

ISSN 1729-7516

Вестник НЯЦ РК

ПЕРИОДИЧЕСКИЙ НАУЧНО-ТЕХНИЧЕСКИЙ ЖУРНАЛ
НАЦИОНАЛЬНОГО ЯДЕРНОГО ЦЕНТРА РЕСПУБЛИКИ КАЗАХСТАН

ВЫПУСК 1(45), МАРТ 2011

Издается с января 2000 г.

ГЛАВНЫЙ РЕДАКТОР – д.ф.-м.н. КАДЫРЖАНОВ К.К.

РЕДАКЦИОННАЯ КОЛЛЕГИЯ: д.ф.-м.н. БАТЫРБЕКОВ Э.Г. – заместитель главного редактора,
д.ф.-м.н. ЖОТАБАЕВ Ж.Р. – заместитель главного редактора, к.х.н. АРТЕМЬЕВ О.И., д.т.н. БАТЫРБЕКОВ Г.А.,
БЕЛЯШОВА Н.Н., к.ф.-м.н. ВОЛКОВА Т.В., д.ф.-м.н., к.б.н. КАДЫРОВА Н.Ж., к.ф.-м.н. КЕНЖИН Е.А.,
д.ф.-м.н. КОПНИЧЕВ Ю.Ф., д.г.-м.н. КРАСНОПЕРОВ В.А., ЛУКАШЕНКО С.Н., д.ф.-м.н. МИХАЙЛОВА Н.Н.,
д.т.н. МУКУШЕВА М.К., д.г.-м.н. НУРМАГАМБЕТОВ А.Н., д.б.н. ПАНИН М.С., к.г.-м.н. ПОДГОРНАЯ Л.Е.,
д.т.н. САТОВ М.Ж., д.ф.-м.н. СОЛОДУХИН В.П., к.т.н. ТУЛЕУШЕВ А.Ж.

ҚР ҰЯО Жаршысы

ҚАЗАҚСТАН РЕСПУБЛИКАСЫ ҰЛТТЫҚ ЯДРОЛЫҚ ОРТАЛЫҒЫНЫҢ
МЕРЗІМДІК ҒЫЛЫМИ-ТЕХНИКАЛЫҚ ЖУРНАЛЫ

1(45) ШЫҒАРЫМ, НАУРЫЗ, 2011 ЖЫЛ

NNC RK Bulletin

RESEARCH AND TECHNOLOGY REVIEW
NATIONAL NUCLEAR CENTER OF THE REPUBLIC OF KAZAKHSTAN

ISSUE 1(45), MARCH 2011

Сообщаем Вам, что периодический научно-технический журнал "Вестник НЯЦ РК", решением Комитета по надзору и аттестации в сфере науки и образования включен в перечень изданий, рекомендованных для публикации материалов кандидатских и докторских диссертаций:

- по физико-математическим наукам,
- по специальности 25.00.00 – наука о Земле.

В журнал вошли доклады представленные на VI Международной конференции «СЕМИПАЛАТИНСКИЙ ИСПЫТАТЕЛЬНЫЙ ПОЛИГОН. РАДИАЦИОННОЕ НАСЛЕДИЕ И ПЕРСПЕКТИВЫ РАЗВИТИЯ» 25-27 августа 2010 г., Курчатова

СОДЕРЖАНИЕ

ПРОЕКТИРОВАНИЕ И РАЗРАБОТКА СИСТЕМЫ ИНТЕГРАЦИИ ИНФОРМАЦИОННЫХ РЕСУРСОВ НАУЧНО-ТЕХНИЧЕСКИХ, ИНЖЕНЕРНЫХ И АДМИНИСТРАТИВНЫХ ПОДРАЗДЕЛЕНИЙ.....	5
Батырбеков Э.Г., Борисенко А.Н., Цай Е.Е., Уханов С.В.	
МЕХАНИЗМЫ ПЕРЕНОСА ТРИТИЯ В ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ	10
Бондарева Л.Г.	
ОСНОВНЫЕ НАПРАВЛЕНИЯ РАЗВИТИЯ МЕТОДОЛОГИИ РАДИАЦИОННОГО МОНИТОРИНГА “РАДИОАКТИВНЫХ ПЯТЕН” НА ТЕРРИТОРИИ БЫВШЕГО СИП КАК ИСТОЧНИКОВ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ БИОЛОГИЧЕСКИ ЗНАЧИМЫМИ ФРАКЦИЯМИ АЭРОЗОЛЬНЫХ ЧАСТИЦ – НОСИТЕЛЕЙ ПРОДУКТОВ ДЕЛЕНИЯ И ТРАНСУРАНОВЫХ ЭЛЕМЕНТОВ	23
Артемьев О.И., Гордеев С.К., Газиев Я.И., Стебельков В.А., Газиев И.Я.	
ПРОГНОЗ МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ С ВОДОЙ ИЗ НЕКОТОРЫХ ШТОЛЕН БЫВШЕГО СЕМИПАЛАТИНСКОГО ПОЛИГОНА	29
Дубасов Ю.В., Романов Ю.В.	
ПОЛИМОРФИЗМ РЕЗИСТЕНТНОСТИ ЧЕЛОВЕКА К РАДИАЦИОННО-ХИМИЧЕСКИМ МУТАГЕННЫМ ФАКТОРАМ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ	37
Ильинских Н.Н., Юркин А.Ю., Ильинских И.Н., Ильинских Е.Н., Козлова С.А.	
ЦИТОГЕНЕТИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ ДЛИТЕЛЬНОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ЧЕЛОВЕКА ПРИРОДНЫХ И АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ РАДИАЦИОННО-ХИМИЧЕСКОЙ ПРИРОДЫ	43
Ильинских Н.Н., Юркин А.Ю., Ильинских И.Н., Ильинских Е.Н., Козлова С.А.	
РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПОЧВЕННОГО ПОКРОВА ВОСТОЧНО-УРАЛЬСКОГО ГОСУДАРСТВЕННОГО ЗАПОВЕДНИКА И СОПРЕДЕЛЬНЫХ ТЕРРИТОРИЙ	48
Михайловская Л.Н., Молчанова И.В., Караваяева Е.Н., Позолотина В.Н., Тарасов О.В.	
ВОДНЫЕ ИСТОЧНИКИ ТЕХНОГЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ СЕВЕРНОГО ТАДЖИКИСТАНА.....	55
Муртазаев Х., Муртазаев А., Бозорова Н.	
ТЕХНОГЕНЫ И РАКОВЫЕ ЗАБОЛЕВАНИЯ	58
Муртазаев Х., Муртазаев А., Бозорова Н.	
ВЛИЯНИЕ МГНОВЕННОГО ВОЗРАСТАНИЯ НЕЙТРОННОГО ПОТОКА В МОМЕНТ АВАРИИ НА РЕАКТОРЕ ЧЕТВЕРТОГО ЭНЕРГОБЛОКА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС НА НАРАБОТКУ 241-ПЛУТОНИЯ	62
Садчиков В.И., Забродский В.Н., Бондарь Ю.И., Калинин В.Н.	
РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ДОЛГОЖИВУЩИХ РАДИОНУКЛИДОВ ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs В СУПЕРАКВАЛЬНОМ КОМПОНЕНТЕ ПОЧВ ВОДОСБОРНЫХ ТЕРРИТОРИЙ НЕКОТОРЫХ ОЗЕР ВОСТОЧНО-УРАЛЬСКОГО РАДИАЦИОННОГО СЛЕДА.....	68
Сутягин А.А., Левина С.Г., Дерягин В.В., Попова И.Я., Перемыслова Л.М., Костюченко В.А.	
ВОЗДУШНЫЙ ПЕРЕНОС ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ^{239,240}Pu НА ТЕРРИТОРИЮ СВЕРДЛОВСКОЙ ОБЛАСТИ С ОБЪЕКТАМ ЯДЕРНОГО ТОПЛИВНОГО ЦИКЛА, РАСПОЛОЖЕННЫХ В ЧЕЛЯБИНСКОЙ ОБЛАСТИ.....	73
Коржавин А.В., Трапезников А.В., Трапезникова В.Н., Лисовских В.Г., Николкин В.Н.	

РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ РЯДА ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ НА ТЕРРИТОРИИ НЕФТЕЮГАНСТКОГО РАЙОНА ХАНТЫ-МАНСКИЙСКОГО АВТОНОМНОГО ОКРУГА – ЮГРЫ	80
Трапезников А.В., Коржавин А.В., Трапезникова В.Н., Николкин В.Н., Лисовских В.Г., Мигунов В.И., Чубаров Я.Г.	
РАДИАЦИОННАЯ ОБСТАНОВКА ТЕРРИТОРИИ РЕСПУБЛИКИ КАЗАХСТАН ПО РЕЗУЛЬТАТАМ ВЫПОЛНЕНИЯ ГОСУДАРСТВЕННОЙ БЮДЖЕТНОЙ ПРОГРАММЫ 011 «ОБЕСПЕЧЕНИЕ РАДИАЦИОННОЙ БЕЗОПАСНОСТИ» В 2004-2008 гг.	88
Каюков П.Г., Шишков И.А., Пасысаев В.А., Дубинчин П.П., Бобылев А.И.	
АНАЛИЗ ИНДИВИДУАЛЬНЫХ ДОЗ ОБЛУЧЕНИЯ МЕДИЦИНСКОГО ПЕРСОНАЛА ПО ОБЛАСТЯМ КАЗАХСТАНА	95
Ткаченко В.В., Галинская И.А., Гулиев Н.И.	
О НЕКОТОРЫХ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИХ ПРОБЛЕМАХ БУДУЩЕГО	98
Панин М.С.	
ЦИТОГЕНЕТИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ХРОНИЧЕСКОГО ВЛИЯНИЯ РЕНТГЕНОВСКОГО ИЗЛУЧЕНИЯ НА ЧЕЛОВЕКА	107
Чердниченко О.Г.	
МЕДИКО-СОЦИАЛЬНЫЕ ОСНОВЫ МОНИТОРИНГА СОСТОЯНИЯ ЗДОРОВЬЯ НАСЕЛЕНИЯ ПРОЖИВАЮЩЕГО НА ТЕРРИТОРИЯХ, ПРИЛЕГАЮЩИХ К БЫВШЕМУ СЕМИПАЛАТИНСКОМУ ИСПЫТАТЕЛЬНОМУ ЯДЕРНОМУ ПОЛИГОНУ	111
Галич Б.В., Белихина Т.И., Апсаликов К.Н.	
РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ТЕРРИТОРИИ ФЛЮОРИТОВОГО МЕСТОРОЖДЕНИЯ КАРАДЖАЛ	115
Айдарханов А.О., Лукашенко С.Н., Субботин С.Б., Эдомин В.И.	
ГЕОХИМИЧЕСКИЙ ФОН СИП. МИКРОЭЛЕМЕНТЫ В ПОЧВАХ УЧАСТКОВ, ПРИЛЕГАЮЩИХ К ГОРНОМУ МАССИВУ ДЕГЕЛЕН	124
Лукашенко С.Н., Амиров А.А., Солодухин В.П., Бердинова Н.М., Желтов Д.А.	
РАДИОЛОГИЧЕСКИЕ МОНИТОРИНГ П. САРЖАЛ, РАСПОЛОЖЕННОГО ВБЛИЗИ ТЕРРИТОРИИ СИП	131
Артемьев О.И.	
РАСЧЕТ ДОЗ ОТ ИЗОТОПОВ ПЛУТОНИЯ ПО РЕЗУЛЬТАТАМ ИССЛЕДОВАНИЯ ЕГО СОДЕРЖАНИЯ В МОЧЕ ДЛЯ НАСЕЛЕНИЯ, ПРОЖИВАЮЩЕГО В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ СИП	138
Брянцева Н.В., Топорова А.В., Жадыранова А.А., Лукашенко С.Н.	
ИССЛЕДОВАНИЕ ВЛИЯНИЯ СХЕМЫ ПОДГОТОВКИ ОБРАЗЦОВ ПОЧВ СИАП ДЛЯ ГАММА-СПЕКТРОМЕТРИЧЕСКОГО АНАЛИЗА, НА ПРАВИЛЬНОСТЬ ПОЛУЧАЕМЫХ РЕЗУЛЬТАТОВ	145
Каширский В.В., Лукашенко С.Н., Субботин С.Б., Кияткина Н.Г., Мильц О.С.	

УДК 621.039.52.034.6

ПРОЕКТИРОВАНИЕ И РАЗРАБОТКА СИСТЕМЫ ИНТЕГРАЦИИ ИНФОРМАЦИОННЫХ РЕСУРСОВ НАУЧНО-ТЕХНИЧЕСКИХ, ИНЖЕНЕРНЫХ И АДМИНИСТРАТИВНЫХ ПОДРАЗДЕЛЕНИЙ

Батырбеков Э.Г., Борисенко А.Н., Цай Е.Е., Уханов С.В.

Национальный ядерный центр Республики Казахстан, Курчатов

В рамках проекта создания корпоративной системы управления знаниями в области атомной энергетики проведены работы по исследованию информационных ресурсов предприятия по атомной науке, энергетике и смежным дисциплинам. Выполнено моделирование их интеграции в единую базу знаний по развитию атомной энергетики. Проведена классификация исходных данных и на ее основе определены структуры данных. Определены принципы реализации системы и соответствующие требования к ресурсам.

ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время основной проблемой информатизации предприятий и организаций как в Казахстане и странах СНГ, так и в высокоразвитых странах мира является слабое взаимодействие систем и баз данных, эксплуатируемых различными подразделениями и службами. При такой «локальной» информатизации каждое подразделение ограждается барьерами от корпоративной информационной среды, не позволяя использовать накопленные данные и наработки, необходимые другим подразделениям. В результате сложившейся ситуации создаются многочисленные системы, дублирующие функции других систем, порой содержащие данные об одних и тех же объектах и субъектах, но в различных форматах, что приводит к еще большему хаосу. Новейшие достижения в информационных технологиях сегодня позволяют интегрировать разнородные информационные системы без необходимости вносить существенные изменения в работающие модули.

В процессе работы предприятия и подразделения Национального ядерного центра производят, накапливают и обрабатывают значительный объем данных в области атомной науки, энергетики, радиационной безопасности и смежных отраслях. Эти данные оформлены в виде отчетов, публикаций, рабочих материалов, специализированных банков и баз данных, как в электронном виде, так на физических носителях. Отсутствие централизованной системы ведения информации и архивации данных значительно затрудняет обращение с информацией. В настоящее время во всех «ядерных» странах созданы и развиваются Центры сохранения знаний и опыта - Центры ядерного образования. Европейская сеть ядерного образования European Nuclear Education Network (ENEN), Азиатская сеть Asian Network for Education in Nuclear Technology (ANENT), Международный ядерный университет и пр. Главная их цель – сохранение знаний в ядерной отрасли, создание системы непрерывной подготовки кадров в области использования атомной энергии в мирных целях и обеспечение ядерной компетенции государств – участников в области использования ядерной энергии.

В 2009 году на этапе обследования и изучения информационных ресурсов сотрудниками НЯЦ были проведены работы по моделированию процессов сбора и структуризации данных, определено информационное, математическое и программное обеспечение будущей системы, операционная платформа и варианты интерфейса пользователя. Для повышения эффективности работы с накопленными данными при обеспечении контроля и авторизации доступа к информационным ресурсам необходимо разработать и внедрить корпоративную систему управления данными. В дальнейшем целесообразно развитие этой системы в базу знаний по вопросам развития атомной науки и энергетики. Данная база знаний может послужить заделом электронной библиотеки Центра, а также использоваться в качестве инструмента передачи знаний при обучении специалистов атомной отрасли. Создание современного информационного ресурса научно-технического характера в области атомной науки и промышленности будет значительным подспорьем в деле реализации программы развития атомной энергетики Республики Казахстан

ЦЕЛИ И ЗАДАЧИ СИСТЕМЫ ИНТЕГРАЦИИ РЕСУРСОВ

Концепция системы интеграции информационных ресурсов основана на том, что любая информационная система является пунктом приема, хранения и обработки информации об объектах внешнего мира, решающая в оперативном режиме свои производственные задачи. При решении этих задач создаются новые знания, новая (вторичная) информация. Часть этих знаний – вторичной и первичной информации – может быть использована другими системами, принадлежащих другим подразделениям, для решения других задач. Таким образом, корпоративная информационная система позволяет рассматривать совокупность различных информационных систем и баз данных как единую систему – "виртуальный компьютер", где каждая система может иметь авторизованный доступ к "разрешенным" данным другой системы и в свою очередь быть доступна для других систем.

Главное назначение информационной системы – обеспечение сохранности информации с максимальной степенью ее достоверности и представление этой информации по квалифицированному запросу в наиболее удобном формате.

Цель создания КИС (корпоративной информационной системы) – повышение результативности использования операционных и аналитических данных сотрудниками предприятия путем интеграции их в единую систему накопления и предоставления знаний с удобным интерфейсом ввода, поиска и представления информации.

Для достижения поставленной цели следует определить круг задач, решение которых позволит создать удобную и надежно функционирующую систему управления информацией. В процессе работы, как правило, возникает потребность в большом количестве справочной информации, источниках цитирования и других банках данных. Объединение множества разных по формату и содержанию, относящихся к общей тематике банков данных и предоставление единого интерфейса, облегчающего поиск и представление информации, является базой знаний в определенной предметной области. Эта база знаний может в дальнейшем пополняться, кроме внешних справочных источников, собственными публикациями и рабочими материалами научных исследований, проектно-конструкторских и инженерно-технических работ и служить, таким образом, средством аккумулирования и упорядочивания информации, возникающей в результате рабочего процесса. Для обеспечения режима накопления, структурирования и эффективного использования документированных результатов работ требуется весьма точно определить необходимые формальные параметры данных, предназначенных для размещения в базе знаний информационной системы, а также правила передачи информации в базу знаний[1]. В дальнейшем, при работе с КИС в режиме размещения новой информации, пользователи должны как можно точнее придерживаться правил ввода и рецензирования информации, а также предоставлять требуемый набор формальных параметров, таких как автор и тема работы, тип информации, набор ключевых слов для поиска и другие.

Назначение КИС "База знаний" – обеспечение эффективного контролируемого доступа к необходимой информации в максимально доступном объеме путем интеграции массивов данных проектов, рабочих процессов и электронных справочно-библиотечных ресурсов в единую систему.

Для решения задач системы управления информацией в рамках корпоративной информационной системы следует определить перечень работ, проведение которых позволит создать многофункциональную платформу информационной системы:

а) Создание хранилищ данных (внедрение электронного архива документов, интеграция существующих источников данных).

б) Развитие средств создания и обработки данных, размещения их в хранилищах (внедрение системы электронного документооборота, формализация параметров существующих источников данных, разработка требований к внешним источникам данных).

в) Создание банка метаданных для агрегации данных из различных источников (справочников, классификаторов и пр.)

г) Создание механизмов перекрестных ссылок, классификации, поиска данных, содержащихся в хранилищах системы.

д) Разработка пользовательского интерфейса для выборки и получения необходимой информации.

е) Создание системы обеспечения безопасности информации (подсистемы резервного копирования, авторизации и управления доступом).

ИСХОДНЫЕ ДАННЫЕ

На этапе создания базиса информационной системы необходимо собрать воедино имеющиеся справочные и библиотечные массивы данных, уточнить характеристики операционной платформы, разработать структуру размещения, способы ввода, редактирования и отображения информации. Наиболее технологичным и удобным вариантом представления информации для пользователя в настоящее время является web-портал. Для получения сведений с помощью web-технологий не требуется дополнительного программного обеспечения, т.к. практически 100% современных компьютерных систем оснащены web-браузером. Однако некоторые справочные и информационные программные комплексы, особенно разработанные в 90-х годах прошлого столетия, или предназначенные для узкоспециализированных применений, не имеют web-интерфейса. Для адаптации таких банков данных к корпоративной информационной системе может потребоваться разработка конвертеров или web-шлюзов, которые позволят либо публиковать данные непосредственно из хранилища банка данных на web-сайте, либо конвертировать их в серверную базу данных для дальнейшего использования[2].

Обобщенная классификация информационных цифровых ресурсов РГП НЯЦ РК включает основные разделы информационных массивов организации:

- научные, инженерно-технические, проектно-конструкторские информационные ресурсы;
- административные и организационные информационные ресурсы.

В перечень умышленно не была включена финансовая, экономическая, бухгалтерская документация, т.к. в цели системы не входит автоматизация управления деятельностью предприятия. Для этого существуют специализированные программные комплексы, прошедшие сертификацию и являющие-

ся стандартными средствами автоматизации хозяйственной деятельности предприятия.

Формирование и поддержка в актуальном состоянии полного перечня цифровых ресурсов РГП НЯЦ РК, а также их категоризация – одна из функций информационно-управляющего ядра КИС, выполняемых на протяжении всего жизненного цикла системы. В состав уже существующих ресурсов, включаемых в РГП НЯЦ РК, входят:

Научные информационные ресурсы:

- публикации научных сотрудников предприятия и специалистов, труды научных конференций;
- научные издания РГП НЯЦ РК;
- каталоги библиотек (в том числе электронных);
- информация о научных проектах, конкурсах и грантах, отчеты о НИР;
- информация о научных коллективах и их работах;
- научная переписка;
- базы данных;
- информация о материально-технической базе фундаментальных исследований РГП НЯЦ РК;
- экспериментальные данные;

Административно-организационные ресурсы:

- информация о структуре РГП НЯЦ РК, о структуре его подразделений, адресно-справочные и контактные сведения;
- кадровая информация;
- нормативно-правовые документы;
- деловая переписка;
- внутренний документооборот;

В группе научно-технических ресурсов могут быть определены 3 вида организации данных, а именно:

- 1-й – электронная библиотека (публикации, периодические издания, сборники докладов семинаров и конференций и пр.);
- 2-й – реляционная база данных, регулярные массивы табличного типа (каталоги, рубрикаторы, электронные таблицы);
- 3-й – иерархическое "дерево", автономные документы или пакеты документов, объединенные по одному признаку (проекты, НИР, экспериментальные данные, сведения об экспериментальных установках, научных коллективах, работах и пр.)

В группе административных информационных ресурсов представлены ресурсы 2-го и 3-го видов (реляционные таблицы и иерархические "деревья"), однако большинство иерархических ресурсов сводятся к двух- или трехуровневому дереву (Документ – Резолюция - Исполнение), либо к автономному документу. Информацию такого вида наиболее удобно обрабатывать с помощью современных средств автоматизации документооборота. Основным отличием этого типа информации является его

жизненный цикл, который начинается и продолжается во время ведения рабочих процедур различных подразделений предприятия. Электронный документооборот позволит снизить операционные затраты на создание и передачу документа по инстанциям и обеспечить размещение информации в электронном архиве, являющемся одним из компонентов хранилища «Базы знаний».

Информация 1-го и частично 2-го вида (электронная библиотека и тематическая база данных), как правило, является статичными сборниками и массивами, достоверность и актуальность которых была подтверждена заранее, на этапе создания и публикации этих массивов. Поэтому для этих ресурсов не столь актуальна задача передачи по инстанциям для верификации (установления подлинности и актуальности сведений). В то же время, эта информация не всегда пригодна к хранению в электронном архиве документов предприятия, поскольку ее объемы могут быть весьма значительны. Задача интеграции ресурсов библиотечного вида сводится к составлению каталога-рубрикатора объектов, т.е. к разработке новой тематической базы данных с привязкой к файловому массиву текстовой или мультимедийной информации. В дальнейшем составленный рубрикатор вносится в корпоративную СУБД (хранилище реляционных баз данных) и может быть использован для поиска и выборки необходимой информации из файлового массива.

СТРУКТУРЫ ХРАНЕНИЯ ДАННЫХ

Базисом информационной системы являются хранилища данных. От производительности и емкости хранилищ напрямую зависит базовая функциональность системы. Весьма важным фактором, влияющим на производительность хранилищ информации, является структура хранения данных и технологии взаимосвязи между уровнями ее иерархии. В связи с необходимостью обработки разнородных, иногда слабо структурированных данных, структура хранилищ должна обеспечивать требуемый баланс между производительностью и поддержкой множества форматов исходных данных. Для решения задачи интеграции разнородных данных в единую систему хранения предпочтительно использовать трехвариантную структуру хранения информации[3]:

- **1 вариант** (файловый) - файловая структура. Стандартное дерево каталогов файловой системы, предназначенное для хранения первичной информации (электронных копий документов, графических изображений и объектов мультимедиа).

- **2 вариант** (реляционный) - система управления базами данных. Серверная платформа для хранения справочной, операционной информации и представления метаданных в формате реляционных баз данных.

- **3 вариант** (иерархический) - XML-документы. Объектно-ориентированная база для

хранения метаданных, связи функциональных систем с системами хранения информации, стандартизации сущностей базы знаний на web-платформе.

Объектами базы знаний являются, в общем случае, две разновидности информационных массивов. Первая разновидность – это упорядоченные, четко структурированные данные, имеющие известный набор формальных признаков (параметров), по которым возможно их классификация, индексация и выборка. К первой разновидности относятся, к примеру, нормативные и технические справочники, библиографические архивы, другие массивы данных регулярного характера.

Вторая разновидность – это неструктурированная (либо слабо структурированная) информация, не имеющая определенных формальных признаков (кроме, возможно, автора и наименования документа), что затрудняет отнесение ее к определенному разделу базы знаний. Ко второй разновидности относятся отдельные экземпляры рабочей документации, черновики и заметки, сопровождающие научно-исследовательский процесс и другие неструктурированные данные.

МЕТОДИКИ И СРЕДСТВА ИНТЕГРАЦИИ

Важнейшей частью информационной системы является интеграционный модуль, обеспечивающий представление информации в едином виде, объединяющий функционально независимые справочные системы, архив документооборота, прочие ресурсы.

Для обеспечения требуемой функциональности модуля интеграции планируется разработка библиотеки программ-конверторов, которые преобразуют информацию документов разнообразных форматов в единый формат представления. Дополнительно ставится цель представления документов в максимально удобном пользователю виде, а также максимально возможная автоматизация включения нового источника в интегрированную базу, сопровождение всех источников при минимальных затратах.

Задачи интеграции разнородных ресурсов, решаемые в КИС НЯЦ «База знаний»:

- обеспечение единообразного формата хранения документов, статей и прочего контента из разных источников, а также единообразных способов доступа ко всей коллекции документов;
- использование специфических поисковых атрибутов для каждой коллекции;
- тематическая систематизация и классификация документов по тезаурусу, рубрикам;
- аннотирование полнотекстовых документов;
- создание предметно-ориентированных баз данных, интегрированных в общую систему.

Концепция создания информационного системы РГП НЯЦ РК, объединяющей разнородные ресурсы, предполагает удовлетворение следующих основных требований к информационным системам:

- способность систем функционировать в условиях информационной и реализационной неоднородности, распределенности и автономности информационных ресурсов КИС «База Знаний»;
- обеспечение интероперабельности, повторного использования неоднородных информационных ресурсов в разнообразных применениях;
- возможность объединения систем в более сложные, интегрированные образования, основанные на интероперабельном взаимодействии компонентов;
- открытость архитектуры для миграции унаследованных систем в новые системы, соответствующие новым требованиям и технологиям, при сохранении их интероперабельности;
- обеспечение более длительного жизненного цикла систем.

С учетом этих требований создание развитой инфраструктуры для представления и обмена метаданными является одним из приоритетных направлений формирования единого информационного пространства НЯЦ.

Проблемой проектирования КИС во всем мире в настоящее время является многообразие типов информационных ресурсов. За короткий промежуток времени появляются новые, быстро эволюционирующие типы ресурсов (например, мультимедиа ресурсы, интерактивные сервисы сети, электронные модели исследуемых объектов, электронные карты, телеконференции, электронные коллекции и т.п.), разработка стандартов для которых, в силу их динамической природы и новизны, не успевает за темпами развития данных предметных областей [4].

При анализе разнородных информационных ресурсов РГП НЯЦ РК определены средства интеграции независимых функциональных систем. К данным средствам отнесены метаданные. Конкретные функции метаданных и их состав в значительной мере зависят от специфики системы и характера конкретных информационных ресурсов.

В самых общих категориях назначение метаданных в прикладной информатике можно охарактеризовать следующим образом:

- а) метаданные обеспечивают механизмы интеграции информационных ресурсов из разных источников сведениями о свойствах этих ресурсов;
- б) метаданные являются источниками сведений о свойствах и содержании информационных ресурсов для механизмов управления данными в информационных системах;

При создании интеграционного механизма для КИС «База знаний» необходимо учитывать, что метаданные объектов разнородных ресурсов информационного пространства предприятия должны относиться к определенному стандарту, принадлежать к одному классу.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проведенные исследования информационных ресурсов и моделирование их интеграции в единую базу определили форматы исходных данных для размещения и обработки в тематической базе знаний по развитию атомной энергетики. Проведена классификация исходных данных и на ее основе определены структуры данных. Определены задачи интеграции разнородных информационных ресурсов, принципы реализации и соответствующие требования к ресурсам. В сочетании с определенной на раннем этапе

операционной платформой, функциональностью различных модулей и подсистем, созданными прототипами интерфейсов пользователя, эта работа дает формальное описание будущей информационной системы "База знаний по атомной энергетике". На завершающем этапе будет проведено рабочее проектирование и внедрение корпоративной информационной системы "База знаний по атомной энергетике", позволяющей накапливать и предоставлять авторизованный доступ к данным в предметной области.

ЛИТЕРАТУРА

1. Мариничева М., "Управление знаниями на 100%: Путеводитель для практиков"/ Мариничева М. – М, Альпина Бизнес Букс, 2008 г., 230 с. ISBN: 978-5-9614-0710-5
2. "Создание корпоративной информационной системы по проблемам атомной энергетики Республики Казахстан"/Уханов С.В, Цай Е.Е., Кривцов П.Ю., Вестник НЯЦ №2, 2010
3. Туманов В.Е. "Основы проектирования реляционных баз данных."/ Туманов В.Е.- БИНОМ. Лаборатория знаний, Интернет-университет информационных технологий - ИНТУИТ.ру, 2007
4. Линцер Л.А., "Создание корпоративной информационной системы крупного предприятия"/ Линцер Л.А. - ORACLE magazine, #1, 2003

ҒЫЛЫМИ-ТЕХНИКАЛЫҚ, РИЖЕНЕРЛІК ЖӘНЕ ӘКІМШІЛІК БӨЛІМШЕЛЕРДІҢ АҚПАРАТТЫҚ РЕСУРСТАРЫН БІРІКТІРУ ЖҮЙЕСІН ЖОБАЛАУ ЖӘНЕ ӘЗІРЛЕУ

Батырбеков Э.Г., Борисенко А.Н., Уханов С.В., Цай Е.Е.

Қазақстан Республикасының Ұлттық Ядролық Орталығы, Курчатов

Ұлттық ядролық орталықтың кәсіпорындары мен бөлімшелері жұмыс барысында атом ғылымы, энергетикасы, радиациялық қауіпсіздік саласында және ұқсас салаларда айтарлықтай деректер көлемі өндіріледі, жинақталады және өңделеді. Бұл деректер есеп берулер, жарияланымдар, жұмыс материалдары, мамандандырылған банктер мен деректер базалары түрінде электронды және жеке тасымалдаушылар түрінде ресімделген. Ақпарат жүргізу мен деректерді мұрағаттаудың орталықтандырылған жүйесінің жоқтығы ақпаратты қолдануды айтарлықтай қиындатады. Ақпараттық ресурстарға қатынауды бақылау және авторизациялау кезінде жинақталған деректермен жұмыс істеудің тиімділігін арттыру үшін деректерді басқарудың корпоративтік жүйесін әзірлеу және іске енгізу қажет. Алдағы уақытта бұл жүйені атом ғылымын және энергетикасын дамыту мәселелері жөніндегі білім базасында дамытқан жөн. Аталмыш білім базасы Орталықтың электронды кітапханасына негіз бола алады, сондай-ақ атом саласының мамандарын оқып үйрету кезінде білім беру құралы ретінде пайдалануға болады.

DESIGN AND DEVELOPMENT OF INFORMATION RESOURCES INTEGRATION SYSTEM FOR RESEARCH AND TECHNOLOGY, ENGINEERING AND MANAGERIAL SUBDIVISIONS.

E.G. Batyrbekov, A.N. Borisenko, S.V. Ukhanov, E.E. Tsai

National Nuclear Centre of the Republic of Kazakhstan, Kurchatov

During enterprise and NNC subdivision operation, substantial data is collected and processed in the domain of nuclear science, nuclear power industry, radiation safety and related branches. This data is performed in the form of reports, work materials, specialized banks and data bases, both in electronic format and on physical medium. Absence of centralized information and data archiving system renders the data processing considerably difficult. Enterprise system for data management should be developed and incorporated to upgrade efficiency of collected data processing with control management and access authorization to information resources. Hereafter this system should be developed into knowledge base for issues of nuclear science and nuclear power industry. This database may then form the Center electronic library, and also may be used as the instrument of data transmission for nuclear engineers' training.

УДК 577.4:577.31:504.4.054:546.11.02.3

МЕХАНИЗМЫ ПЕРЕНОСА ТРИТИЯ В ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ

Бондарева Л.Г.

Сибирский федеральный университет, Красноярск, Россия

Деятельность Горно-химического комбината, расположенного на берегу р.Енисей, привела к интенсивному радиоактивному загрязнению всех компонентов экосистемы, в том числе и тритием. Не смотря на то, что тритий слабо аккумулируется донными отложениями и почвами, было обнаружено, что в зависимости от геохимических свойств грунтов тритий может накапливаться в некоторых геологических породах, в результате связывания с органическими веществами грунта, или проникая в слои глинистых минералов и закрепляясь в межслойном пространстве. В зависимости от путей поступления (водный поток или донные отложения) тритий распределяется в структурах растений неравномерно. При этом, во всех случаях доминируют листовые пластины, как наиболее фотосинтезирующая часть растений. При хроническом поступлении трития к биомассе элодеи уровень вмешательства для трития составил 2900 Бк/л, что в несколько раз ниже УВ принятого НБР-99.

ВВЕДЕНИЕ

^3H является долгоживущим нуклидом и способен загрязнять биосферу не только локально (в районе непосредственного размещения источника), но также в региональном и глобальном масштабе [2]. Обладая наименьшей из всех радиоизотопов энергией β -частиц, ^3H создает значительную плотность ионизации тканей (число пар ионов, образуемых заряженной частицей на единице ее пути). Кроме того, пробег β -частицы ^3H значительно меньше геометрических размеров клеток, поэтому поражение ^3H локализуется возле самого изотопа, и общее поражение зависит от геометрии его распределения в тканях организма и микрогеометрии распределения в клетке [3]. В компонентах экосистемы тритий существует главным образом в двух формах — в виде тритиевой воды (НТО) и в связанном с органическими веществами, т.е. органически связанный тритий (ОСТ). Из-за того, что тритий в окружающей среде в основном находится в виде НТО, он обладает высокой проникающей способностью. Это может приводить к повышению содержания трития в организмах животных и растений.

ОСТ или «органический тритий» - называется сумма всех атомов трития, связанных с органическими молекулами в биологических организмах. Признается, что органический тритий может быть разделен на две фракции: обменная фракция и необменная фракция [4-9]. Обменный органический тритий связан в соединениях главным образом с атомами кислорода, азота и находятся в изотопном равновесии со свободной водой и атмосферной влагой [10]. Необменный органический тритий связан с атомами углерода, входящих в состав вещества и, таким образом, является прочно связанным с органической структурой. Он представляет собой интеграцию экологических уровней в периоды роста биологических организмов, а в целом влияет на интенсивность функционирования биологического организма. При этом скорость образования органического трития зависит от многих факторов среды, та-

ких как освещенность, температура окружающей среды, возраст организма и способности организма к фотосинтезу. Коэффициент аккумуляции для ОСТ много раз выше (до 200000), чем для НТО (~1). Так например, максимальное содержание НТО в воде Бристольского канала составляет 10 Бк/л, тогда содержание трития в рыбе достигает 200000 Бк/кг сухого веса [11].

Биологическое действие ^3H усиливается тем, что при его распаде образуется инертный газ гелий, в результате чего рвутся водородные связи в живых клетках. Следствием этого нарушаются процессы синтеза органических структур при жизни индивида с воздействием на наследственность, в том числе и отдаленную. Из этого следует необходимость контроля содержания трития в окружающей среде, прежде всего вблизи предприятий ядерного топливного цикла, а также распространение трития и его накопление в трофических цепях [3].

1. ОПИСАНИЕ РАЙОНА ИССЛЕДОВАНИЯ

На берегах р. Енисей проживает большая часть населения Красноярского региона. Енисей – одна из крупнейших рек мира: длина реки от места слияния Большого Енисея и Малого Енисея – 3487 км, от истоков Малого Енисея – 4287 км, от истоков Большого Енисея – 4123 км. Место слияния Большого и Малого Енисеев у г. Кызыла считается географическим центром Азии. Беря свое начало на юге, в горных пустынях Монголии, Енисей на протяжении почти 3000 км протекает в северном направлении, пересекает различные широтные географические зоны и впадает в Северный ледовитый океан, образуя эстуарий шириной до 30 км. Протяженность Енисея превышает р. Дунай (2857 км); р. Миссисипи (3770 км); р. Инд (3180 км). Енисей – самая полноводная река России с величиной стока 624 км³/год. Средний расход воды в устье 19800 м³/с, максимальный до – 190000 м³/с. По площади бассейна (2580 тыс. км²) Енисей занимает 2-е место среди рек России (после Оби) и 7-е место среди рек мира. По Енисею проходит условная граница между Западной

и Восточной Сибири. На Енисее и впадающих в него реках действуют 3 гидроэлектростанции. Воды реки характеризуются повышенной прозрачностью (до 3 м) и слабой минерализацией (среднее значение составляет 54 мг/л), а также высокой концентрацией кислорода. Скорость течения и ширина реки могут значительно изменяться: от 1,5 до 12–15 км/ч и от 0,2–0,5 км до 3–5 км. В верховьях породы русла представлены валунно-галечными отложениями, которые в среднем течении сменяются на гравийно-песчаные и песчано-глинистыми в нижнем течении у впадения в Северный ледовитый океан.

В результате деятельности крупнейших гидроэлектростанций, происходит постоянное перемешивание слоев воды. Это приводит к тому, что на больших расстояниях ниже плотины ГЭС практически не изменяется температура воды с глубиной водного потока. В начале июля температура воды в районе г. Красноярск и на 100–150 км вниз по течению составляет $\sim 10^{\circ}\text{C}$, в конце июля-августе 15–17 $^{\circ}\text{C}$. Речная экосистема относится к олиготрофной с богатой речной фауной, в речной воде существуют более 500 видов водорослей и диатомей [12].

В течение нескольких десятков лет р. Енисей подвергается интенсивному загрязнению техногенными радионуклидами, в том числе и тритием [1]. Тритий – радиоактивный изотоп водорода, который присутствует во всех объектах окружающей среды.

Исследования проводились в среднем течении р. Енисей на участке от с. Есаулово (46 км вниз по течению от г. Красноярск) до с. Стрелка (330 км вниз по течению от г. Красноярск) (рисунок 1). При расходе воды $Q=4085\text{ м}^3/\text{с}$ на данном участке глубина реки и скорость течения составляют $H\approx 7\text{ м}$, $v=1,25\text{--}1,8\text{ м/с}$, соответственно. Струя с техногенными примесями распространяется вдоль правого берега не более, чем на 0,1 ширины реки, т.е. по пойме, где скорость течения и глубина меньше в несколько раз.

Анализ литературных данных по радиационно-химическому состоянию р. Енисей показал, что возможны несколько вероятных потенциальных источников поступления трития в воду с водосборной территории реки Енисей. А именно:

- тритий с водосборной территории, загрязненной в результате испытаний ядерного оружия;
- тритий с водосборной территории, загрязненной в результате аэрозольных выбросов ГХК;
- тритий со сбросами вод - систем охлаждения реактора;
- тритий со сбросами низкоактивных жидких отходов, образовавшихся в результате работы радиохимического производства;
- тритий, мигрирующий из открытых водоемов отстойников на промплощадке ГХК;
- тритий, мигрирующий из подземных горизонтов полигона «Северный».



Рисунок 1. Карта-схема района исследования содержания трития

Таким образом, до 31 мая 2010 года (дата отключения последнего атомного реактора ГХК), существовало шесть потенциальных источников поступления трития в реку Енисей. На реке Енисей существовала уникальная ситуация, позволяющая исследовать самые разные пути миграции трития в окружающей среде.

2. ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

2.1. Технология отбора проб и подготовка их к измерениям

2.1.1. Пробы воды

Отборы проб воды проводились ежемесячно (с мая по октябрь) с 2002 по 2009 г. Образцы отбирались в верхнем слое потока (0–10 см) в пластиковые канистры. Исследуемые пробы отбирались вдоль правого берега, на расстоянии 40–60 м от кромки берега. Контрольные пробы отбирались на расстоянии 500 м от кромки левого берега, на основном фарватере с самой высокой скоростью потока и глубиной. Отобранные пробы воды отделяли от взвешенных частиц фильтрованием через ацетат-целлюлозные мембранные фильтры Millipore (диаметр 47 мм) с размером пор 0,2 мкм. Полученные фильтраты смешивали со сцинтилляционным коктейлем Ultima

Gold AB в соотношении проба:коктейль = 8:12. Перед измерением смесь выдерживали в течение 48 ч в темном месте при температуре $\sim 4^{\circ}\text{C}$ для стабилизации системы.

2.1.2. Пробы донных отложений.

Донные отложения и пойменные почвы отбирали аналогично отбору проб для радиометрических и химических исследований, согласно ГОСТ 17.1.5.01-80 для донных отложений и ГОСТ 17.4.4.02-84 для почв.

