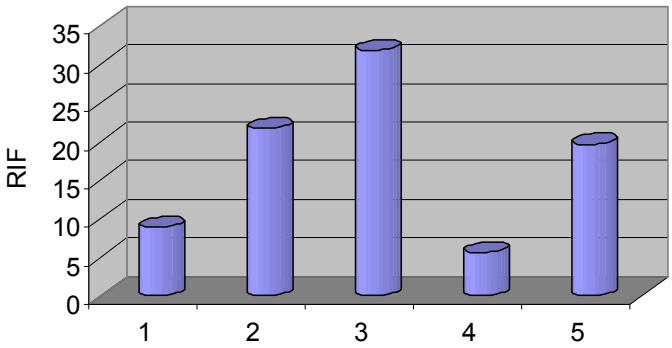

Рис. 9. Индексы радиационного воздействия (*RIF*) для биоты и человека.
1 - травянистая растительность, 2 - дождевой червь, 3 - хирономиды, 4 - человек (сценарий №1), 5 - человек (сценарий №2).

Анализируя полученную информацию, можно сделать вывод о том, что при первом сценарии облучения населения уровни радиационного воздействия на компоненты наземных и водных экосистем выше, чем аналогичные показатели для человека. Следовательно,

антропоцентрический принцип «если человек защищен, то защищена и биота» не является корректным в этом случае. В рамках гипотетического сценария данная концепция “работает” только по отношению к травянистой растительности (рис. 9.).

Расчеты индексов радиационного воздействия (*RIF*), выполненные с использованием стандартов предельных доз МКРЗ, показали, что значение этого показателя для почвенной мезофауны составляет 5.2, а для человека – 5.6. Такой подход демонстрирует состоятельность антропоцентрического подхода к защите окружающей среды.

Таким образом, для обоснованного заключения о справедливости антропоцентрической концепции необходимо уточнение критических доз облучения человека и биоты. В результате комплексной оценки радиоэкологической ситуации в районе размещения бывшего предприятия по добыче и переработке урановых руд ЛПО «Алмаз» выявлены локальные участки с повышенным содержанием радионуклидов в окружающей среде. К ним относится территория, прилегающая к штольне №16 и хвостохранилище. Дозовые нагрузки на население, оцененные на основе консервативных сценариев, могут превышать допустимый уровень. При существующих уровнях хронического радиационного воздействия на биоту (на наиболее загрязненных участках) у травянистой растительности, хирономидов и дождевого червя вероятны генетические эффекты (увеличение частоты хромосомных аберраций).

Следует отметить, что бентосные организмы, обитающие в районе хвостохранилища, подвергаются существенному воздействию радиационного фактора. Представляется целесообразным провести детализированные исследования радиоэкологической обстановки на наиболее загрязненных участках и продолжить, в случае необходимости, работы по их рекультивации.

ВЫВОДЫ

1. Анализ результатов радиоэкологического мониторинга территории, прилегающей к бывшему уранодобывающему предприятию ЛПО «Алмаз», позволил выделить несколько объектов, в непосредственной близости от которых наблюдается повышенное содержание ТЕРН в компонентах природных экосистем. К таким объектам относятся штольни №16, 9 и 32. Наиболее загрязненная ТЕРН территория расположена в непосредственной близости от штольни №16. Удельная активность ^{238}U в почве составляет 4060 Бк/кг, в растительности (сопряженные пробы) - 35 Бк/кг. Шахтная вода штольни №16 используется для полива садовых участков и содержит ^{238}U с концентрацией 1320 Бк/кг. Содержание ^{238}U на территории высохшего пруда отстойника №2 в районе штольни №16 достигает 219600 Бк/кг, что заслуживает особого внимания.
2. Разработан комплекс дозиметрических моделей, предназначенных для расчета дозовых нагрузок на компоненты биоты, – травянистую растительность, почвенную мезофауну, водные организмы. В отличие от широко применяемых в настоящее время подходов к расчету доз облучения биоты, основанных на использовании дозовых коэффициентов в условиях жесткой геометрии “источник - мишень”, разработанные модели дают возможность варьировать значениями параметров. К таким параметрам относятся размер биологического объекта, расстояние от источника ионизирующего излучения до объекта, плотность среды и т.д. Комплекс дозиметрических моделей может быть адаптирован для природных экосистем в различных почвенно-климатических условиях.
3. Выполнена оценка доз облучения компонентов луговых и водных экосистем на территории, прилегающей к бывшему предприятию по добыче и переработке урановой руды ЛПО “Алмаз”. Максимальная дозовая нагрузка на травянистую растительность (89 мкГр/час) формируется в непосредственной близости от штольни №16. Мощность дозы облучения представителя почвенной мезофауны - дождевого червя достигает наибольшего значения (217 мкГр/час) на

территории высохшего пруда отстойника №2. Максимальная мощность дозы облучения водных организмов (хирономид) составляет 317 мкГр/час.

4. Оценены вклады отдельных ТЕРН из семейства естественных радионуклидов, родоначальником которого является ^{238}U, в суммарную дозовую нагрузку на компоненты луговых и водных экосистем. Соотношения концентраций ^{238}U и ^{226}Ra в источниках ионизирующего излучения (почве, воде, донных отложениях) существенным образом варьируют. При сохранении векового равновесия ^{226}Ra и его дочерние радионуклиды вносят наибольший вклад в суммарную дозу облучения компонентов биоты. Если содержание ^{238}U превышает содержание ^{226}Ra в 5 раз и более, дозовая нагрузка формируется в основном за счет ТЕРН, предшествующих ^{226}Ra в ряду ^{238}U.