Для определения трития в пробах донных отложений и почв необходимо было выделить всю жидкость из образцов. Для этого, пробу вначале пропустили через сито с размером ячеек 200 меш. С помощью сита удаляли крупные фрагменты (гальку, части биологических объектов и др.). Из общей массы отделили навеску массой около 100 г сырого веса. Навеску поместили в круглодонную колбу и добавили толуол. Толуол был выбран, как наиболее оптимальных растворитель с точки зрения минимальной растворимости в воде, более низких температур кипения образующейся азеотропной смеси. А также, следы толуола практически не влияет на гашение измеряемой смеси проба: сцинтилляционный коктейль. Полученную смесь выдерживали в закрытой пробкой колбе на 12 часов. После чего, колбу помещали в колбонагреватель. На горлышко колбы надевали специальное устройство, разработанное автором работы, с помощью которого отгонялась азеотропная смесь, и происходило последующее разделение водной и органической фаз. После отделения водную фракцию или сразу смешивали с сцинтилляционным коктейлем и подготавливали к измерениям содержания трития, или, при необходимости, очищали от органических примесей дистилляцией с KMnO_4 [13], до получения прозрачной и бесцветной жидкости. После чего, аликвоту раствора также смешивали с коктейлем и подготавливали к измерению.

2.1.3. Пробы биологических объектов

Для определения содержания трития в растениях использовали наиболее распространенные водные растения р.Енисей и некоторые виды водорослей (таблица 1). Кроме того, отбиралась водно-воздушное растение - кубышка, которая интенсивно произрастает в одном правобережных из притоков р.Енисей — р.Большая Тель, по левому берегу которой находится граница санитарно-защитной зоны ГХК.

После отбора растения в лабораторных условиях тщательно промывались водопроводной проточной водой. После чего, в некоторых видах растений отделялись листья, стебли, корневые части (кубышка, рдест блестящий). Остальные растения исследовались в виде общей массы. Для выделения тритий содержащей жидкости бралась навеска 30-80 г сырого веса. При определении органически связанного трития (ОСТ) проба растений высушивались вначале при комнатной температуре, а после досушивались в сушильном шкафу при температуре 45°C . После

высушивания растения измельчались на мельнице. Для выделения ОСТ использовалась навеска 100-150 г сухого веса.

Навески подготовленных биологических объектов помещались в круглодонную колбу, где смешивались с толуолом. Выдерживались в колбе в течение 8 часов при комнатной температуре. Выделение жидкостей проводилось аналогично выделению жидкостей из проб донных отложений и почв. Существенным отличием при дальнейшей подготовки проб к определению трития являлось то, что при отгонки азеотропной смеси из сухих проб биологических объектов выделяемая жидкая фракция интенсивно окрашена и содержит большое количество органических примесей (например, каротиноидов), которые либо образовались при нагревании смеси и отогнались вместе с толуолом, либо присутствовали в исходных пробах. Поэтому, в этом случае была необходима проведение дистилляции от 5 до 6 раз, до получения прозрачной жидкой пробы.

2.2. Эксперименты по накоплению трития водными растениями *Elodea canadensis* и выявление токсического воздействия на биологические функции растений

Используемые объекты: погруженный макрофит *Elodea canadensis*, далее - элодея (промытые от взвеси верхушки побегов длиной 5-8 см), вода р. Енисей и о.Атомное (фильтрованная через ацетат-целлюлозный фильтр с диаметром пор 0,2 мкм).

2.2.1. Проведение экспериментов по накоплению трития.

Промытая масса элодеи использовалась для определения содержания НТО и ОСТ в стартовой точке и после проведения эксперимента по накоплению трития биомассой. Исходная биомасса делилась на две части. В одной из них была отобрана навеска 50 г, из которой выделяли тритий, который находился в виде НТО. Оставшуюся массу (400 г), взвешивали и отправляли на сушку (72 часа при 60°C). Высушенную биомассу взвешивали и использовали для выделения трития в виде ОСТ ($m \sim 30$ г).

Для эксперимента апикальную часть растений (макушки длиной $\sim 6-7$ см), с суммарной массой 250 г сырого веса, помещали в аквариум (5 л), куда предварительно была налита фильтрованная вода р.Енисей (2.5 л), содержащая добавленный тритий (50 кБк/л). Установленный фотопериод был ~ 12 ч. Длительность эксперимента составила 11 суток. Отбор проб воды для контроля содержания трития проводили через 24, 72, 96 часов, далее 168, 216 и 264 часа. Через каждые 24 часа проводилось измерение рН. После окончания эксперимента биомассу взвешивали. Определяли длину побегов. Из всей биомассы отбирали 50 г, в которой определяли НТО. Оставшуюся массу высушивали (72 часа при 60°C) и использовали для определения ОСТ.

2.2.2. Проведение исследований по выявлению токсического действия (фототаксиса) трития на побеги погруженного макрофита *Eloдея канадская* [14]

Для изучения токсического действия трития на побегах элодеи проводился отдельный эксперимент, в котором были использованы три концентрации трития (Бк/л): 10, 100, 2900. Масса растений составляла 35 г сырого веса. Длина побегов — 3–4 см. Длительность эксперимента составила 10 суток. Аликвоты воды для определения содержания трития отбирались через 48, 96 и 240 часов и 29 суток. По окончании эксперимента растения промывались дистиллированной водой с pH доведенной до значения 7. В растениях определялось общее содержание трития, накопленное в эксперименте. В течение всего времени проводили исследования по выявлению токсичности трития на физиологические функции растения.

Перед исследованием фототаксиса хлоропластов стаканы с побегами элодеи выдерживали в темноте в течение 15–30 минут. Фототаксис наблюдали на клетках верхней поверхности листьев под световым микроскопом МИКМЕД-2 (Ломо, Россия) при увеличении в 600 раз. Лист отделяли от побега, помещали под покровное стекло и выдерживали на предметном столике микроскопа при включенной лампе нижней подсветки в течение 3–5 минут. В норме при интенсивном освещении хлоропласты принимали парастрофное положение (перпендикулярное лучам падающего света), отходили к краям клетки и совершали циклическое движение по периметру клетки. Долю активных хлоропластов рассчитывали как отношение числа хлоропластов, принявших парастрофное положение и отошедших к краям клетки, к общему числу хлоропластов в клетке. Для каждой концентрации просматривали по 10 произвольно выбранных клеток на одном листе, в одной или трех повторностях. Для измерения эпифлуоресценции хлорофилла лист элодеи помещали под покровное стекло и вносили каплю гербицида симазина ($C_7H_{12}ClN_5$, 10^{-5} М), блокирующего нециклический транспорт электронов между двумя фотосистемами. Эпифлуоресценцию измеряли с помощью микроскопа Люмам-И и ФМЭЛ (ЛОМО, Россия) при возбуждении светом с длиной волны 410 нм в круге диаметром 45 мкм при среднем размере клеток 60 x 70 мкм. На каждом листе измеряли по 10 полей при произвольном перемещении препарата, в одной или трех повторностях. Результаты представлены как средние или средневзвешенные значения. Достоверность различий средних сравнивали по t-критерию Стьюдента.

2.2.3. Проведение эксперимента с водой озера Атомное (республика Казахстан)

В эксперименте по накоплению трития и выявлению токсического действия на растения использовалась вода реального объекта - вода озера Атомное, расположенного на Семипалатинском испытатель-

ном полигоне (Республика Казахстан). Вода была отобрана в декабре 2007 г.

Содержание трития в воде составляла ~5,5 кБк/л. Кроме того, в воде содержалось (мг/л): Na - 1100, Cl - 1700, Mg - 160, S - 350, Ca - 94, Sr - 6,4, K - 4, Br - 1,7, Si - 0,58, B - 0,55, а также (мкг/л): Cu - 87, I - 52, Ba - 22, U - 16, Al - 12, Mo - 9,2, P - 7,6, Ti, Ni, As, Se ~ 3, Rb - 1,1. В качестве основных анионов в воде озера Атомное обнаружены (мг/л): HCO_3^- - 214, Cl^- - 1430, SO_4^{2-} - 1290.

Эксперимент проводили в цилиндрах, куда помещали побеги элодеи (общая сырая масса = 10 г) и заливали отфильтрованной исследуемой водой (250 мл). Системы выдерживали в климатической комнате при температуре 18°C, с фотопериодом 12 ч. Длительность эксперимента составила 120 ч. В конце эксперимента было проведено исследование токсичности используемой воды озера Атомное на функции элодеи. Определение общего содержания трития накопленного элодеей и распределение его по формам существования также проводили в конце эксперимента. В качестве контроля использовалась отфильтрованная вода р.Енисей.

2.3. Эксперимент по миграции и удерживанию трития в различных геологических формаций

Исходные сухие образцы предварительно замачивали (5 суток) фильтрованной через 1 мкм фильтр водой реки Енисей в следующих соотношениях:

- песок прокаленный (8 ч при 400°C) 450 г + 900 мл воды;
- глина прокаленная (8 ч при 400°C) 300 г + 600 мл воды;
- песок 500 г + 1000 мл воды;
- глина 450 г + 900 мл воды;
- донные отложения 450 г + 900 мл воды.

После замачивания излишки воды сливали из стаканов декантацией. Затем подготовленные пробы грунтов отделялись от оставшейся воды путем фильтрации через бумажный фильтр. Объем отфильтрованной воды р.Енисей, используемый в эксперименте для прокачивания через колонку, был 5 л. Общее содержание внесенного трития составило 250 кБк (50 кБк/л).

Проведение эксперимента: собирали колонку, стенки которой состояли из полимерных материалов. Длина колонки — 70 см, внутренний диаметр — 10 см. Колонку заполняли слоями исследуемых геологических образцов, между которыми прослаивали «мельничные сита» с диаметром пор 1,5 мкм. Тритий содержащую воду подавали в нижнюю часть колонки. Вода стекала естественным образом (самотоком) без использования насосов, по принципу сообщающихся сосудов с верхней части колонки. Содержание трития выходящего из колонки определяли в объеме воды, стекающей с колонки за определенный период времени. Отбор проб воды проводили через 12, 24, 48, 72, 96 и 168 часов. Для анализа

отбирали из полученного объема необходимую aliquоту (8 мл), в которой измеряли содержание трития и после пересчитывали на объем вышедший из колонки за фиксируемый промежуток времени. Через 6 суток после начала эксперимент был завершен, из колонки была удалена лишняя жидкость самопроизвольным стеканием. Колонка была разобрана, а образцы грунтов разделены. Из каждого образца была взята навеска для отгонки поровой жидкости и определения в ней общего содержания трития. Для определения необменного трития, часть пробы многократно промывалась дистиллированной водой до полного удаления тритийсодержащей поровой воды (контроль в каждой порции смывной воды). Подготовленную таким образом пробу помещали в отгонную колбу для последующего выделения жидкости, в которой также определяли содержание трития.

Для расчета коэффициента распределения (K_D) и удерживающего фактора R использовали следующие формулы [15]:

- коэффициент распределения

$$K_D = \{(A_0 - A) / A\} * V/m,$$

где K_D – коэффициент распределения [мл/г], A_0 – исходная активность трития в жидкой фазе [Бк], A – конечная активность трития в жидкой фазе [Бк], V – объем жидкой фазы (объем поровой жидкости) [мл], m – масса почвы [г].

- удерживающий фактор $R = 1 + \{\rho/\eta\} * K_D$,
где R – удерживающий фактор (безразмерная), ρ – плотность геологического материала [г/см³], η – пористость геологического материала [см³/см³].

2.4. Измерение содержания трития

Содержание трития в исследуемых пробах измеряли с использованием жидкостно-сцинтилляционного спектрометра «Бета-1» и «Tri-Carb - 2800» фирмы Canberra Packard (США), снабженный уникальной программным комплексом «RadSpectraDec», разработанной в МосНПО «РАДОН». Данный программный комплекс предназначен для управления спектрометрическими измерениями и обработки результатов измерений в различных операционных средах MS Windows позволяет проводить скрининг водных проб с минимальной предварительной пробоподготовкой.

3. РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

3.1. Мониторинг содержания трития в воде р.Енисей и его притоках.

Результаты определения содержания трития в пробах воды р.Енисей, а также устьях некоторых его притоков и р.Большая Тель, являющаяся его правобережным притоком и протекающим по границе санитарно-защитной зоны ГХК, приведены в таблице 1.

Таблица 1. Среднее содержание трития в образцах воды р.Енисей, (расстояние вниз по течению г.Красноярск). Отбор вдоль правого берега

Район отбора	Содержание трития, Бк/л		
	Среднее	Минимальное	Максимальное
г.Красноярск (0 км)	4,5	4	6
с.Есаулово (45 км)	<3	<3	4
Стоки ГХК (86 км)	86	35	200
к.Атамановская (88 км)	17	25	39
о.Атамановский (91 км)	9	11	29
д.Большой Балчуг (101 км)	8	5	11
о.Танькин (170 км)	3	3	3
д.Захаровка (278 км)	<3	<3	<3
п.Стрелка (330 км)	<3	<3	5
д.Новоназимово (600 км)	3	3	3

Представленные результаты показывают, что содержание трития в воде реки Енисей в фоновых районах (г. Красноярск и с. Есаулово) выше по течению от ГХК за все время исследований не превышало 4±2 Бк/л. В районе радиоактивных сбросов ГХК (район с.Атаманово) и ниже по течению реки содержание трития в основном русле реки Енисей также не превышала значений ~6 Бк/л, что совпадает с данными полученными ранее [16] и литературными данными [17]. Согласно этим данным среднегодовая концентрация трития в воде Енисея в прошедшие годы составляла 4-5 Бк/л и не превышала среднего содержания трития в водоемах России, образовавшегося в результате ядерных испытаний [18]. Таким образом, полученные данные свидетельствуют о

том, что радиоактивные сбросы ГХК не повлияли на содержание трития в основном русле реки Енисей.

Однако, в районе села Атаманово вблизи правого берега реки Енисей и места отбора проб водных растений в пробах воды была зарегистрирована более высокая концентрация трития в воде р.Енисей - до 29 Бк/л (таблица 1). Также повышенная по сравнению с фоном концентрация трития обнаружена в районе стоков ГХК: максимальная концентрация трития составила ~200 Бк/л. Полученные данные согласуются с ранее приведенными данными, что для ручья Плоского и реки Шумиха концентрация трития превышает фоновые значения, принятые для Енисея [19]. Проведенные гамма-спектрометрические исследования проб воды, отобранных в районе стоков ГХК, выявили наличие активационных ра-

дионуклидов. Это свидетельствует о том, что источником образования трития служил последний действующий реактор ГХК, который использовал воду реки Енисей для охлаждения. Очевидно, что струя реакторной воды распространяется на некоторое расстояние и поэтому повышенное содержание трития до 29 Бк/л было обнаружено нами в реке вблизи берега о. Атаманово в районе зарослей водной растительности (таблица 1) на расстоянии 5 км вниз по течению и ~11 Бк/л на расстоянии 15 км вниз по течению от основных сбросов ГХК.

Также проводился мониторинг содержания трития в реке Большая Тель (правый приток Енисея, расположенный на границе санитарно-защитной зоны (СЗЗ) ГХК).

Таблица 2. Содержание трития в пробах воды р.Большая Тель (расстояние от устья), отбор 2001-2009 г. Пробы отбирались вдоль левого берега

Район отбора	Содержание трития, Бк/л		
	среднее	минимальное	максимальное
50 м	18	5	35
300 м	13	5	23
500 м	15	8	40
1000 м	18	9	38

Как видно из таблицы 2, содержание трития в течение практически всего периода исследования для большинства участков реки Большая Тель превышало фоновые значения реки Енисей и достигало 40 Бк/л. Основным источником поступления трития в реку Большая Тель служит, вероятно, подземное захоронение радиоактивных отходов ГХК на полигоне "Северный". Полученные данные по содержанию трития дополнительно подтверждают наличие гидрологической связи подземных радиоактивных водоносных горизонтов на полигоне "Северный" ГХК и реки Большая Тель, предсказанное в работе [19]. Из литературных данных известно, что в подземные горизонты полигона закачивали в течение многих лет до 330000 Бк/л трития [20]. Кроме того, источником поступления трития могут быть и смывы атмосферными осадками с территории санитарно-защитной зоны ГХК, что было проверено в последующих работах с биологическими объектами и донными отложениями.

Для расчета выноса трития с отдельными притоками реки Енисей в зоне влияния ГХК использовались наши данные по содержанию трития в воде и литературные данные [19] по расходам воды в устьях притоков. Данные по ежегодному выносу трития отдельными притоками в Енисей приведены в таблице 3. Из приведенных данных следует, что наибольший вклад в вынос трития приходится на реки Шумиха и Большая Тель.

Таблица 3. Расчет максимального выноса трития исследуемыми правобережными притоками р.Енисей

Водоем	Расход воды, м ³ /с	Расчет выноса трития, ГБк
р.Шумиха**	0,45	1494
ручей №2**	0,32	190
ручей Плоский**	0,08	278
река Большая Тель	1,03	912
Итого		2874
*- данные расходов воды взяты из работы [19] **- сброс ГХК.		

Максимальный суммарный вынос трития по анализируемым притокам составлял 2874 ГБк. Полученные расчетные данные по выносу трития отдельными притоками значительно выше расчетов в ранее приведенной работе [19], где был занижен в несколько раз вынос трития с рекой Б.Тель. Были рассчитаны данные по содержанию трития в главном русле реки и данные по среднегодовому расходу воды в устье Енисея. Получено, что вынос трития рекой Енисей в акваторию Карского моря составлял $18 \cdot 10^{14}$ Бк трития в год.

3.2. Взаимодействие трития с донными отложениями и пойменными почвами

3.2.1. Определение содержания трития в донных отложениях и пойменных почвах

Как известно, тритий слабо аккумулируется в породобразующих структурах [21, 18]. В связи с этим предполагается, что накопление трития, поступившего в водоем в результате смыва с загрязненной поверхности почвы, донными отложениями незначительно. Для дополнительного обоснования и определения источника поступления трития в воду р. Б. Тель проводили отборы проб донных отложений, из которых была выделена и проанализирована поровая вода. Для сравнения были отобраны пробы донных отложений выше по течению от сбросов ГХК, в районе с. Есаулово, а также донные отложения в р.Енисей в районе д.Большой Балчуг. Результаты приведены в таблице 4.

Таким образом, измерения проб поровой воды донных отложений и пойменных почв показали повышенное содержание трития до 58 Бк/л и наличие радионуклида ¹⁴C (до 14 Бк/л). Вследствие чего был сделан вывод, что вероятным источником поступления трития в донные отложения реки Большая Тель служат подземные радиоактивные воды горизонтов полигона "Северный", которые, как известно, имеют гидрологическую связь с рекой Б.Тель, в пойму которой идет частичная разгрузка [19, 20].

Таблица 4. Водоотдача (%) и содержание ^3H и ^{14}C (Бк/л) в пробах донных отложений и пойменных почвах (2001-2002 гг.)

Район отбора	Глубина слоя, см	2001 г.			2002 г.	
		Водоотдача, %	Содержание радионуклидов, Бк/л		Водоотдача, %	Содержание ^3H , Бк/л
			^3H	^{14}C		
Река Енисей						
с.Есаулово	0-10	37	4±1	н.о.	38	4±1
с.Большой Балчуг	0-10	42	4±2	н.о.	41	4±2
Река Большая Тель						
устье	0-10	43	46±5	н.о.	н.о.	н.о.
50 м от устья	0-10		н.о.	н.о.	43	48±5
300 м от устья	0-10	39	49±6 (36±3)	н.о. (14±1,4)	38	25±5
	10-20	31	н.о.	н.о.	32	51±6
500 м от устья	0-10	40	58±6 (42±6)	н.о. (1,4±1,0)	38	11±2
800 м от устья	0-10	41	24±3	н.о.	40	н.о.
1000 м от устья	0-10	44	19±3	н.о.	41	н.о.
Пойменная почва						
между р.Енисей	0-10	34	36±5	н.о.	н.о.	н.о.
и устьем р.Большая Тель	10-20	26	14±4	н.о.	н.о.	н.о.
н.о. - не определяли						

3.2.2. Механизмы переноса трития в геологических породах — модельные эксперименты

Для дополнительного обоснования факта слабой аккумуляции трития и возможным переносом тритиевой воды через слои грунта были проведены модельные эксперименты. В качестве образцов грунтов использовались как донные отложения реки Енисей, так и другие грунты (глина, песок, как в исходном состоянии, так и после термической обработки). Термическую обработку использовали для удаления присутствующих в минералах органических веществ. Контроль стекающей на выходе из колонны жидкости показал, что через 48 ч от начала и на протяжении всего оставшегося времени эксперимента содержание трития практически не отличается от содержания трития на входе в колонку (рисунок 2). Это может свидетельствовать о том, что тритий слабо удерживается исследуемыми образцами грунта.

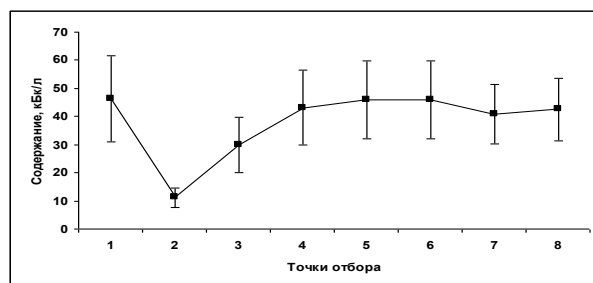


Рисунок 2. Содержание трития в стекающей из экспериментальной колонны воде. Точки отбора: 1- 0 ч; 2-12 ч; 3- 24 ч; 4- 48 ч; 5- 72 ч; 6- 96 ч; 7- 144 ч; 8- 168 ч.

Результаты определения содержания общего трития, необменного трития в каждой пробе грунта приведены в таблице 5.

Таблица 5. Результаты определения общего содержания трития и необменного трития в исследуемых пробах грунта

Проба	Содержание общего трития		Содержание необменного трития	
	Бк/л	Бк/кг	Бк/л	Бк/кг
Песок прокаленный	7980±120	720±11	<МДА	<МДА
Песок	14100±133	1410±33	<МДА	<МДА
Глина прокаленная	10800±138	1300±53	280±20	34±4
Глина	15100±161	3030±32	250±15	50±3
Донные отложения	21100±585	7600±210	950±13	340±24

Как видно из представленных результатов общее содержание трития в грунтах варьируется в значительном интервале от 7980 Бк/л (для песка) до 21100 Бк/л (для донных отложений). Такое изменение весьма закономерно и зависит главным образом от геохимических параметров используемых проб грунтов, в том числе и от содержания поровой воды.

При определении содержания трития в пробах, после их промывания дистиллированной водой, тритий был обнаружен в пробах глин (исходной и прокаленной — 250 и 280 Бк/л, соответственно) и в пробе донных отложений (950 Бк/л). На наш взгляд это

может быть связано с тем, что в донных отложениях происходит связывание части трития (~4,5 %) с органическими веществами, покрывающими поверхности частиц донных отложений, образуя необменный тритий. Тогда как большая часть трития взаимодействует в результате адгезии и образования слабых водородных связей с молекулами, также присутствующих на поверхности частиц. Для глин характерно проникновение молекул и ионов определенного размера в слои глинистых структур. При этом происходит удерживание дипольных тритий содержащих молекул воды в электростатическом

поле минерала. И такой тритий мы также можем отнести к необменному тритию, т.к. его практически невозможно удалить простым промыванием дистиллированной воды. Доля необменного трития составила ~2,6 и 1,7 % для прокаленной и исходной глин, соответственно.

В таблице 6 приведены результаты определения плотности (ρ), пористости (η) и расчетов коэффициента распределения (K_D) и удерживающего фактора (R) трития в исследуемых пробах грунта.

По результатам, представленных в таблице видно, что коэффициент распределения отличается от единицы, что вероятно связано либо с процессами разбавления вносимой тритий содержащей воды водой, присутствующей в исследуемых пробах, либо с

различной скоростью миграции H_2O и долей НТО, присутствующей в объеме воды.

С помощью геохимических параметров возможно описание процессов, протекающих в толще грунта, результатом которых является вынос веществ различного происхождения на поверхность почвы, а также в поверхностные водоемы. Тем самым могут создаваться негативные последствия для окружающей среды.

Таким образом, геологические породы различного генезиса могут лишь незначительно удерживать тритий, что связано как с физико-химическими свойствами трития, присутствующего в окружающей среде преимущественно в виде НТО, так и с геохимическими параметрами геологических структур

Таблица 6. Определение плотности (ρ), пористости (η) и расчетов коэффициента распределения (K_D) и удерживающего фактора (R) трития в исследуемых пробах грунта

Тип грунта	ρ , г/см ³	η , см ³ /см ³	R	K_D
Песок прокаленный	1,5	1	1,41	0,27
Песок	1,5	1,1	1,34	0,25
Глина прокаленная	1,6	1,1	1,69	0,48
Глина	1,5	1,2	1,58	0,46
Донные отложения	1,4	1,2	1,57	0,49

3.3. Взаимодействие трития с биологическими объектами

3.3.1. Определение содержания трития в биологических объектах

Нами был собран большой объем биомассы разных видов гидробионтов Енисея, более 30 видов водных, воздушно-водных растений и водорослей. Некоторые виды погруженных гидрофитов, такие как рдест и элодея были собраны почти на всех участках отбора проб от фонового района с.Есаулово до с.Стрелка (330 км от г.Красноярск). Часть видов гидробионтов были собраны только на определенных участках реки. В лабораторных условиях пробы растений были разделены на виды и подготовлены к выделению трития. В таблице 7 приведены результаты определения содержания трития в исследованных биологических образцах. Все пробы растений отбирали вдоль правого берега р.Енисей.

Из полученных данных следует, что содержание трития в выделенной воде сырой массы растений для фонового района реки Енисей (с.Есаулово) варьирует от 4 до 7 Бк/л, что обусловлено физиологическими особенностями исследуемых видов растений и, следовательно, содержанием поровой воды.

Для района к.Атаманово (вблизи сброса реакторной воды ГХК) содержание трития в растениях и водорослях достигает значений в несколько десятков раз превышающее фоновые значения 51 Бк/л (таблица 7).

Кроме того, был проведен сравнительный анализ содержания трития в различных частях водных растений р.Енисей. Так, содержание трития в листьях рдеста в два раза превышает содержание трития в стеблях (таблица 7). Аналогичная закономерность наблюдалась для листьев и корня сусака. Это объяс-

няется тем, что листья являются наиболее активно фотосинтезирующей частью растений. Максимальное содержание трития было зарегистрировано в биомассе зеленой нитчатой водоросли кладофора, а также листьях рдеста и сусака. Следовательно, в растениях р.Енисей тритий поступает водным путем.

Таблица 7. Среднее содержание трития в пробах водных растений и водорослей р. Енисей (расстояние от г.Красноярск)

Вид растения (часть)	Содержание трития	
	Бк/л	Бк/кг
Стрелка (330 км)		
Элодея	<3	<1,2
Рдест	<3	<2
Захаровка (278 км)		
Элодея	4±2	1,8±1
Рдест	<3	<2
с. Большой Балчуг (101 км)		
Элодея	7±3	3±2
Рдест	6±2	3±1
к. Атамановская (87 км)		
Рдест (стебель)	15±7	9,5±4,4
Рдест (лист)	33±13	17,8±7,1
Кладофора	51±5	37,6±3,6
Мох водный	3±1	1,4±0,5
Сусак (лист)	41±6	14±2
Сусак (стебель)	9±2	2,7±0,2
с. Есаулово (46 км)		
Мох водный	3±1	1,4±0,5
Элодея	7±2	3±2
Рдест	4±1	2±1

В таблице 8 приведены данные по содержанию трития в частях воздушно-водного растения кубышка, отобранного в р.Большая Тель в пункте отбора, расположенного на расстоянии 1000 м от устья.

Как видно из представленных данных, содержание трития во всех частях растения примерно одинаковое, что может свидетельствовать о том, что поступление трития происходит и как через корневую систему (из донных отложений), так и через водный поток реки Большая Тель. При этом в течение всего вегетационного периода происходит перераспределение радионуклида в листовые пластины за счет переноса через каналы, расположенные в мясистом стебле.

Таблица 8. Среднее содержание трития в пробах и частях водно-воздушного растения кубышка, р. Большая Тель

Часть растения	Водность, %	Содержание трития, Бк/кг
июнь		
лист	54±2	8±3
стебель	29±3	13±3
корень	25±2	8±2
июль		
лист	65±3	10±2
стебель	39±4	20±6
август		
лист	78±5	33±4
стебель	75±6	20±7
корень	48±4	28±8
сентябрь		
лист	63±4	25±7
стебель	80±3	25±10
корень	41±5	25±5

Известно, что тритий в водных растениях присутствует как смесь НТО и ОСТ [22]. Часть поступившего трития, в виде тритиевой воды, трансформируется из НТО в ОСТ в результате следующих процессов. Это: 1) инкорпорирование НТО с карбогидратами в биомассу растения в процессе фотосинтеза и роста растений в присутствии света; 2) в результате метаболических процессов; 3) обмен подвижных атомов водорода в органических молекулах с атомами трития [23]. При этом около 30% трития, присутствующего в виде свободной тритиевой воды в тканях биомассы растения, может трансформироваться в ОСТ [24].

Для предположения о возможных формах существования трития в исследованных видах водных растений были сделаны попытки по разделению общего содержания трития на тритий содержащую свободную воду и ОСТ. Для этого при определении содержания трития, присутствовавшего в виде свободной тритиевой воды, была осуществлена принудительная остановка процесса отгонки жидкости. Процесс останавливался на начальном этапе выделения растворенных слабо окрашенных веществ, при количественном извлечении бесцветной жидкости. Полученная таким образом водная фаза была практически бесцветна. В противном случае при максимально полной отгонки поровой жидкости в виде азеотропной смеси с толуолом, тритий извлекается как смесь тритий содержащих жидкостей, отнесенных и к свободной тритиевой воде и к органически связанному тритию.

В работе британских ученых [11] и в рекомендациях Департамента Энергетики США [25] для определения трития в виде ОСТ использовались высушенные образцы биологических объектов (трава, водоросли и др.). При этом было показано, что основное содержание трития (около 94%) в исследуемых биологических объектах присутствовало в виде ОСТ [11]. Как уже отмечалось нами, наиболее эффективным методом выделения трития из биологических объектов является метод отгонки поровой воды с органическим растворителем, не смешивающимся с водой, в виде азеотропной смеси [13, 26]. При использовании данного метода тритий выделяется как в форме свободной поровой воды (НТО), так и в форме связанного в органические соединения (ОСТ). Для определения трития в виде ОСТ, часть исследуемых видов растений высушивалась при $t^0=60$ °С в течение 72 часов. Высушенная масса помещалась в отгонную установку, в которую добавлялся толуол (на 50 г сухой массы – 100 мл толуола). Процессы отгонки продолжались до полного выделения жидкости из колбы с исходной смесью и, практически полного обугливания используемого образца растений. Полученная в приемной колбе жидкость была интенсивно окрашена растворимыми красящими веществами, входящих в состав клеток растения. Поэтому для очистки полученной жидкости традиционно используемая методика по очистке поровой жидкости дистилляцией с использованием $KMnO_4$ в слабощелочной среде проводилась не менее 7-8 раз, вместо 2-3 раз для сырых образцов. Кроме того, процедура требовала предельной аккуратности для уменьшения потерь полученного объема (отгонка проводилась максимально досуха во всех сборных частях перегонной системы). В полученной жидкости присутствовал только органически связанный тритий (ОСТ) [11]. Содержание ОСТ считается эквивалентным содержанию трития в Бк на кг сухой массы.

Было обнаружено, что содержание трития в форме тритиевой воды в листьях рдеста составляет 4 Бк/кг сырой массы, а в стеблях 8 Бк/кг сырой массы. Эта разница связана с различным содержанием воды на единицу массы растения в этот период – 39% воды для листьев и 51% воды для стеблей рдеста. Содержание трития в 1 литре выделенной тритиевой воды из растений дает одинаковые значения для стеблей и листьев равное 12±4 и 15±5 Бк/л. Эти значения несколько превышают содержание трития в воде реки Енисей в этот период 5±2 Бк/л. В этот период ядерный реактор ГХК был остановлен и возможно в растениях какое-то время остается тритий, поступивший ранее с выбросами ядерного реактора. В жидкости, выделенной из сухой массы растений, достоверно регистрируется тритий в концентрации превышающей содержание трития в форме тритиевой воды. Это – тритий в форме органических соединений ОСТ. Так, для листа рдеста содержание трития в органической форме ОСТ достигает

72 Бк/л, что выше значений трития в форме НТО (12 Бк/л). Однако при пересчете значений содержания трития на 1 кг сырой массы растения (листья рдеста) в форме ОСТ оказалось всего 0.4 Бк/кг сырой массы или 9% от общего содержания трития. Основной вклад в суммарное содержание трития для листьев и стеблей рдеста вносит тритий в форме тритиевой воды. Более высокое содержание трития в форме органических соединений в листьях рдеста, по сравнению со стеблями, можно объяснить тем, что листья являются наиболее активно фотосинтезирующей частью растений.

3.3.2. Распределения трития по видам связывания с компонентами биомассы (*Elodea canadensis Michx.*)

Модельные эксперименты с водой р.Енисей

На рисунке 3 представлена динамика изменения содержания трития в воде экспериментальной модельной системы. Как видно из представленных данных основная убыль трития наблюдалась в течение первых 72 часов после начала эксперимента (~25 %). Общая убыль трития составила ~44 %.

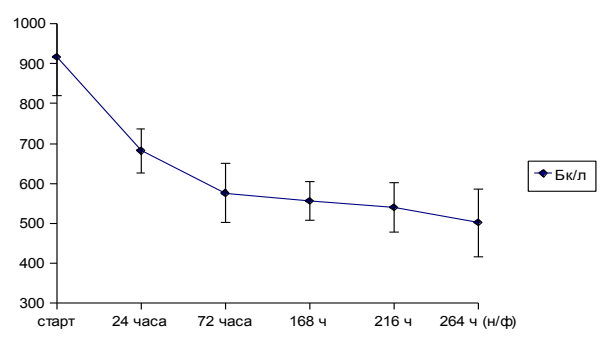


Рисунок 3. Динамика изменения содержания трития в водной среде

В таблице 9 приведены содержание и распределение трития по формам существования (НТО и ОСТ) в исходной биомассе и после эксперимента

Как видно из представленных результатов, за время проведения эксперимента длина побегов увеличилась с закономерным увеличением среднего веса сырой массы. Кроме закономерного увеличения содержания трития в виде НТО, наблюдалось увеличение и содержание трития в виде ОСТ, с 3 до 8 %. На наш взгляд это связано с тем, что в результате

протекающих при фотосинтезе процессов происходит взаимодействие трития с биологическими макромолекулами и что, в свою очередь, приводит к закреплению трития в необменную форму. Тем самым, доказывается тот факт, что при хроническом взаимодействии трития с биологическими образцами протекают процессы связанные с интенсивным накоплением и значительным удерживанием трития в биологических структурах организма.

Таким образом в результате протекающих при фотосинтезе процессов происходит взаимодействие трития с биологическими макромолекулами и что, в свою очередь, приводит к закреплению трития в необменной форме. Тем самым, доказывается тот факт, что при хроническом поступлении трития к биологическим образцам протекают процессы связанные с накоплением и значительным удерживанием трития в биологических структурах организма.

Модельные эксперименты с пробами воды о.Атомное

На рисунке 4 приведены спектры исходной воды о.Атомное, полученные при разном масштабе.

Нами были обнаружены такие радионуклиды как тритий (~5600 Бк/л), $^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$ (~436 Бк/л) и сумма некоторых альфа-излучателей (~166 Бк/л). Кроме того, был исследован химический состав пробы воды с использованием методов масс-спектрометрии и ионной хроматографии.

Как видно из представленных результатов наибольшая убыль трития (около 600 Бк/л или ~ 150 Бк/пробу) наблюдалась в первые 48 часов после начала эксперимента. За последующие трое суток убыль трития была ~25 Бк. Общая убыль трития за 120 часов проведения эксперимента составляла ~ 175 Бк, что могло быть как за счет накопления трития биомассой, так и за счет испарения воды с поверхности экспериментального сосуда.

Результаты определения трития в биомассе элодеи как в виде НТО, так и в виде ОСТ показали, что за 120 часов проведения эксперимента содержание трития в виде НТО увеличилось с 3 Бк/кг до 35 Бк/кг, в виде ОСТ — с 3 % до 15 % от общего содержания трития в биомассе.

На рисунке 5 приведена динамика изменения содержания трития в экспериментальной системе.

Таблица 9. Результаты определения содержания трития и его распределение по формам связывания с биомассой

	Средняя длина побега, см	Средний вес побега, г		Содержание трития, Бк/кг (сыр вес)	
		сырой	сухой	НТО	ОСТ
Исходные побеги	8.0±0.5	0.59±0.03	0.054±0.005	5.5 (97 %)	0.2 (3 %)
Побеги после эксперимента	15±1	0.75± 0.09	0.047±0.009	141 (92 %)	12.2 (8 %)

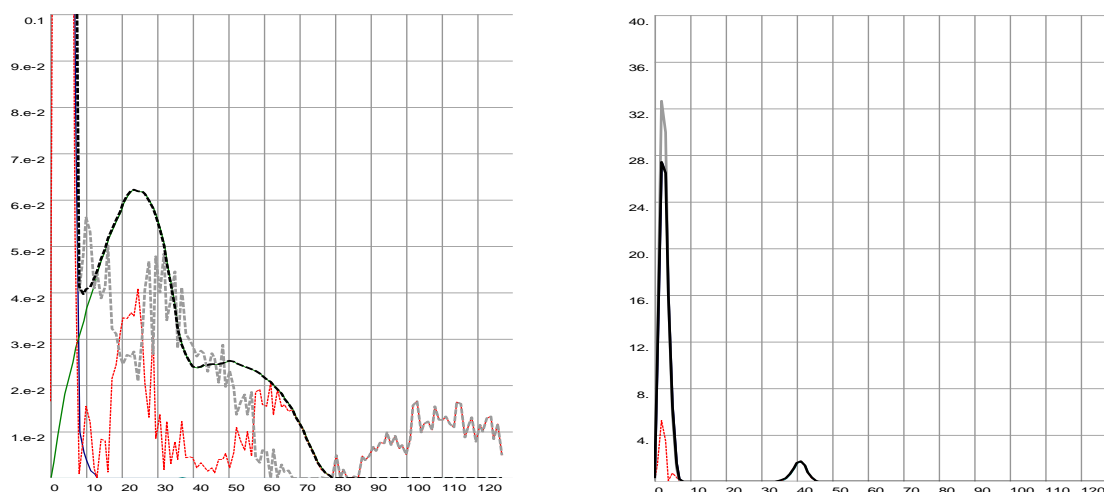


Рисунок 4. Жидкостно-цинтилляционные спектры проб воды о.Атомное

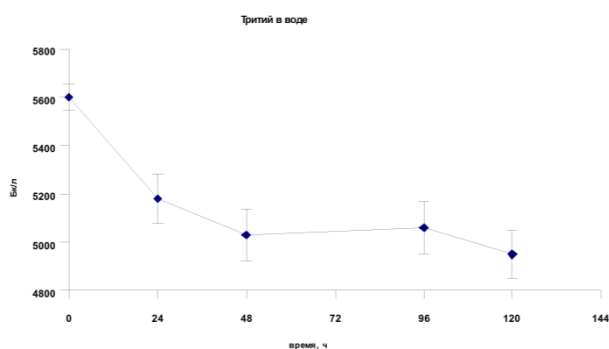


Рисунок 5. Динамика изменения содержания трития в водной среде экспериментальной системы о.Атомное

3.3.3. Изучение токсического влияния трития на фотосинтез растений

Токсическое действие трития на фотосинтез проводили и в экспериментах и водой р.Енисей, и водой о.Атомное. На рисунке 6 приведены фотографии, полученные при проведении экспериментов по ис-

следованию токсического влияния трития на фотосинтез элодеи.

Было обнаружено, что при содержании трития в системе с водой Енисей летальный эффект наступил при концентрации трития 2900 Бк/л через 29 дней после начала эксперимента. Кроме того было замечено значительное нарушение целостности клеточных мембран с последующим вытеканием внутриклеточной жидкости (рисунок 6 в). Не смотря на внешнее благополучие используемых побегов, при детальном рассмотрении по микроскопом было замечено, что при содержании трития 100 Бк/л движение хлоропластов за 29 суток уменьшилось на 70 %, а при содержании 10 Бк/л - на 25%. В экспериментах с пробами воды о.Атомное через 5 суток после начала эксперимента движение хлоропластов уменьшилось на 40 % от исходного значения. И, вероятно, в этом случае летальный эффект наступил бы много раньше в связи с тем, что радиационно-химический состав воды достаточно сложен и разнообразен.

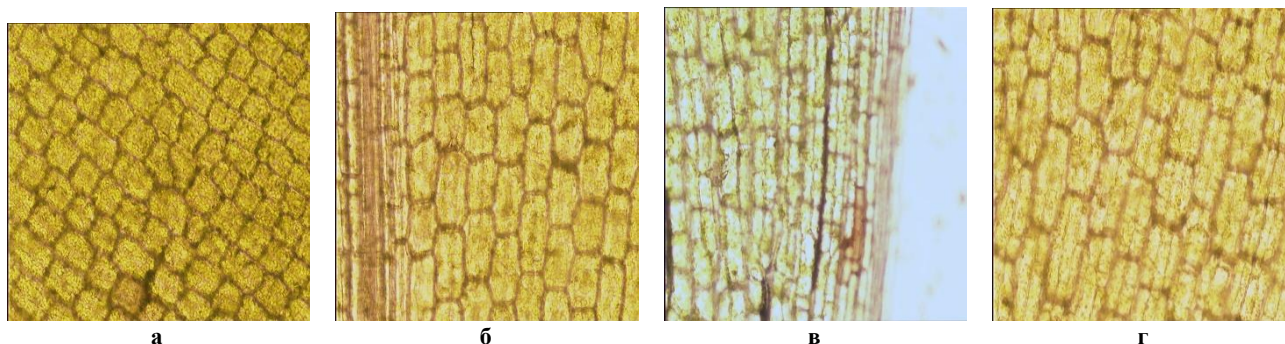


Рисунок 6. Результаты воздействия трития на хлоропласты листьев элодеи в экспериментах с водой р.Енисей — 14 суток, (а-в): а) содержание трития 10 Бк/л, б) 100 Бк/л, в) 3800 Бк/л; и водой о.Атомное — 5 суток, (г): содержание трития 5600 Бк/л в смеси с другими радионуклидами.

Флуоресценция хлорофилла широко используется для биотестирования как показатель активности фотосинтетического аппарата водных растений [27, 28], эпифлуоресцентная микроскопия ранее нашла применение для детектирования комплексов хлорофилла с тяжелыми металлами *in vivo* [27]. Нами было предположено, что снижение флуоресценции хлорофилла под действием трития происходит, вероятно, в результате замещения части атомов протия в молекуле хлорофилла «а» на атом трития. В отличие от флуоресценции, реакция фототаксиса хлоропластов используется для биотестирования редко и в основном для ряски [29]. Экспериментально показано, что перемещение хлоропластов в клетках ряски под действием света происходит в результате не только влияния света на фотосинтез и дыхание [30]. Движение хлоропластов в клетках включает участие актин-миозиновых белков, АТФ, фотосинтеза и других процессов [31]. Поэтому, по сравнению с эпифлуоресценцией, фототаксис более интегральная реакция. Наши эксперименты показали, что достоверное снижение сигнала эпифлуоресценции под действием трития происходит быстрее, чем ингибирование фототаксиса хлоропластов. Одним из основных достоинств реакции фототаксиса с точки зрения биотестирования является, на наш взгляд, отсутствие необходимости контроля. Как известно, при благоприятных условиях фототаксис хлоропластов должен быть стопроцентным. И наоборот, летальный эффект сопровождается полным прекращением фототаксиса.

ЛИТЕРАТУРА

1. Болсуновский А.Я. Доклады Академии наук / А.Я. Болсуновский, Л.Г. Бондарева. – 2002. – С. 385; 5; 714.
2. Беловодский Л.Ф. Тритий / Л.Ф. Беловодский [и др.]. - М.: Энергоатомиздат, 1985. - 212 с.
3. Иваницкая М. В. Источники поступления трития в окружающую среду. Тритий - это опасно / М. В. Иваницкая, А. И. Малофеева. - Челябинск, 2001. - С. 22.
4. Baumgartner F. International Journal of Radiation Applications and Instrumentation / F. Baumgartner, M-A. Kim // Part A. Applied Radiation and Isotopes. – 1990. - V. 41. - № 4. - P. 324.
5. Sepalla O., Mason S.G., Can. J. Chem. – 1961. - № 39. - P. 1934.
6. BROWN R. M. In: Behaviour of Tritium in the Environment / R. M. BROWN. - Vienna: IAEA, 1979. - P. 405.
7. Brudenel A. J. P. Physics and Chemistry of The Earth / A. J. P. Brudenel, C. D. Collins, G. Shaw. - 1998. - V. 23. - № 4. - P. 471.
8. Pointurier F. Applied Radiation and Isotopes / F. Pointurier, N. Baglan and G. Alanic. – 2004. - V. 61. - № 2-3. - P. 293.
9. Tamponnet C. Radioprotection / C. Tamponnet. – 2005. - № 40. - S713.
10. Pointurier F. Applied Radiation and Isotopes / F. Pointurier, N. Baglan, G. Alanic. F. Pointurier, N. Baglan, G. Alanic. - 2004. - № 61. - P. 293.
11. McCubbin D. Marine pollution bulletin / D. McCubbin, K.S. Leonard [et al.]. – 2001. -V. 42. - № 10. - P. 852.
12. I.I. Gitelson Transport of carbon and minerals in major world rivers, lakes and estuaries. Part 5. / I.I. Gitelson, N.S. Abrosov, M.I. Gladyshev; Editors: E.T. Degens, S. Kempe, A.S. Mitt. Naidu // Geol.-Paläont. Inst. Univ. Hamburg Heft. – 1988. - № 66. - P. 43-46.
13. Report 2002.DOE: the Tritium Systems Test Assembly at the Los Alamos National Laboratory.
14. Зотина Т.А. Journal of Siberian federal university / Т.А. Зотина, Е.А. Радионова, Н.А. Гаевский // Biology. – 2009. -№ 2. - P. 226.
15. Arsene C. Radionuclide migration studies in geological medium / C. Arsene, D. Negoiu, I. Durdun // Proceedings of the WM'01: Conference, February 25- March 1. - Tucson: AZ, 2001.
16. Bolsunovsky A.Ya. Journal of Environmental Radioactivity / A.Ya. Bolsunovsky, L.G. Bondareva. - 2003. - № 66. - P. 285.
17. Ратько А.И. Радиохимия / А.И. Ратько, В.П. Самодуров, В.П. Колленков. – 2001. -Т. 43. -№ 5. - С. 456.
18. Махонько К. Бюллетень по атомной энергии / К. Махонько, В. Ким, Е. Козлова [и др.]. - 2001. -№ 10. - С. 26.
19. Носов А.В. Атомная энергия / А.В. Носов [и др.]. – 2001. - Т. 90. - № 1. - С. 77.

Таким образом, уровень вмешательства трития на биологические функции элодеи при хроническом поступлении радионуклида составил 2900 Бк/л, что в несколько раз ниже уровня вмешательства установленного НРБ-99.

Выводы

Таким образом, результаты исследований показали, что:

1. Тритий поступает в экосистему р.Енисей главным образом как в результате деятельности реактора ГХК, так и в результате загрузки водных подземных горизонтов полигона «Северный».
2. Грунты различного генезиса могут лишь в незначительной степени служить барьером для переноса трития.
3. При взаимодействии с биомассой водного растения элодеи тритий присутствует главным образом в виде свободной тритиевой воды и незначительно в виде ОСТ. При этом трансформация трития из НТО в ОСТ протекает, вероятно, преимущественно за счет фотосинтеза.
4. Был выявлен токсический эффект трития на биологические функции водного растения элодеи. Было получено, что уровень вмешательства трития составляет 2900 Бк/л, при этом наблюдалось полное отсутствие движения хлоропластов со значительным разрушением клеточных мембран.

Работа выполнена при частичной финансовой поддержке гранта РФФИ 11-08-00084-а, 11-05-00058-а и 11-05-98011-р_сибирь_а.

20. Parker F.L. Geology of Ore Deposits / F.L. Parker, A.I. Rybalchenko, V.I. Velichkin, K.L. Compton, V.M. Novikov, A.A. Pek, V.I. Malkovsky, B.P. Sigaev. – 1999. – Т. – 41. - № 6. - P.423.
21. Чеботина М.Я. Радиоэкологические исследования трития в уральском регионе / М.Я. Чеботина, О.А. Николин. - Екатеринбург: УрО РАН, 2005. - 92 с.
22. Maria-Anna Kima. Applied Radiation and Isotopes / Maria-Anna Kima, Franz Baumgärtner. – 1994. - Т. 45. - № 3. - P. 353.
23. Masakazu Ota. Journal of Environmental Radioactivity / Ota Masakazu, Yamazawa Hiromi, Jun Moriizumia, Iida Takao. – 2007. - Т. 97. - № 2-3. - P. 103.
24. Baumgartner F. Anal Bioanal Chem / F. Baumgartner, W. Donhaerl. – 2004. - № 379. – P. 204.
25. Методы измерения трития. Рекомендации комитета по радиационной защите и измерениям США. - М.: Атомиздат, 1978.
26. Kim Dae Ji Anal. Chem / Dae Ji Kim, Phillip E. Warwick, Ian W. Croudace. – 2008. –Т. 80. - № 14. - P. 5476.
27. Küpper H. Exp. Bot / H. Küpper, F. Küpper, V. J. Spiller. – 1996. - № 47. - P. 259.
28. Drinovec L. Bull. Environ. Contam. Toxicol. / L. Drinovec, D. Drobne, I. Jerman, A. Zrimec. – 2004. - № 72. - P. 896.
29. Цаценко Л.В. Экология / Л.В. Цаценко, Н.Г. Малюга. – 1998. - № 5. - С. 407.
30. Witzum A. Ann. Bot / A. Witzum, H.B. Posner, R.A. Gower R. – 1979. - № 44. - P. 1.
31. Braun S.S. von. Protein Pept. Sc. / von Braun S.S., Schleiff E. Curr. – 2007. - V. 8. - № 5. - P. 426.

ТҮЦЫ СУ ЭКОЖҮЙЕЛЕРІНДЕ ТРИТИЙДІ МАССАЛЫҚ ТАСЫМАЛДАУ МЕХАНИЗМІ

Бондарева Л.Г.

Сібір федералдық университеті, Красноярск, Ресей

Енисей өз. жағасында орналасқан тау-химиялық комбинаты қызметінің әсері экожүйенің барлық құрауыштарының қарқынды түрде радиоактивті, сонымен қатар тритиймен де ластануына алып келді. Тритий түптік шөгінділер мен топырақтарда әлсіз жинақталады деп есептелуіне қарамастан, топырақтың геохимиялық қасиетіне байланысты кейбір геологиялық жыныстарда тритийдің жинақталуы мүмкін, немесе топырақтың органикалық заттектерімен байланысуы, немесе сазды минералдар қабаттарына енуі және қабат аралық кеңістікте байланысуы мүмкін. Тритий түсу жолдарына байланысты (су ағыны немесе түптік шөгінділер) өсімдік бөліктерінде түрлі деңгейде таралады. Осының барысында, өсімдіктердің көбірек фотосинтезделетін бөлігі ретінде, барлық жағдайда да жапырақтық пластиналар басым болады. Элодея биомассасына тритийдің тұрақты түрде түсуі барысында тритийдің араласу деңгейі 2900 Бк/л-ды құрайды, бұл РҚН-99 қабылданған АД бірнеше есе төмен.

MECHANISM OF MASS TRANSFER OF TRITIUM IN THE FRESHWATER ECOSYSTEMS

L.G. Bondareva

Siberian Federal University, Krasnoyarsk, Russia

Activities of the Mining and Chemical Combine, located on the banks of the Yenisey River, has led to intense radioactive contamination of all ecosystem components. Despite the fact that tritium is weakly accumulated by the sediments and soil, it was found that depending on the geochemical properties of soils tritium can accumulate in certain geological formations or by contacting the soil with organic matter or penetrating into the layers of clay minerals and fixed in the interlayer space. Depending on the routes of tritium (the flow of water or sediment), tritium is distributed in parts of the plants is uneven. However, in all cases tritium is dominated by leaf plate, like most of photosynthesizing plants. When chronically tritium to biomass level of intervention for tritium was 29000 Bq / l.

УДК 577.4:577.391:504.064:539.16

**ОСНОВНЫЕ НАПРАВЛЕНИЯ РАЗВИТИЯ МЕТОДОЛОГИИ РАДИАЦИОННОГО МОНИТОРИНГА
“РАДИОАКТИВНЫХ ПЯТЕН” НА ТЕРРИТОРИИ БЫВШЕГО СИП КАК ИСТОЧНИКОВ
ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ БИОЛОГИЧЕСКИ ЗНАЧИМЫМИ ФРАКЦИЯМИ
АЭРОЗОЛЬНЫХ ЧАСТИЦ – НОСИТЕЛЕЙ ПРОДУКТОВ ДЕЛЕНИЯ
И ТРАНСУРАНОВЫХ ЭЛЕМЕНТОВ**

¹⁾Артемьев О.И., ²⁾Гордеев С.К., ³⁾Газиев Я.И., ⁴⁾Стебельков В.А., ⁴⁾Газиев И.Я.

¹⁾Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, Курчатов, Казахстан

²⁾ГУП Мос. НПО “Радон”, Москва, Россия

³⁾ГУ “НПО “Тайфун”, Обнинск

⁴⁾НП “Лаборатория анализа микрочастиц”, Москва, Россия

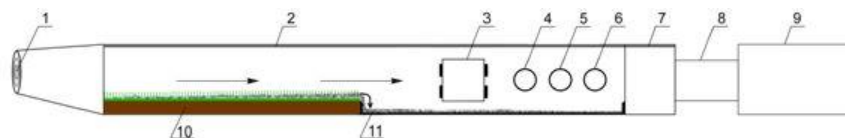
Ранее были разработаны методы рекогносцировочных исследований радиационно-экологических характеристик “радиоактивных пятен” техногенных радионуклидов и продуктов интенсивного пылеподъёма с поверхности почвы на загрязнённых этими радионуклидами территориях. Основные по значимости исследования были проведены на территории бывшего СИП в рамках НИР ИРБЭ и по проектам МНТЦ К-810 и К-928. Они проводились, начиная с 2001 года на площадках, загрязнённых продуктами испытаний боевых радиоактивных веществ и гидро-ядерных экспериментов на СИП. Исследования выполнялись как в периоды естественного ветрового подъёма и переноса пыли в атмосферу, так и при интенсивном техногенном пылеподъёме с этих площадок и экспериментальных пожаров. Методы этих исследований необходимо усовершенствовать и дополнить новыми научно-методическими разработками применительно к решению актуальной проблемы развития методологии радиационно-экологического мониторинга многочисленных “радиоактивных пятен” на территории бывшего СИП как источников аэрозольного загрязнения окружающей среды на этой территории.

В настоящей работе определены основные направления решения указанной проблемы:

- создание аппаратного полигонного комплекса АПК-1, включающего в себя специальную аэродинамическую трубу для работы с пробами поверхностных слоёв радиоактивных почв и зонды аэрозольной составляющей продуктов пылеподъёма (для модельных исследований процессов ветровой эрозии почв);
- создание аппаратного полигонного комплекса АПК-2 для модельных и натурных исследований ветровой эрозии почв на “радиоактивных пятнах” территории бывшего СИП и загрязнения окружающей среды полидисперсными продуктами пылеподъёма на этих “пятнах”;
- создание многопрофильного аналитического комплекса двойного назначения МПАК-2Н (первое – проведение анализов на содержание продуктов деления и альфа-активных изотопов трансураниевых элементов в пробах, отбираемых в аэродинамической трубе аппаратного комплекса АПК-1, второе – проведение аналогичных анализов проб, отбираемых на территории бывшего СИП с помощью аппаратного комплекса АПК-2);
- разработка методик радионуклидного анализа нанограммовых и пикограммовых количеств плутония, содержащегося в пробах окружающей среды, а также в индивидуальных микрочастицах.

На рисунке 1 приведена схема рабочего макета аэродинамической трубы (РАТ) комплекса АПК-1 с её высокопроизводительным воздухофильтрующим блоком (ВФБ). В настоящее время она находится в стадии разработки. Планируемые размеры аэродинамической трубы – 0,4x0,4x2,0 м, а скорости воздушного потока в этой трубе – 3; 5 и 10 м/с. Для получения первого из указанных значений скоростей этого потока в качестве побудителя расхода воздуха намечено использовать электровентилятор 20ЦС-34, второго – 28ЦС-34 и, наконец, третьего – 56ЦС-34 с номинальными мощностями 3,2; 4,5 и 8 кВт соответственно [5]. Электровентилятор, обеспечивающий выбранный режим прокачки радиоактивного воздуха через рабочий объём аэродинамической трубы, будет подключаться к её выходу через блок фильтрации этого воздуха, как это показано на рисунке 1. Благодаря использованию в отмеченном блоке стандартного фильтрующего материала ФПП-15-1,5 или ФПА-15-1,5 российского производства радиоактивные частицы – продукты аэродинамической эрозии исследуемых проб почв будут улавливаться в ВФБ с эффективностью, близкой к 100% практически независимо от размеров частиц. Это позволит использовать экспонированные фильтрующие материалы в качестве носителей интегральных проб радиоактивных частиц дисперсных фаз в целом изучаемых аэрозолей без существенных искажений их радионуклидных составов. Это чрезвычайно важно для идентификации источников этих аэрозолей, содержащих продукты деления, ²³⁹Pu, ²⁴⁰Pu, ²³⁸Pu и ²⁴¹Am как в дисперсной фазе аэрозолей, так и в отдельных “горячих” радиоактивных частицах.

СНОВНЫЕ НАПРАВЛЕНИЯ РАЗВИТИЯ МЕТОДОЛОГИИ РАДИАЦИОННОГО МОНИТОРИНГА “РАДИОАКТИВНЫХ ПЯТЕН” НА ТЕРРИТОРИИ БЫВШЕГО СИП КАК ИСТОЧНИКОВ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ БИОЛОГИЧЕСКИ ЗНАЧИМЫМИ ФРАКЦИЯМИ АЭРОЗОЛЬНЫХ ЧАСТИЦ – НОСИТЕЛЕЙ ПРОДУКТОВ ДЕЛЕНИЯ И ТРАНСУРАНОВЫХ ЭЛЕМЕНТОВ



1 – входной воздуховод с фильтром тонкой очистки воздуха; 2 – съёмная крышка РМАТ; 3 – блок контроля давления, влажности, температур и скорости потока воздуха; 4, 5 и 6 – люки для ввода и извлечения из рабочего объема РМАТ аспирационных трубок аэрозольных пробоотборников; 7 – кассета с фильтрующим материалом ФПП-15-1,5 или ФПА-15-1,5; 8 – побудитель расхода воздуха (один из электровентиляторов типа 20ЦС-34; 28ЦС-34 или 56ЦС-34); 9 – выходной воздуховод; 10 – поддон с радиоактивными пробами почв с растительным покровом малой или средней шероховатости; 11 – горизонтальный планшет для сбора осадков аэрозольных частиц типа стандартного пробоотборника атмосферных радиоактивных выпадений с липким или марлевым покрытием.

Рисунок 1. Схема рабочего макета аэродинамической трубы (РМАТ) комплекса ПАК-1

Особо важным является то, что в РМАТ будут проводиться экспериментальные отборы различных по дисперсности фракций полидисперсных аэрозольных продуктов аэродинамической эрозии исследуемых почвенных проб. Для этих целей предназначаются адаптированные для применения в комплексе АПК-1 пробоотборники аэрозольных радиоактивных частиц с эффективностями, зависящими от размеров частиц. В частности, к таким пробоотборникам относятся многокаскадные импакторы “Туман” [6, 7], РМ-10 [2, 8], ПАП-1К [2] и НИ-2М, представляющий в настоящее время модернизированный вариант импактора НИ-2 НПО “Тайфун” [9]. Отбираемые с их помощью пробы будут использоваться для получения представительных данных о наиболее важных ядерно-физических характеристиках и физико-химических свойствах изучаемых фракций полидисперсных радиоактивных аэрозолей с широким диапазоном значений аэродинамических диаметров частиц (d_1). Эти диаметры, как известно, условно относят к плотности частиц 1 г/см^3 . Поэтому часто обозначают их как диаметры d_1 .

Для примера рисунок 2 иллюстрирует практические возможности применения импактора “Туман” в целях получения экспериментальных данных о дисперсных характеристиках одно- и двухмодальных распределениях радионуклидов ядерно-энергетического происхождения по аэродинамическим диаметрам частиц d_1 в ингалируемой и биологически значимых фракциях продуктов техногенного пылеподъёма на интенсивно радиоактивно загрязнённых территориях. Приведённые на рисунке 2 данные описаны в [1]. Они относятся к автомобильным пылевым шлейфам, возникавшим в постчернобыльский период при движении грузового автомобиля ГАЗ-66 со средней скоростью по грунтовой дороге в г. Новозыбкове Брянской области и по вспаханному полю Опытного хозяйства Новозыбковского филиала Всероссийского института удобрений и агрохимии во время сельскохозяйственных уборочных работ [1]. Исследованные распределения ^{137}Cs по размерам аэрозольных частиц подчинялись логнормальному закону. Для каждого из наблюдавшихся логарифмически нормальных распределений были получены представительные данные о значениях модальных диаметров частиц и стан-

дартных геометрических отклонений их диаметров [1]. В одном случае эти данные относились к одномодальному логнормальному распределению, в другом – к обоим компонентам двухмодального распределения (рисунок 2). Первое из них наблюдалось в г. Новозыбкове, второе – на территории Опытного хозяйства Новозыбковского филиала ВИУА, как и следовало того ожидать.

ε

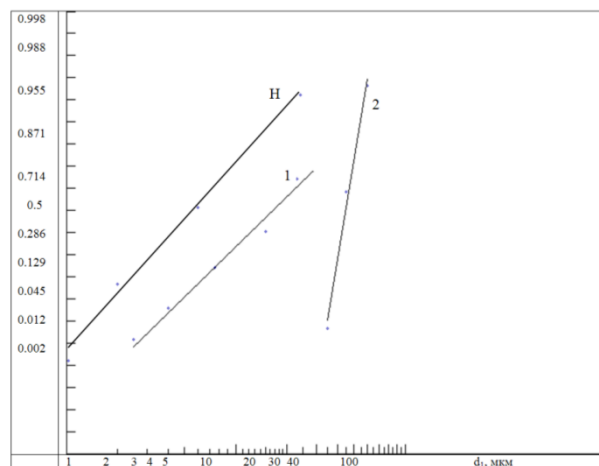


Рисунок 2. Выпрямленные графики логарифмически нормальных распределений $^{137}\text{Cs}(\epsilon)$ по аэродинамическим диаметрам частиц (d_1) дисперсной фазы аэрозолей, наблюдавшихся в приземной атмосфере на территории филиала ВИУА (1, 2) и в г. Новозыбкове (Н)

Следующий из перечисленных выше пробоотборников – импактор РМ-10 успешно использовался при отборе проб различных по дисперсности фракций радиоактивных частиц, аэрозольной составляющей продуктов интенсивного техногенного пылеподъёма, проводившегося в рамках НИР по проекту К-928 на “радиоактивном пятне” площадки П-2Г на территории бывшего СИП [4]. Радиоактивность этой площадки обусловлена радиоактивными отходами, проводившихся на СИП гидро-ядерных экспериментов. С учётом данных о радионуклидном составе этих отходов были выполнены анализы отобранных импакторных проб на ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{238}Pu . Полученные при этом результаты приведены в таблице 1.

СНОВНЫЕ НАПРАВЛЕНИЯ РАЗВИТИЯ МЕТОДОЛОГИИ РАДИАЦИОННОГО МОНИТОРИНГА “РАДИОАКТИВНЫХ ПЯТЕН” НА ТЕРРИТОРИИ БЫВШЕГО СИП КАК ИСТОЧНИКОВ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ БИОЛОГИЧЕСКИ ЗНАЧИМЫМИ ФРАКЦИЯМИ АЭРОЗОЛЬНЫХ ЧАСТИЦ – НОСИТЕЛЕЙ ПРОДУКТОВ ДЕЛЕНИЯ И ТРАНСУРАНОВЫХ ЭЛЕМЕНТОВ

Таблица 1. Распределения объёмных активностей ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{238}Pu по фракциям частиц различных размеров (диаметров d_1) аэрозольной составляющей продуктов техногенного пылеподъёма на “радиоактивном пятне” площадки П-2Г в зоне контрольных наблюдений

d_1 , мкм	Объёмные активности, Бк/м ³			
	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{239+240}\text{Pu}$	^{238}Pu
>10	1,7 E-2	1,7 E-3	2,2 E-2	2,9 E-3
<10	1,9 E-2	1,8 E-3	7,2 E-3	6,6 E-4
10-7,2	4,8 E-3	<МДА	<МДА	<МДА
7,2-3,0	<МДА	1,0 E-3	<МДА	<МДА
3,0 -1,5	1,2 E-2	0,8 E-3	4,2 E-3	4,0 E-4
1,5-0,95	2,2 E-3	<МДА	1,4 E-3	1,3 E-4
0,95-0,49	<МДА	<МДА	1,6 E-3	1,3 E-4
<0,49	<МДА	<МДА	<МДА	<МДА

Примечание. 1. Фракционный отбор проб радиоактивных частиц производился импактором РМ-10.
2. МДА – минимально детектируемая объёмная активность.

В целях сравнения в таблице 2 приведены аналогичные данные для рассматриваемых радионуклидов, полученные путём анализов радионуклидных составов проб декамикронной ($d_1 > 10$ мкм) и ингалируемой ($d_1 < 10$ мкм) фракций частиц фоновых радиоактивных аэрозолей. Эти фракции частиц отбирались импактором РМ-10 в приземной атмосфере в зоне контрольных наблюдений за пределами “радиоактивного пятна” площадки П-2Г при средней скорости ветра, не превышающей 2 м/с.

Необходимо отметить, что мы провели сравнительные эксперименты по эффективности улавливания природных радиоактивных аэрозолей с помощью установок РМ-10 и «Тайфун». Было показано, что различие в регистрации природных радиоактивных аэрозолей с помощью этих установок не превышает 10 %. Также мы показали, что штатные фильтрационные материалы в установке РМ-10 могут быть заменены на ткань Петрянова. Только при этом необходимо добиться одинакового перепада давления на фильтрах, что легко выполняется методом подбора числа слоев ткани Петрянова.

Площадка П-2Г находится в центральной зоне территории бывшего СИП [10]. Локальные радиоактивные выпадения, формировавшиеся в этой зоне во время ядерных испытаний в атмосфере, привели к тому, что её территория оказалась интенсивно загрязнённой продуктами деления и трансураниевыми элементами [11]. В современных условиях ветровой пылеподъём с этой территории является одним из важнейших источников загрязнения приземной атмосферы на площадке П-2Г ^{90}Sr , ^{137}Cs , альфа-активными изотопами плутония и ^{241}Am . Другой важный источник этого загрязнения – ветровой пылеподъём с “плутоний-америциевого радиоактивного пятна”, находящегося на указанной площадке. Суммарное

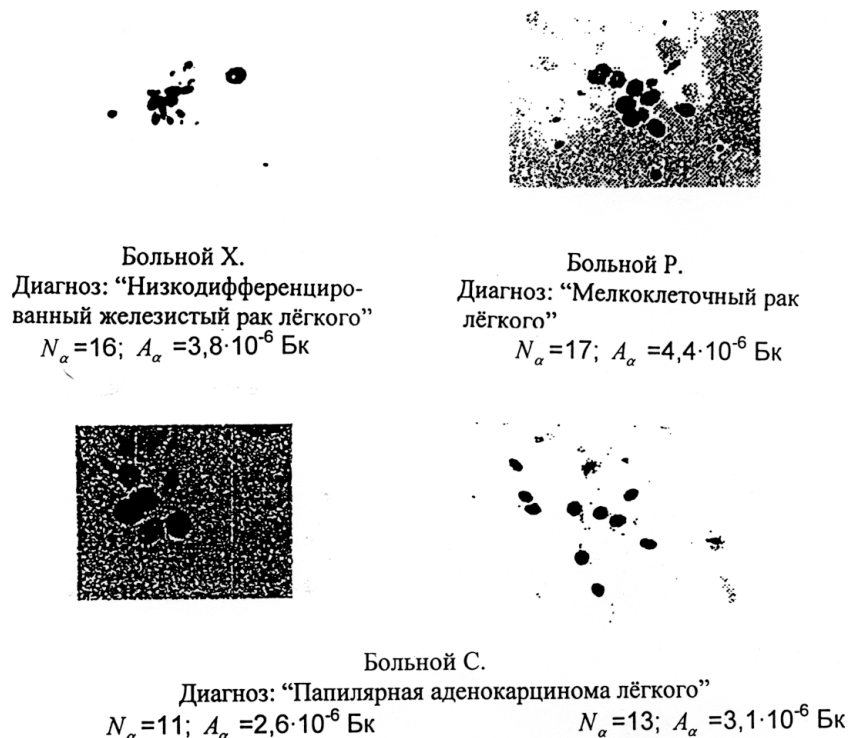
радиоактивное загрязнение приземной атмосферы, наблюдавшееся при небольших скоростях ветра на площадке П-2Г, условно принято было считать “фоновым” по отношению к её техногенному загрязнению на основе приведённых в таблицах 1 и 2 данных об объёмных активностях отмеченных выше радионуклидов (кроме ^{241}Am).

На рассматриваемой территории нередко наблюдаются сильные ветры [10]. Средние значения этих ветров достигают 8-12 м/с, а их короткопериодные порывы могут приближаться к средней пороговой скорости образования небольших пыльных бурь. В таких случаях по отношению к указанным ранее малым скоростям ветра ≤ 2 м/с пылевое загрязнение приземной атмосферы на этой территории будет в десятки раз большим [12]. Соответственно в такой же степени должны быть большими указанные в таблице 2 объёмные активности ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{238}Pu . Из приведённых в таблице 1 данных следует, что с помощью импактора РМ-10 при больших скоростях ветра можно будет исследовать дисперсные характеристики ингалируемых фракций естественных атмосферных аэрозолей и их респираторных составляющих сложного радионуклидного состава в приземной атмосфере в центральной зоне территории бывшего СИП. При этом, естественно, повышенное внимание необходимо уделять случаям загрязнения атмосферного воздуха радиоактивными частицами с относительно высоким содержанием альфа-активных изотопов плутония. Как известно, после попадания таких частиц в лёгкие человека со вдыхаемым им атмосферным воздухом они могут приводить к раку лёгких [13]. На рисунке 3 представлены примеры наблюдений его возникновения в результате облучения клеток лёгких альфа-активными частицами.

Таблица 2. Результаты анализов радионуклидных составов проб фоновых атмосферных аэрозолей, отобранных импактором РМ-10 в зоне контрольных наблюдений за пределами “радиоактивного пятна” площадки П-2Г

d_1 , мкм	Объёмные активности, Бк/м ³			
	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{239+240}\text{Pu}$	^{238}Pu
>10	5,8 E-4	не опр.	2,7 E-4	2,6 E-5
<10	1,8 E-3	3,5 E-5	2,2 E-3	2,2 E-4

Примечание. Не опр. – объёмная активность не определялась.



N_α – число альфа-треков на микрофотографии плёночного детектора;
 A_α – альфа-активность попавшей в лёгкие частицы атмосферных радиоактивных аэрозолей.

Рисунок 3. Радиографии срезов лёгких жителей Алтайского края, пострадавших от ядерных испытаний на СИП.

Другими важными составляющими биологически значимых фракций техногенных и естественных продуктов пылеподъёма на интенсивно радиоактивно загрязнённых территориях являются грубодисперсные аэрозоли различной дисперсности с диаметрами частиц d_1 от 10 до приблизительно 70 мкм. Данные о дисперсных характеристиках указанных аэрозолей должны использоваться при теоретических расчётах ветрового переноса в системе “атмосфера – подстилающая поверхность” радионуклидов, находящихся в составе дисперсных фаз исследуемых радиоактивных аэрозолей. Такие данные, относящиеся к грубодисперсным аэрозолям ($d_1 > 10$ мкм) с помощью импактора РМ-10 не могут быть получены. Для их получения и предназначается упомянутый ранее импактор НИ-2М (см. с.). Он должен будет эксплуатироваться совместно с РМ-10 в составе аппаратного полигонного комплекса пробоотборников аэрозолей и радиоактивных выпадений АПК-2.

Кроме того, в состав этого комплекса в соответствии с опытом ранее выполненных работ [1, 4] необходимо включить ВФУ “Тайфун-4К” [2], импактор “Туман” [6, 7] и аэрозольные пробоотборники ПАП-1К [2], ПАП-3К [2] и (в дальнейшем) ПАП-3К(М), представляющий модернизированный вариант ПАП-3К. Эта модернизация уже запланирована на будущее.

Естественно, в состав комплекса АПК-2 должны быть включены также стандартные пробоотборники

атмосферных радиоактивных выпадений для экспериментальных исследований по проблеме вторичного загрязнения этими выпадениями территории бывшего СИП в современных условиях и в перспективе с учётом фундаментальных аспектов этой проблемы в соответствии с [13]. Местоположение площадок с помещениями, подходящими для размещения и эксплуатации комплексов АПК-1 и АПК-2, будет определяться ИРБЭ.

Отбираемые в периоды создания и штатной эксплуатации комплексов АПК-1 и АПК-2 пробы радиоактивных частиц должны будут анализироваться с использованием описанных ниже технических средств на содержание биологически вредных веществ в установленном в ИРБЭ порядке.

Отобранные пробы предполагается исследовать на содержание урана и плутония совместно с лабораторией микрочастиц (г.Москва). При этом будет определяться, как интегральное содержание и усреднённый изотопный состав урана и плутония в пробах, так и морфологические характеристики и элементный состав индивидуальных микрочастиц с ураном и плутонием и изотопный состав урана и плутония в этих частицах.

Определение содержания и изотопного состава урана и плутония будет осуществляться методом ИСП масс-спектрометрии. В пробах с низким содержанием урана и плутония измерения проводятся с предварительной экстракцией урановой и плутоние-

вой фракций из растворов проб с помощью хроматографических колонок. Минимальные количества изотопов урана-234, урана-235, плутония-239, плутония-240 и плутония-241, определяемые с погрешностью около 1%, составляют порядка 1 нг, а определяемые с погрешностью около 10%, - порядка 1 пг.

Морфологические характеристики микрочастиц будут исследоваться методами растровой электронной микроскопии. Они часто указывают на механизм формирования микрочастиц. Элементный состав будет определяться методом рентгеновского микроанализа. При этом в составе индивидуальных микрочастиц выявляются химические элементы, присутствующие в относительных количествах от десятых долей процента и больших. Изотопный состав урана и плутония в микрочастицах предполагается определять методом масс-спектрометрии вторичных ионов. Многолетняя практика анализа микрочастиц показывает, что концентрация изотопов урана и плутония определяется с погрешностью около 1% при содержании этого изотопа в частице в количестве около 50 фг и с погрешностью около 10% при содержании изотопа около 0,5 фг.

Для анализа индивидуальных микрочастиц, состоящих в основном из урана и содержащих относительно небольшое количество плутония, в настоящее время разрабатываются методики, использующие метод ИСП масс-спектрометрии.

ЛИТЕРАТУРА

1. Газиев И.Я. Исследование вторичного загрязнения атмосферы ^{137}Cs в Брянской области после ядерной аварии на ЧАЭС / И.Я. Газиев, И.И. Крышев, Я.И. Газиев, А.Д. Уваров // Известия вузов. Ядерная энергетика. – 2005. - №2. –С. 40-47.
2. Артемьев О.И. Методы исследований физических характеристик атмосферных аэрозолей и пылевых фракций грунта на радиоактивно загрязнённых территориях / О.И. Артемьев, И.Я. Газиев, С.К. Гордеев, А.Ю. Осинцев // Семипалатинский испытательный полигон. Радиационное наследие и проблемы нераспространения : материалы II междунар. научно-практической конф., 6-8 сентября 2005 г. / Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК. – Курчатов, 2005. – Т. 1. – С. 47-53.
3. Квасникова Е.В. Источники пылеобразования на Семипалатинском полигоне (проект К-810) / Е.В. Квасникова, С.К. Гордеев, А.И. Ермаков, Э.М. Горбунова // Аэрозоли и безопасность: сб. тез. докл. междунар. научно-практической конф., 24-28 октября 2005 г. – Обнинск: ФГОУ “ГЦИПК”, 2005. -С. 157.
4. Артемьев О.И. Комплексные исследования радиоактивного загрязнения системы “атмосфера – подстилающая поверхность” и оценки радиационных рисков для населения Семипалатинского региона / О.И. Артемьев, А.Ю. Осинцев, Я.И. Газиев [и др.]. //Вестник НЯЦ РК. – 2007. - Вып. 4. - С. 44-52.
5. Крупчатников В.М. Вентиляция при работе с радиоактивными веществами / В.М. Крупчатников. – М.: Атомиздат, 1968. - С. 304.
6. Исследование возможностей импакторного метода контроля физико-химических характеристик аэрозолей, загрязняющих почву: отчет ИЭМ / рук. Газиев Я.И.; исполн.: Васильев А.С., Кабанов Ю.И., Клочков Г.Н. [и др.]. – Обнинск: ИЭМ, 1975. – 90 с.
7. Организация работ по изучению ветрового подъёма радиоактивной пыли в Брянской области и предварительные результаты исследований: отчёт ИЭМ / рук. Махонько К.П.; исполн.: Газиев Я.И., Гаврилов В.П. [и др.]. – Обнинск: ИЭМ, 1992. – 126 с.
8. Комплексные исследования радиоактивного загрязнения системы атмосфера подстилающая поверхность и оценки радиационных рисков для населения Семипалатинского региона (Техническое описание РМ – 10): технический годовой отчет о выполнении по проекту МНТЦ К -928 / рук. Артемьев О.И. – Курчатов, 2006. – С.37.
9. Назаров Л.Е. Дисперсность радиоактивных аэрозолей в приземном слое атмосферы как индикатор процесса укрупнения аэрозольных частиц атмосферных загрязнений в зимний период /Л.Е. Назаров, Я.И. Газиев // Труды ИЭМ. -1988. - Вып.16 (133). - С. 3-19.
10. Комплексные исследования радиоактивного загрязнения системы атмосфера подстилающая поверхность и оценки радиационных рисков для населения Семипалатинского региона: итоговый отчет о выполнении по проекту МНТЦ К - 928 / рук. Артемьев О.И. – Курчатов, 2007.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Опыт научно-методических разработок и научных исследований, выполненных в рамках проекта МНТЦ К-928 по теме “Комплексные исследования радиоактивного загрязнения системы “атмосфера – подстилающая поверхность” и оценки радиационных рисков для населения Семипалатинского региона” предопределил, главным образом, перспективный вариант выбора основных направлений развития методологии радиационно-экологического мониторинга “радиоактивных пятен” на территории бывшего СИП как источников загрязнения окружающей среды на этой территории продуктами деления и трансураниевыми элементами. В рассматриваемой работе подробно описано содержание указанного выбора. Его актуальность обусловлена тем, что этот выбор направлен на решение важной для ИРБЭ проблемы научно-методического и научного сопровождения работ по возврату в народно-хозяйственное использование до 80% земель, отчуждённых для СИП.

Необходимо отдельно отметить следующее. Развитие указанной методологии имеет важное значение и для исключения в наступающем десятилетии возможных случаев недопустимо большого превышения оценок возникновения критических радиационно-экологических ситуаций на территории Семипалатинского региона.

11. Черепнин Ю.С. Современная радиационная обстановка на бывшем Семипалатинском испытательном полигоне / Ю.С. Черепнин // Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях: тр. междунар. конф., Москва, 24-26 апреля 2000 г. – Спб.: Гидрометеиздат, 2000. – Том.1. - С. 92-100.
12. Смирнова Л.Ф. Ветровая эрозия почв: учеб. пособие /Л.Ф. Смирнова – М.: Изд-во Моск. Ун-та, 1985. -136 с.
13. Шойхет Я.Н. Рак лёгкого в Алтайском крае /Я.Н. Шойхет, А.Ф. Лазарев. // Вестник научной программы “Семипалатинский полигон – Алтай”. – 1994. - № 2. – С. 59-66.
14. Гордеев К.И. Совместная российско-американская методология реконструкции доз облучения населения на следах локальных выпадений ядерных взрывов /К.И. Гордеев, Г. Бек, С.М. Шинкарев [и др]. // Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях: тр. междунар. конф., Москва, 5-6 декабря 2005 г. – Спб.: Гидрометеиздат, 2006. – Том.1. - С. 71-85.

БҰРЫҢҒЫ ССП АУМАҒЫНДАҒЫ «РАДИОАКТИВТІ ДАҚТАРДЫҢ» РАДИАЦИЯЛЫҚ МОНИТОРИНГЛЕУ ӘДІСТЕМЕСІН ДАМУДЫҢ НЕГІЗГІ БАҒЫТЫ ҚОРШАҒАН ОРТАНЫ ЛАСТАУ КӨЗДЕРІ РЕТІНДЕ БИОЛОГИЯЛЫҚ МӘНДІ АЭРОЗОЛДЫ ФРАКЦИЯЛАР – БӨЛІНУ ӨНІМДЕРІН ҰСТАНУШЫЛАР ЖӘНЕ ТРАНСУРАНДЫ ЭЛЕМЕНТТЕР

¹⁾Артемьев О.И., ²⁾Гордеев С.К., ³⁾Газиев Я.И., ⁴⁾Стебельков В.А., ⁴⁾Газиев И.Я.

¹⁾*ҚР ҰЯО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты, Курчатов, Қазақстан*

²⁾*МБК Мәс. ҒӨБ “Радон”, Мәскеу, Ресей*

³⁾*МБ ҒӨБ “Тайфун”, Обнинск, Ресей*

⁴⁾*ҒӨБ “Микробөлшектерді талдамалау зертханасы”, Мәскеу, Ресей*

Бұдан бұрын техногенді радионуклидтердің «радиоактивті дақтарының» радиациялық-экологиялық сипаттамасына және аумақтың осы радионуклидтермен ластанған топырақтың беткі қабатында қарқынды шаң көтерілу өнімдеріне алдын ала зерттеу жүргізу әдістемелері әзірленді. Маңызы жағынан негізгі деген зерттеулер бұрынғы ССП аумағында ҒЗЖ шеңберінде және ХҒТО К-810 және К-928 жобалары бойынша РҚЭИ өткізген болатын. Олар 2001 жылдан, ССП-ғы әскери радиоактивті заттектерді сынау өнімдерімен ластанған аумақтарда және гидро-ядролық тәжірибелер жасалған кезден бастап өткізіле бастады. Зерттеулер табиғи желдің көтерілген кезінде және атмосфераға шаңды тасымалдау кезінде, сонымен қатар бұл алаңдарда техногенді шаң көтерілу мен тәжірибелік өрттер барысында қарқынды түрде шаң көтерілу барысында орындалды. Бұл зерттеулердің әдістерін жаңа ғылыми-әдістемелік әзірлемелермен жетілдіріп және толықтырып отыру қажет және ол бұрынғы ССП аумағындағы көптеген «радиоактивті дақтардың» радиациялық-экологиялық мониторингі әдісінамасын дамытудың көкейтесті мәселесін шешу бойынша қолданылатын осы аумақтағы қоршаған ортаның аэралды ластану көзі ретінде қолдануға болады.