5. Для оценки доз облучения населения, проживающего на территории, прилегающей к бывшему уранодобывающему предприятию ЛПО “Алмаз”, разработаны 2 сценария, различающихся путями формирования дозовых нагрузок. В рамках первого (“консервативного”) сценария сформулировано допущение о том, что население употребляет в пищу только продукты питания, произведенные на загрязненных радионуклидами территориях. В этом случае суммарная дозовая нагрузка, формируемая за счет внутреннего облучения, составляет 5.6 мЗв/год. Наибольшую дозу облучения (3.8 мЗв/год) население получает в результате потребления картофеля, выращенного на садовых участках в непосредственной близости от штольни №16. Второй (“гипотетический”) сценарий предусматривает потребление в пищу только продуктов питания, произведенных в районе штольни №16. Условие реализации этого сценария - полив сельскохозяйственных угодий шахтной водой с высокой концентрацией радионуклидов. Мощность дозы внутреннего облучения населения, формируемой с учетом всех “пищевых цепочек”, составляет в этом случае 19.7 мЗв/год. Основной вклад в суммарную дозовую нагрузку вносят ^{210}Po, ^{210}Pb, ^{226}Ra и ^{230}Th.

6. Выполнена сравнительная оценка индексов радиационного воздействия (*RIF*) для человека (допустимый уровень облучения 1 мЗв/год) и биоты в районе расположения бывшего ЛПО “Алмаз” на основе консервативного подхода. Значения этих показателей, рассчитанные с использованием рекомендованных МКРЗ предельных дозовых нагрузок, превышают 1 для человека (5.6) и почвенной мезофауны (5.2). Полученные результаты подтверждают (при условии выполнения “консервативного” и “гипотетического” сценариев облучения населения) обоснованность антропоцентрического подхода к защите окружающей среды. Необходимо отметить, что в реальных условиях (включение в рацион населения “чистых”, с точки зрения содержания радионуклидов, продуктов питания) индекс радиационного воздействия на почвенную мезофауну может превышать значение этого показателя для человека.

При расчете *RIF* на основе наиболее жесткого дозового норматива (10 мкГр/час) рейтинг, характеризующий влияние ионизирующего излучения на человека и биоту в районе расположения бывшего ЛПО “Алмаз”, имеет следующий вид: хирономиды > дождевой червь > человек (сценарий №2) > травянистая растительность > человек (сценарий №1). В этом случае антропоцентрический принцип защиты окружающей среды от действия ионизирующего излучения не соблюдается.

7. Обоснована необходимость проведения детализованных радиоэкологических исследований на локальных участках с повышенным содержанием ТЕРН в компонентах окружающей среды в районе расположения бывшего уранодобывающего предприятия ЛПО “Алмаз”. Результаты этих исследований могут быть использованы при принятии решения о повторной рекультивации территорий с максимальными уровнями радиоактивного загрязнения.

Список работ, опубликованных по теме диссертации

1. Карпенко Е.И., Соломатин В.М., Спиридонов С.И. Дозы облучения растительности в районе расположения предприятия по добыче и переработке урановых руд. Техногенные системы и

экологические риск: Тезисы докладов V Региональной научной конференции / Под общ. Ред. члена-корреспондента РАЕН Г.В. Козьмина. – Обнинск: ИАТЭ, 2008. – 228 с.

2. Карпенко Е.И., Соломатин В.М., Спиридонов С.И. Математическая модель для расчета доз облучения компонентов луговых экосистем на радиоактивно загрязненных территориях. Материалы IV Всероссийской научно-практической конференции «Актуальные задачи математического моделирования и информационных технологий», г. Сочи, 13-18 мая 2008 г., с. 14–15
3. Карпенко Е.И., Соломатин В.С. Оценка доз облучения растений на территории, загрязненной тяжелыми естественными радионуклидами. Одиннадцатая международная молодежная научная конференция «Полярное сияние 2008. Ядерное будущее: технологии, безопасность и экология»: Сборник тезисов докладов / Отв. редактор А.С. Краснобаев; ред. коллегия: Д.Н. Светличная, Н.Н. Кальницкая – М., 2008. - 280 с.
4. С.И. Спиридонов, С.В. Фесенко, С.А. Гераськин, В.М. Соломатин, Е.И. Карпенко. Оценка доз облучения древесных растений в отдаленный период после аварии на Чернобыльской АЭС. Радиационная биология. Радиоэкология. , 2008, том 48, № 4, с 432-438.
5. Spiridonov S.I., Karpenko E.I., Solomatin V.M., Sanzharova N.I. Dose Estimation to Meadow Ecosystem Plants in the Vicinity of a Facility for Uranium Ore Mining. IX Radiation Phisics and Protection Conference, 15-19 November 2008, Cairo, Egypt. Book of Abstracts. P. 46-47.
6. Спиридонов С. И., Карпенко Е. И., Санжарова Н.И., Алексахин Р. М. Сравнительная оценка радиоэкологических рисков для территории, подвергшихся радиоактивному загрязнению. Тезисы докладов Научно-практического совещания по реабилитации радиоактивно загрязненных территорий, г. Кисловодск, 19-22 мая 2009 г. Кисловодск, с. 11.
7. V.L. Tetenkin, S.I. Spiridonov, M.K. Mukusheva and E.I. Karpenko. Estimation of radiation non-regulatory stochastic risks for meadow plants of the Semipalatinsk test site. J. Radioprotection, vol. 44, n 5 (2009) 259-264
8. Карпенко Е.И., Санжарова Н.И., Спиридонов С.И., Серебряков И.С. Радиоэкологическая обстановка в районе размещения бывшего уранодобывающего предприятия ЛПО «Алмаз». Бюллетень Национального радиационно-эпидемиологического регистра. Радиация и риск, 2009, том 18, №4, с 73-82.