MAIN AREAS IN DEVELOPMENT OF METHODOLOGIES FOR RADIATION MONITORING OF "RADIOACTIVE SPOTS" IN THE FORMER STS AS A SOURCE OF ENVIRONMENTAL POLLUTION WITH BIOLOGICALLY SIGNIFICANT FRACTION OF AEROSOL PARTICLES – CARRIERS OF FISSION PRODUCTS AND TRANSURANIC ELEMENTS

¹⁾O.I. Artemev, ²⁾S.K. Gordeev, ³⁾I. Ya. Gaziyeu, ⁴⁾V.A. Stebelkov, ⁴⁾I. Ya. Gaziyeu

¹⁾*Institute of Radiation Safety and Ecology NNC RK, Kurchatov, Kazakhstan*

²⁾*SUE Mos. SPA "Radon", Moscow, Russia*

³⁾*SI "SPA" Typhoon ", Obninsk, Russia*

⁴⁾*NP "Laboratory of microparticles analysis", Moscow, Russia*

Earlier methods were developed for reconnaissance studies of radiation-ecological characteristics of "radioactive spots" of artificial radionuclides and products of intensive dust elevation from the soil surface in the territories contaminated with these radionuclides. The main significant studies have been conducted in the territory of the former STS under researches by IRSE and the ISTC project K-810 and K-928. They have been conducted since 2001 at sites contaminated with products from testing of warfare radioactive agents and hydro-nuclear experiments at the test site. Studies were carried out both during periods of natural wind rise and transport of dust into the atmosphere, and under intense artificial dust elevation from these sites and the experimental fires. The methods of these studies need to be improved and supplemented by new scientific and methodological developments in relation to solving the actual problems of development of the methodology for radiation-ecological monitoring of numerous "radioactive spots" as sources of environmental aerial pollution in the area within the former STS.

УДК 577.4:504.4.054:539.16

ПРОГНОЗ МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ С ВОДОЙ ИЗ НЕКОТОРЫХ ШТОЛЕН БЫВШЕГО СЕМИПАЛАТИНСКОГО ПОЛИГОНА

Дубасов Ю.В., Романов Ю.В.

НПО "Радиевый институт им. В. Г. Хлопина", С.-Петербург, Россия

В статье рассмотрены результаты теоретических расчетов миграции радионуклидов ^{90}Sr , ^{137}Cs и Pu для 10 штолен: А-1Ш, 504, 503, 511, 609, 176, 156, 165, 104, 177, из которых вытекают ручьи. Представлена модель распределения указанных долгоживущих радионуклидов в центральной зоне подземного ядерного взрыва в граните. Описана модель миграции, соответствующие ей уравнения и результаты расчетов. В качестве исходного положения принято, что характерные скорости водообмена в рассматриваемых штольнях составляют от 1-2 и до 10 объемов полости взрыва за год. При этом за 7 - 10 суток в обводненной зоне дробленых пород устанавливается сорбционно- десорбционное равновесие для радионуклидов Sr , Cs , Pu .

В качестве исходных данных приняты следующие коэффициенты распределения $K_{d,\text{Sr}} = 0.0079 \text{ м}^3/\text{кг}$, $K_{d,\text{Cs}} = 0.13 \text{ м}^3/\text{кг}$, $K_{d,\text{Pu}} = 0.16 \text{ м}^3/\text{кг}$. Расходы воды в ручьях из штолен были приняты как средние значения по результатам многолетних наблюдений. Расчеты показывают, что за период длительностью в 100 лет концентрация ^{90}Sr в воде, вытекающей из штольни уменьшается примерно в 50 раз, ^{137}Cs в 10 раз. Концентрация Pu может возрасти, т.к. плутоний будет выщелачиваться из застывшего расплава, но рост будет не более чем в 4 раза.

Проводится сравнение расчетных концентраций с экспериментальными, показано, что в случае ^{90}Sr и ^{137}Cs имеется согласие с данными для некоторых штолен.

Расхождение результатов расчета с экспериментальными данными по плутонию, за исключением штольни 504, составляет $10^3 - 10^4$ раз, причем в одну сторону – экспериментальные концентрации выше, чем расчетные. Это может означать, что либо в штольне вне расплава находится более чем 0.0001% от всего не разделившегося плутония, либо реальная скорость выщелачивания плутония выше, чем принятая в данной работе.

Приводятся результаты расчета фронта миграции радионуклидов в горном массиве.

По окончании фазы газовой миграции радионуклидов подземного ядерного взрыва (ПЯВ) основным миграционным агентом и носителем радионуклидов из центральной зоны ПЯВ являются грунтовые воды. В центральной зоне подземного ядерного взрыва есть два основных источника радионуклидов. Первый - это радиоактивная аэрозольно-пылевая компонента, локализованная на дробленой породе и в трещинах массива. Второй источник - это радиоактивная стекло-шлакообразная порода, содержащая значительную долю стронция-90, цезия-137 и почти весь плутоний.

Многолетние наблюдения за штольнями на Семипалатинском полигоне и другими штольнями объектов мирных ПЯВ свидетельствуют, что концентрация радионуклидов в воде нарастает в течение

первых нескольких лет после взрыва, а затем происходит постепенное снижение, обусловленное как истощением аэрозольно-пылевого источника, так и распадом радионуклидов. Особенно заметно влияние распада на примере радионуклидов с периодом полураспада около 1 года. Миграция радионуклидов из застывшего радиоактивного расплава породы по сравнению с миграцией радионуклидов из первого источника практически не существенна в первые годы и, может быть, десятилетие, так как выщелачивание радионуклидов идет с коэффициентами порядка $10^{-3} - 10^{-7} \text{ г/см}^2$ в сутки и при том, что удельная поверхность данного источника также на несколько порядков ниже, чем первого источника (породы в зоне дробления).

На бывшем Семипалатинском полигоне имелось примерно 10 отработанных штолен из которых в период положительных температур вытекали ручьи, содержащие в тех или иных концентрациях долгоживущие радионуклиды. Представлялось необходимым составить прогноз миграции радионуклидов из штолен подземных взрывов в граните вообще и в частности в 10 штольнях бывшего Семипалатинского полигона.

Для того, чтобы проводить расчеты миграции радионуклидов из горного массива необходимо рассмотреть некоторые представления и задаться моделью распределения долгоживущих радионуклидов ^{90}Sr , ^{137}Cs , Pu и T в горном массиве. Образующаяся при ядерном взрыве в граните полость вскоре после взрыва обрушивается и заполняется блоками дробленой породы, причем, как правило, обрушение происходит далеко вверх, так что высота столба обрушения равняется 4.5 радиусам полости R_{cav} , т.е. $H_{\text{chim}} = 4.5 R_{\text{cav}}$. Радиус зоны дробления, разрушения и трещиноватости равняется $6 R_{\text{cav}}$.

Ввиду того, что большая часть радионуклидов с массой 90 и 137 имеет своими предшественниками по изобарным цепочкам легколетучие и газообразные радионуклиды, то последние при раскрытии трещин в горном массиве проникают в зону дробления и, оставаясь там, впоследствии превращаются в ^{90}Sr и ^{137}Cs .

ПРОГНОЗ МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ С ВОДОЙ ИЗ НЕКОТОРЫХ ШТОЛЕН БЫВШЕГО СЕМИПАЛАТИНСКОГО ПОЛИГОНА

A=90	Br 1.6s	Kr(G)32.3s	Kr(m) 4.28 min	Rb 2.7 min	Sr 29.0 y
	0.030	0.924	0.59	1.34	2.085%yield (CY)
	0.030	0.893	0.49	0.49	0.18%yield (IY)

A=137	Te 3.5 s	I 24.6 s	Xe 3.84 min	Cs 30.1 y
	0.087	1.65	5.96	6.29% (CY)
	0.087	1.56	4.31	0.33% (IY)

CY-кумулятивный выход
IY-независимый выход

В случае раннего обрушения полости (десятки секунд) оставшиеся в полости к этому моменту газы заполняют трубу обрушения и, оставаясь там, также превращаются в ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs. Некоторая часть газов и образовавшиеся к этому моменту ⁹⁰Rb, ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs растворяются в расплаве горной породы, который собирается в нижней части полости и покрывает поверхность блоков, обрушившихся в полость. Таким образом, указанные радионуклиды локализованы в застывшем расплаве горной породы и распределены на поверхности образовавшихся трещин в зоне разрушения и на поверхности обломков породы в столбе обрушения. Изучение образцов расплава из полостей взрывов на Семипалатинском полигоне показало, что в расплаве горной породы может содержаться от 20 до 40% ⁹⁰Sr и от 10 до 33% ¹³⁷Cs. Остальная доля этих радионуклидов распределена в зоне дробления и разрушения, включая столб обрушения. Плутоний почти на 100% заключен в застывшем расплаве горной породы.

Горизонтальная ось штольни, а стало быть, и центр полости могут находиться либо выше уровня грунтовых вод, либо ниже. Конкретной информацией по данным штольням мы не располагаем, однако известно, что уровень грунтовых вод, даже если он ниже центра полости, то не более чем на 10 м, т.е. грунтовая вода попадает в полость. Для простоты расчетов и для получения оценок в наихудшем случае будем считать, что все полости заполнены водой

постоянно в течение всего времени. Гораздо сложнее принять модель взаимодействия воды с породой в столбе обрушения. По всей вероятности, большая часть породы обмывается не грунтовыми водами, а атмосферными осадками в течение периода положительных температур. Значительная часть этой воды поступает в нижнюю половину полости, смешиваясь там с грунтовой водой. Атмосферная вода, которая промывает массив в зоне разрушения, в зависимости от ориентации трещин может поступать либо в полость, либо в штольню. В первые годы вымывания радионуклидов происходит их первоначальное перераспределение в горном массиве, за счет того, что из воды, содержащей радионуклиды Sr и Cs, происходит их сорбция на стенках каналов, по которым движется вода. Цезий сорбируется намного лучше, чем стронций. Для гранита коэффициенты распределения равны: $k_{d,Sr} = 0.0079 \text{ м}^3/\text{кг}$, $k_{d,Cs} = 0.13 \text{ м}^3/\text{кг}$. Если каналы движения воды не меняются, то по прошествии нескольких лет поверхность каналов насыщается указанными радионуклидами и между водной и твердой фазами устанавливается равновесное или точнее квазиравновесное состояние.

Прогнозные оценки по миграции радионуклидов были выполнены для следующих 10 штолен бывшего Семипалатинского полигона с водопроявлением: А-1Ш, 504, 503, 511, 609, 176, 156, 165, 104, 177 после их запечатывания.

В таблице 1 приведены некоторые характеристики указанных штолен [1].

Из данных таблицы 1 можно видеть, что большинство наблюдаемых штолен расположены ниже уровня дренируемых вод и водопроявление в них наблюдалось или в период проходки штолен, либо вскоре после взрыва.

Таблица 1. Краткая характеристика некоторых штолен с водопроявлениями

Испытание в штольне	Дата испытания	Мощность, кт.	Принимаемый средний за 1996-1998 годы расход воды, л/мин	Расположение штольни относительно уровня грунтовых вод
А-1 Ш	29.08.65	до 20	54	Ниже уровня дренируемых пород
504	23.05.68	<0.001	233	" "
504П	29.10.68	до 20		
503	11.09.69	до 20 0.001-20	247	" "
511	27.11.69	до 20	273	" "
609	30.12.71	20-150	233	" "
609П	10.04.76	до 20		
176	16.05.74	до 20	314	" "
176П	24.06.83	до 20		
156	20.02.75	до 20	172	" "
165	08.06.75	до 20	143	" "
104	28.07.78	20-150 до 20 до 20 до 20 до 20	420	Выше уровня дренируемых пород
177	30.03.83	до 20	313	Выше уровня дренируемых пород

В качестве модели принимается наихудший вариант для источника радионуклидов: остаточное горючее – $^{239+240}\text{Pu}$, вся мощность взрыва обусловлена реакцией деления, кумулятивный выход (СУ) ^{137}Cs равняется 6.2%, а ^{90}Sr - 3.6%, т.е. наибольший. Масса расплавленной породы равняется 800 т/кг, а объем зоны дробленной и трещиноватой породы - $1.8 \cdot 10^5 \text{ м}^3/\text{кг}$. Удельная поверхность застывшей расплавленной породы со временем в течение первых 100 лет после взрыва не меняется и составляет $\ll 0.2 \text{ см}^2/\text{г}$. Масса дробленной породы в столбе обрушения равна $\sim 80000 \text{ т/кг}$, а объем породы около $44000 \text{ м}^3/\text{кг}$.

В качестве исходного положения принято, что характерные скорости водообмена в рассматриваемых штольнях составляют 1-2, но не более 10 объемов полости взрыва за год и тогда в течение 7 - 10 суток в обводненной зоне дробленных пород устанавливается сорбционно-десорбционное равновесие для радионуклидов Sr, Cs, Pu. Назовем совокупность столба обрушения и жидкой фазы полости десорбирующей системой штольни, или кратко - десорбером, поскольку при прохождении через столб обрушения атмосферных и грунтовых вод происходит десорбция радионуклидов из столба в эти воды, которые составляют водную фазу полости и впоследствии покидают штольню вследствие водообмена.

Введем обозначения:

t - время, отсчитываемое от момента окончания заполнения полости взрыва водой; $A_M(t)$ - полная активность нуклида, содержащегося в расплаве; $A_H(t)$ - полная активность нуклида, сорбированного на материале столба обрушения и зоны дробления; $A_C(t)$ - полная активность нуклида, содержащегося в жидкой фазе полости; $A_D(t) = A_H(t) + A_C(t)$ - полная активность нуклида, содержащегося в десорбере; λ - константа радиоактивного распада нуклида; M_H - общая масса породы в столбе обрушения; k_d - коэффициент распределения нуклида между раздробленной породой в центральной зоне взрыва и жидкой фазой полости, $\text{м}^3/\text{кг}$; $k_M(t)$ - относительная степень выщелачивания нуклида из расплава в единицу времени (доля от полной активности A_M нуклида, содержащегося в расплаве, выщелоченная за единицу времени, 1/год); $V = V(t)$ - объем жидкой фазы полости м^3 ; $c_H = A_H/M_H$ - удельная концентрация нуклида в столбе обрушения, Бк/кг; $c_C = A_C/V$ - концентрация нуклида в жидкой фазе полости, Бк/ м^3 ; $v_O = v_O(t)$ - скорость оттока воды из полости ($\text{м}^3/\text{год}$); $v_I = v_I(t)$ - скорость притока воды в полость ($\text{м}^3/\text{год}$); $w_O = w_O(t) = v_O(t)/V(t)$ - относительная скорость оттока воды из полости, 1/год; $w_I = w_I(t) = v_I(t)/V(t)$ - относительная скорость притока воды в полость, 1/год.

По определению коэффициента распределения

$$k_d = c_H/c_C \quad (1)$$

Заменяя величины в правой части (1) согласно их вышеприведенным определениям, после преобразования получим:

$$A_H = k_d \cdot M_H/V \cdot A_C \quad (2)$$

Уменьшение количества нуклида в десорбере вызывается, во-первых, радиоактивным распадом нуклида, а во-вторых, оттоком раствора нуклида из жидкой фазы полости. Увеличение количества нуклида в десорбере вызывается выщелачиванием расплава в полости взрыва. Выразив математически названные причины изменения количества нуклида, получим балансовое уравнение для десорбера штольни:

$$dA_D/dt = -\lambda A_D - w_O A_C + k_M A_M \quad (3)$$

По определению:

$$A_D(t) = A_H(t) + A_C(t) \quad (4)$$

Заменяя в (4) активность породы в столбе обрушения $A_H(t)$ согласно (2), получим:

$$A_D = (1 + k_d \cdot M_H/V) \cdot A_C \quad (5)$$

Подставляя уравнение (5) в (3), после преобразований, получим второе уравнение нижеследующей системы (6). Вывод остальных уравнений этой системы очевиден. Система уравнений (6) записывается для каждого рассматриваемого нуклида.

$$\begin{cases} \frac{dA_M}{dt} = -(\lambda + k_M) \cdot A_M \\ \frac{dA_C}{dt} = - \left(\lambda + w_O - \frac{k_d \cdot \frac{M_H}{V}}{1 + k_d \cdot \frac{M_H}{V}} \cdot w_I \right) \cdot A_C + \frac{k_M}{1 + k_d \cdot \frac{M_H}{V}} \cdot A_M \\ \frac{dV}{dt} = v_I - v_O \end{cases} \quad (6)$$

Первое уравнение системы выражает уменьшение активности расплава вследствие распада и выщелачивания радионуклида.

Первое слагаемое в скобках правой части второго уравнения системы дает уменьшение активности нуклида, находящегося в жидкой фазе полости, вследствие радиоактивного распада λ ; второе слагаемое w_O в этих скобках дает уменьшение этой активности вследствие оттока воды из полости; третье слагаемое в скобках дает увеличение этой активности вследствие притока в полость не содержащих данного нуклида подземных вод. Согласно применяемой модели миграции этот приток вызывает дополнительную десорбцию нуклида из столба обрушения в подземную воду, поступившую в полость, причем количество десорбированного радионуклида определяется коэффициентом распределения. Эта десорбция и вызывает увеличение активности нуклида в жидкой фазе полости. Последнее слагаемое в правой части второго уравнения системы дает увеличение активности жидкой фазы полости за счет выщелачивания радионуклида из расплава. В этом слагаемом учтено вторичное сорбционное перераспределение выщелоченного радионуклида между породой в столбе обрушения и жидкой фазой полост-

ти. В результате этого перераспределения только часть выщелоченного нуклида идет на увеличение удельной активности жидкой фазы, остальная часть нуклида идет на увеличение активности породы в столбе обрушения.

Последнее уравнение системы выражает скорость увеличения объема жидкой фазы полости, как разность между притоком и оттоком.

Радионуклиды, перешедшие в жидкую фазу полости в результате десорбции из столба обрушения и выщелачивания из расплава, образуют раствор и далее мигрируют из полости из-за движения этого раствора по водопроницаемым каналам, имеющимся в разрушенной штольне, а также по пористому горному массиву, образующему стенки этих каналов. Другими причинами миграции радионуклидов являются их диффузия в движущемся растворе и их взаимодействие с горной породой. Подобной миграции посвящена монография [2]. Будем считать горный массив, образующий стенки каналов движения раствора, однороднопористой (в терминах [2]) средой, с которой радионуклиды взаимодействуют посредством сорбции и ионного обмена. Для оценки миграции в этой среде применяется модель фильтрации раствора из источника постоянной концентрации, которым служит жидкая фаза полости. Чтобы оценить сверху концентрацию мигрирующего раствора, примем в качестве постоянной концентрации источника c_0 максимальную концентрацию радионуклида в жидкой фазе полости $c_{C,MAX}$, то есть примем, что $c_0 = c_{C,MAX}$. Согласно [2] при сделанных предположениях асимптотическое распределение концентрации c_p раствора радионуклида в пространстве пористого массива и во времени в одномерном приближении и при учете радиоактивного распада этого нуклида дается формулой:

$$c_p(x, t) = \frac{c_0}{2} \left[1 - \operatorname{erf} \left(\frac{x - \frac{u \times t}{H+1}}{2 \times \sqrt{\frac{D_{LN} \times t}{H+1}}} \right) \right] \quad (7)$$

где u - гидродинамическая скорость движения раствора в пористом горном массиве, образующем стенки макроскопических каналов движения раствора; x - расстояние, отсчитываемое от стенки макроскопического канала движения раствора вглубь массива (используемое, как пространственная координата); H - коэффициент сорбции радионуклида горной породой; D_{LN} - коэффициент продольной диффузии радионуклида;

Поделив (7) на c_0 и решив полученное уравнение относительно « x », получим координату фронта раствора в горном массиве с относительной концентрацией на фронте c_p/c_0 в момент времени t :

$$x = x_F(c_p/c_0, t) \quad (8)$$

Были получены численные решения системы (6) для миграции нуклидов: ^{90}Sr , ^{137}Cs , Pu - в штольнях,

для которых требуется дать прогноз. Были приняты следующие исходные данные: масса дробленой породы в столбе обрушения и зоне дробления = 80000 т/кТ, $K_{d,Sr} = 0.0079 \text{ м}^3/\text{кг}$, $K_{d,Cs} = 0.13 \text{ м}^3/\text{кг}$, $K_{d,Pu} = 0.16 \text{ м}^3/\text{кг}$.

В работе [1] дано выражение для количества нуклида, выщелоченного за некоторый конечный промежуток времени. Поделив это выражение на общее количество нуклида, содержащегося в выщелачиваемом материале, и продифференцировав частное по времени, получим выражение для относительной скорости выщелачивания радионуклида из расплава:

$$k_M = \frac{S}{V_M} \cdot \left(\frac{D_{eff}}{\pi} \right)^{\frac{1}{2}} \cdot t^{-\frac{1}{2}} \quad (9)$$

где S - полная поверхность застывшего расплава породы, м^2 ; V_M - объем застывшего расплава м^3 ; D_{eff} - эффективный коэффициент диффузии.

Полная поверхность расплава S получена умножением удельной поверхности на массу расплава. Удельная поверхность принята равной $0.02 \text{ м}^2/\text{кг}$. Объем расплава V_M получен делением массы расплава на его плотность, которая была принята равной $1600 \text{ кг}/\text{м}^3$.

Значение величины

$$L = \left(\frac{D_{eff}}{\pi} \right)^{\frac{1}{2}} \quad (10)$$

получено математической обработкой экспериментальных данных работы [3], в которой определялась скорость выщелачивания Sr , Cs , Pu из силикатных стеклошлаков, образовавшихся при ядерных взрывах в штольнях Семипалатинского полигона. Этим способом получены усредненные значения:

$$\begin{aligned} L^{Sr} &= 1.60 \cdot 10^{-8} \text{ м}/\text{сут}^{1/2}; \\ L^{Cs} &= 5.02 \cdot 10^{-7} \text{ м}/\text{сут}^{1/2}; \\ L^{Pu} &= 6.26 \cdot 10^{-10} \text{ м}/\text{сут}^{1/2}. \end{aligned}$$

Были приняты следующие величины кумулятивной активности осколочных нуклидов: $Y_{Sr-90} = 4.22 \cdot 10^{12} \text{ Бк}/\text{кТ}$, $Y_{Cs-137} = 7.03 \cdot 10^{12} \text{ Бк}/\text{кТ}$, а в качестве заведомой верхней границы принято, что после взрыва остается $7 \cdot 10^{12} \text{ Бк}$ $^{239+240}\text{Pu}$ [4].

В данных расчетах использовалась модель водообмена, заключающаяся в том, что объем V жидкой фазы равен объему первичной полости и не меняется со временем, то есть приток воды в полость равен ее оттоку:

$$V_1 = V_0 \quad (11)$$

Оттоки воды из штолен были взяты в согласии с таблицей 1. Было принято, что в начальный момент времени 30% общего количества ^{90}Sr , 22% общего количества ^{137}Cs и 100% общего количества плутония находятся в расплаве, а остальное количество этих нуклидов находится в зоне дробления и в стол-

бе обрушения. Результаты численного решения системы уравнений (6) при вышеприведенных исходных данных представлены в таблицах 2-4 и на рисунках 1 - 3.

Как видно из данных таблиц 2 - 4 и рисунков 1 - 3 расчетные концентрации с ^{90}Sr и с ^{137}Cs принимают максимальные значения в начальный момент времени (физически соответствующий окончанию первоначального заполнения полости взрыва водой) и затем плавно спадают. Такое изменение концентраций можно понять, используя второе из приведенной системы уравнений (6).

Таблица 2. Изменение концентрации радионуклидов в воде, вытекающей из штольни 504, Бк/л

Длительность, год	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{239+240}\text{Pu}$
0.05	4,652E+03	5,268E+02	8,195E-05
5	3,302E+03	4,637E+02	9,170E-04
10	2,341E+03	4,077E+02	1,292E-03
15	1,660E+03	3,584E+02	1,573E-03
20	1,176E+03	3,151E+02	1,805E-03
25	8,340E+02	2,770E+02	2,005E-03
30	5,912E+02	2,435E+02	2,181E-03
35	5,156E+02	2,168E+02	2,363E-03
40	4,496E+02	1,930E+02	2,532E-03
45	3,920E+02	1,718E+02	2,690E-03
50	3,418E+02	1,530E+02	2,839E-03
55	2,981E+02	1,362E+02	2,981E-03
60	2,599E+02	1,212E+02	3,117E-03
65	2,266E+02	1,079E+02	3,246E-03
70	1,976E+02	9,607E+01	3,371E-03
75	1,723E+02	8,552E+01	3,491E-03
80	1,503E+02	7,613E+01	3,606E-03
85	1,310E+02	6,778E+01	3,718E-03
90	1,143E+02	6,034E+01	3,827E-03
95	9,963E+01	5,371E+01	3,932E-03
100	8,688E+01	4,782E+01	4,035E-03

Таблица 3. Изменение концентрации радионуклидов в воде, вытекающей из штольни 104, Бк/л

Длительность, год	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{239+240}\text{Pu}$
0.05	4,652E+03	5,268E+02	7,042E-06
5	4,070E+03	4,697E+02	7,938E-05
10	3,556E+03	4,182E+02	1,126E-04
15	3,107E+03	3,724E+02	1,381E-04
20	2,714E+03	3,316E+02	1,595E-04
25	2,376E+03	2,953E+02	1,784E-04
30	2,081E+03	2,629E+02	1,954E-04
35	1,822E+03	2,341E+02	2,111E-04
40	1,595E+03	2,085E+02	2,256E-04
45	1,397E+03	1,856E+02	2,393E-04
50	1,223E+03	1,653E+02	2,521E-04
55	1,071E+03	1,472E+02	2,644E-04
60	9,376E+02	1,311E+02	2,761E-04
65	8,209E+02	1,167E+02	2,872E-04
70	7,188E+02	1,039E+02	2,980E-04
75	6,294E+02	9,254E+01	3,084E-04
80	5,511E+02	8,241E+01	3,184E-04
85	4,825E+02	7,338E+01	3,280E-04
90	4,225E+02	6,534E+01	3,374E-04
95	3,699E+02	5,818E+01	3,466E-04
100	3,239E+02	5,181E+01	3,554E-04

Таблица 4. Изменение концентрации радионуклидов в воде, вытекающей из штольни 177, Бк/л

Длительность, год	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{239+240}\text{Pu}$
0.05	4,647E+03	5,267E+02	2,255E-05
5	3,405E+03	4,646E+02	2,528E-04
10	2,489E+03	4,092E+02	3,565E-04
15	1,819E+03	3,604E+02	4,346E-04
20	1,306E+03	3,171E+02	4,987E-04
25	9,333E+02	2,789E+02	5,538E-04
30	6,671E+02	2,453E+02	6,026E-04
35	4,768E+02	2,158E+02	6,464E-04
40	3,407E+02	1,898E+02	6,863E-04
45	2,435E+02	1,669E+02	7,230E-04
50	1,741E+02	1,468E+02	7,568E-04
55	1,244E+02	1,291E+02	7,883E-04
60	8,891E+01	1,135E+02	8,177E-04
65	6,355E+01	9,986E+01	8,452E-04
70	4,542E+01	8,783E+01	8,710E-04
75	3,246E+01	7,725E+01	8,954E-04
80	2,320E+01	6,794E+01	9,184E-04
85	1,658E+01	5,975E+01	9,401E-04
90	1,185E+01	5,255E+01	9,607E-04
95	8,473E+00	4,622E+01	9,802E-04
100	6,056E+00	4,065E+01	9,988E-04

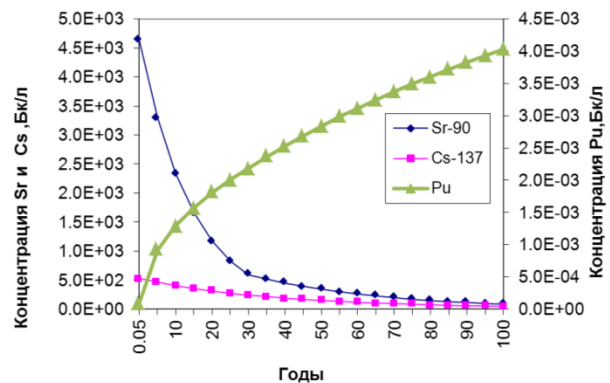


Рисунок 1. Расчет изменения концентрации радионуклидов в воде штольни 504

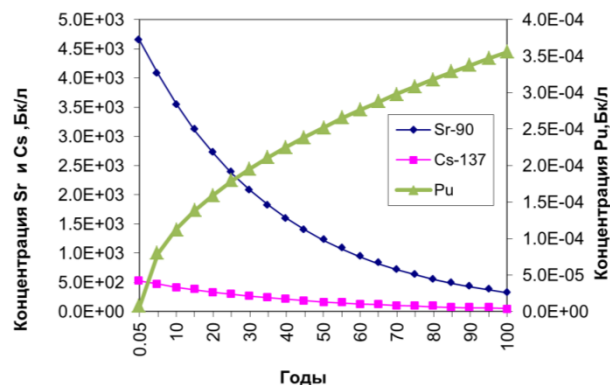


Рисунок 2. Расчет изменения концентрации радионуклидов в воде штольни 104

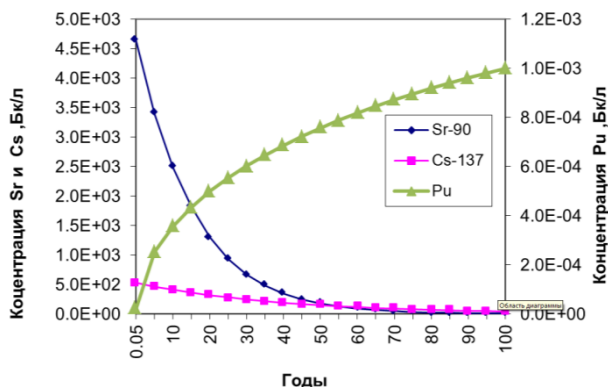


Рисунок 3. Расчет изменения концентрации радионуклидов в воде штольни 177

Численные оценки показывают, что, если в начальный момент доля ^{90}Sr , находящегося в столбе обрушения, составляет более 10%, то, при принятой в данных расчетах скорости выщелачивания ^{90}Sr , второе слагаемое в правой части этого уравнения значительно меньше первого слагаемого и его можно отбросить (последнее означает, что выщелачивание расплава дает пренебрежимо малый вклад в миграцию ^{90}Sr).

После этого второе уравнение системы (6) приобретает вид уравнения, описывающего изменение концентрации радионуклида в жидкой фазе полости вследствие его условного “распада” с изменяющейся во времени константой этого “распада”. При существующих в рассматриваемых штольнях относительных скоростях оттока и притока w_0 и w_1 и коэффициентах распределения k_d концентрация нуклида меняется со временем, например, для ^{90}Sr так, как если бы этот ^{90}Sr распадался с константой “распада”, изменяющейся во времени в интервале величин $(1 - 2)\lambda$, а других процессов выведения этого нуклида из жидкой фазы полости не существовало бы.

Все вышесказанное о закономерностях изменения концентрации ^{90}Sr , справедливо и для концентрации ^{137}Cs с тем отличием, что для ^{137}Cs константа условного распада колеблется в пределах $(1 - 1.1)\lambda$. Таким образом, пренебрегая малосущественными эффектами, можно сказать, что основная модельная закономерность изменения во времени концентраций ^{90}Sr и ^{137}Cs в вытекающей из полости воде заключается в том, что каждая из этих концентраций имеет максимум в момент окончания первоначального заполнения полости взрыва водой, а затем падает по тому же закону, что и активность нуклида с константой условного распада.

Характер кривых изменения концентраций радионуклидов в общих чертах для всех штолен подобен. Наиболее быстро уменьшается концентрация ^{90}Sr , так через 40 лет после взрыва она снижается почти в 10 раз. Концентрация ^{137}Cs в воде убывает

гораздо медленнее, снижаясь в 10 раз только примерно через 90 лет.

По иному изменяется концентрация плутония в воде. Из результатов расчета для плутония, приведенных в таблицах 2 - 3, можно сделать вывод о том, что в рамках данной сорбционной модели в штольнях, в столбах обрушения которых в начальный момент содержится менее 0.0001% от всего принятого количества плутония, имеющегося в полости, поведение плутония отличается от поведения стронция и цезия. Несмотря на малую и затухающую со временем скорость выщелачивания, выщелоченный плутоний появляется в водной фазе и на сорбенте в количестве значительно большем, чем было в этих средах в начальный момент времени. Благодаря большому коэффициенту сорбции почти весь выщелоченный плутоний, во-первых оказывается на сорбенте, а во-вторых он относительно медленно выводится из системы сорбент-жидкая фаза. Благодаря второму обстоятельству выщелачивание приводит к медленному монотонному и долговременному увеличению количества плутония на сорбенте и в жидкой фазе. Максимум достигается только в штольне 504 через $t_{\text{MAX}} = 92$ г.

В таблице 5 дается сопоставление расчетных и экспериментальных концентраций, полученных в 1996-2000 годах.

Рассматривая данные этой таблицы, следует отметить, что согласие расчета с экспериментом (расхождение не более, чем в 5 раз) отмечается по ^{90}Sr для штолен А-1Ш, 504,511,165,104,177, по ^{137}Cs для штолен А-1Ш, 504,511,609,176,165,104, и поэтому можно ожидать или надеяться, что для этих штолен концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs будет изменяться во времени согласно расчету, если в будущем сохранятся существующие скорости оттока и притока для этих штолен.

Расхождение результатов расчета с экспериментом по плутонию за исключением штольни 504 составляет десятки - тысячи раз, причем в одну сторону - эксперимент выше, чем расчетные концентрации. Это может означать, что в штольне вне расплава находится более 0.0001% всего принятого количества плутония штольни, или что скорость выщелачивания плутония больше принятой в данной работе.

Положение фронта миграции радионуклидов в горном массиве можно рассчитывать по уравнению (8).

Таким образом, предложенная модель и выполненные расчеты дали возможность составить прогноз миграции долгоживущих радионуклидов ^{90}Sr , ^{137}Cs и плутония из штолен бывшего Семипалатинского полигона на многие десятилетия. Точность прогноза может быть значительно улучшена при использовании более точных данных о водотоке в каждой штольне, режимах истечения вод, коэффициентах распределения и выщелачивания и других параметрах.

ПРОГНОЗ МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ С ВОДОЙ ИЗ НЕКОТОРЫХ ШТОЛЕН БЫВШЕГО СЕМИПАЛАТИНСКОГО ПОЛИГОНА

Таблица 5. Сопоставление экспериментальных $C_Э$ и расчетных $C_Р$ данных по концентрации ^{90}Sr , ^{137}Cs и Pu в воде из штолен в 1996 - 2000 гг.

Штольня	Дата	Отношение концентраций $C_Э/C_Р$		
		^{90}Sr	^{137}Cs	Pu
А-1Ш	1996	3,17E-01	1,05E+00	1,91E+03
	1997	-	-	-
	1998	1,67E-01	-	2,65E+02
	1999			
504	1996	1,00E+00	3,09E+00	7,13E+00
	1997	1,15E+00	3,37E+00	8,89E+00
	1998	1,34E+00	2,97E+00	7,83E+00
	1999			
503	1996	5,34E-02	7,64E+00	6,54E+04
	1997	-	-	-
	1998	4,44E-02	6,59E-01	8,29E+04
	1999	110	190	7,37
	2000	93	160	7,2
511	1996	-	-	-
	1997	7,93E-01	6,04E-01	3,48E+01
	1998	2,38E-01	6,24E-01	1,76E+01
	1999			
609	1996	-	-	-
	1997	7,93E-01	6,04E-01	3,48E+01
	1998	2,38E-01	6,24E-01	1,76E+01
	1999			
176	1996	8,00E-02	3,15E-01	7,71E+01
	1997	-	-	-
	1998	3,82E-02	3,17E-01	3,25E+01
	1999			
156	1996	7,20E-02	4,70E-02	2,67E+02
	1997	4,89E-02	4,71E-02	1,69E+02
	1998	3,98E-02	5,25E-02	8,29E+00
	1999			
165	1996	0,36	1,27	48,4
	1997	-	-	-
	1998	0,436	1,0	88
	1999	0,245	0,92	91
	2000	0,327	1,05	66,7
104	1996	0,77	0,89	50
	1997	-	-	-
	1998	0,51	0,82	24
	1999	0,25	0,77	240
	2000	0,15	0,83	150
177	1996	0,46	0,02	10 ⁴
	1997	0,74	0,01	2,7x10 ⁵
	1998	0,1	0,1	2,8x10 ⁴
	1999	0,40	0,004	420
	2000	0,42	0,0046	270

Работа была выполнена в 1998 г. в рамках контракта DSWA 01-98-C-0026 с Агентством по специальным видам вооружения США.

ЛИТЕРАТУРА

1. Брызгалова Р.В. Исследования в области переработки облученного топлива и обезвреживания радиоактивных отходов / Р.В. Брызгалова, Ю.М. Рогозин, Г.С. Сеницына, А.С. Кривохатский // Доклад П85/68: материалы 6 симпозиума СЭВ. Пиештяны, Чехословакия, 22-25 апреля 1985 г. Т.2. – Прага: Чехословацкая комиссия по атомной энергии, 1985.
2. Голубев В.С. Гетерогенные процессы геохимической миграции / В.С. Голубев, А.А. Гарибянц. - М.: Недра, 1968.
3. Вещественные изменения горных пород при подземных ядерных взрывах и радиоактивное загрязнение горного массива: заключительный технический отчет по проекту МНТЦ № 520-97, НПО / рук. Дубасов Ю.В. – С-Петербург: Радиевый институт им. В. Г. Хлопина, 1999. - 49 с.
4. Ядерные испытания СССР: Современное радиоэкологическое состояние полигонов. / под ред. В. А. Логачева, Н.П. Волошин, К.Н. Даниленко, Ю.В. Дубасов [и др.]. – М.: ИздАт, 2002.

**БҰРЫНҒЫ СЕМЕЙ ПОЛИГОНЫНЫҢ КЕЙБІР ШТОЛЬНЯЛАРЫНАН
АҒАТЫН СУЛАРМЕН РАДИОНУКЛИДТЕРДІҢ ЖЫЛЫСТАУЫН БОЛЖАУ**

Дубасов Ю.В., Романов Ю.В.

«В.Г.Хлопин ат. радий институты» ҒӨБ, С.-Петербург, Ресей

Мақалада жылғалар ағатын 10 штольня: А-III, 504, 503, 511, 609, 176, 156, 165, 104, 177 үшін ^{90}Sr , ^{137}Cs және Pu радионуклидтердің жылыстауын теориялық есептеу нәтижелері қарастырылған. Көрсетілген ұзақ өмір сүретін радионуклидтердің граниттегі жерасты жарылыстың орталық аймағында таралу үлгісі ұсынылған. Жылыстау үлгісі, оған сәйкес теңдеулер мен есептеу нәтижелері суреттелген. Бастапқы қалпы ретінде қарастырылып отырған штольнялардағы су алмасуға тән жылдамдықтар жарылыс қуысында жылына 1-2-ден және 10 көлемге дейін құрайды. Бұл кезде 7-10 тәулік ішінде ұсатылған жыныстардың суға толған аймағында Sr, Cs, Pu радионуклидтері үшін сіңіргіштік-қайта сіңіргіштік тепе-теңдігі белгіленеді.

Бастапқы деректер ретінде келесі таралу коэффициенттері $K_{d,\text{Sr}} = 0.0079 \text{ м}^3/\text{кг}$, $K_{d,\text{Cs}} = 0.13 \text{ м}^3/\text{кг}$, $K_{d,\text{Pu}} = 0.16 \text{ м}^3/\text{кг}$ қабылданған. Штольнялардан шыққан жылғалардағы су шығындары көп жылғы бақылаулардың нәтижелері бойынша орташа мәндері ретінде қабылданды. Есептеулер 100 жылға созылған кезең ішінде штольнядан аққан судағы ^{90}Sr шоғырлануы шамамен 50 ретке, ^{137}Cs 10 ретке азаятынын көрсетті. Pu шоғырлануы өсуі мүмкін, өйткені плутоний қатып қалған балқытпадан шаймаланады, бірақ өсуі 4 реттен жоғары болмайды.

Есептік шоғырланулардың тәжірибелікпен салыстыру жүргізілуде, ^{90}Sr және ^{137}Cs кезінде кейбір штольнялар үшін деректермен келісімі бары көрсетілген.

Есептік нәтижелерінің плутоний бойынша тәжірибелік деректерден айырмашылығы, 504 штольнядан басқа, $10^3 - 10^4$ ретті құрайды, солай бола тұра бір жақта – тәжірибелік шоғырланулар есептікке қарағанда жоғары. Бұл не штольняда балқытпадан басқа барлығынан 0.0001% аса бөлінбеген плутоний барын білдіреді, немесе плутоний шаймалануының шынайы жылдамдығы аталған жұмыста қабылданғанға қарағанда жоғары екенін білдіреді.

Радионуклидтердің таулы массивте жылыстау аумақтарын есептеу нәтижелері келтіріледі.

**PROGNOSIS OF RADIONUCLIDES MIGRATION WITH
WATER FROM SOME TUNNELS OF THE FORMER SEMPALATINSK TEST SITE**

Yu. V. Dubasov, Yu. V. Romanov

NPO "V. G. Khlopin radium institute", S-Petersburg

The article provides results on theoretical calculation of migration of radionuclides ^{90}Sr , ^{137}Cs and Pu for 10 tunnels: A-III, 504, 503, 511, 609, 176, 156, 165, 104, 177, from which water the streams run out. A distribution model is presented for specified long-lived radionuclides in the central zone of the underground nuclear explosion in the granite. There is a description of the migration model, relevant equation and calculation results in the article. As a zero datum we have accepted that the typical water exchange velocity in the examined tunnels is from 1-2 to 10 spaces of the explosion cavity for the year. Upon that during 7-10 in the flooded zone of the crushed rock a sorption-desorption equilibrium is reached for radionuclides Sr, Cs, Pu.

As initial data we have accepted the following distribution coefficients $K_{d,\text{Sr}} = 0.0079 \text{ м}^3/\text{кг}$, $K_{d,\text{Cs}} = 0.13 \text{ м}^3/\text{кг}$, $K_{d,\text{Pu}} = 0.16 \text{ м}^3/\text{кг}$. The water flow rate in the streams was accepted as an average value for the multi-year observations. The calculations show that for the period of 100 years the ^{90}Sr concentration in water running out the tunnels decreases approximately 50 times, ^{137}Cs – 10 times. Pu concentration may increase as plutonium will be leached out the hard smelt, but increase will 4 times as high.

The calculated concentrations are compared with experimental ones, it shown that ^{90}Sr and ^{137}Cs concentrations coincide with the data on the some tunnels.

Discrepancy between the calculation results and experimental data on plutonium, except for tunnel 504, is $10^3 - 10^4$ times, upon that toward one direction – experimental data are higher than calculated ones. This may mean that either in the tunnel out of the smelt there is more than 0.0001% of total plutonium that came loose or that the real plutonium leaching velocity is higher than accepted in this paper.

Results are provided on radionuclides migration forefront in the mountain massif.

УДК 504.75.05:575.17:546.48

ПОЛИМОРФИЗМ РЕЗИСТЕНТНОСТИ ЧЕЛОВЕКА К РАДИАЦИОННО-ХИМИЧЕСКИМ МУТАГЕННЫМ ФАКТОРАМ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

Ильинских Н.Н., Юркин А.Ю., Ильинских И.Н., Ильинских Е.Н., Козлова С.А.

Сибирский государственный медицинский университет, Томск, Россия

Республика Алтай расположена в зоне интенсивного проявления факторов природных и антропогенных мутагенов. В течение длительного времени здесь выпадали радиоактивные осадки – результат деятельности Семипалатинского атомного полигона, а в настоящее время на территорию некоторых районов Республики в результате падения ступеней ракет попадает гептил – вещество обладающее выраженным мутагенным и канцерогенным действием. Из природных мутагенных факторов это и интенсивного выделения радона из-за повышенного содержания в горных породах земной коры урана, высока инсоляция солнца, мощное ультрафиолетовое излучение, повышенная концентрации в воздухе озона, а также повышено содержание в почве некоторых природных химических мутагенов, таких как, например, ртуть и кадмий.

ВВЕДЕНИЕ

Генетический полиморфизм по чувствительности хромосомного аппарата людей к мутагенным факторам окружающей среды был доказан в различных исследованиях [13, 19, 20, 22]. Так кадмий обладает выраженным мутагенным действием, способным вызвать значительные хромосомные нарушения в культурах клеток и в клетках организма, а также индуцировать опухолевый процесс [16, 17, 23]. Установлено, что этот химический элемент ингибирует активность ДНК-полимераз, влияет на процессы деконденсации хроматина, нарушает синтез тимидилата и тимидинкиназы и соответственно репликации молекул ДНК [4]. При болезни «итай-итай», впервые зарегистрированной у жителей Японии, употреблявших в пищу рис с высоким содержанием кадмия, наблюдались аномалии в хромосомном наборе лейкоцитов, но при этом у рабочих, имеющих дело с кадмием, возрастание числа лимфоцитов с хромосомными нарушениями не зарегистрировано [3].

В Республике Алтай существуют биогеохимические провинции с аномально высоким природным содержанием в окружающей среде кадмия. Здесь практически отсутствуют крупные промышленные предприятия и, в связи с этим, антропогенный прессинг на природу минимален. Особое внимание привлекает район с. Чаган-Узун. Содержание кадмия в почве в этом месте превышает фоновые значения более чем в 400 раз, достигая в растениях уровня 1,6 мг/кг [6]. Использование микроядерного теста позволило установить, что местное население по показателям числа клеток с цитогенетическими аномалиями весьма различается [7], что можно объяснить наличием генетического полиморфизма систем детоксикации ксенобиотиков у жителей этого поселения.

В связи с вышеизложенным, целью настоящей работы явилось изучение у жителей с. Чаган-Узун Республики Алтай уровня цитогенетически аберрантных клеток с одновременной оценкой статуса организма по некоторым генетическим маркерам детоксикации ксенобиотиков и определением в крови обследуемых содержания кадмия.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Всего обследовано 144 человек – жителей с. Чаган-Узун, расположенного в зоне кадмиевой геологической аномалии и 128 жителя с. Турочак (контроль), находящегося в экологически благоприятном регионе Республики Алтай с фоновым содержанием в окружающей среде кадмия. В настоящем исследовании были обследованы только те лица, которые подписали добровольное информированное согласие относительно забора у них 20 мл крови с последующим определением содержания в крови кадмия, уровня цитогенетически аномальных Т-лимфоцитов и наличия в клетках крови генетических маркеров ферментов биотрансформации ксенобиотиков САТ и PON1. Анализ был проведен методом «случай-контроль» (жители, проживающие в с. Чаган-Узун и популяционный контроль жители с. Турочак). В связи с тем, что кадмий аккумулируется в организме человека [9], то в настоящей работе всех обследованных мы подразделили на 4 группы: коренные жители, приезжие, прожившие в данной местности менее 5 лет, от 5 до 10 лет и более 10 лет.

Лейкоциты периферической крови, полученные от жителей обследованных поселений, культивировали на протяжении 48 часов в среде RPMI-1640 с добавлением 20% фетальной сыворотки теленка и фитогемагглютинина («ПанЭко», г. Москва). После чего готовили хромосомные препараты стандартным способом [12]. При анализе учитывали все типы структурных aberrации хромосом (кроме гепов), а также число гиперплоидных и полиплоидных клеток, анализируя у каждого человека максимальное число доступных для анализа клеток. Всего у жителей с. Чаган-Узун проанализировано 9344, а у жителей с. Турочак – 8286 метафазы.

Содержание кадмия в крови определяли колориметрическим методом с использованием спектрофотометра СФ-46 при длине волны 508 нм [8]. Все пробы высушивались в муфельной печи при температуре 50°C до твердого состояния и истирались в порошок. Аликвотную часть пробы, содержащую ионы кадмия,

обрабатывали аммиаком и подвергали экстракции хлороформом, содержащим 0,004 % дитизона.

Среди генов задействованных в системе детоксикации были изучены два полиморфных варианта генов PON1 и CAT, относительно которых имеются исследования, подтверждающие их протективную роль в отношении индукции ксенобиотиками хромосомных аномалий [5].

Оценка аллельных вариантов генов ферментов биотрансформации методом полимеразной цепной реакции (ПЦР) включала: определение ферментов 1 фазы детоксикации – цитохрома, параоксаназы (PON1) и системы окислительного равновесия – каталазы (CAT). ПЦР проводили на амплификаторах «Герцик» (Россия) и экспериментально подбирали необходимую программу смены температур и длительности каждого шага реакции. Последователи праймеров и длина амплифицированных фрагментов составляла для гена PON1 – 5' TAT TGT TGC-TGT GGG ACC TGA G 3' (длина амплифицированного фрагмента – 124 пары нуклеотидов) с мутацией – LEU55MET; для гена CAT – 5'-TGA-AGG ATG CTG ATA ACC-3' (длина амплифицированного фрагмента – 130 пар нуклеотидов) с мутацией – C1167T.

Для идентификации аллелей генов PON1 и CAT проводили рестрикцию продуктов амплификации с помощью эндонуклеаз («Fermentas»). Для этого 5 мкл амплификата смешивали с 5 мкл рестрикционной смеси. Образец рестрицировали при оптимальной для каждого фермента температуре и времени.

Для идентификации аллелей гена PON1 использовали рестриктазу NcoI. Для гена PON1 генотип L/L означает гомозиготу по нормальному аллелю и проявляется в наличии одной полосы размером 124 п.о. Присутствие полос 124, 108 и 26 соответствует гетерозиготе по мутации и обозначается как L/M. Наличие только двух полос – 108 и 26 наблюдается у гомозигот по мутации и обозначается как M/M.

Для идентификации аллелей гена CAT использовали рестриктазу Sma. Для гена CAT генотип C/C означает гомозиготу по «дикому» аллелю и выявляется как наличие одной полосы размером 130 п.о. Гетерозигота проявляется наличием 3 полосами размером 130 п.о., 100 п.о. и 30 п.о. и обозначается как C/T. В случае гомозиготы по мутации T/T выявляются только 2 полосы, размером 100 п.о. и 30 п.о.

Разделение продуктов амплификации гена CAT проводили в горизонтальном 3% агарозном геле, приготовленном на однократном трис-боратном буфере (1×TBE), а продуктов амплификации генов PON1 в вертикальном 7% полиакриламидном геле (ПААГ), приготовленном на однократном трис-боратном буфере (1×TBE).

Агарозные и полиакриламидные гели красили бромистым этидием и визуализировали в проходящем ультрафиолетовом свете.

Все данные обрабатывали статистически с применением *t*-критерия Стьюдента для независимых выборок и корреляционного анализа по Спирмену, используя пакет статистических компьютерных программ [18]. Различия сравниваемых результатов ($\bar{X} \pm m$, где \bar{X} – выборочное среднее арифметическое, m – ошибка среднего арифметического) считались достоверными при достигнутом уровне значимости $p < 0,05$.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Полученные данные свидетельствуют (таблица 1), что в периферической крови жителей с. Турочак независимо от того каков их генотип по генам биотрансформации ксенобиотиков CAT и PON1 практически нет различий как в числе клеток, как со структурными нарушениями хромосом, так и с измененным числом хромосом. В то же время, у жителей с. Чаган-Узун отмечен четко выраженный генетический полиморфизм, так особенно высокий уровень числа клеток с абберациями хромосом наблюдался у лиц с генотипом LLCC и LLCT, при этом повышенный уровень отмечен и для тех у кого было сочетание аллелей LMCC, LMCT, MMCC и MMCT (во всех случаях при сравнении с контролем $p < 0,01$). Повышение числа клеток с цитогенетическими нарушениями было связано, в основном, с таким показателем как число клеток с одиночными и двойными фрагментами, а у тех лиц чей генотип был LLCC или LLCT также был высок уровень клеток с гиперплоидным набором хромосом. Протективные возможности были отмечены для генотипов MMTT, LMTT и LLTT. У лиц с такими сочетаниями аллелей число клеток с цитогенетическими нарушениями не отличалось от соответствующих показателей в контроле ($P > 0,05$ в обоих случаях). В то же время, у лиц с генотипом LLTT был отмечен повышенный уровень клеток с хромосомными двойными фрагментами и обменов (в обоих случаях $p < 0,05$). Повышенный уровень двухударных хромосомных аббераций, по сравнению с контролем, был отмечен и для генотипов LMCC, LMCT, LMTT, MMCC и MMCT (таблица 1). Таким образом, из 144 человек, обследованных в с. Чаган-Узун, у 38 отмечен низкий уровень цитогенетических нарушений и они имели генотипы LLTT, LMCT и MMTT. Установлено, что из 38 человек с протективным генотипом – 30 были коренные жители этого поселения и лишь 8 были мигрантами, приехавшими в с. Чаган-Узун более 10 лет назад. Среди коренных жителей практически отсутствовали генотипы LLCC и LLCT, у которых был особенно высок уровень цитогенетических нарушений.

**ПОЛИМОРФИЗМ РЕЗИСТЕНТНОСТИ ЧЕЛОВЕКА
К РАДИАЦИОННО-ХИМИЧЕСКИМ МУТАГЕННЫМ ФАКТОРАМ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ**

Таблица 1. Число лимфоцитов периферической крови с хромосомными нарушениями ($X \pm t$) у жителей населенных пунктов Чаган-Узун и Турочак (контроль) Республики Алтай в зависимости от наличия у них сочетания вариантов аллелей генов биотрансформации ксенобиотиков

Число клеток цитогенетическими нарушениями, %	Аллели генов биотрансформации ксенобиотиков PON1 и CAT								
	LLCC n=34 n=32	LLCT n=19 n=18	LLTT n=20 n=18	LMCC n=16 n=15	LMCT n=18 n=15	LMTT n=16 n=8	MMCC n=11 n=9	MMCT n=6 n=7	MMTT n=6 n=6
Всего с абберациями хромосом	7,38±1,72* 1,74±0,48	6,42±0,71* 2,00±0,64	2,71±0,52 2,45±0,51	5,02±0,81** 2,42±0,71	5,23±0,91** 2,28±0,47	2,53±0,72 2,42±0,58	5,11±0,72** 2,69±0,51	5,21±0,63** 2,78±0,69	1,92±0,61 2,47±0,49
с одиночными фрагментами	5,84±0,72* 1,19±0,48	5,12±0,63* 1,42±0,39	1,34±0,42 1,62±0,31	3,51±0,44** 1,68±0,38	3,21±0,50** 1,51±0,42	1,61±0,62 1,42±0,38	3,12±0,62* 1,62±0,34	3,89±0,47** 1,71±0,44	1,41±0,44 1,47±0,37
с хроматидными обменами	0,73±0,22 0,23±0,14	0,46±0,24 0,29±0,12	0,21±0,20 0,63±0,12	0,51±0,32 0,39±0,18	0,62±0,21 0,52±0,31	0,72±0,19 0,58±0,20	0,47±0,22 0,69±0,18	0,68±0,19 0,49±0,18	0,21±0,11 0,72±0,21
с двойными фрагментами	0,83±0,21** 0,21±0,11	0,62±0,11** 0,19±0,13	0,58±0,22** 0,12±0,08	0,69±0,12** 0,22±0,13	0,62±0,18 0,19±0,12	0,21±0,12 0,32±0,21	0,67±0,56 0,28±0,21	0,81±0,19 0,62±0,57	0,32±0,12 0,22±0,19
с хромосомными обменами	0,68±0,13** 0,09±0,06	0,72±0,19 0,08±0,05	0,61±0,11** 0,11±0,08	0,58±0,13** 0,21±0,11	0,82±0,19* 0,12±0,08	0,52±0,12* 0,12±0,08	0,82±0,18* 0,11±0,09	1,22±0,21* 0,21±0,11	0,13±0,09 0,09±0,05
с гиперплоидным набором хромосом	1,91±0,32* 0,1±0,22	1,52±0,21* 0,42±0,13	0,78±0,41 0,68±0,32	0,49±0,27 0,78±0,36	0,51±0,32 0,49±0,31	0,87±0,31 0,42±0,13	0,48±0,17 0,72±0,34	0,51±0,28 0,81±0,43	0,41±0,12 0,47±0,28
с полиплоидным набором хромосом	0,68±0,12** 0,18±0,11	0,81±0,12* 0,22±0,12	0,28±0,17 0,08±0,06	0,62±0,11** 0,33±0,21	0,43±0,12 0,44±0,12	0,27±0,22 0,23±0,12	0,38±0,13 0,09±0,07	0,86±0,12** 0,32±0,21	0,22±0,14 0,38±0,12
Всего с цитогенетическими нарушениями	8,88±1,76* 2,12±0,51	7,32±0,71* 2,24±0,72	3,74±0,53 3,53±0,81	5,61±0,74 3,53±0,91	5,82±0,48** 3,02±0,68	3,52±0,59 3,03±0,47	7,32±0,66 5,52±0,81	3,83±0,49** 6,32±0,73	2,47±0,72 3,42±0,53

Примечание: В числителе приведены данные показателей для жителей с. Чаган-Узун, а в знаменателе с Турочак (контроль, отмечен жирным шрифтом). Достоверные отличия от контроля (жители с. Турочак) отмечены: ** $p < 0,05$ и * $p < 0,01$.

Высокий уровень цитогенетически измененных клеток наблюдался у приезжих жителей, особенно в группе проживших в с. Чаган-Узун менее 5 лет. В этой группе общее число лимфоцитов с цитогенетическими нарушениями составило $7,5 \pm 0,8$ при $3,2 \pm 0,8\%$ в контроле ($p < 0,01$). Особенно существенно было повышение таких показателей как число клеток с одиночными фрагментами и с гиперплоид-

ным набором хромосом. У лиц проживших в с. Чаган-Узун 5-10 лет остается высокой частота клеток с одиночными фрагментами ($5,1 \pm 0,6$ при $1,7 \pm 0,4\%$ в контроле; $p < 0,01$). Общее число клеток с цитогенетическими нарушениями у проживших в этом населенном пункте более 10 лет не отличалась от таковой у жителей с. Турочак ($3,8 \pm 0,5$ при $3,2 \pm 0,7\%$ в контроле; $p > 0,05$). В то же время в этой группе, как

**ПОЛИМОРФИЗМ РЕЗИСТЕНТНОСТИ ЧЕЛОВЕКА
К РАДИАЦИОННО-ХИМИЧЕСКИМ МУТАГЕННЫМ ФАКТОРАМ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ**

и в группе коренных жителей, отмечается повышение числа лимфоцитов в периферической крови с хромосомными aberrациями и частоты клеток с полиплоидным хромосомным набором.

Влияние кадмия как возможной первопричины повышения числа клеток с цитогенетическими нарушениями в крови жителей с. Чаган-Узун видно из данных приведенных в таблице 2. Установлено, что концентрация кадмия в крови особенно велика у лиц с генотипами LLCC и LLCT (при сравнении с контролем $p < 0,01$). В остальных случаях достоверных отличий от контроля не наблюдалось. Лица с генотипом LLTT, LMТТ и ММТТ имели концентрацию кадмия в крови менее 0,5 мкг/л, при этом в остальных случаях этот показатель был выше 0,5 мкг/л. Установлено (таблица 3), что особенно существен-

ные изменения в числе и структуре хромосом наблюдались у лиц с содержанием кадмия в крови в концентрации более 1 мкг/л. Корреляционный анализ свидетельствует о том, что имеется достоверная прямая зависимость между частотой клеток с цитогенетическими aberrациями и концентрацией кадмия в крови доноров ($r=0,89$; $P < 0,01$). В отношении частоты клеток с aberrациями хромосомного типа такой закономерности не было отмечено ($r=0,12$; $p > 0,05$). Корреляционный анализ числа клеток с измененным числом хромосом и показателем концентрации в крови кадмия свидетельствует о том, что прямая зависимость имеется для числа регистрируемых полиплоидных клеток ($r=0,59$; $p < 0,05$), но не для гиперплоидных клеток ($p > 0,05$).

Таблица 2. Содержание в крови жителей с. Чаган-Узун кадмия в зависимости от наличия у них сочетания вариантов аллелей генов биотрансформации ксенобиотиков PON1 и CAT ($X \pm t$)

Концентрация в крови кадмия в мкг/л у людей в зависимости от сочетания аллелей генов PON1 и CAT									
Жители поселений	LLCC	LLCT	LLTT	LMCC	LLCT	LMТТ	MMCC	MMCT	MMТТ
Чаган-Узун	4,38±0,81*	3,22±0,51*	0,27±0,13	1,24±0,51	1,78 ±0,57	0,41±0,22	1,72±0,68	0,91±0,49	0,32±0,21
Турочак (контроль)	0,32±0,22	0,23±0,12	0,31±0,24	0,39±0,12	0,41±0,13	0,32±0,21	0,42±0,13	0,34±0,12	0,22±0,12

Примечание: Достоверные отличия от контроля (жители с. Турочак) отмечены: ** $p < 0,05$ и * $p < 0,01$.

Таблица 3. Число лимфоцитов периферической крови с цитогенетическими aberrациями ($X \pm t$) у жителей с. Чаган-Узун в связи с содержанием в периферической крови кадмия (мкг/л)

Регистрируемые показатели, %	Число клеток с нарушениями в структуре и числе хромосом в зависимости от концентрации кадмия в крови (мкг/л)		
	< 0,5	0,5 – 1,0	> 1,0
Клеток с aberrациями хроматидного типа	2,53±0,42	5,21±0,74**	7,03±0,61*
Клеток с aberrациями хромосомного типа	0,78±0,26	1,42±0,53	1,83±0,59
Клеток с гиперплоидным набором хромосом	0,08±0,05	2,61±0,52*	2,88±0,59*
Клеток с полиплоидным набором хромосом	0,89 ±0,64	0,62±0,31	3,13±0,52*
Всего	3,24±0,91	9,83±1,12*	12,73±1,25*

Примечание: Достоверные отличия от 1-ой группы отмечены: ** $p < 0,05$ и * $p < 0,01$.

Нами проведен анкетный опрос жителей с. Чаган-Узун. Анализ частоты цитогенетических нарушений и данных анкет не позволил выявить связь между высоким уровнем цитогенетических нарушений в крови доноров и наличием неблагоприятных бытовых и производственных условий, отягощенности анамнеза по онкозаболеваемости, мертворождениями и рождением детей с патологиями.

ОБСУЖДЕНИЕ

Таким образом, полученные данные позволяют говорить о существовании в окружающей среде с. Чаган-Узун мутагенного фактора, способного вызвать у жителей существенные цитогенетические аномалии. Корреляционный анализ свидетельствует о том, что высокая концентрация кадмия в крови может обусловить повышение некоторых цитогенетических показателей. В то же время, полученные данные позволяют утверждать о наличии резистентности к этому мутагенному фактору у большинства из обследованных коренных жителей с. Чаган-Узун. Обращает на себя внимание то, что лица с генотипа-

ми LLTT, LMТТ и ММТТ имели достоверно сниженный уровень хромосомных aberrаций. Во всех случаях они относились к гомозиготному генотипу – ТТ по гену САТ. Этот ген отвечает за биосинтез каталазы - фермента, осуществляющего антиоксидантную роль – защиту клеток от перекиси водорода, способной окислять практически любые биологические молекулы. В гене каталазы САТ описан полиморфный участок С1167Т – замена цитидина (С) на тимидин (Т) в нуклеотиде 1167. При осуществлении этой замены активность продуцируемого фермента повышается [5]. По-видимому, гетерозиготы (СТ) по мутантному гену не проявляют протективного действия или же в этом случае влияние аллеля Т значительно меньше, чем при гомозиготном генотипе (ТТ). Установлено, что снижение активности каталазы вызванное введением в культуру клеток 3-амино-1,2,4-триазола резко усиливает способность кадмия индуцировать хромосомные aberrации [15].

Возможно предположить существование микроэволюционных процессов в обследуемом поселении,

поскольку высокие концентрации кадмия в окружающей среде могли способствовать отбору протективных генотипов в популяции жителей с. Чага-Узун. Тем не менее, частота встречаемости аллеля Т у жителей с. Чаган-Узун составила 0,41, что достоверно не отличается от таковой для с. Турочак (0,42) и несущественно отличается от данных, приведенных в литературе для популяций Западной Сибири [5].

Известно, что кадмий связывается в клетках с металлотиионами [17]. В экспериментах на животных исследователи вырабатывали толерантность к кадмию. Повторные дозы кадмия вызывают активацию генов, определяющих именно биосинтез металлотиионов [17]. Не исключено, что устойчивость коренных жителей к кадмию может быть связана с диетой алтайцев-кижи, где практически 80-90% преобладает мясная пища. Установлено, что детоксикация кадмия наблюдается при большом содержании в рационе животного белка и цинка. В связи с этим, не исключено, что толерантность коренных жителей, испытывающих постоянное поступление в организм высоких доз кадмия, обусловлена, как образом жизни, так и процессами адаптации, что, по-видимому, наблюдается и у мигрантов, проживших в этой местности более 10 лет.

Одним из гипотетических механизмов, приводящих к появлению клеток с хромосомными нарушениями, при интоксикации кадмием, является его способность лабильнолизировать мембраны лизосом, что может сопровождаться выходом нуклеаз, разрушающих структуру хромосом [10, 11]. Не исключено и непосредственное влияние кадмия на структуру хромосом, за счет влияния на процессы биосинтеза ДНК [3].

Полученные данные свидетельствуют, что наряду с хроматидными имеет место повышение числа

хромосомных аберраций, среди которых наблюдались дицентрические хромосомы и кольца. Известно, что такие аберрации характерны для радиационного воздействия [14]. Этому феномену возможны следующие объяснения. Горный Алтай, особенно его западная часть, где находится с. Чаган-Узун, неоднократно подвергалась радиоактивному воздействию в результате деятельности Семипалатинского атомного полигона. В то же время, поскольку последнее испытание на полигоне атомных устройств произошло в 1962 г., то за прошедший период окружающая среда практически полностью очистилась от этих последствий [2]. Не исключено также, что повышение числа клеток с хромосомными обменами связано с природным радиоактивным фоном из-за высокого содержанием в горах Горного Алтая залежей урановых руд и, в связи с этим, повышенной эманацией радона в обследуемой местности [7]. Спонтанный мутагенез является результатом разных событий, которые могут приводить к повреждениям генетических структур в течение жизни [21]. Это означает, что уровень мутационного процесса, выявленный при обследовании любой из групп, отражает не только эволюционно сложившийся оптимальный уровень спонтанных мутаций [1], но и является результатом суммарного действия различных факторов на геном. При этом речь идет не только о воздействии заведомых мутагенов, но и факторов самой разнообразной природы, вызывающих ошибки в репликации и репарации ДНК, а также увеличивающих образование эндогенных мутагенов, при этом активные формы каталазы могут сыграть существенную роль в развитии толерантности организма к различным факторам мутагенеза в этой местности.

ЛИТЕРАТУРА

1. Бочков Н.П. Наследственность человека и мутагены внешней среды / Н.П. Бочков, А.Н. Чеботарёв - М.: Медицина, 1989. - 270 с.
2. Булатов В.И. Россия радиоактивная / В.И. Булатов. - Новосибирск: ЦЭРИС, 1996. - 271 с.
3. Волкова Н.А. Изучение мутагенной активности кадмия при пероральном поступлении / Н.А. Волкова, И.А. Карплюк // Российский медицинский журнал. - 1990. - № 5. - С. 74-75.
4. Воробьева Р.С. Кадмий / Р.С. Воробьева. - М.: Наука, 1984. - 48 с.
5. Григорьева С.А. Изучение генетически обусловленной чувствительности к действию мутагенов окружающей среды в индуцированном мутагенезе на клетках человека: Автореф. дис. ... канд. биол. наук / С.А. Григорьева. - М., 2007. - 26 с.
6. Ельчинонова О.А. Микроэлементы в наземных экосистемах Алтайской горной области: Автореф. дис. ... докт. биол. наук / Ельчинонова О.А. - Барнаул, 2009. - 38 с.
7. Ильинских Н.Н. Эпидемиологическая геноотоксикология тяжелых металлов и здоровье человека / Н.Н. Ильинских, Л.М. Огородова, Л.А. Безруких [и др.]. - Томск: СибГМУ, 2003. - 300 с.
8. Сендел Е. Колориметрические методы определения следов металлов / Е.Сендел. - М., 1964. - С. 567-672.
9. Тугарев А.А. Влияние кадмия на морфофункциональные характеристики эритроцитов: Автореф. дис. ... докт. биол. наук / А.А. Тугарев. - М., 2003. - 38 с.
10. Al-Nasser Ibrahim A. Cadmium hepatotoxicity and alteration of the mitochondrial function / A. Al-Nasser Ibrahim // J. Toxicol. Clin. Toxicol. - 2000. - V. 38. - № 4. - P. 407-413.
11. Braeckman B. Cadmium pathology in an insect cell line: ultrastructural and biochemical effects / B. Braeckman, K. Brys, U. Rzeznik [et al.]. // Tissue and Cell. - 1999. - V. 31. - № 1. - P. 45-52.
12. Buckton K.E. Methods for the analysis of human chromosome aberration / K.E. Buckton, H.I. Evans. - Geneva: WHO, 1973. - 124 p.
13. Burgaz S. Evaluation of micronuclei in exfoliated urothelial cells and urinary thioether excretion of smokers / S. Burgaz, A. Izcan, A. Bozkurt [et al.]. // Mutat. Res. - 1995. - V. 335. - № 2. - P. 163-169.

14. Edwards A.A. Chromosome aberrations in human lymphocytes – a radiobiological review / A.A. Edwards, D.C. Lloid, J.S. Prosser, A.A. Edwards, D.C. Lloid, J.S. Prosser. - London: Academic Press, 2000. - 432 p.
15. Hwua Y.S. Effect of 3-aminotriazole on anchorage independence and mutagenicity in cadmium- and lead-treated diploid human fibroblasts / Y.S., Hwua., J.L. Yang, Y.S. Hwua, J.L. Yang. // *Carcinogenesis*. - 1998. - V. 19. - № 2. - P. 881–888.
16. IARC. Cadmium and cadmium compounds // IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Cadmium, Mercury, Beryllium and Exposures in the Glass Industry. - Lyon: IARC Scientific Publications, 1993. - P. 119–237.
17. Min K.S. Effect of erythropoiesis on splenic cadmium-metallothionein level following an injection of CdCl₂ in mice / Min K.S., Ohyanagi N., Ohta M. et al. // *Toxicol. Appl. Pharmacol.* - 1995. - Vol. 134. - № 2. - P. 235–240. SAS/STAT™ User's Guide, Version 6. Cary NC. N.Y.: SAS Institute Inc. - 1989. - P. 24.
19. Scarpato R. Influence of GSTM1 and GSTT1 polymorphisms on the frequency of chromosome aberrations in lymphocytes of smokers and pesticide-exposed greenhouse workers / R. Scarpato, A. Hirvonen, L. Migliore [et al.]. // *Mutat. Res.* - 1997. - V. 389. - № 2–3. - P. 227–235.
20. Scarpato R. Cytogenetic monitoring of occupational exposure to pesticides: characterization of GSTM1, GSTT1, and NAT2 genotypes / R. Scarpato, L. Migliore, A. Hirvonen [et al.] // *Environ. Mol. Mutagen.* - 1996. - V. 27. - № 4. - P. 263–269.
21. Schmidt H. Paraoxonase PON1 polymorphism Ieu-Met54 is associated with carotid atherosclerosis: results of the Austrian Stroke Prevention Study / H. Schmidt, R. Schmidt, K. Niederkorn [et al.]. // *Stroke*. - 1998. - V. 29. - № 10. - P. 2043–2048.
22. Poppel G. Increased cytogenetic damage in smokers deficient in glutathione S-transferase isozyme / G. Poppel, N. Vogel, P.J. Balderen, F.J. Kok // *Carcinogenesis*. - 1992. - V. 13. - № 2. - P. 303–305.
23. Yang J.-L. Reactive oxygen species may participate in the mutagenicity and mutational spectrum of cadmium in Chinese hamster ovary-K1 cells / J.-L. Yang, J.-I. Chao, J.-G. Lin // *Chem. Res. Res. Toxicol.* - 1996. - V. 9. - № 1. - P. 1360–1367.

ҚОРШАҒАН ОРТАНЫҢ РАДИАЦИЯЛЫҚ-ХИМИЯЛЫҚ МУТАГЕНДІ ФАКТОРЛАРЫНА АДАМНЫҢ РЕЗИСТЕНТТІЛІГІНІҢ ПОЛИМОРФИЗМІ

Ильинских Н.Н., Юркин А.Ю., Ильинских И.Н., Ильинских Е.Н., Козлова С.А.

Сібір мемлекеттік медициналық университеті, Томск, Ресей

Алтай Республикасы табиғи және антропогенді мутагендер факторлары қарқынды түрде көрініс берген аймақта орын алған. Көптеген уақыт бойында радиоактивті жауын-шашындар – Семей атом полигоны қызметінің нәтижесінен түсіп тұрды, ал қазіргі уақытта Республика аудандарының кейбір аумақтарына зымырандардың түсу сатысы нәтижесінде гептил – мутагенді және канцерогенді айқын әсер ететін қасиеті бар заттек түседі. Табиғи мутагенді факторларға және жер қабатының тау жыныстарындағы жоғары құрамды радонның қарқынды түрде бөлінуіне байланысты, күннің инсоляциянуы жоғары, қуатты ультракүлгін сәуле шығару, ауада озонның жоғары түрде шоғырлануы, сонымен қатар кейбір табиғи химиялық мутагендердің, мысалы, сынап пен кадмийдің құрамы жоғары.

POLYMORPHISM OF HUMAN RESISTANCE TO RADIATION-CHEMICAL MUTAGENIC ENVIRONMENTAL FACTORS

N.N. Ilyinskikh, A. Yu. Yurkin, I.N. Ilyinskikh, E.N. Ilyinskikh, S.A. Kozlov

Siberian State Medical University, Tomsk, Russia

Altai Republic because located in a zone of intense manifestation of the factors of natural and man-made mutagens. Radioactive fallout have fallen for a long time there – the outcomes of nuclear tests in the Semipalatinsk test site, and now heptyl fall as a result of falling of rocket stages in the territory of certain areas of the Republic – heptyl is a substance that possesses a strong mutagenic and carcinogenic effects. Of the natural mutagenic factors is intense and release of radon due to high content of rocks crustal uranium, high insolation of the sun, powerful ultraviolet radiation, elevated concentrations of ozone in the air, as well as increased content in the soil of certain natural chemical mutagens, such as , mercury and cadmium.

УДК 575.17: 504.75.05:541.15

ЦИТОГЕНЕТИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ ДЛИТЕЛЬНОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ЧЕЛОВЕКА ПРИРОДНЫХ И АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ РАДИАЦИОННО-ХИМИЧЕСКОЙ ПРИРОДЫ

Ильинских Н.Н., Юркин А.Ю., Ильинских И.Н., Ильинских Е.Н., Козлова С.А.

Сибирский государственный медицинский университет, Томск, Россия

Имеется много факторов способных вызвать эффект цитогенетической нестабильности у человека, таких например как радиация, химические вещества, инфекции. Среди природных факторов такого рода это озон воздуха, ультрафиолетовое облучение, радиоактивные и химические составляющие горных пород и резкие перепады температур. Все это присутствует в климате Горного Алтая. Но, кроме того в этом регионе имеются и антропогенные мутагенные факторы способствующие цитогенетической нестабильности, такие как длительное поступление радионуклидов с территории Семипалатинского атомного полигона и попадание в воду и почву гептила – результат падения ступеней ракет запускаемых с космодрома Байконур. В связи с изложенным целью нашей работы было цитогенетическое обследование населения Республики Алтай наиболее с генетической точки зрения опасных для жизнедеятельности человека.

ВВЕДЕНИЕ

Материалом для данного исследования послужила кровь здоровых доноров, получаемая Республиканской станцией переливания крови в 20 наиболее крупных населенных пунктах этого региона. Всего проведен забор у 1854 жителей Республики Алтай (рисунок. 1). Одновременно с забором крови у доноров проведено анкетирование позволяющее судить о наличии в родословной онкологических и других хронических заболеваний, врожденных уродств, мертворождений, выкидышей, бытовых и производственных вредностей.



Рисунок 1. Населенные пункты, обследованные на предмет цитогенетической нестабильности у людей в различных районах Республики Алтай

Основным методом анализа регистрирующего уровень цитогенетического неблагополучия был микроядерный тест [1].

Обследование людей показало, что если в других регионах Сибири число людей имеющих повышенный уровень эритроцитов с микроядрами составляет около $2,6 \pm 0,4\%$ [1], то в Горно-Алтайске - $13,6 \pm 0,8$, Майме - $8,9 \pm 0,7$, Турочаке - $6,2 \pm 0,7$, Чое - Корококше - $7,4 \pm 0,9$. Чемале и Эликмоноре - $11,2 \pm 1,2$, Усть-Кане - $16,7 \pm 2,2$, Шебалино - $6,7 \pm 0,9$, и Усть-Коксе, Баштале и Тюгюрюке - $8,3 \pm 0,8\%$ (рисунок 2).

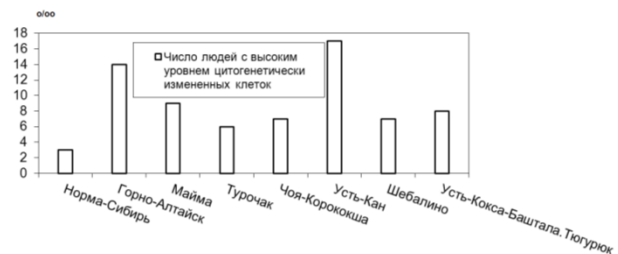


Рисунок 2. Число людей, имеющих повышенный уровень клеток с цитогенетическими нарушениями в различных населенных пунктах Республики Алтай

В связи с имеющимися данными по влиянию последствий ядерных взрывов на население Алтайского края, закономерно возник вопрос о возможности аналогичного воздействия глобальных выпадений радионуклидов на Семипалатинском полигоне на население Республики Алтай. Этому имеется ряд косвенных свидетельств метеорологии, поскольку географическое расположение Республики Алтай таково, что здесь с увеличением абсолютной высоты местности наблюдается выраженное понижение температуры воздуха - на каждые 100 м - 0,5 градуса [2] и это ведет к конденсации влаги и к резкому увеличению количества осадков. Если в Чуйской степи выпадает около 120 мм в год, то на склонах, окружающих ее Южно-Чуйского хребта - 1000 мм. Эта особенность могла при определенных обстоятельствах привести к более существенному выпадению некоторых, особенно легких частиц возникающих при ядерных взрывах, именно в горных областях Республики Алтай.

В связи с изложенным нами проведены исследования уровня цитогенетической нестабильности у жителей Республики Алтай, в связи с имеющимися данными по количеству осадков в данной местности. Особое внимание было уделено 6 населенным пунктам. три из которых расположены в Центральном Алтае - Котанда, Ак-Кем и Кара-Тюрек, а три другие в Юго-Восточном Алтае - Усть-Улаган,

**ЦИТОГЕНЕТИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ ДЛИТЕЛЬНОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ
НА ЧЕЛОВЕКА ПРИРОДНЫХ И АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ РАДИАЦИОННО-ХИМИЧЕСКОЙ ПРИРОДЫ**

Кош-Агач и Уландрык. Согласно имеющимся метеорологических данных количество выпадающих осадков в первом и во втором случаях существенно различались. Данные цитогенетического анализа (микроядерный тест) также свидетельствуют, что число людей имеющих повышенный уровень клеток с цитогенетическими нарушениями больше в тех населенных пунктах в которых годовое количество осадков повышено, т.е. в Котанде, Ак-Кеме и Кара-Тюреке (рисунок 3).

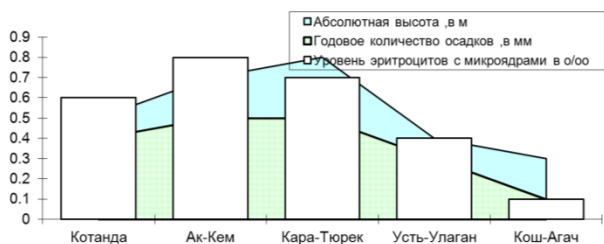


Рисунок 3. Частота эритроцитов с микроядрами в крови аборигенов Республики Алтай, проживающих в поселках с различным уровнем выпадения осадков и относительной высотой местности

В то же время, следует отметить, что имеющаяся связь между количеством выпадающих осадков с одной стороны и уровнем цитогенетически измененных клеток с другой может быть объяснено влиянием высокогорья на генетический аппарат аборигенов, поскольку на больших высотах появляется дополнительный мутагенный фон в виде озона, ультрафиолетового и космического излучения и гипоксии.

Нами для сравнения было проведено цитогенетическое обследование населения Республики Тыва, проживающего в аналогичных по природе и клима-

ту условиях. В этом регионе нами у местных жителей не было зарегистрировано увеличения частоты цитогенетической нестабильности в связи с высокогорьем и уровнем выпадающих осадков (рисунок 4).



Рисунок 4. Уровень эритроцитов с микроядрами в крови коренных жителей Республики Тыва, проживающих в населенных пунктах с различным уровнем выпадения осадков и относительной влажности местности.

Кроме того у обследованных тувинцев уровень эритроцитов с микроядрами был в 2-3 раза ниже, чем у коренных алтайцев, в то же время у мигрантов, приехавших в обследуемые местности после 1962 года как на Алтае, так и в Тыве число клеток с цитогенетическими нарушениями было одинаковым.

Анализ уровня цитогенетически измененных клеток (микроядерный тест) в зависимости от года рождения донора и места его проживания показывает, что у коренных жителей Республики Алтай родившихся в период с 1950 по 1965 год наблюдается четко выраженная цитогенетическая нестабильность, проявляющаяся высоким уровнем эритроцитов с микроядрами в крови индивидуума (рисунок 6).



Рисунок 5. Уровень эритроцитов с микроядрами у аборигенов и мигрантов - жителей Республик Алтай и Тыва

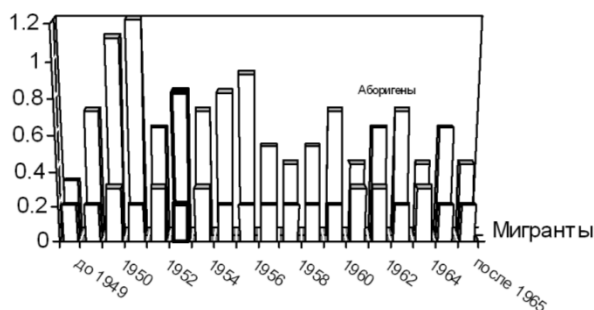


Рисунок 6. Уровень эритроцитов с микроядрами у аборигенов Республики Алтай в зависимости от года рождения обследуемого донора

**ЦИТОГЕНЕТИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ ДЛИТЕЛЬНОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ
НА ЧЕЛОВЕКА ПРИРОДНЫХ И АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ РАДИАЦИОННО-ХИМИЧЕСКОЙ ПРИРОДЫ**

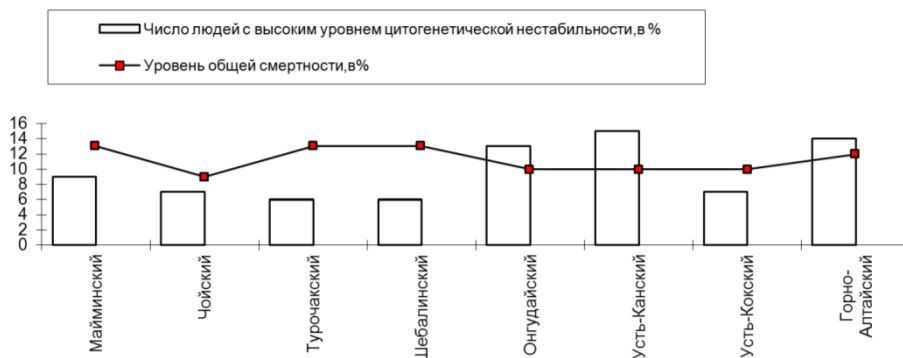


Рисунок 7. Уровень общей смертности и частота лиц с высоким уровнем цитогенетической нестабильности в различных районах Республики Алтай

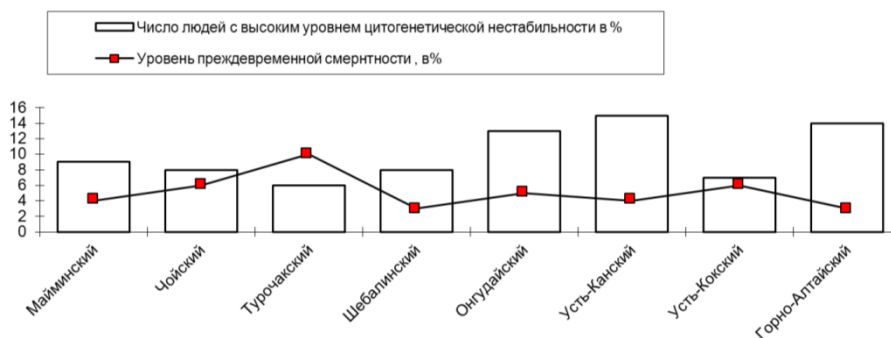


Рисунок 8. Уровень преждевременной смертности и частота лиц с высоким уровнем цитогенетической нестабильности в различных районах Республики Алтай

Полученные нами данные позволяют заключить, что если у аборигенов наблюдается отчетливая зависимость в уровне эритроцитов с микроядрами в зависимости от года их рождения, то у мигрантов такой зависимости не отмечено. Следует отметить, что аналогичная зависимость наблюдалась нами и у аборигенов юго-западных районов Алтайского края, особенно приближенных к Семипалатинскому полигону [3].

Сравнительный анализ данных Республиканской медицинской статистики по смертности и заболеваемости местного населения в Республике Алтай и частоте феномена цитогенетической нестабильности

свидетельствует о ряде особенностей позволяющих сделать некоторые интересные, с нашей точки зрения заключения.

Так анализ данных по общей смертности и числу лиц с высоким уровнем цитогенетической нестабильностью свидетельствует об отсутствии связи между анализируемыми показателями в Республике Алтай.

То же возможно сказать и относительно связи между уровнем преждевременной смертности, общей заболеваемости и частотой лиц с высоким уровнем цитогенетической нестабильности (рисунок 9).

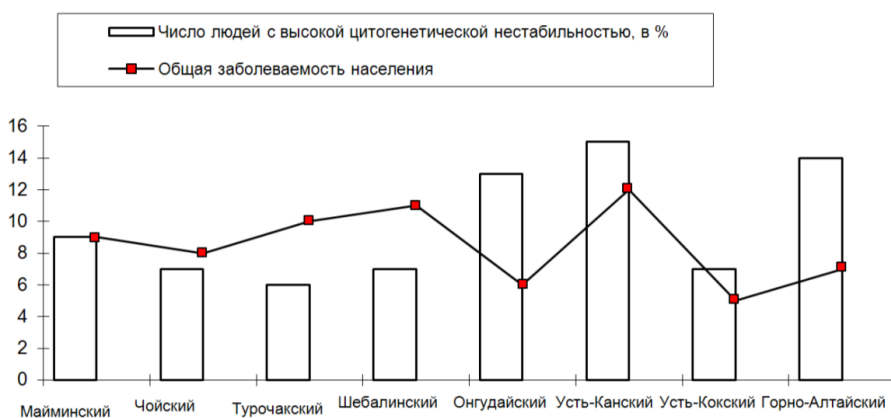


Рисунок 9. Сравнительный анализ данных по уровню общей заболеваемости населения и числу лиц с высокой степенью цитогенетической нестабильности в различных районах Республики Алтай

**ЦИТОГЕНЕТИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ ДЛИТЕЛЬНОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ
НА ЧЕЛОВЕКА ПРИРОДНЫХ И АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ РАДИАЦИОННО-ХИМИЧЕСКОЙ ПРИРОДЫ**

В то же время имеется высоко достоверная коррелятивная зависимость между такими показателями как уровень злокачественных новообразований и числом аборигенов, имеющих повышенную частоту клеток крови с цитогенетическими нарушениями в соответствующих районах Республики Алтай (рисунок 10).

Уровень коэффициента корреляции между анализируемыми показателями составил +0,87 ($P < 0,01$). По нашему мнению эти данные свидетельствуют о наличии в окружающей среде Республики Алтай онкогенного фактора способного индуцировать повышенный уровень генетически aberrантных клеток, что приводит к существенному повышению частоты злокачественных новообразований.

Следует обратить внимание на некоторое несоответствие наблюдаемых показателей в Усть-Канском районе, где отмечена самая высокая частота встречаемости лиц с повышенным уровнем эритроцитов с микроядрами и относительно низкий уровень злокачественных новообразований. Не исключено, что в этом районе можно ожидать в ближайшем будущем

увеличение онкогенной патологии среди местного населения. По-видимому, следует обратить внимание на повышенный уровень общей заболеваемости в этом районе, не исключено, что имеется определенная связь между заболеваемостью населения и степенью пораженности у населения этого района генетического аппарата соматических клеток тела.

Исходя из анкеты заполняемой обследуемыми донорами, практически в 23,2 % случаев в семье доноров были случаи онкологических заболеваний и в 12,3% - случаи рождения неполноценных детей и мертворождения. Анализ уровня эритроцитов с микроядрами у лиц отягощенных в семейном анамнезе онкозаболеваниями свидетельствует о высокой связи с возникновением семейных случаев раковых заболеваний и наличием у донора высокой степени цитогенетической нестабильности генома (рисунки 10-11).

В то же время мы не наблюдали связи между рождением в семье ребенка с врожденной патологией и наличием повышенного уровня цитогенетической нестабильности в крови обследуемого донора.

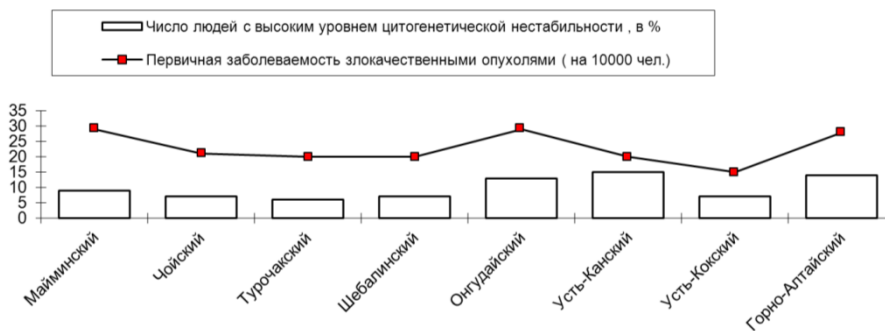


Рисунок 10. Сравнительный анализ данных уровня злокачественных новообразований и числа людей с высокой степенью цитогенетической нестабильности в различных районах Республики Алтай

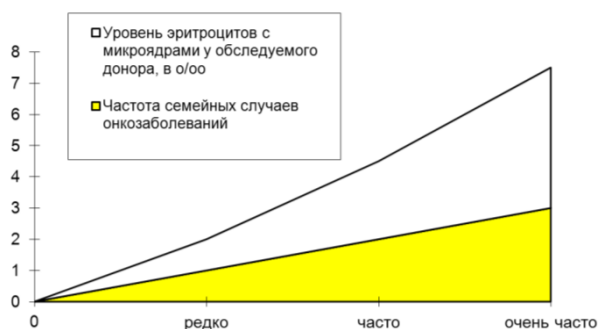


Рисунок 11. Уровень эритроцитов с микроядрами в семьях, имеющих отягощенный анамнез по онкозаболеваниям

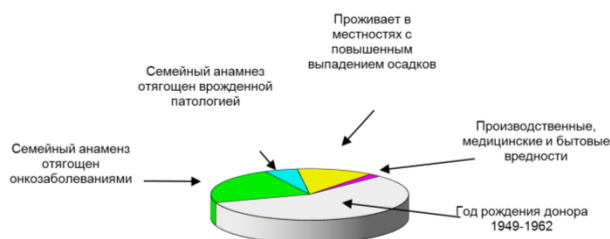


Рисунок 12. Сравнительная частота "факторов риска" определяющих высокий уровень цитогенетической нестабильности у жителей Республики Алтай

Резюмируя итоги обследования на предмет цитогенетической нестабильности жителей Республики Алтай следует выделить основные "факторы риска" которые согласно нашим данным играют роль в наблюдаемом феномене - повышенном уровне клеток с микроядрами у значительного контингента населения Республики. Высокий уровень эритроцитов с микро-

ядрами отчетливо прослеживался у тех аборигенов, которые родились с 1949 по 1962 годы, имели в семье случаи с онкозаболеваниями и жили в местностях с особо высоким уровнем выпадения осадков. Косвенно все это свидетельствует в пользу представления о том, что наблюдаемый феномен обусловлен деятельностью Семипалатинского полигона и попаданием в

организм аборигенов радионуклидов, выпадающих в данной местности в виде осадков. Поскольку именно в эти годы (1949 -1969 годы) на полигоне интенсивно проводились испытания атомных устройств. При этом повышенный уровень цитогенетической нестабильности в Усть-Улаганском районе, возможно, связан с загрязнением этого региона гептилом и другими продуктами падения ступеней ракет, часто наблюдаемой в этой местности.

Таким образом, полученные в настоящей работе данные позволяют сделать ряд выводов:

1. В Республике Алтай, имеются районы, где повышено число жителей, имеющих высокий уровень цитогенетически измененных клеток.

2. Показано, что число лиц с высокой частотой цитогенетически измененных клеток значительно в тех районах Республики Алтай, которые отличаются повышенным уровнем выпадения осадков.

3. Коренные жители Республики Алтай имеют больший уровень цитогенетически измененных клеток, чем мигранты, приехавшие в данную местность из других регионов после 1962 г.

4. Особенно значительные цитогенетические изменения зарегистрированы у аборигенов рожденных в период с 1949 по 1962 годы

5. Установлено, что в районах с выраженным онкологическим неблагополучием, особенно велико число лиц - аборигенов с повышенной цитогенетической нестабильностью.

6. Не наблюдалось связи между показателями смертности населения Республики Алтай и цитогенетической нестабильности

7. Показано, что коренные жители Республики Алтай в родословных которых имелись случаи рака, имеют особенно высокий уровень цитогенетической нестабильности.

ЛИТЕРАТУРА

1. Ильинских Н.Н. Микроядерный анализ и цитогенетическая нестабильность / Н.Н. Ильинских, В.Н. Новицкий, Н.А. Ванчугова, И.Н. Ильински. – Томск: Изд-во Томского университета, 1992. - 216 С.
2. Семенов А.П. Климатические особенности юга Сибири / А.П. Семенов. - М.: «Наука», 1978. - 346 С.
3. Ильинских Н.Н. Радиационная экогенетика России / Н.Н. Ильинских, В.Н. Новицкий, А.М. Адам. – Томск: Изд-во Томского университета, 2004. - 244 с.

РАДИАЦИЯЛЫҚ-ХИМИЯЛЫҚ ТАБИҒАТТЫҢ АНТРОПОГЕНДІ ЖӘНЕ ТАБИҒИ ФАКТОРЛАРДЫҢ АДАМҒА ҰЗАҚ МЕРЗІМДЕ ӘСЕР ЕТУІНІҢ ЦИТОГЕНЕТИКАЛЫҚ ЗАРДАПТАРЫ

Ильинских Н.Н., Юркин А.Ю., Ильинских И.Н., Ильинских Е.Н., Козлова С.А.

Сібір мемлекеттік медициналық университеті, Томск, Ресей

Адамның цитогенетикалық тұрақсыздық әсерін туғызуға қабілетті көптеген факторлар бар мысалы, радиация, химиялық заттектер, инфекциялар. Бұндай табиғи факторлар арасында ауа озоны, ультракүлгін сәулелену, радиоактивті және химиялық құрамдары бар тау жыныстары мен кенеттен болатын температуралық құбылулар. Осының бәрі Таулы Алтай климатында орын алған. Алайда, бұдан басқа бұл аймақта цитогенетикалық тұрақсыздыққа мүмкіндік туғызатын антропогенді мутагенді факторлар, оның қатарында Семей атомдық полигонының аумағынан ұзақ мерзім бойында радионуклидтердің түсуі және Байқоңыр ғарыш аумағынан ұшырылатын зымырандардың құлау сатысының нәтижесі - топырақ пен суға гептилдің түсуі орын алған. Жоғарыда айтылғандарға байланысты біздің жұмысымыздың мақсаты Республиканың халқын цитогенетикалық зерттеу болып табылды.

CYTOGENETIC EFFECTS OF PROLONGED EXPOSURE OF HUMAN NATURE OF MAN AND FACTORS OF RADIATION-CHEMICAL NATURE

N.N. Ilyinskikh, A.Yu. Yurkin, I.N. Ilyinskikh, E.N. Ilyinskikh, S.A. Kozlov

Siberian State Medical University, Tomsk, Russia

There are many factors to cause the effect of cytogenetic instability in humans, such as for example radiation, chemicals and infections. Among the natural factors of this kind is the ozone air, ultraviolet radiation, radioactive and chemical constituents of rocks and sharp drops in temperature. Climate of the Gorniy Altai has all of those. But, in addition this region has artificial mutagenic factors contributing to cytogenetic instability, such as long-term intake of radionuclides from the territory of the Semipalatinsk nuclear test site and getting of heptyl into the water and soil - the result of falling of rockets stages launched from the Baikonur cosmodrome. Based on the above stated the aim of our study was to cytogenetic examination of population.

УДК 551.558

РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПОЧВЕННОГО ПОКРОВА ВОСТОЧНО-УРАЛЬСКОГО ГОСУДАРСТВЕННОГО ЗАПОВЕДНИКА И СОПРЕДЕЛЬНЫХ ТЕРРИТОРИЙ¹Михайловская Л.Н., ¹Молчанова И.В., ¹Каравасева Е.Н., ¹Позолотина В.Н., ²Тарасов О.В.¹Институт экологии растений и животных УрО РАН, Екатеринбург, Россия²Федеральное Государственное унитарное предприятие, ПО «Маяк», Челябинская обл., Озерск, Россия

Были изучены уровни загрязнения и пространственного распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвенном покрове Восточно-Уральского государственного заповедника и прилегающих районов. В результате двух радиоактивных катастроф, сформировался сложный характер загрязнения почвенно-растительного покрова и радионуклидного загрязнения исследуемой территории. В одном из них ^{90}Sr стал основным загрязнителем, а в другом был ^{137}Cs . Сегодня территория заповедника загрязнена в основном (95,7% от общего уровня загрязнения) ^{90}Sr от аварийного выпадения в 1957 году. В западном разрезе наблюдается уменьшение уровня нагрузки ^{90}Sr и увеличение его в почве в результате ветровой дисперсии высохших осадков от берегов озера Карачай, который использовался для хранения радиоактивных отходов. Загрязнение почвы к востоку от Восточно-Уральского государственного радиоактивного заповедника формируется в основном (63% от общего загрязнения) ^{137}Cs в донных отложениях озера Карачай, а также лесные подстилки загрязнены ^{137}Cs вследствие современных выпадений от производственного объединения "Маяк". В настоящее время территория Восточно-Уральского государственного заповедника до сих пор является источником второго радионуклидного загрязнения соседних областей.

Восточно-Уральский государственный заповедник (ВУГЗ) расположенный в Челябинской области, охватывает ближайшую к эпицентру головную часть Восточно-Уральского радиоактивного следа, образовавшегося в 1957 году в результате аварии на производственном объединении «Маяк». В аварийных выбросах среди долгоживущих радионуклидов преобладал ^{90}Sr . Позднее, в 1967 г. эту же территорию загрязнили принесенные ветром радиоактивные донные отложения оз. Карачай – технологического водоема ПО «Маяк». В их составе преобладал ^{137}Cs . За годы, прошедшие после аварии, в заповеднике выполнены различные по тематике радиоэкологические исследования, получены уникальные данные, как в научном, так и в практическом плане [2,8,10,12,13]. Его площадь 16 616 га до сих пор является полигоном, на котором разрабатываются технологии специального природопользования. В настоящее время интегральные запасы ^{90}Sr в его почвенном покрове составляют $571.2 \cdot 10^{12}$ Бк, а ^{137}Cs – $66.1 \cdot 10^{12}$ Бк [7]. Такие количества долгоживущих радионуклидов превращают заповедник в источник вторичного радионуклидного загрязнения сопредельных территорий.

Цель работы состояла в изучении пространственного распределения радионуклидов в почвенно-растительном покрове ВУГЗа и сопредельных территорий, уровней их содержания в различных компонентах экосистем, а также в оценке вклада двух радиационных аварий в их загрязнение.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

Исследования, проводили в 2003-2009 гг., в Восточно-Уральском государственном заповеднике, расположенном в лесостепной зоне, его рельеф характеризуется общим понижением с запада на восток. Направление господствующих ветров – восточное, юго-

восточное и северо-восточное. Наземные экосистемы представлены в основном березовыми, смешанными лесами и частично суходольными лугами и залежами; в почвенном покрове преобладают серые лесные и дерново-подзолистые почвы [4]. В ходе проведения работ было заложено три трансекты протяженностью 15 км каждая. Центральная (1) – совпадала с осью следа, а западная (2) и восточная (3) – проходили вдоль соответствующих границ заповедника (рисунк 1). В пределах выделенных трансект, в основных типах экосистем на разном удалении от эпицентра аварии выделяли реперные участки однородные по мезорельефу. Контрольный участок со сходными почвенно-экологическими условиями был заложен в смешанном лесу примерно в 80 км к юго-западу от района исследований на территории Ильменского заповедника. На каждом участке закладывали по 3-6 почвенных разрезов, располагая их в вершинах равносторонних треугольников с длиной стороны 10 м. Содержание радионуклидов в пробах почв, отобранных по такой схеме, представительно характеризует территорию площадью 0.01 км² [1]. Общее содержание радионуклидов в 50-см почвенном слое, включая лесную подстилку, нормированное на площадь, условно называли запасом [5]. В непосредственной близости от почвенных разрезов отбирали пробы надземной массы растений.

Все пробы высушивали до воздушно-сухого состояния, затем озоляли при $t=450^\circ\text{C}$. Содержание ^{90}Sr определяли радиохимическим методом [11] с использованием малофоновой радиометрической установки типа УМФ-2000 (Россия) или на бета-спектрометре с программным обеспечением «Прогресс» (Россия). Нижний предел обнаружения составляет 0.2 Бк и 0.7 Бк соответственно. Погрешность методов не превышала 20%.

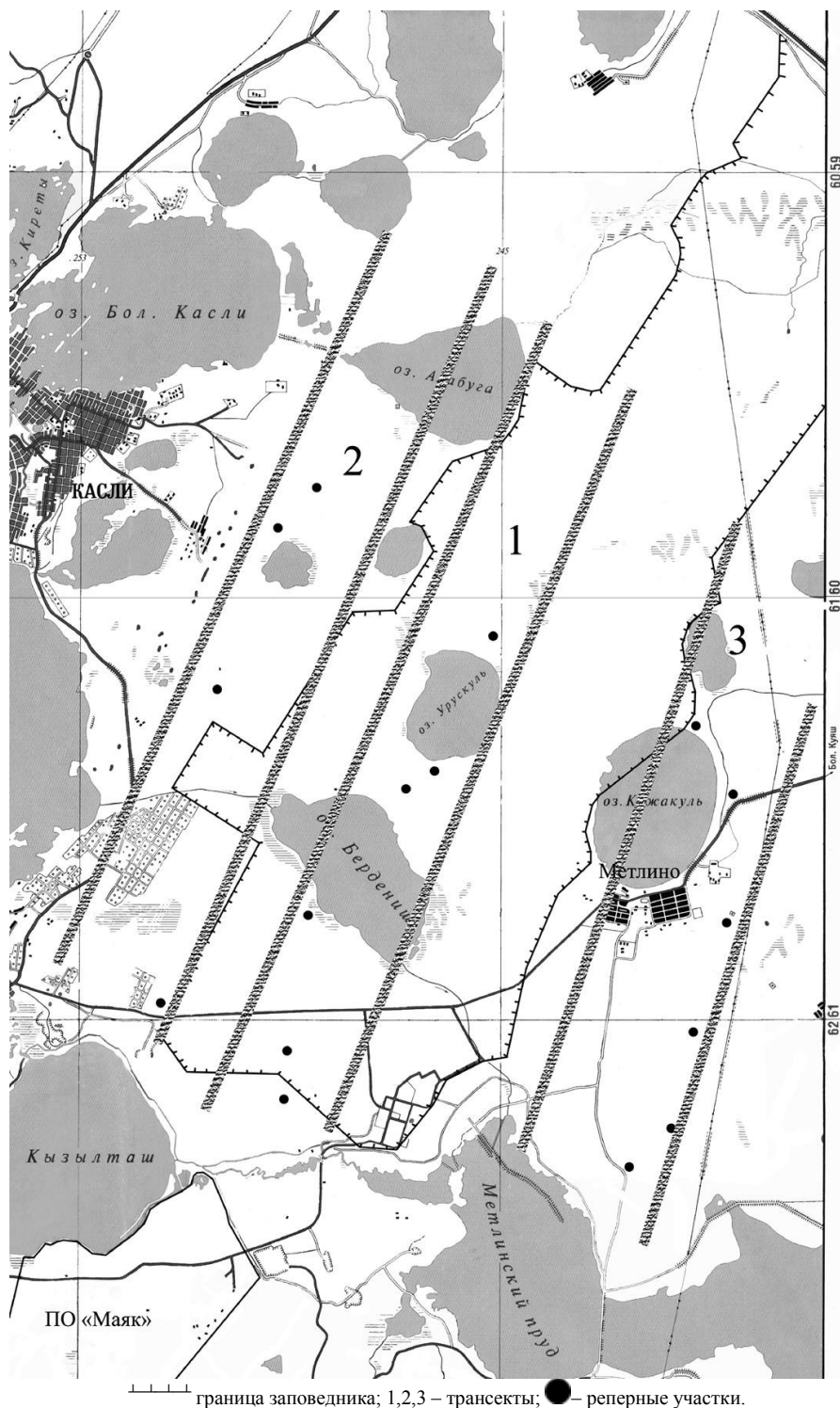


Рисунок 1. Схема обследованного района

Содержание ^{137}Cs в образцах определяли на сцинтиляционном гамма-спектрометре с программным обеспечением «Прогресс» (Россия) и многоканальном анализаторе фирмы Canberra-Packard (США) с германиевым полупроводниковым детектором. Нижние пределы обнаружения для этих спектрометров составляют 3.0 Бк и 0.1 Бк соответственно, а ошибка счета не превышает 15%.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Результаты проведенного обследования почвенного покрова показали, что максимальный запас ^{90}Sr в непосредственной близости от южной границы заповедника достигает $95 \cdot 10^3$ кБк/м², а на расстоянии 15-20 км он снижается более, чем на порядок величин (рисунок 2). Аналогичный характер пространственного распределения наблюдается и для ^{137}Cs . Его запас в почве

по мере увеличения расстояния изменяется от $2.6 \cdot 10^3$ кБк/м² до $1.5 \cdot 10^2$ кБк/м². На всем протяжении центральной трансекты величина отношения $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ в почве варьирует незначительно и в среднем составляет 33.2 ± 1.8 . На сопредельной территории к западу от границы заповедника ^{90}Sr остается основным загрязнителем, хотя его запас в почве значительно ниже ($50\text{--}12$ кБк/м²). На обеих трансектах пространственное распределение радионуклидов с высокой степенью достоверности описывается экспоненциальными уравнениями, приведенными на рисунке 2.

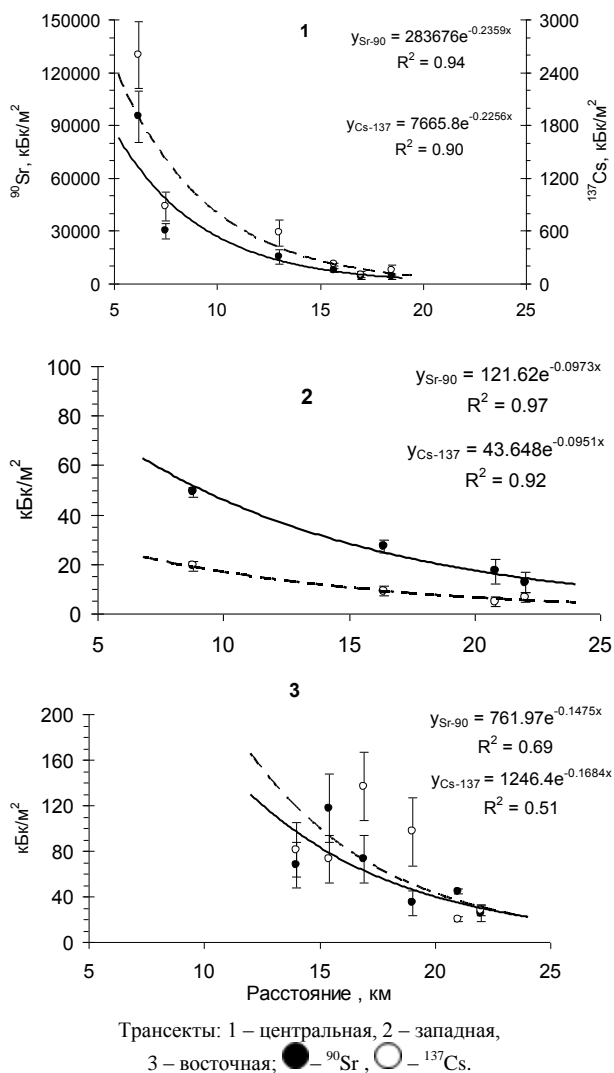


Рисунок 2. Пространственное распределение радионуклидов в почвенном покрове обследованной территории

К востоку от границы заповедника уровень загрязнения почвенного покрова ^{90}Sr примерно в 2 раза, а ^{137}Cs в 6 раз выше, чем на западном участке. При этом пространственное распределение обоих радионуклидов характеризуется высокой неоднородностью, хотя оно и аппроксимируется экспоненциальной зависимостью, ее достоверность значительно ниже, чем на центральной и западной трансектах. Запас ^{90}Sr в почвах этой трансекты составля-

ет $117\text{--}25$ и ^{137}Cs $136\text{--}20$ кБк/м², а величина отношения $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ не зависимо от расстояния варьирует в пределах $0.4\text{--}2.1$.

Отмеченные особенности пространственного распределения радионуклидов указывают на сложный характер формирования загрязнения. В нем, наибольший вклад внесли аварийные выпадения, наряду с ними принимают участие штатные выбросы ПО «Маяк», определенное влияние оказывают процессы пространственно-временного перераспределения радионуклидов.

Штатные газоаэрозольные выбросы ПО «Маяк» загрязняют почвенно-растительный покров прилегающих территорий на протяжении более 50 лет. Технологии, используемые на предприятии, а значит и состав выбросов, с течением времени неоднократно изменялись [8]. Поэтому определить их вклад в загрязнение обследованной территории очень сложно. По имеющимся в литературе данным в настоящее время в выбросах ПО «Маяк» долгоживущие радионуклиды представлены преимущественно ^{137}Cs , а основное направление ветрового переноса аэрозолей в зоне влияния предприятия – восточное и северо-восточное [3]. Учитывая это обстоятельство, мы попытались оценить вклад современных выбросов ПО «Маяк» по уровню загрязнения лесных подстилок. В почвенном профиле лесные подстилки выделяют как слой-индикатор, в котором суммируется содержание радионуклидов-загрязнителей растительного покрова, поступивших корневым и аэральным путями. Исследования проводили на лесных участках западной и восточной трансект, идентичных по составу растительных сообществ и почвенно-экологическим условиям. Они были сосредоточены вблизи г. Касли и н.п. Метлино, располагались на приблизительно одинаковом расстоянии от ПО «Маяк». Среднее содержание ^{90}Sr в лесных подстилках западной трансекты составляет 500 Бк/м², а на восточной – в 2,5 раза больше (таблица 1). Примерно также различается и уровень загрязнения почв ^{90}Sr на этих же участках. Содержание ^{137}Cs в лесных подстилках восточной трансекты в 25 раз превышает таковое для западной, в то время как уровень загрязнения почв различается только в 9 раз. Об относительном обогащении лесных подстилок ^{137}Cs свидетельствует и изменение величины отношения $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$. Повышение содержания ^{137}Cs в лесных подстилках восточной трансекты, не пропорциональное увеличению уровня загрязнения почв, может быть вызвано дополнительным его поступлением из атмосферы в составе выбросов ПО «Маяк». Расчеты с использованием данных работы [3] и результатов собственных наблюдений показали, что на восточной трансекте в районе н.п. Метлино суммарный вклад этих выбросов в уровень загрязнения почв ^{137}Cs и ^{90}Sr сравним с фоновым уровнем сформированным глобальными выпадениями из атмосферы, который в этих широтах для ^{90}Sr составляет $1,5$ кБк/м², а для ^{137}Cs – $2,4$ кБк/м² [14].

**РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПОЧВЕННОГО ПОКРОВА
ВОСТОЧНО-УРАЛЬСКОГО ГОСУДАРСТВЕННОГО ЗАПОВЕДНИКА И СОПРЕДЕЛЬНЫХ ТЕРРИТОРИЙ**

Таблица 1. Содержание радионуклидов в лесных подстилках и почвах.

Образец	Трансекта	⁹⁰ Sr, Бк/м ²	¹³⁷ Cs, Бк/м ²	⁹⁰ Sr/ ¹³⁷ Cs
A0	Западная	500±370	20±5	25.0±10.9
	Восточная	1200±300	500±100	2.4±0.8
A, 0-15 см	Западная	18600±4500	8900±3400	2.1±0.4
	Восточная	58300±13300	81700±21800	0.7±0.2

Процессы ветрового переноса загрязненного материала с территории заповедника не выражены столь отчетливо. В противном случае они привели бы к загрязнению лесных подстилок сопредельной территории преимущественно ⁹⁰Sr. Как видно из таблицы 2 на территории центральной трансекты все изученные компоненты характеризуются высоким содержанием ⁹⁰Sr, достигающим десятков и сотен кБк на кг воздушно-сухого вещества. Это в сотни и тысячи раз выше, чем на контрольном участке. Не смотря на то, что содержание ¹³⁷Cs значительно ниже, чем ⁹⁰Sr оно, как правило, более чем на порядок величин превышает контрольный уровень. При сгорании органических материалов уровень загрязнения золы возрастает на 1-2 порядка, что обуславливает повышение ветрового переноса радионуклидов по направлению господствующих ветров во время природных пожаров, периодически возникающих на территории заповедника [9]. Величина отношения ⁹⁰Sr/¹³⁷Cs в компонентах экосистем центральной трансекты варьирует в широких пределах (2-8000). Его максимальное значение наблюдается в многолетних одревесневших частях берез. Соотношение этих радионуклидов в листьях древесных растений и травах примерно одинаково. Следует отметить, что на обоих обследованных участках величина отношения ⁹⁰Sr/¹³⁷Cs в высших растениях, как правило, выше, чем в почвах. В исследованиях, проводимых ранее, также было показано, что именно ⁹⁰Sr характеризуется в десятки раз более высокими величинами

коэффициентов накопления и перехода в травянистые растения, чем ¹³⁷Cs [7].

Для количественной оценки вкладов двух событий в загрязнение обследованной территории использовали радионуклидные отношения, характеризующие выпадения, и величины запасов радионуклидов на реперных участках. Ранее было установлено, что в аварийных выпадениях 1957 г. величина отношения ⁹⁰Sr/¹³⁷Cs составляла 71.0, а в загрязненных донных отложениях береговой зоны оз. Карачай – 0.3 [14]. Решая систему уравнений с использованием приведенных отношений, рассчитали вклад 2-х аварий в загрязнение ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs почвенного покрова каждой трансекты:

$$x+y=a, \quad (1)$$

$$v+p=b, \quad (2)$$

$$-71x+v=0, \quad (3)$$

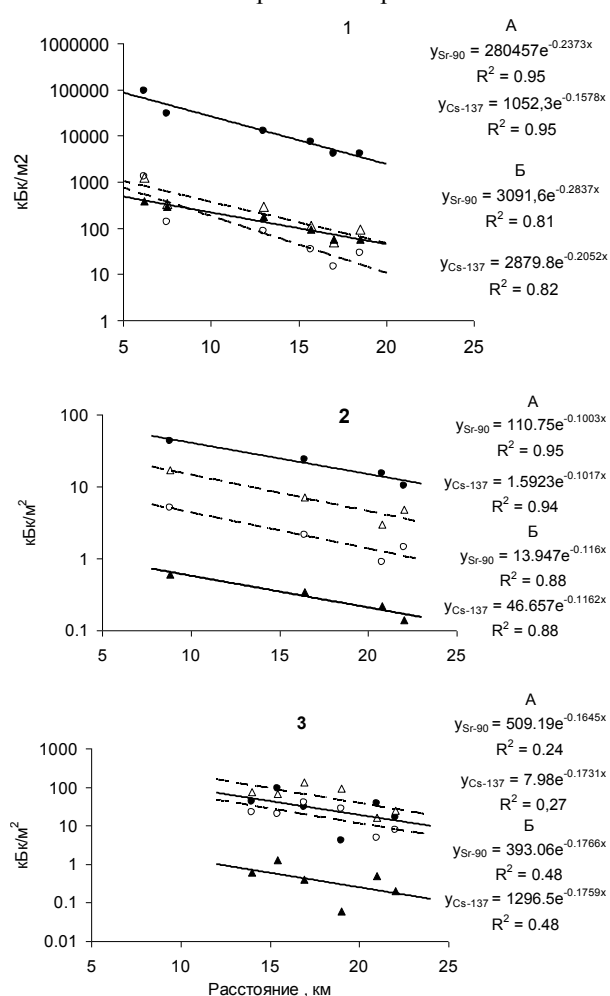
$$-0.3y+p=0, \quad (4)$$

где x – ¹³⁷Cs, v – ⁹⁰Sr, поступившие в ходе аварии 1957г. (кБк/м²); y – ¹³⁷Cs, p – ⁹⁰Sr принесенные с донными отложениями оз.Карачай (кБк/м²); a – суммарное содержание ¹³⁷Cs, b – ⁹⁰Sr в местах отбора проб, (кБк/м²). Более подробно расчеты вклада различных источников в радиоактивное загрязнение почв приведены в работе [14]. При расчетах учитывали уровень глобального фона, а для восточной трансекты, еще и примерный вклад газоаэрозольных выбросов ПО «Маяк».

Таблица 2. Удельная активность радионуклидов в компонентах наземных экосистем (над чертой – центральная трансекта, под чертой – контроль)

Компонент	⁹⁰ Sr, кБк/кг		¹³⁷ Cs, кБк/кг		⁹⁰ Sr/ ¹³⁷ Cs
	Воздушно-сухое вещество	Зола	Воздушно-сухое вещество	Зола	
Лесная подстилка	<u>4-914</u> 0.06-0.11	<u>15-6950</u> 0.3-0.7	<u>0.2-5.6</u> 0.01-0.03	<u>0.9-42.3</u> 0.05-0.22	<u>16-232</u> 3.3-6.2
	<u>4-300</u> 0.03-0.07	-	<u>0.9-19.6</u> 0.04-0.15	-	<u>4-22</u> 0.3-1.7
Лишайник (эпифитный)	<u>1.4</u> 0.1 [6]	<u>16.1</u> 2.1	<u>0.7</u> 0.3 [6]	<u>7.8</u> 1.5	<u>2.0</u> 0.3
	<u>4-227</u> 0.03-0.14	<u>63-3400</u> 0.3-1.4	<u>0.07-1.8</u> 0.001-0.004	<u>0.7-25.8</u> 0.01-0.05	<u>60-1533</u> 7-70
Береза пониклая: листья	<u>4-85</u> 0.03-0.04	<u>82-1190</u> 0.61-0.67	<u>0.01-0.9</u> 0.001-0.003	<u>0.08-12.0</u> 0.02-0.05	<u>40-1026</u> 12-34
	<u>6-53</u> 0.02-0.04	<u>211-2648</u> 1.18-1.66	<u>0.001-0.58</u> 0.006-0.016	<u>0.07-17.6</u> 0.30-0.72	<u>60-3300</u> 2.3-3.9
ствол	<u>4-211</u> 0.01-0.02	<u>269-10565</u> 0.91-1.67	<u>0.001-0.04</u> 0.0001-0.0007	<u>0.06-2.1</u> 0.02-0.04	<u>100-8000</u> 26-44

Основной вклад в радионуклидное загрязнение центральной трансекты внесли аварийные выпадения 1957 г., представленные преимущественно ^{90}Sr (рисунок 3). Цезиевое загрязнение в равной степени сформировано обоими источниками. Аварийные выпадения ^{90}Sr остаются преобладающим источником загрязнения участков сопредельных с западной границей заповедника. Однако, по сравнению с центральной трансектой, ^{137}Cs в этом случае поступил преимущественно в составе «Карачаевских» выпадений. В обоих случаях пространственное распределение радионуклидов, поступивших из разных источников, хорошо аппроксимируется экспоненциальной зависимостью. Однотипный характер распределения свидетельствует о сходных условиях формирования загрязнения почвенного покрова этих трансект.



Трансекты: 1 – центральная, 2 – западная, 3 – восточная;
 ● – ^{90}Sr и ▲ – ^{137}Cs выпадений аварии 1957 г.; ○ – ^{90}Sr и
 △ – ^{137}Cs донных отложений оз. Карачай; уравнения регрессии:
 А – аварийные выпадения, Б – донные отложения оз. Карачай

Рисунок 3. Вклад двух аварий в загрязнение почвенного покрова обследованной территории

На восточной трансекте наблюдается высокая неоднородность распределения, особенно ярко выраженная для радионуклидов, поступивших в ходе аварии 1957 г. По-видимому, загрязнение аварийными выпадениями территории восточной трансекты произошло иначе, чем центральной и западной. Вероятно, оно сформировалось не только в ходе аварии 1957 г., но и в результате пространственного перераспределения радионуклидов. После аварии интенсивная воздушная миграция радиоактивных аэрозолей, слабо закрепленных на поверхности почв и растительности, наблюдалась преимущественно в направлении господствующих ветров: восточном и юго-восточном [2]. На основании полученных данных рассчитали средний вклад двух аварий в радиоактивное загрязнение обследованной территории. На центральной трансекте для аварии 1957 г. он составляет 97%, на западной – 67%, а на восточной – 31%, в расчете от суммарного содержания радионуклидов в почвах. Ветровой перенос донных отложений оз. Карачай прибавил к этому загрязнению 3%, 26% и 63% соответственно. Вклад глобальных выпадений и выбросов ПО «Маяк» в загрязнение территории заповедника очень мал по сравнению с аварийными (<0.1%), а на сопредельных территориях не превышает 7%.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Сложный характер формирования загрязнения почвенного покрова обследованной территории обусловлен вкладом двух радиационных аварий, в одной из них основным загрязнителем был ^{90}Sr , а в другой – ^{137}Cs . Определенное влияние оказывают современные выбросы в атмосферу ПО «Маяк». В настоящее время территория заповедника загрязнена преимущественно (95.7 %) ^{90}Sr аварийных выпадений 1957г.. В пределах западной трансекты имеет место относительное снижение стронциевой нагрузки и увеличение количества ^{137}Cs , поступившего в почву в составе «Карачаевских» выпадений. К востоку от заповедника, загрязнение почв сформировано преимущественно (63%) донными отложениями оз. Карачай, а лесные подстилки обогащаются ^{137}Cs в результате современных выбросов ПО «Маяк». В настоящее время территория заповедника по-прежнему представляет собой источник вторичного радионуклидного загрязнения сопредельных территорий.

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта № 09-М-24-2001 в проекте поддержки междисциплинарных фундаментальных исследований УрО РАН.

ЛИТЕРАТУРА

1. Алексахин Р.М. Сельскохозяйственная радиоэкология / Р.М. Алексахин, А.В. Васильев; ред. В.Г. Дикарев, Н.А. Корнеев. - М.: Экология, 1991. - 400 с.
2. Антропова З.Г. Итоги изучения и опыт ликвидации последствий аварийного загрязнения территории продуктами деления урана / З.Г. Антропова, Е.И. Белова, И.К. Дибобес; под ред. А.И. Бурназяна. - М.: Энергоатомиздат, 1990. - 145 с.
3. Бакуров А.С. Обобщение многолетних результатов радиационного мониторинга в зоне влияния ПО «Маяк» / А.С. Бакуров, Г.П. Шейн, Г.М. Аксенов, С.И. Ровный // Опыт преодоления последствий техногенных аварий и развитие атомных технологий: Материалы научно-практической конференции, посвященной 50-летию аварии на ПО «МАЯК». - Челябинск, 2007. - С.8-25.
4. Комплексный доклад о состоянии окружающей среды Челябинской области в 2004 г. / под ред. Г.Н. Подтесова. - Челябинск, 2005. - 319 с.
5. Молчанова И.В. Радиоэкологические исследования почвенно-растительного покрова / И.В. Молчанова, Е.Н. Караваева, Л.Н. Михайловская. - Екатеринбург, 2006. - 89 с.
6. Нифонтова М.Г. Лихено и бриоиндикация радиоактивного загрязнения среды: автореф. дис. ...докт. биол. наук / Нифонтова М.Г. - Пермь, 2003. - 50 с.
7. Позолотина В.Н. Современное состояние наземных экосистем Восточно-Уральского радиоактивного следа: уровни загрязнения, биологические эффекты. / В.Н. Позолотина, И.В. Молчанова, Е.Н. Караваева [и др.]. - Екатеринбург: Голицынский, 2008. - 203 с.
8. Подтесов Г.Н. Челябинская область: ликвидация последствий радиационных аварий / Г.Н. Подтесов, А.В. Аклеев, А.С. Бакуров; под ред. А.В. Аклеева. - Челябинск: Южно-Уральское книжное издательство, 2006. - 344 с.
9. Ровный С.И. Аэрозольная эмиссия при лесных пожарах на территориях, загрязненных радионуклидами / С.И. Ровный, К.П. Куценогий, О.В. Тарасов, А.С. Бакуров // Проблемы биогеохимии и геохимической экологии. - 2010. - № 1 (12). - С.1-6.
10. Тарасов О.В. Современное состояние Восточно-Уральского заповедника / О.В. Тарасов // Опыт преодоления последствий техногенных аварий и развитие атомных технологий: Материалы научно-практической конференции, посвященной 50-летию аварии на ПО «МАЯК». - Челябинск, 2007. - С.126 - 133.
11. Цветаева Н. Е. Использование моноизооктилметилфосфоновой кислоты и миомфата трехвалентного железа для определения содержания радионуклидов в водных сбросах / Н.Е. Цветаева, И.В. Филин, Л.А. Иванова [и др.]. // Атомная энергия. - 1984. - Т 2. - Вып. 57. - С. 114-117.
12. Чуканов В.Н. Восточно-Уральский радиоактивный след (Свердловская область) / В.Н. Чуканов, А.В. Баженов, А.Н. Вараксин; под ред. В.Н. Чуканова. - Екатеринбург: УрО РАН, 1996. -167 с.
13. Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале. - М.: Наука, 1993. - 336 с.
14. Aarkrog A. Radioactivity inventories from the Kyshtym and Karachay accidents: estimates based on soil samples collected in the South Urals (1990-1995) / A. Aarkrog, H. Dahlgaard, S.P. Nielsen [et al.] // Sci. of the Total Environmen. - 1997. -V. 201. - P. 137-154.

ШЫҒЫС-УРАЛ МЕМЛЕКЕТТІК ҚОРЫҒЫ МЕН ОҒАН ЖАҚЫН ЖАТҚАН АУДАНДАРДАҒЫ ТОПЫРАҚ ЖАМЫЛҒЫСЫНЫҢ РАДИОАКТИВТІ ЛАСТАНУЫ

¹Михайловская Л.Н., ¹Молчанова И.В., ¹Караваева Е.Н., ¹Позолотина В.Н., ²Тарасов О.В.

¹РҒА УрБ Жаңуарлар мен өсімдіктер экологиясы институты,

²Федералдық Мемлекеттік унитарлы кәсіпорын, «Маяк» өндірістік бірлестік, Челябинск обл., Озерск, Ресей

Шығыс-Урал мемлекеттік қорығы мен оған жақын жатқан аумақтардағы топырақ жамылғысындағы ⁹⁰Sr және ¹³⁷Cs кеңістікте таралауы және ластану деңгейі зерттелді. Екі радиоактивті апаттың нәтижесінде, зерттеліп жатқан аумақтың радиоактивті ластануы және өсімдік-топырақ жамылғысының күрделі ластану сипаты қалыптасты. Оның бірінде ⁹⁰Sr, ал екіншісінде ¹³⁷Cs негізгі ластанушы болып табылды. 1957 жылы апаттық түсулерден кейін қазіргі таңда қорық аумағы негізінен ⁹⁰Sr ластанған (жалпы ластану деңгейінен 95,7%). Батыс тілікте ⁹⁰Sr жүктеме деңгейінің азайғаны байқалады және радиоактивті қалдықтарды сақтауға пайдаланылған Қарашай көлінің жағалауынан кепкен шөгінділердің желмен дисперсиялануы нәтижесінде топырақта ұлауы байқалады. Шығыс-Урал мемлекеттік радиоактивті қорығынан шығысқа қарай топырақтың ¹³⁷Cs ластануы көбіне (жалпы ластанудан 63%) Қарашай көлінің түптік шөгінділері негізінде қалыптасады, сонымен қатар орман төсемдері «Маяк» өндірістік бірлестігінің қазіргі уақыттағы түсулері нәтижесінен ¹³⁷Cs ластанған. Қазіргі уақытта Шығыс-Қазақстан мемлекеттік қорығының аумағы осы уақытқа дейін көрші облыстардың екінші қайта ластануының көзі болып табылады.

**RADIOACTIVE CONTAMINATION OF THE SOIL COVER OF EASTERN
URALS STATE RADIOACTIVE RESERVE AND NEIGHBORING AREAS**

¹L.N. Mikhaylovskaya, ¹I.V. Molchanova, ¹E.N. Karavaeva, ¹V.N. Pozolotina, ²O.V. Tarasov

¹*Institute of Plant and Animal Ecology, UB RAS, Yekaterinburg, Russia*

²*Federal State Unitary Enterprise, Production Association "Mayak", Chelyabinsk region, Ozersk, Russia*

There were studied the contamination levels and spatial distribution of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs in the soil cover of Eastern Ural State Radioactive Reserve and neighboring areas. As the result of two radioactive accidents, complicated character of soil-plant cover radionuclide contamination of investigated territory formed. In one of them the ⁹⁰Sr was the main contaminant and in the other it was the ¹³⁷Cs. Today the Radioactive Reserve territory is contaminated mainly (95,7% from the total contamination) by ⁹⁰Sr of accident fall out in 1957. Within western transect there is decreases of the ⁹⁰Sr load and increases of the out into soil as a result of the dried sediments wind-dispersion from the shores of lake Karachay, that has been used for deposition of high-level radioactive waste. To the east from Eastern Ural State Radioactive Reserve soil contamination was formed mainly (63% from the total contamination) by ¹³⁷Cs of the bottom sediments of the lake Karachay, and forest litters were enriched by the ¹³⁷Cs from the contemporary fall out of the production association of "Mayak". At present the territory of the Eastern Ural State Radioactive Reserve is still the source of the second radionuclide contamination of the neighbouring areas.

УДК 577.4:504.4.054:539.16

ВОДНЫЕ ИСТОЧНИКИ ТЕХНОГЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ СЕВЕРНОГО ТАДЖИКИСТАНА**Муртазаев Х., Муртазаев А., Бозорова Н.***Худжандский государственный Университет, Худжанд, Таджикистан*

В статье приводятся данные о доле радионуклидов Th-232 и U-238 в водах северного Таджикистана и их сравнение с нормами доз ВОЗ. Значительное превышение уровня содержания U-238 было обнаружено в водных источниках техногенных территорий. В реках Исфаринка и Сыр-Дарья радионуклид U-238 содержится в пределах санитарных норм. Упомянется также возможность извлечения урана из шахтных вод.

Начиная со второй половины XX века все острее ощущается влияние научно-технического процесса на окружающую среду. Особенно она стала грозной в период интенсивных испытаний атомного и термоядерного оружия, сначала в США, затем в СССР. Последствия подготовки и создания атомного оружия, их испытания на полигонах и неконтрольные техногенные процессы остро ощущаются, как в Северном Таджикистане, так и в Казахстане. Северный Таджикистан был основным поставщиком уранового сырья для атомной промышленности бывшего Советского Союза. В результате горно-геологических работ, разработки урановых месторождений и выделение стратегического материала, вокруг населенных пунктов образовались многочисленные радиоактивные хвостохранилища, «загрязненные» территории, радиоактивные шахты, штольни и карьеры. Все они вызывают определенную озабоченность населения проживающих вблизи этих «объектов», беспокоят властные структуры, экологов и общественность. Так как до недавнего времени говорить, а тем более писать о радиоактивных объектах было запрещено, поэтому население не было информировано о радиации и её влияние, не знало сути дела. В настоящее время мы остались с наследием прошлого и пытаемся понять окружающую нам среду на предмет радионуклидов [1,2].

В жарких климатах Центральной Азии население потребляет большой объём жидких продуктов и самое главное воду. Воду употребляют утром и вечером, днем и ночью, дома и на работе, в пути и на отдыхе, т.е. вода всегда сопутствует в нашей жизни. Чтобы определить количество радионуклидов в водных пробах, мы отобрали их из различных мест, как «чистых», так и «загрязненных» техногенных территорий. В таблице 1 приведены сведения место отбора проб воды из бассейна реки Сырдарья в пределах Северного Таджикистана. В третьей колонке даны координаты отбора проб, далее приводятся микроколичества радионуклидов Th-232 и U-238 в единицах нгр/мл. В последнем столбце даны отношения полученных результатов на фактор Всемирной Организации Здравоохранения (ВОЗ), который равен 44 нгр/мл.

Из таблицы 1 видно, что в местах с техногенными процессами связанными с радиоактивными веществами, микроколичества радионуклидов в водных пробах, например, U-238 существенно превы-

шает фактор ВОЗ от 22 до 412 раз (пробы 8, 13, 14, 15, 17) и достигают от 968 до 18134 нгр/мл. Особенно тревожно и опасно вода вытекающая из старых шахт в южной части Моголтау (проб №17)[3]. Концентрация U здесь достигает 18,1 мкг/л, что позволяет выгодно его извлекать используя сорбенты. Кроме того, расход воды источника № 17 достигает до 10 л/сек, что немаловажно для переработки в качестве готового уранового сырья. Анализ некоторых родников, например, проб № 5 и 6 показывают о значительном количестве радионуклида U-238. Поэтому, в качестве питьевого назначения эти источники не рекомендуются для категории «Населения». Благоприятны по санитарным нормам пробы № 1, 10 и 11, которые употребляются населением, а пробы № 12 и 16 можно рекомендовать для использования в хозяйственных целях, например, орошения сельхозкультур или технических нужд.

В таблице 2 приведен элементный состав водного источника из Исследовательского Юлих Центра, Германия и из нижней по рельефу части радиоактивных отходов «Фабрики бедных руд» (ФБР) Табшара, Таджикистан. Анализ проведен лазерным спектрографом в Юлих Центре Германии. Для сопоставления, в последней колонке таблицы 2 дается норматив ВОЗ для питьевых вод. Из данных таблицы 2 видно, что по двум позициям (по As-75 и U-238) есть превышение от фактора ВОЗ по воде из Табшара. Для остальных элементов превышение от СанПин и фактора ВОЗ не обнаружено.

На основе проведенных исследований можно сделать следующие заключение:

- Содержание радионуклида U-238 значительно, от 10 до 100 раз больше в составе воды вытекающей из техногенных территорий (пробы № 8; 13; 14; 15 и 17) от фактора ВОЗ;
- Из воды под № 17 можно извлечь U-238, так как её расход высок и в ней содержатся в сотни раз больше U, чем в других источниках;
- В составе воды рек Исфаринка и Сырдарья микроколичества U-238 не превышает фактор ВОЗ, что позволяет её использовать в хозяйственной деятельности;
- По элементным составам имеются превышения фактора ВОЗ по As-75 и U-238 в воде «ФБР» Табшара, Таджикистан.

ВОДНЫЕ ИСТОЧНИКИ ТЕХНОГЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ СЕВЕРНОГО ТАДЖИКИСТАНА

Таблица 1. Радионуклиды в водных источниках Северного Таджикистана

№	Номера проб	Место отбора проб воды	Координаты		Радионуклиды, нгр/мл		Фактор ВОЗ, 44нгр/мл
			Север	Восток	Th-232	U-238	
1.	T-W-2010-1	Матчинский район, к-к Чувулок, родник			0,10	8,66	0,20
2.	T-W-2010-1	Худжанд, 18 мкр., водозабор	40° 17' 35,1"	69° 36' 21,9"	0,05	33,53	0,76
3.	T-W-2010-1	Худжанд, 34 мкр., водозабор	40° 18' 09,1"	69° 39' 05,9"	0,03	30,75	0,70
4.	T-W-2010-1	Худжанд, Чашма, родник	40° 19' 48,8"	69° 38' 12,8"	0,02	332,93*	7,56
5.	T-W-2010-1	Худжанд, Чашма, родник в ущелье	40° 20' 33,7"	69° 36' 26,4"	0,02	95,42*	2,17
6.	T-W-2010-1	Табошар, Шурбулок, родник	40° 33' 53,3"	69° 36' 32,5"	0,01	124,42*	2,82
7.	T-W-2010-1	Табошар, Хукумат	40° 34' 33,4"	69° 38' 35,8"	0,00	98,26*	2,23
8.	T-W-2010-1	Табошар, нижняя часть ФБР	40° 34' 18,3"	69° 39' 45,1"	0,03	1047,14*	23,80
9.	T-W-2010-1	Табошар, старый	40° 35' 19,1"	69° 40' 50,6"	0,00	91,24*	2,07
10.		Исфара, река Исфаринка	40° 095	69° 6256	--	10,0	0,23
11.		Исфара, река Исфаринка	40° 124	69° 6253	--	9,0	0,20
12.		Худжанд, река Сырдарья	40° 292	69° 6212	--	42,2	0,96
13.		Табошар, шахтные воды, озеро	40° 588	69° 6681	--	1849,0*	42,02
14.		Табошар, шахтные воды, канал	40° 584	69° 6582	--	993,0*	22,57
15.		Табошар, шахтные воды, канал	40° 584	69° 6582	--	968,0*	22,00
16.	T-Kh—Sir-10	Сырдарья, плотина на границе с Узбекистаном	40° 11' 45,0"	69° 18' 17,2"	0,048	18,5	0,42
17.	T-Kh-W-W-11	Шахтные воды, южный часть Моголтау	40° 18' 28,9"	69° 35' 29,5"	0,042	18134,0*	412,13

*-Превышения содержания радионуклида U-238 от фактора ВОЗ.

Таблица 2. Элементный состав водных источников

Название элементов	Воды из Юлих Центра, Германия, нгр/мл	Нижняя часть «ФБР», Табошар, Таджикистан, нгр/мл	Норматив ВОЗ, нгр/мл
<i>Тяжелые элементы</i>			
Cu-65	1,086	0,1	2000
Zn-64	18,2	0,1	3000
Pb-208	2,52	0,01	10
<i>Редкие тяжелые элементы</i>			
As-75	7,6	22,5*	10
Ni-60	0,10	0,10	20
Cd-111	0,009	0,01	3
Mn-55	0,548	0,1	500
Co-59	0,057	0,090	4
Cr-52	0,150	0,534	50
<i>Токсичные металлы</i>			
Cd-111	0,009	0,01	3
Pb-208	2,52	0,01	10
Hg-202	0,033	0,084	1
Co-59	0,057	0,090	4
Fe-56	7,335	0,963	500
Cu-65	1,086	0,1	2000
Zn-64	18,2	0,1	3000
Th-232	0,001	0,01	-
U-238	0,433	1048*	44

*-Превышение содержания элементов от фактора ВОЗ.

В заключение хотим выразить искренностью благодарность аналитической группе Исследовательского Юлих Центра, Германии за оказанную

помощь по определению микроколичества радионуклидов Th-232 и U-238, а также элементного состава воды.

ЛИТЕРАТУРА

1. Муртазаев Х. Радиологическая карта Северного Таджикистана / Х. Муртазаев, А. Муртазаев, Б. Бобоев Радиологическая карта Северного Таджикистана //Современные проблемы геоэкологии и сохранение биоразнообразия: материалы II междунар. конф. - Бишкек, 2007. - С. 109-110.
2. Abdullaev I.G. Natural Radiation Background of the Leninabad Region in Tajikistan / I.G. Abdullaev, A. Abdullaev, Kh. Murtazaev, M. Rustamova //Radiat. Meas. -1195. - V.25. - № 1-4. -P. 397-398.
3. Муртазаев Х. Вода и экология Северного Таджикистана / Х. Муртазаев, А. Муртазаев А. //Докл. АН РТ. – 2003. - Т. XLVI. - № 11-12. - С. 11-19.

СОЛТУСТИК ТЭЖИКСТАННЫҢ ТЕХНОГЕНДИ АУМАҒЫНДАҒЫ СУ КӨЗДЕРІ

Муртазаев Х., Муртазаев А., Бозорова Н.

Худжанд мемлекеттік Университеті, Худжанд, Тәжікстан

Бұл мақалада солтүстік Тәжікстанның суларындағы Th-232 және U-238 радионуклидтерінің үлесі жайлы деректер келтірілген және олар ВОЗ дозаларының нормаларымен салыстырылған. Техногенді аумақтардың су көздерінде U-238 құрамының қомақты түрде жоғарылауы анықталды. Исфаринка және Сыр-дария өзендерінде U-238 радионуклиді санитарлық нормалар шегінен аспаған. Сонымен қатар шахта суларынан уранды алу мүмкіндігі келтіріледі.

WATER SOURCES OF TECHNOGENIC TERRITORIES IN NORTHERN TAJIKISTAN

Kh. Murtazaev, A. Murtazaev, N. Bozorova

Khujand State University, Khujand, Tajikistan

The article adduces the data of Th-232 and U-238 radionuclide quantum in water of northern Tajikistan and their comparisons with WHO normative doses. Considerable excess of U-238 radionuclide content has been detected in water sources of tehnogenic territories. In the Isfarinka and the Sir-Darya rivers U-238 is contained within the Limits of a sanitary norm. The potentiality of uranium extraction from mine waters is mentioned as well.

УДК 616-006.6:504.75.05:615.849:539.16

ТЕХНОГЕНЫ И РАКОВЫЕ ЗАБОЛЕВАНИЯ**Муртазаев Х., Муртазаев А., Бозорова Н.***Худжандский государственный Университет, Худжанд, Таджикистан*

Статья посвящена статистическим данным об онкологических заболеваниях населения Северного Таджикистана. Акцент делается на то, что доля онкологических заболеваний у людей, живущих рядом с "загрязненной" территориями значительно выше, чем в других местах. Автор выдвинул вопрос о потенциальной возможности увеличения количества пациентов, пострадавших от радиации, хотя и в малых дозах, но более интенсивным по сравнению с естественным фоном.

Канцерогенность ионизирующей радиации [1] неоднократно была показана в эпидемиологических исследованиях, проведенных среди различных групп населения, облучающихся по медицинским показаниям, на рабочем месте от источников ионизирующего излучения (ИИИ), в атомной промышленности, при испытании атомного оружия, в результате аварий на АЭС и других ядерных установках, на загрязнённых радионуклидами территориях. Эти исследования показали, что ионизирующая радиация вызывает практически все формы злокачественных опухолей [2].

Всё это вызывает беспокойство население, проживающее недалеко от радиоактивно – загрязнённых территорий и радиоактивных хвостохранилищ Северного Таджикистана, появившихся в результате переработки радиоактивных руд и сепарации стратегического урана[3]. Для Казахстана тревожными являются полигоны ядерных испытаний, для Кыргызстана и Узбекистана радиоактивные отвалы и хвостохранилища[4].

В Северном Таджикистане урановая руда добывалась как открытым способом, в карьерах глубиной до 150 м, так и в подземных шахтах и штольнях. Следующим этапом являлось извлечение урана химическим путём методом подземного выщелачивания и получение концентрата, содержащего 65-95% урана, обычно называемого «жёлтым кеком». В виду малого содержания урана хвосты обогатительных производств в основном имеют тот же объём, что и поставляемая для переработки руда. А весь цикл добычи U можно описать следующим образом: дробление и измельчение руды; выщелачивание руды; разделение (твёрдой и жидкой фазы) и промывка; жидкостная экстракция; осаждение и сушка «жёлтого кека». В хвосте содержатся радиоактивные дочерние продукты распада U, в частности, ^{226}Th с периодом полураспада ~80.000 лет и ^{230}Ra с периодом полураспада около 1600 лет[5]. Все эти операции и радиоактивные излучатели и продукты их распада влияют на здоровье людей работающих на атомной промышленности.

Рассмотрим некоторые пути облучения людей от радиоактивных источников и их последствия. Основным фактором облучения, например, лёгочной ткани

человека, являются содержащиеся в воздухе продукты распада радия (Ra) и тория (Th). 25% радона и торона выдыхается, 50% задерживается в верхних дыхательных путях, и 25% поглощается лёгкими.

Доза внешнего, естественного облучения человеческого тела за счёт радона-222 и торона-220 относительно невелика и не превышает 2 мрад/год. Радон считается одним из опасных «невидимых врагов» человека. Опасность Rn заключается в следующем: 1) широкая распространённость; 2) большая проникающая способность; 3) миграционная подвижность; 4) α -распад с образованием короткоживущих α -активных дочерних элементов. Скорость распространения Rn в окружающую среду зависит от типа почвы, воздуха, времени суток, сезона и метеословий. Гигиенисты показали, что содержание радона и торона и продуктов их распада в жилых помещениях значительно выше, чем на открытом воздухе, особенно зимой, и в городах из-за плотно закрытых окон и дверей. Также установлено, что среднеарифметическая величина дозы для деревянных сооружений составляет 30-36 мрад/год, кирпичных зданий 62-70 мрад/год и бетонных зданий 99-127 мрад/год, то есть разница существенна.

Радиобиологи давно установили, что молодой организм более чувствителен к воздействию ионизирующей радиации, чем старый. Поэтому, следует с особой осмотрительностью подвергать облучению детей, а в отношении беременных женщин требования ещё строже: рентгеновское исследование беременных допускается лишь в порядке исключения.

Реакции организма на воздействие ионизирующей радиации весьма разнообразны и определяются особенностями источника излучения и свойствами организма. Имеет неодинаковую чувствительность живого к излучению. Например, дозы 0,01 Рентген (Р) на грибки и 300 тыс. Р. на домашнюю муху. Рост грибка задерживается, а муха сохраняет свою жизнеспособность. Инфузорию убивают доза >300 тыс. Р., а одноклеточная водоросль-хлорелла переносит дозы в млн. Р.[6].

Различают два вида повреждений, вызываемых действием ионизирующей радиации: соматические и генетические. В первом случае, речь идёт о воздействии радиации на данное лицо или популяцию

(поколение), во втором случае имеется в виду передача наследственных изменений, возникающих под влиянием радиации, детям, внукам, правнукам.

При одномоментном и многократном облучениях в одной и той же дозе повреждения будут различными. Если облучение человека производится дробными дозами, растянутыми во времени, то он в состоянии перенести более высокие дозы, чем при одномоментном воздействии радиации, т.е. репарационные системы организма восстанавливают «разрушенную» часть организма [7].

Фактором появления раковых заболеваний (лёгких и дыхательных путей) может являться ещё атмосферный воздух промышленных районов, так как там содержится большое количество полициклических углеводородов- бензпирена, способного при длительном воздействии на слизистые оболочки вызывать рак. Бензпирен образуется при сжигании твёрдого и жидкого топлива, в двигателях внутреннего сгорания, при курении табака, а также на поверхностных слоях почвы в районах перекрёстков, автодорог, в непосредственной близости от взлётно- посадочной полосы и т. д. [8].

В Согдийской области Таджикистана недалеко от населённых пунктов расположены определённые количества радиоактивных хвостохранилищ («объекты»): большой мощности- десятки миллионов тонн, высокой активности- тысячи Ки, и на больших площадях- сотни га [3]. Кроме того, в Северном Таджикистане имеются заброшенные радиоактивные шахты, штольни, «загрязнённые» территории и высокоинтенсивные источники ионизирующих излучений. Из-за доступности радиоактивных хвостохранилищ, население проживающее недалеко от

«объектов» занимаются поиском цветных металлов и металлоконструкций, получая дополнительную от природной дозу радиации, так называемую «малую дозу». Все они в той или иной степени действуют на здоровье населения, хотя для прослеживания и предметного заключения мало дозированной радиации, потребуется годы и проведение комплексных исследований медиков, радиологов, биологов, химиков и других специалистов. Очень возможно, что вышеназванные «объекты» становятся причиной возникновения злокачественных новообразований. Мы здесь не выстраиваем теоретические предположения, а руководствуемся прагматическим подходом и пользуемся статистическими данными [9]. Например, по мнению проф. Д. Зикирходжаева причиной появления раковых заболеваний могут быть ещё: курение, нездоровая пища, содержащая канцерогены, вирусы, радиационные и УФ лучи, алкогольизм, CO₂, малая физическая нагрузка и т.д.

В таблицах 1 и 2 приведены данные злокачественных новообразований и смертность от них на 100.000 населения для пяти горрайонов и среднестатистические величины по ним по Согдийской области Таджикистана за период с 1972 по 2005гг. включительно [9]. Для удобства информация дана в сжатой форме усредненной по пяти годам.

Для сравнения, приведены данные заболеваемости злокачественными новообразованиями за 2000 и 2001 гг. на 100.000 чел. по Казахстану (таблица 3) [10]. Как видно из таблицы 3, большое количество раковых заболеваний приходится на территории, которые загрязнены испытаниями бомб (например, Семипалатинский полигон), имеются атомная промышленность и техногенные территории.

Таблица 1. Количество больных злокачественными новообразованиями на 100.000 населения по Согдийской области Таджикистана (усредненные по пяти годам)

Населённые пункты	Годы						
	1971-1975	1976-1980	1981-1985	1986-1990	1991-1995	1996-2000	2001-2005
Худжанд	451,5	596,0	592,8	757,0	771,7	823,5	862,9
Кайраккум	417,0	556,8	555,8	596,1	471,3	287,7	264,2
Табшар	439,0	478,1	0	0	284,1	61,5	115,0
Чкаловск	0	0	0	0	1106,6	733,4	492,2
Исфара	154,0	148,5	150,5	166,5	160,0	120,5	138,2
По области	181,7	217,5	225,6	246,6	247,6	192,1	205,3
0- Нет данных							

Таблица 2. Смертность населения от злокачественных новообразований на 100.000 населения по Согдийской области Таджикистана (усредненные по пяти годам)

Населённые пункты	Годы						
	1971-1975	1976-1980	1981-1985	1986-1990	1991-1995	1996-2000	2001-2005
Худжанд	93,6	75,8	77,0**	70,7	41,8	37,8	83,7
Кайраккум	77,4	60,0	84,4**	74,9	66,3	31,9	29,6
Табшар	47,3	71,7 *	0	0	61,5	55,0	45,7
Чкаловск	0	0	0	0	156,0	107,0	48,7
Исфара	36,0	25,6	38,6**	57,8	40,5	22,8	23,3
По области	43,1	36,6	38,7**	48,8	35,1	26,6	31,3
* - Только за 1976 и 1977гг.; ** - Без учёта данных 1984г.; 0 - Нет данных							

Попадая в организм с пищей, водой и воздухом, продукты радиоактивного распада и радионуклиды наносят наибольший вред иммунной системе, одной из главных функций которой является противоопухолевая защита [11]. Возможная причина превышения заболеваний злокачественными новообразованиями в Худжанде, Чкаловске, Кайракуме, Табашаре являются нахождение людей в зоне постоянной, малоинтенсивной, но более высокой по сравнению с природной дозой радиации. Есть горячие стороны этой точки зрения, например, доктор А. Петкау из Канады. В 1972г. д-р Петкау экспериментально показал, что малоинтенсивная радиация, создаваемая высокотоксичными заряженными молекулами кислорода, так называемыми свободными радикалами, описанный ещё классиками этой сферы [12], уничтожает клеточные мембраны при низких дозах излучения более интенсивно, чем при высоких [13]. Свободные радикалы – активные частицы, обуславливающие развитие химической реакции и отличающиеся высокой реактивностью, так как они имеют один или несколько неспаренных валентных электронов [14].

Свободные радикалы опасны для живых систем потому, что они образуются в воде, а вода составляет 80% клетки. Свободные радикалы не только разрушают здоровую клетку, но и оказывает воздействие на функции клеток, ускоряя процесс старения. Природа предусмотрела защиту от свободных радикалов, используя то, что они обычно образуются в процессе кислородного обмена внутри клетки. Средство защиты «супероксид дисмутаза», подавляет цепную реакцию разрушения в организме [15].

Таблица 3. Число больных злокачественными новообразованиями по областям Казахстана на 100.000 населения

№ п/п	Наименование территорий	Годы	
		2000	2001
1.	Акмолинская область	229,1	249,1
2.	Актюбинская область	156,1	154,8
3.	Алматинская область	142,5	149,0
4.	Атырауская область	148,5	186,2
5.	В-Казахстанская область	265,5	278,0
6.	Жамбылская область	132,9	129,9
7.	З-Казахстанская область	208,7	221,7
8.	Карагандынская область	225,4	239,6
9.	Кызылордынская область	148,5	142,4
10.	Костанайская область	232,4	218,6
11.	Мангыстауская область	136,8	139,5
12.	Павлодарская область	238,2	245,1
13.	С- Казахстанская область	233,2	244,2
14.	Ю-Казахстанская область	99,8	106,4
15.	Город Астана	260,1	186,2
16.	Город Алматы	265,4	274,7
17.	Республика Казахстан	191,7	195,9

Как видно из таблиц 1и 2 в семидесятых и восьмидесятых годах прошлого столетия в Худжанде, Чкаловске, Табашаре и Кайракуме количество заболеваний злокачественными новообразованиями было значительно больше, чем среднестатистической величины этих болезней по области на 30-50 %. А в 90-е годы и далее, это превышение стал ещё значительнее. Существует точка зрения, появившаяся на основе анализа количества больных раком в Хиросиме и Нагасаки, а также при крупных авариях в атомной промышленности («Маяк» в Челябинской области, Тримайл- Айленд в США, Чернобыльская авария и т.д.), что раковые заболевания среди взрослого населения увеличиваются при «низкой дозе» по прошествии многих лет после «трагедии». Авторы [16] отметили, что низкие уровни ионизирующей радиации производят мутации в 200 раз эффективнее, чем традиционный метод использования мощных доз излучения или короткие вспышки от рентгеновских аппаратов.

Кроме перечисленных факторов на население проживающих в горных странах влияют ещё первичные или вторичные лёгкие частицы и тяжёлые радионуклиды космического происхождения. Уровень облучения населения растёт с высотой, то есть с уменьшением слоя атмосферы, экранирующего космическое излучение растёт интенсивность космических частиц. На высоте 4км доза облучения в 6,6 раза выше, чем на уровне моря [17].

В мире очень большой интерес к раковым заболеваниям, её профилактики и методами лечения. В настоящее время исследования медико-биологических и социальных проблем онкологии изучают в 352 национальных и международных научных центрах. В мире издаётся 94 научных специализированных журнала по онкологии. В ВОЗе существуют специальный Отдел рака, который объединяет 54 организации из 26 стран мира [18].

На основе имеющихся статистических данных по онкозаболеваниям Согдийской области Таджикистана делать следующие заключения:

- Количество злокачественных новообразований выше там, где имеются радиационные объекты;
- Возможно, что малодозная, но более интенсивная радиация по сравнению с фоновой, увеличивает количество раковых заболеваний;
- Смертность от раковых заболеваний уменьшилось в последние годы из-за того, что многие люди из «загрязнённых территорий» и имеющих отношение к атомной промышленности мигрировали из Северного Таджикистана в другие страны и регионы СНГ.

ЛИТЕРАТУРА

1. Парнес В.А. В поисках вируса рака /В.А. Парнес. - М.: Наука, 1974. –192 с.
2. Энциклопедия клинической онкологии / гл. ред. акад. РАН и РАМН, проф. М.И. Давыдов. - М.: ООО «РЛС-2004», 2004. –1456 с.
3. Муртазаев А. Радиоактивные хвостохранилища Северного Таджикистана / А. Муртазаев, Х. Муртазаев //Учёные записки ХГУ. – Худжанд, 2006. - № 11-12. – С.50-55.
4. Безопасное управление отходами добычи и переработки урановых руд в странах Центральной Азии. Проект RER/9/086. - Вена, Австрия, 2008. –232 с.
5. Информационный бюллетень. - М.: НИИИ Атоминформ. - 1991. -№3. – С.64-99.
6. Лось И.П. Радиация и вода / И.П. Лось, О.В. Войцехович, К.И. Шепелевич. - Киев, 2001. –24 с.
7. Кротков Ф. Человек и радиация /Ф. Кротков. - М.: Знание, 1968. – С.10-21; 38-44.
8. Раков А. И. Профилактика рака лёгких / А.И. Раков, Р.И. Вангер. - М.: Медицина, 1975. –30 с.
9. Основные показатели развития здравоохранения Согдийской области. Центр медицинской статистики и информации. - Худжанд: 1972-2005.
10. Здоровье населения Республики Казахстан и деятельность организации здравоохранения в 2001г. Астана – Алматы, 2002. – С.183.
11. Токаев К.К. Деятельность Республики Казахстан в области нераспространения и конверсии / Токаев К.К., В.С. Школьник //Материалы 2 международной конференции по проблемам нераспространения ядерного оружия: тез.докл., 14-17сентября 1998. - Курчатов, 1998. – С.4.
12. Гульд Дж. Смертельный обман: [пер. с англ.] / Дж. Гульд, Б.А. Голдман. - М.: Международный Социально-экологический союз, 2001. –260 с.
13. Lea D. E. Action of radiations of living cells. Univ. Press / D. E. Lea. - Cambridge, 1946.
14. Petcau A. Radiation carcinogenesis from a membrane perspective / A. Petcau //Acta Physiologica Scandinavia. - Supplement, 1980. – P.81-90.
15. Тельдеш Ю. Радиация- угроза и надежда / Ю. Тельдеш, М.М. Кенда. - М.: Мир,1979. – С.21; 78-83; 405-410.
16. Fredovich L. The biology of oxygen radicals: the super-oxide radical in an agent of oxygentoxicity; Superoxide dismutases provide an important defance Science./ L. Fredovich. - 1978. - Vol. 201. – P.875-880.
17. Waldren C., Correl L., Sognier M., Puck T. Measurement of low levels of X –ray mutagenesis in relation to human disease. The Proceeding of the National Academy of Science. – 1986. -Vol. 83. – P.4839-4843.
18. Линднер Г. Картины современной физики / Г. Линднер. - М.: Мир, 1977. –228 с.
19. Королюк И. Беседы о ядерной медицине / И. Королюк, А. Цыб. - М.: Молодая гвардия, 1988. – С.21-61.

ТЕХНОГЕНДЕР ЖӘНЕ ОБЫР АУРУЛАРЫ

Муртазаев Х., Муртазаев А., Бозорова Н.

Худжанд мемлекеттік Университеті, Худжанд, Тәжікстан

Мақала Солтүстік Тәжікстан тұрғындарының онкологиялық аурулары жайлы статистикалық деректерге арналған. «Ластанған» аумақта тұратын адамдардың онкологиялық аурулармен ауыру үлесі, басқа жерде қоныстанғандарға қарағанда жоғарырақ екеніне басты назар аударылады. Автордың көтерген мәселесі табиғи аямен салыстырғанда, аз дозада болса да қарқынды түрде радиациядан зардап шеккен пациенттердің ұлғаюы ықтимал мүмкіндігі.

TECHNO GENES AND CANCER DISEASES

Kh. Murtazaev, A. Murtazaev, N. Bozorova

Khujand State University, Khujand, Tajikistan

The article adduces statistical data on oncology diseases among the population of northern Tajikistan. The emphasis is laid upon the fact that quantum of cancer diseases among the people living close to “polluted” territories is much higher than in other places. The author moved forward the issue concerned with the potentiality of an increase of patients being affected by radiation, though of small doses, bat more intensive in comparison with a natural one.

УДК 621.039.51:504.064:539.16

ВЛИЯНИЕ МГНОВЕННОГО ВОЗРАСТАНИЯ НЕЙТРОННОГО ПОТОКА В МОМЕНТ АВАРИИ НА РЕАКТОРЕ ЧЕТВЕРТОГО ЭНЕРГБЛОКА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС НА НАРАБОТКУ ^{241}Pu

Садчиков В.И., Забродский В.Н., Бондарь Ю.И., Калинин В.Н.

Полесский государственный радиационно-экологический заповедник, Хойники, Беларусь

Из экспериментальных данных по определению радионуклидов в образцах почвы и донных отложениях, отобранных на территории ПГРЭЗ в 2009 году, следует, что максимум отношения $^{241}\text{Am}/^{154}\text{Eu}$ лежит в пределах 4,5–5,0. Теоретически рассчитанное значение этого отношения на 2009 год равно 3,65. Высказано предположение, что причина этого несоответствия состоит в том, что при расчёте теоретического значения $^{241}\text{Am}/^{154}\text{Eu}$ не учитывался резкий рост реактивности реактора 4-го блока ЧАЭС в момент аварии и, как его следствие, почти мгновенное возрастание плотности нейтронного потока. Возрастание нейтронного потока (в $10^5 - 10^6$ раз выше по отношению к номинальному) породило в свою очередь дополнительную наработку ^{241}Pu (материнский элемент ^{241}Am) и привело к перераспределению содержания других радионуклидов в Чернобыльских выпадениях. В работе сделан оценочный расчёт наработки ^{241}Pu и ^{154}Eu при аварийном разгоне реактора в момент взрыва. Полученные данные подтверждают наше предположение о причине несоответствия теоретических и экспериментальных значений отношения $^{241}\text{Am} / ^{154}\text{Eu}$.

ВВЕДЕНИЕ

За прошедшие 24 года после аварии на ЧАЭС были проведены и опубликованы десятки работ, исследующих вопросы накопления радионуклидов в реакторе 4-го блока ЧАЭС (как продуктов деления ^{235}U , так и нейтронной активации – трансурановых элементов (ТУЭ)) перед аварией, их выброса в атмосферу во время аварии и радиоактивного загрязнения ими окружающей среды. В ряде работ рассматривались вопросы моделирования возможных механизмов аварии на реакторе 4-го блока ЧАЭС [1,2,5,8,17], уровни наработки радионуклидов в зависимости от степени выгорания топлива [3,5,12], а также вопросы, связанные с радионуклидами конденсационной и топливной компонент радиоактивных чернобыльских выпадений [9]. Большое количество работ посвящено как теоретическому расчёту, так и практическому измерению радионуклидов семейства актиноидов, которые образуются при работе реактора в (n,γ) реакциях [3,11, 8,23]. В этих работах использованы различные расчетные методы, рассмотрен различный спектр радионуклидов, поэтому результаты исследований порой значительно отличаются.

Отметим, что несмотря на глубокий и всесторонний анализ проблем, связанных с трагедией на ЧАЭС, мы не нашли в монографиях и периодических изданиях, связанных с чернобыльской тематикой, исследований процессов, происходящих во время аварийного разгона реактора. Не обнаружено также работ, в которых бы учитывался всплеск реактивности и мгновенное возрастание нейтронного потока в активной зоне реактора, что обусловило дополнительную

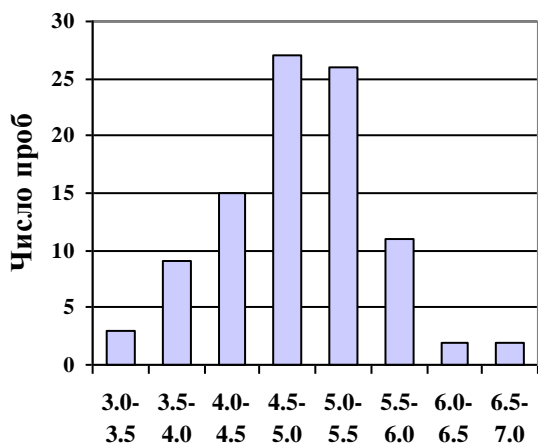
наработку и вероятное перераспределение содержания ТУЭ в Чернобыльских выпадениях.

В данной работе рассматривается влияние мгновенного возрастания нейтронного потока в момент аварийного разгона реактора четвертого энергоблока ЧАЭС на наработку радионуклидов плутония, а именно ^{241}Pu .

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫЕ РЕЗУЛЬТАТЫ

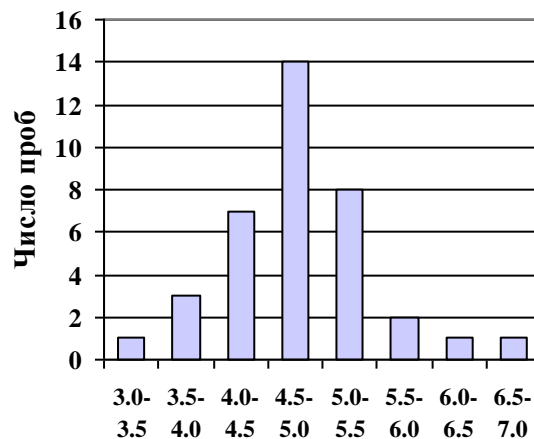
В течение трех лет (2008–2010) в лаборатории спектрометрии и радиохимии (ЛСР) Учреждения «Полесский государственный радиационно-экологический заповедник» проводились работы по отбору проб почвы и донных отложений на территории зоны отчуждения и отселения Чернобыльской АЭС (30-км зона) и анализу этих образцов на содержание ^{137}Cs , ^{241}Am и ^{154}Eu . После подготовки проб почвы к гамма-спектрометрическим измерениям, образцы помещались в измерительные сосуды (сосуд типа «Дента» объёмом 100 мл). Измерения выполнялись на двух гамма-спектрометрах Canberra с полупроводниковыми детекторами из высокочистого германия. Полученные результаты измерений обрабатывались с целью расчёта отношения $^{241}\text{Am} / ^{154}\text{Eu}$, $^{137}\text{Cs}/^{241}\text{Am}$, $^{137}\text{Cs}/^{154}\text{Eu}$. При обработке результатов измерений удельной активности ^{241}Am и ^{154}Eu рассчитывались и учитывались коэффициенты на самопоглощение для энергий 59,5 кэВ (линия ^{241}Am) и 123 кэВ (линия ^{154}Eu). Для значений удельной активности (A_y) ^{154}Eu учитывался коэффициент на каскадное суммирование. На рисунке 1 приведена гистограмма распределения образцов почвы по величине отношения $^{241}\text{Am}/^{154}\text{Eu}$ на 2009 год.

**ВЛИЯНИЕ МГНОВЕННОГО ВОЗРАСТАНИЯ НЕЙТРОННОГО ПОТОКА В МОМЕНТ АВАРИИ
НА РЕАКТОРЕ ЧЕТВЕРТОГО ЭНЕРГБЛОКА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС НА НАРАБОТКУ ^{241}Pu -ПЛУТОНИЯ**



Отношение $^{241}\text{Am}/^{154}\text{Eu}$

а - детектор с углеродным окном



Отношение $^{241}\text{Am}/^{154}\text{Eu}$

б - детектор с бериллиевым окном

Рисунок 1. Распределение образцов почвы по величине отношения $^{241}\text{Am}/^{154}\text{Eu}$. (2009 г.)

Из данных, представленных на рисунке 1 видно, что максимум отношения $^{241}\text{Am}/^{154}\text{Eu}$ в пробах почвы, содержащих ТЧ, лежит в пределах 4,5 – 5. В то же время, предсказываемое теорией расчетное значение этого отношения на 2009 год равно 3,6 [4,6,9].

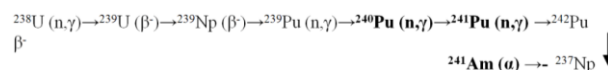
Анализ 50 проб почвы, отобранных на территории ПГРЭС в течение 2010 года, также показал, что величина отношения $^{241}\text{Am}/^{154}\text{Eu}$ для образцов почвы все время возрастала: 2008г. – 4,2; 2009г. – 5,0; 2010г. – 6,1. Рекомендуемые для практического использования теоретические значения отношений $A_{^{241}\text{Am}/^{154}\text{Eu}}$ на различное время после аварии на ЧАЭС, приведенные в работе Кашпарова и др. [9], равны: 2006г. – 2,7; 2008г. – 3,3; 2010г. – 4,0.

Ранее нами было высказано предположение [19], что наблюдаемое несоответствие обусловлено неучетом дополнительной наработки ^{241}Pu , произошедшей в момент аварийного разгона реактора. Резкий рост реактивности в некоторой локальной области реактора 4-го блока ЧАЭС, значение которой доходило, вероятно, до величины $\rho \approx 2 \beta_{\text{эфф}}$ [5,14], привел к почти мгновенному возрастанию плотности нейтронного потока и взрыву. Возрастание нейтронного потока в 10^5 – 10^6 по отношению к номинальному обусловило дополнительную наработку ^{241}Pu по реакции радиационного захвата $^{240}\text{Pu} (n,\gamma) \rightarrow ^{241}\text{Pu} (\beta^-) \rightarrow ^{241}\text{Am} (\alpha)$, что является причиной отличия фактического содержания радионуклидов в чернобыльских выпадениях от величин, предсказываемых теоретическим расчетом. Это, вероятно, привело также к перераспределению содержания других радионуклидов в Чернобыльских выпадениях.

РАСЧЕТНЫЕ И ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫЕ ДАННЫЕ

В настоящее время после распада короткоживущих радионуклидов радиационная обстановка на загрязненных территориях определяется долгоживущими радионуклидами: ^{137}Cs , ^{90}Sr , а также ТУЭ: ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{241}Pu , ^{241}Am , ^{244}Cm . В настоящей работе остановимся на ^{240}Pu , ^{241}Pu , ^{241}Am . Эти радионуклиды

образуются при работе реактора в основном из ^{238}U за счет (n,γ) реакций и β^- – распада. Цепочку превращений ^{238}U с учетом лишь основных процессов, которые приводят к образованию новых актиноидов, можно представить следующим образом [7]:



Вклад от прямого деления ^{235}U на тепловых нейтронах в образовании ^{154}Eu очень мал. ^{154}Eu образуется, главным образом, путем радиационного захвата нейтрона нуклидом ^{153}Eu [22]. Сечение этого взаимодействия невелико, поэтому при оценочном расчете не рассматривается наработка ^{154}Eu во время аварийного разгона реактора.

Рассмотрим влияние многократного возрастания нейтронного потока во время катастрофического разгона реактора на наработку ^{241}Pu . Для количественной оценки этого влияния приведем необходимые физические характеристики реактора, топлива, сечения радиационного захвата нейтронов и т. п., взятые из литературных данных [4-7,14,18].

Тепловая мощность реактора – 3140 МВт, номинальная электрическая мощность – 1000 МВт, число ТВС в активной зоне – 1659, начальная загрузка – 190,2 т по урану, начальное обогащение топлива – 2% по ^{235}U . Сопоставление экспериментальных и расчетных отношений активности реперных изотопов позволило определить среднее выгорание топлива [5]. Оно оказалось равным 12,85 МВт-сут/кг U. В целом, топливо реактора 4-го блока ЧАЭС характеризовалось крайней неоднородностью по глубине выгорания. Основная часть ТВС (75%) представляла собой сборки первой загрузки с выгоранием 12 – 15 МВт-сут/кг U [8]. Значение микроскопического поперечного сечения радиационного захвата нейтрона ^{240}Pu , т.е. сечение реакции $^{240}\text{Pu} (n,\gamma) \rightarrow ^{241}\text{Pu} \sigma_{\text{Pu}}$ и поперечных сечений поглощения в пиках резонансов I_0 для ^{240}Pu были взяты из табличных данных [7]. Они равны: $\sigma_{\text{Pu}} = 289,5$ барн,

**ВЛИЯНИЕ МГНОВЕННОГО ВОЗРАСТАНИЯ НЕЙТРОННОГО ПОТОКА В МОМЕНТ АВАРИИ
НА РЕАКТОРЕ ЧЕТВЕРТОГО ЭНЕРГБЛОКА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС НА НАРАБОТКУ ²⁴¹ПЛУТОНИЯ**

$I_{0,Pu} = 8100$ барн. Жесткость спектра γ примем равную 0,25. Эффективная доля запаздывающих нейтронов для данной системы равна 0,005 и время жизни поколения нейтронов принималось равным $5 \cdot 10^{-4}$ [5]. При этом плотность потока нейтронов составит $4 \cdot 10^{19}$ нейт/см²сек. Это значение нейтронного потока коррелирует со значением потока при расчете дополнительного количества в [19].

Отметим, что ²⁴⁰Pu делится нейтронами с энергиями только выше 1 МэВ и при всех энергиях имеет заметное сечение радиационного захвата нейтронов.

Сечение деления ²⁴¹Am на тепловых нейтронах мало, сечение радиационного захвата нейтронов в два раза выше, чем у ²⁴⁰Pu, но концентрация ²⁴¹Am в зоне реактора в $7 \cdot 10^3$ ниже, чем ²⁴⁰Pu. Поэтому при оценочном расчете не рассматривается ни деление,

ни (n, γ) реакция ²⁴¹Am во время аварийного разгона реактора.

Из физики ядерных реакторов на тепловых нейтронах следует, что при реактивности $\rho > \beta_{эфф}$ реактор становится надкритическим на мгновенных нейтронах. В работе [21,24] был проведен анализ парового коэффициента реактивности. Расчет показал, что реактивность на реакторе РБМК в момент аварии могла достигать $4\beta_{эфф}$. В работе [5] приводятся результаты моделирования аварии на ЧАЭС. Из них следует, что в момент взрыва в модели ИАЭ им. И.В. Курчатова мощность реактора достигла максимального значения 1500000 МВт. Расчетные значения активности ²⁴⁰Pu, ²⁴¹Pu, ²⁴¹Am, и ¹⁵⁴Eu в активной зоне 4 блока ЧАЭС на момент аварии из разных литературных источников приведены в таблице 1.

Таблица 1. Расчетные значения активности ТУЭ в активной зоне 4 блока ЧАЭС на момент аварии

Нуклид	T _{1/2} лет	Активность, ПБк				
		[18]	[23]	[6]	[4]	[3]
²⁴⁰ Pu	6537	1,77	1,86	1,8	1,5	1,5
²⁴¹ Pu	14,40	240	211	210	186	180
²⁴¹ Am	432,8	0,168	0,16	0,15	0,167	0,16
¹⁵⁴ Eu	8,5	9,9	8,83	10	7,1	8,5
²⁴¹ Am/ ¹⁵⁴ Eu на 2008 г.		3,15	3,11	3,25	3,43	2,77
²⁴¹ Am/ ¹⁵⁴ Eu на 2009 г.		3,67	3,63	3,8	4,0	3,23

Жирным шрифтом в последнем столбце выделены значения активности ТУЭ, рекомендованные в работе [22], а также полученные УкрНИИСХР значения активности для ¹⁵⁴Eu на основании экспериментальных измерений активности радионуклидов в топливной компоненте чернобыльских радиоактивных выпадений.

Значения активности ²⁴¹Am, на 2008и 2009 годы рассчитывались по формуле (3) (см. ниже), активность ¹⁵⁴Eu – по обычной формуле радиоактивного распада.

В работе [12] представлены результаты исследования отработавшего ядерного топлива (ОЯТ) методами деструктивного анализа. Представлены данные по изотопному составу U, Pu, Am, Cm и Np в зависимости от выгорания топлива для образцов ОЯТ реактора РБМК–1000. Эти данные, относящиеся к конкретному атомному реактору, а именно, к Ленинградской АЭС, аналогичной Чернобыльской АЭС, дают возможность получить наиболее достоверную информацию о нуклидном составе ОЯТ и делать интерполяционное сличение с используемыми нами далее экспериментальными данными по содержанию изотопов Pu и Am в образцах Чернобыльских выпадений.

ОЦЕНОЧНЫЙ РАСЧЕТ КОЛИЧЕСТВА НАРАБОТАННОГО ²⁴¹PU В МОМЕНТ АВАРИЙНОГО РАЗГОНА РЕАКТОРА

На основании принятых исходных данных сделан оценочный расчет количества наработанного ²⁴¹Pu за 1 с аварийного разгона реактора.

В качестве примера приведем расчет количества наработки ²⁴¹Pu в момент аварийного разгона реактора,

основываясь на исходных данных работы [18]. Активность 1 грамма любого радионуклида равна [13]

$$A = \frac{4,17 \cdot 10^{23}}{A_w T_{1/2}}, \quad (1)$$

где A_w – атомный вес, $T_{1/2}$ – период полураспада нуклида (сек).

Из (1) активность 1 г ²⁴⁰Pu равна $0,84 \cdot 10^{10}$ Бк.

Активность накопленного во время работы реактора ²⁴⁰Pu из [18] равна $1,77 \cdot 10^{15}$ Бк. Тогда количество ²⁴⁰Pu – 213кг. При топливной загрузке равной 190,2 тонны, массовая доля ²⁴⁰Pu будет равна $1,12 \cdot 10^{-3}$. Плотность ядер ²³⁸U в топливе можно найти по формуле

$$N = n \frac{\rho}{\mu} N_A, \quad (2)$$

где n – число атомов ²³⁸U в молекуле UO₂, ρ – плотность UO₂, = 10,97 г/см³, $\mu = 238+32=270$ г/моль – молекулярная масса UO₂, $N_A = 6,02 \cdot 10^{23}$ 1/моль – число Авогадро. Из (2) $N^{238}_U = 0,245 \cdot 10^{23}$ 1/см³. Тогда число ядер $N(^{240}\text{Pu})$ в 1см³ UO₂ = $0,245 \cdot 10^{23}$ 1/см³ · $1,12 \cdot 10^{-3} = 0,274 \cdot 10^{20}$ ядер/см³.

Микроскопическое сечение радиационного захвата нейтрона ²⁴⁰Pu, т.е. сечение реакции ²⁴⁰Pu (n, γ)→²⁴¹Pu равно [7]

$$\sigma_{\text{реак}} = \sigma_{\gamma \text{ теп.}} + \gamma \cdot I_{0 \text{ Pu рез.}} = 300 \text{ барн} + 0,25 \cdot 8100 \text{ барн} = 2315 \cdot 10^{-24} \text{ см}^2,$$

(1 барн=10⁻²⁴ см²) и макроскопическое сечение (n, γ) реакции для ²⁴⁰Pu равно

**ВЛИЯНИЕ МГНОВЕННОГО ВОЗРАСТАНИЯ НЕЙТРОННОГО ПОТОКА В МОМЕНТ АВАРИИ
НА РЕАКТОРЕ ЧЕТВЕРТОГО ЭНЕРГБЛОКА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС НА НАРАБОТКУ ²⁴¹ПУТОНИЯ**

$$\Sigma_{\text{реак}} = \sigma_{\text{реак}} \cdot N_{\text{U}}^{240} = 0,274 \cdot 10^{20} \text{ ядер/см}^3 \cdot 2315 \cdot 10^{-24} \text{ см}^2 = 0,63 \cdot 10^{-1} / \text{см}$$

Количество образовавшихся ядер ²⁴¹Pu из ²⁴⁰Pu за 1сек при принятой плотности потока нейтронов $\Phi = 4 \cdot 10^{19}$ нейт/см²сек:

$$N(^{241}\text{Pu}) = \Sigma_{\text{реак}} \cdot \Phi = 0,63 \cdot 10^{-1} / \text{см} \cdot 4 \cdot 10^{19} \text{ нейт/см}^2 \text{сек} = 2,52 \cdot 10^{18} \text{ ядер/см}^3 \text{сек}.$$

Объем 1тонны урана в топливе (UO₂) равен 103,2·10³ см³. Масса одного ядра ²³⁶U равна

Таблица 2. Расчетные значения массового содержания ²⁴⁰Pu, ²⁴¹Am, ¹⁵⁴Eu в объеме 1тонны урана в топливе UO₂ активной зоны до аварии и накопленная активность ²⁴¹Pu в момент аварии

Нуклид	Содержание ТУЭ в активной зоне до аварии, кг + наработка ²⁴¹ Pu в момент аварии, кг. Суммарная активность ²⁴¹ Pu ПБК				
	[3]	[4]	[6]	[18]	[23]
²⁴⁰ Pu, кг/т.U ₀	0,945	0,95	1,13	1,12	1,16
²⁴¹ Pu, кг/т.U ₀	0,25+0,088	0,26+0,09	0,29+0,105	0,33+0,104	0,29+0,108
²⁴¹ Am, кг/т.U ₀	6,6·10 ⁻³	6,8·10 ⁻³	6,3·10 ⁻³	6,8·10 ⁻³	6,6·10 ⁻³
¹⁵⁴ Eu, кг/т.U ₀	4,42·10 ⁻³	3,785·10 ⁻³	5,25·10 ⁻³	5,26·10 ⁻³	4,57·10 ⁻³
Отношение A _y ²⁴¹ Am / ¹⁵⁴ Eu с учетом наработки ²⁴¹ Pu на 2008 г.	4,6	5,6	4,6	5,09	5,15
Отношение A _y ²⁴¹ Am / ¹⁵⁴ Eu с учетом наработки ²⁴¹ Pu на 2009 г.	5,4	6,5	5,38	5,7	6,0

Образовавшееся в момент нейтронной вспышки в локальном объеме активной зоны дополнительное количество ²⁴¹Pu прибавится к ²⁴¹Pu, наработанному во время работы реактора, до аварии. Суммарный ²⁴¹Pu при β – распаде с течением времени даст тот вклад в значения отношений ²⁴¹Am/¹⁵⁴Eu, которые определяют разницу фактического содержания радионуклидов в чернобыльских выпадениях от величин, предсказываемых теоретическим расчетом.

РАСЧЕТ ОТНОШЕНИЯ ²⁴¹AM/¹⁵⁴EU НА РАЗЛИЧНОЕ ВРЕМЯ ПОСЛЕ АВАРИИ НА ЧАЭС С УЧЕТОМ НАРАБОТКИ ²⁴¹PU В МОМЕНТ АВАРИЙНОГО РАЗГОНА РЕАКТОРА

Для вычисления накопления ²⁴¹Am при распаде ²⁴¹Pu воспользуемся известной формулой, справедливой, когда период полураспада материнского нуклида меньше, чем период полураспада дочернего нуклида [10]. Для числа атомов N₂ дочернего нуклида в момент времени t, в случае, если в начальный момент (t=0) N₂₍₀₎=0, имеем

$$N_2 = \frac{\lambda_1}{\lambda_1 - \lambda_2} N_{1(0)} e^{-\lambda_2 t} (1 - e^{-(\lambda_1 - \lambda_2)t}), \quad (3)$$

где в нашем случае N₁₍₀₎ – число атомов ²⁴¹Pu в начальный момент после аварии, N₂ – число атомов ²⁴¹Am на различное время после аварии, λ₁ и λ₂ – постоянные распада ²⁴¹Pu и ²⁴¹Am соответственно. Активность ¹⁵⁴Eu на различное время после аварии рассчитывается по простой формуле радиоактивного распада.

Исходя из полученных расчетных величин для ²⁴¹Pu, с использованием формул (1-3) можно рассчитать нарастание активности ²⁴¹Am на различное время после аварии. Отметим, что начальная актив-

ность ²⁴¹Am, накопленная за время работы реактора на мощности, учитывается в расчетах. Основываясь на исходных данных работы [18] были рассчитаны изменения значений отношения ²⁴¹Am/¹⁵⁴Eu во времени для двух случаев (рисунок 2.).

241/6,02·10⁻²³=40·10⁻²³ г. Получаем, что количество ²⁴¹Pu, образовавшегося в объеме 1тонны урана в топливе UO₂ активной зоны за 1сек аварийного разгона реактора, составляет ~ 104 г.

Аналогичные расчеты были сделаны для других исходных литературных данных. Расчетные значения массового содержания ТУЭ и накопленная активность ²⁴¹Pu до и в момент аварии приведены в таблице 2.

ность ²⁴¹Am, накопленная за время работы реактора на мощности, учитывается в расчетах. Основываясь на исходных данных работы [18] были рассчитаны изменения значений отношения ²⁴¹Am/¹⁵⁴Eu во времени для двух случаев (рисунок 2.).

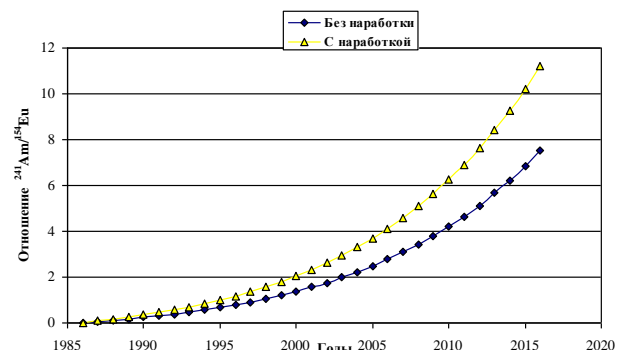


Рисунок 2. Динамика роста отношения ²⁴¹Am/¹⁵⁴Eu во времени

Две зависимости на рисунке 2 отражают изменение отношения ²⁴¹Am/¹⁵⁴Eu на различное время после аварии на ЧАЭС с учетом оценочного расчета наработки ²⁴¹Pu в момент аварийного разгона реактора. Их значения (2006–4,0; 2007–4,4; 2008–5,1; 2009–5,7; 2010–6,2) практически совпадают с экспериментальными значениями отношений ²⁴¹Am/¹⁵⁴Eu, полученными за 3-х летний период отбора, подготовки и анализа образцов почв, проводимого ЛСР на территории ПГРЭЗ.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Произведен оценочный расчет наработки ²⁴¹Pu при аварийном разгоне реактора во время аварии. Полученные результаты подтвердили наше предпо-

ложение о возможной причине расхождения между величиной отношения $^{241}\text{Am}/^{154}\text{Eu}$, определяемой экспериментально методом гамма-спектрометрии, и величиной этого отношения, полученной расчетным путем, исходя из состава ядерного топлива на момент аварии [3,4,6,18,23]. Наша гипотеза заключалась в том, что причиной этого несоответствия явилось возрастание нейтронного потока во время аварийного разгона реактора, которое привело к дополнительной наработке ^{241}Pu . Величина нейтронного потока рассчитывалась из максимального значения отношения $^{236}\text{U}/^{238}\text{U}$ [19], потому что ^{236}U является индикатором отработавшего топлива и глубины его выгорания, в силу того, что ^{236}U не делится на тепловых нейтронах, и его нет в природном уране. Наше предположение подтверждается также и выводами, сделанными в работе [25]. В ней указывается на очень высокое отношение $^{241}\text{Am} / ^{154}\text{Eu}$ в топливных частицах (порядка 6), образующихся при взрывах водородных бомб, по сравнению с отношением

$^{241}\text{Am} / ^{154}\text{Eu}$ в топливных частицах чернобыльских выпадений. Считается, что причиной этого является большая плотность нейтронного потока, развивающаяся при взрывах бомб синтеза.

Конечно, нарастание нейтронного потока произошло в некоторой небольшой локальной области активной зоны реактора, где и произошел взрыв. Основная масса топлива не подвергалась такому нейтронному потоку. На локальный характер мгновенного ядерного энерговыделения, обусловленного крайне неоднородным распределением нейтронного потока указывается также в работах [15,16]. Поэтому и наблюдается большой разброс в экспериментальных данных по измерению ^{241}Am , ^{154}Eu и их отношений на территории ПГРЭС.

Естественно, что выброс радионуклидов от взрыва, который разрушил реактор, происходил в течение первых часов (суток) и сформировал Западный и Северо-западный радиоактивные следы, что подтверждают результаты работ [16].

ЛИТЕРАТУРА

1. Абагян А.А. Расчетный анализ начальной стадии аварии на ЧАЭС / А.А. Абагян, И.М. Аршавский, В.М. Дмитриев [и др.]. // Атомная энергия. -1991. - Т. 71. - Вып. 4. - С. 276–287.
2. Адамов Е.О. Анализ первой фазы развития аварийного процесса на четвертом блоке Чернобыльской АЭС /Е.О. Адамов, В.П. Василевский, А.И. Ионов [и др.]. // Атомная энергия.–1988. –Т.64. - Вып. 1.– С. 24–28.
3. Анализ текущей безопасности объекта «Укрытие» и прогнозные оценки развития ситуации: отчет МНТЦ «Укрытие» № 38361 / науч. рук. Боровой А.А. - Чернобыль, 2001. -337 с.
4. Электронная база данных ИАЭ им. И.В. Курчатова «Горячие частицы». - Украина: НИИСХР, 2001.
5. Безбатченко Н.И. Моделирование аварии на ЧАЭС /Н.И. Безбатченко [и др.]. // Атомная техника за рубежом. – 1992. - № 12. - С. 3–11.
6. Боровой А. Характеристики ядерного топлива 4-го блока ЧАЭС. Радиологические исследования Чернобыльской аварии / А. Боровой // Международное ядерное общество. - М.,1992. - С. 9–20.
7. Герасимов А.С. Справочник по образованию нуклидов в ядерных реакторах / А.С. Герасимов, Т.С. Зарицкая, А.П. Рудик. –М.: Энергоатомиздат, 1989. - 396 с.
8. Информация об аварии на Чернобыльской АЭС и её последствия, подготовленная для МАГАТЭ // Атомная энергия. – 1986. - Т.61. - № 5. - С.301-320.
9. Кашпаров В.А. Загрязнение территории радионуклидами топливной компоненты чернобыльских радиоактивных выпадений / В.А. Кашпаров, С.М. Лундин, В.П. Процак, В.И. Йошенко, С.Е. Левчук, Ю.В. Хомутинин, С.И. Зварич, И.М. Малоштан, Э.М. Пазухин // Радиохимия. – 2003. - Т. 45. - № 2. - С. 173-183.
10. Келлер К. Радиохимия: [пер. с нем.] / К. Келлер; под ред. Б.Ф. Мясоедова.– М.: Атомиздат. - 1975. - 200 с.
11. Конопля Е.Ф. Радиация и Чернобыль: Трансурановые элементы на территории Беларуси / Е.Ф. Конопля, В.П. Кудряшов, В.П. Миронов. – Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2007. - 128с.
12. Макарова Т.П. Исследование нуклидного состава отработавшего топлива реакторов ВВЭР – 440, ВВЭР – 1000 и РБМК – методами деструктивного анализа /Т.П. Макарова, Б.А. Бибичев, В.Д. Домкин // Радиохимия. – 2008. - Т.50. - № 4. - С. 361–370.
13. Максимов М.Т. Радиоактивные загрязнения и их измерения /М.Т. Максимов, Г.О. Оджагов. - М.: Энергоатомиздат, 1969. - С. 9.
14. Объект «УКРЫТИЕ». История, состояние и перспективы / В.Н. Герасько, А.А. Ключников [и др.]; под ред. А.А. Ключникова. - Киев: Интерграфик, 1997. - С. 66–69.
15. Пахомов С.А. Оценка величины мгновенного энерговыделения при аварии реактора на ЧАЭС / С.А. Пахомов, Ю.В. Дубасов // Труды Радиового института им. В.Г. Хлопина. - Т. XIV. – 2009. - С.79-86.
16. Петелин Г.И. «Горячие» частицы ядерного топлива чернобыльского выброса в ретроспективной оценке аварийных процессов на 4-м блоке ЧАЭС / Г.И. Петелин [и др.]. // Радиохимия. - 2003. - Т. 45. - № 3. - С.278 – 281.
17. Подлазов Л.Н. Расчетное моделирование аварии на четвертом блоке ЧАЭС / Л.Н. Подлазов, В.Е. Трехов, Ю.М. Черкашов // Атомная энергия. – 1991. - Т. 71. - Вып. 4. - С. 93–100.
18. Радиационный потенциал объекта «УКРЫТИЕ» / Н.В. Горбачева, В.Г. Молодых, Г.А. Шароваров; Препринт НАН Беларуси. Ин-т радиологических проблем, ИРЭП – 36.– Минск, 2002.– 21с.
19. Садчиков В.И. Нарботка ^{236}U и выгорание ^{235}U в момент аварийного разгона реактора 4-го блока Чернобыльской АЭС /В.И. Садчиков, Ю.И. Бондарь, В.Н. Забродский, В.Н. Калинин //Ядерные технологии XXI века: тез.докл. II междунар. конф., Минск 6-8 октября 2010. – Минск, 2010. - С. 35.

20. Соботович Э.В. Изотопный состав урана в почвах ближней зоны ЧАЭС / Э.В. Соботович, С.И. Чебаненко // Док. АН СССР. - 1990. - Т.315. - №4. - С. 885–888.
21. Fletcher. C.D. Simulation of the Chernobyl accident / C.D. Fletcher, R. Chambers, M.A., Bolander, R.J. Dallman // Nuclear Engineering and Design. - 1988. - V.105. - P. 157 – 172.
22. Jaracz P. Calculations and Measurements of ¹⁵⁴Eu and ¹⁵⁵Eu in “Fuel-Like” Hot Particles from the Chernobyl Fallout / P. Jaracz, S. Mirowski, A. Trzcinska // Journal of environmental radioactivity. -1995. -V. 26. - P. 83-97.
23. Kirchner G. Core History and Nuclide Inventory of the Chernobyl Core at the Time of Accident / G. Kirchner, C. Noack // Nuclear Safety. - 1988. - Vol. 29. - №1. - P. 1-5.
24. Tsuchihoshi K. Analysis of Reactivity Coefficients of Chernobyl Reactor by Cell Calculation / K. Tsuchihoshi, F. – J. Akino // Nucl. Sci. Technology. – 1987. - V. 24. - №12. - P. 1055–1065.
25. Zheltonozhsky V.Y. Classification of hot Particles from the Chernobyl accident and nuclear weapons detonation by non – destructive methods / V.Y. Zheltonozhsky, K. Muck, M.U. Bondarkov // Journal of Environmental Radioactivity. – 2001. -Vol. 57. - P. 151-166.

**ЧЕРНОБЫЛЬ АЭС ТӨРТІНШІ ЭНЕРГОБЛОГЫНДАҒЫ РЕАКТОРДА
АПАТ БОЛҒАН СӘТТЕГІ ПЛУТОНИЙ-241 ПАЙДАЛАНЫЛЫМЫНА
НЕЙТРОНДЫ АҒЫМНЫҢ БІРДЕН КӨТЕРІЛУІНІҢ ӘСЕРІ**

Садчиков В.И., Забродский В.Н., Бондарь Ю.И., Калинин В.Н.

Полесьялық мемлекеттік радиациялық-экологиялық қорық, Хойники, Беларусь

ПМРЭҚ аумағынан 2009 іріктеп алынған топырақ және түптік шөгінділердің үлгілерінен радионуклидтерді анықтау бойынша тәжірибелік деректерден, ²⁴¹Am/¹⁵⁴Eu максимум арақатынасы 4,5–5,0 шегінде жатыр. 2009 жылы есептелген теориялық мәнінің арақатынасы 3,65-ке тең. Бұған себеп, ²⁴¹Am/¹⁵⁴Eu теоретикалық мәнін есептеуде апат барысында ЧАЭС 4-ші блогындағы реактордың реактивтілігінің бірден көтерілуі ескерілмеген және нейтронды ағымның тығыздығының кенеттен өсуіне алып келген, деген болжам айтылды. Нейтронды ағымның өсуі ($10^5 - 10^6$ есеге номиналдыға қарағанда жоғары) қосымша ²⁴¹Pu пайдаланылымына (²⁴¹Am аналық элемент) және Чернобыль түсулеріне басқа радионуклидтердің құрамының таралуына алып келді. Мақалада жарылыс болған сәттегі реактордың апаттық екпін барысындағы ²⁴¹Pu және ¹⁵⁴Eu бағалық есебі жасалды. Алынған деректер біздің ²⁴¹Am / ¹⁵⁴Eu теориялық және тәжірибелік мәнінің арақатынасындағы сәйкессіздіктің себебі жайлы болжамымызды дәлелдейді.

**EFFECT OF INSTANTANEOUS INCREASE IN NEUTRON FLUX IN THE TIME
OF THE ACCIDENT AT THE FOURTH POWER PLANT OF THE CHERNOBYL REACTOR PLANT
ON ²⁴¹PLUTONIUM PRODUCTION**

V.I. Sadchikov, V.N. Zabrodsky, Yu.I. Bondar, V.N. Kalinin

Polesk State Radiation Ecological Reserve, Hoiniki, Belarus

According to the results of the measurement of samples of soil, and bottom sediment taken on territory of the Chernobyl exclusion zone in 2009 follows, that the maximum ratio ²⁴¹Am/¹⁵⁴Eu lays within 4,5–5,0. Theoretically calculated value of this ratio for 2009 equals 3,65. We suppose, that this discrepancy is due to the fact that flash-up of reactivity of the Chernobyl reactor in the moment of accident was not taken into account in the calculation of theoretical value of ²⁴¹Am/¹⁵⁴Eu ratio. Namely that flash-up has led to accident. Increase of a neutron flux in $10^5 - 10^6$ in relation to the nominal has generated additional ²⁴¹Pu (the parent nuclide of the ²⁴¹Am) and could be assumed as the reason of the radionuclide' composition of Chernobyl fall-out different from the theoretical one. The evaluation of quantity of ²⁴¹Pu and ¹⁵⁴Eu produced in the moment of an explosion was fulfilled. The data received confirm our suggestion concerning the reason of discrepancy between theoretical and experimental values of ²⁴¹Am / ¹⁵⁴Eu. ratios.

УДК 577.4:577.391:504.4.054:539.16

**РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ДОЛГОЖИВУЩИХ РАДИОНУКЛИДОВ ^{90}Sr , ^{137}Cs
В СУПЕРАКВАЛЬНОМ КОМПОНЕНТЕ ПОЧВ ВОДОСБОРНЫХ ТЕРРИТОРИЙ
НЕКОТОРЫХ ОЗЕР ВОСТОЧНО-УРАЛЬСКОГО РАДИАЦИОННОГО СЛЕДА**

¹Сутягин А.А., ¹Левина С.Г., ¹Дерягин В.В., ²Попова И.Я., ²Перемыслова Л.М., ²Костюченко В.А.

¹Челябинский государственный педагогический университет, Челябинск, Россия

²Уральский научно-практический центр радиационной медицины, Челябинск, Россия

Определен характер промывного режима супераквальных ландшафтных позиций водосборных территорий озер Б. и М. Игиш, Травяное, расположенные в центральной и периферической части Восточно-Уральского радиоактивного следа. Выявлены зависимости, влияющие на распределение и накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в данных профилях. Были обнаружены аналогии проявлений распределения удельной активности в разрезах в реках Большой Игиш – Травяное и Малый Игиш – Шаблиш.

Часть севера Челябинской области, а также часть территории Свердловской и Тюменской областей (территория Восточно-Уральского радиационного следа, ВУРС) более 50 лет подвержена радиационному воздействию вследствие деятельности ПО «Маяк». Основной вклад в загрязнение на данных территориях вносят долгоживущие радионуклиды, среди которых наиболее опасными являются ^{90}Sr и ^{137}Cs [10,11].

Не менее 60 озер, расположенных на загрязненных территориях, в настоящее время с различной интенсивностью вовлечены в хозяйственную деятельность, что требует проведения комплексных мониторинговых исследований современного радиологического состояния озерных экосистем [3, 4].

Почвы водосборных территорий, наряду с донными отложениями, являются инерционным звеном озерных экосистем, выполняющим регулирующую функцию в процессах миграции, накопления и перераспределения химических поллютантов по всем компонентам экосистемы. Органическое вещество почв (гуминовые и фульвокислоты), связывая радионуклиды, способствуют их накоплению в почве, препятствуя свободному переходу поллютантов в другие компоненты и выполняя тем самым барьерную функцию [2]. В результате почвы регулируют перенос вещества и энергии, в том числе по пищевой цепи «почва – растение – человек». В то же время, являясь депо поллютантов, в определенных условиях почва может выступать в качестве вторичного загрязнителя озерной экосистемы в отдаленный период после оказания техногенного воздействия [7-9]. В связи с этим, исследование экологического состояния почв является неотъемлемой составляющей комплексного исследования территорий, подвергшихся интенсивной техногенной нагрузке.

В данной работе рассмотрены некоторые закономерности накопления долгоживущих радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в супераквальных почвах водосборов озер, расположенных в средней и периферийной зонах ВУРСа: Большой и Малый Игиш (Б. и М. Игиш, средняя зона ВУРСа, 60 км от источника эмиссии),

Травяное и Шаблиш (дальняя зона ВУРСа, 80 км от источника эмиссии).

Исследуемые озера расположены в северной части Челябинской области в Каслинском районе, степень антропогенной нагрузки на водоемы различна. С побережий озер Б. и М. Игиш, Травяное в 1957 г. (после аварии на ПО «Маяк») были отселены населенные пункты, и в настоящее время водоемы развиваются без активного антропогенного воздействия. В то же время, на территории озера Б. Игиш ведется несанкционированная рыбная ловля, а водосборные территории озера Травяное используются для покосов. На побережье озера Шаблиш расположена деревня Шаблиш, активно функционирует рыбное хозяйство. В связи с этим, исследование радиологического состояния экосистем данных озер, в том числе почв супераквальных позиций водосборов, на современном этапе может представлять значительный интерес.

Определение места закладки супераквальных почвенных разрезов определялось с учетом влияния грунтовых вод на приозерную территорию. Разрезы закладывались в нескольких метрах от уреза воды на приозерных террасах. В некоторых случаях подпорные грунтовые воды сравнительно быстро заливали нижнюю часть разреза, что подтверждает его статус как супераквального. Разрезы вскрыли серые лесные почвы для водосборов озер Б. и М. Игиш, темно-серые лесные и черноземные почвы для водосборов озер Шаблиш и Травяное (таблица 1).

Почву из разрезов вынимали слоями с учетом генетических горизонтов до глубины 30-65 см. Пробоподготовка и общий химический анализ проводились на базе лаборатории физико-химических методов исследований кафедры химии ЧГПУ. Отобранная почва доводилась до воздушно-сухого состояния, измельчалась механическим растиранием и просеивалась через сита с диаметром отверстий 1 мм. Определение общих химических показателей (рН, Eh, содержание основных ионов и органического углерода) проводили по стандартным методикам [1].

**РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ДОЛГОЖИВУЩИХ РАДИОНУКЛИДОВ ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs В СУПЕРАКВАЛЬНОМ КОМПОНЕНТЕ
ПОЧВ ВОДОСБОРНЫХ ТЕРРИТОРИЙ НЕКОТОРЫХ ОЗЕР ВОСТОЧНО-УРАЛЬСКОГО РАДИАЦИОННОГО СЛЕДА**

Таблица 1. Описание почвенных разрезов супераквальных элементов ландшафта исследованных озер

Глубина, см	Горизонт	Характеристика
Б. Игиш (серая лесная почва)		
0-4,5	A0	Лесная подстилка
4,5-25,5	A1	Суглинок средний
25,5-38	A2	Суглинок средний
38-66	B	Суглинок средний
66-70...	C	Материнская порода, суглинок тяжелый
М. Игиш (серая лесная почва)		
0-3	A0	Лесная подстилка
3-8	A1	Супесь
8-25	A2	Супесь
25-35	B1	Супесь
35-55	B2	Суглинок средний
55-85...	C	Материнская порода, суглинок тяжелый
Шаблиш (темно-серая лесная почва)		
0-2	A0	Лесная подстилка
2-13	A1	Суглинок средний
13-27	A2	Суглинок тяжелый
27-32	B1	Суглинок тяжелый
32-35	B2	Супесь
35-84	B3	Суглинок тяжелый
84-100..	C	Материнская порода, супесь
Травяное (черноземная почва)		
0-2	A0	Степной войлок
2-25	A1	Суглинок средний
25-65	A2	Суглинок тяжелый
55-67	B1	Суглинок тяжелый
65-72	B2	Глина
72-90...	C	Материнская порода, глина

Содержание радионуклидов определялось в лаборатории Уральского научно-практического центра радиационной медицины (УНЦРМ, г. Челябинск) и в лаборатории отдела континентальной радиоэкологии Института экологии растений и животных УрО РАН (г. Заречный). Определение ¹³⁷Cs проводили γ-спектрометрическим методом. Удельную активность ⁹⁰Sr определяли радиохимическим методом

выделения радионуклида в виде оксалатов и измерения бета-активности на малофоновой установке УМФ-2000 и комплексе «Прогресс». Относительная погрешность измерений не превышала 20 % [6].

Различия в характере аккумуляции и миграции радионуклидов на современном этапе развития озерных экосистем территории зависят от элементов ландшафта, в которых формируется почва (элювиальных или супераквальных), и от их физико-химических свойств, а также от степени антропогенного воздействия (разной степени освоенности почвенного покрова).

Для почв супераквальных позиций водосборов характерна высокая увлажненность, сочетание выпотного и промывного режимов, высокая продуктивность биоценозов, обуславливающая формирование достаточно мощных гумусированных горизонтов с высоким содержанием органического вещества. Все это обуславливает особые миграционные свойства радионуклидов в почвах.

В таблице 2 приведены общие химические показатели исследованных почв. Для водосборов озер средней зоны характерны слабокислые почвы: значения pH водных вытяжек варьируют от 4,2 до 6,0 для озера Б. Игиш и от 5,1 до 6,3 для озера М. Игиш; pH солевых вытяжек изменяются от 4,3 до 5,7 для озера Б. Игиш и от 5,2 до 6,5 для озера М. Игиш.

Для водосборов озер дальней зоны характерны слабощелочные и щелочные почвы: значения pH водных вытяжек изменяется от 7,8 до 8,9 для озера Травяное и от 8,9 до 9,9 для озера Шаблиш; pH солевых вытяжек изменяются от 6,8 до 7,8 для озера Травяное и от 7,7 до 8,6 для озера Шаблиш.

Величина окислительно-восстановительного потенциала для исследуемых почв лежат в области 290 – 420 мВ, что подтверждает наличие аэробных условий с хорошим промывным режимом.

Таблица 2. Общие химические показатели почв водосборных территорий исследованных озер

Глубина, см	Горизонт	pH вод	pH KCl	Eh, мВ	C _{общ} , %	Ca ²⁺	Mg ²⁺	SO ₄ ²⁻	Cl
						мг*экв / 100 г почвы			
Б. Игиш									
0-4,5	A0	6,0	5,7	360	40,6	5,11	6,89	104,31	41,79
4,5-9,5	A1	5,0	4,7	360	6,5	2,50	1,29	79,25	29,21
9,5-14,5		5,2	4,4	415	5,6	1,43	1,05	93,39	32,47
14,5-19,5		5,2	4,4	420	4,5	0,99	0,35	8,53	20,44
19,5-25,5		4,3	4,3	420	3,4	0,79	0,28	9,15	18,35
25,5-32	A2	4,3	4,8	420	1,8	0,64	0,55	9,78	10,75
32-38		4,4	4,7	420	0,7	0,79	0,26	9,36	10,20
38-48	B	4,3	4,4	365	0,5	0,56	0,42	11,23	12,24
48-66		4,2	4,9	360	0,4	0,89	0,19	7,90	11,81
66-70...	C	4,4	5,4	360	0,2	0,87	0,14	7,07	17,25
М. Игиш									
0-3	A0	5,7	6,0	305	29,2	2,32	3,58	2,56	43,90
3-8	A1	5,1	5,5	320	5,1	2,06	1,18	2,57	45,03
8-25	A2	5,7	5,3	315	2,9	2,02	1,50	2,66	38,07
25-35	B1	5,8	5,3	315	1,9	1,99	0,79	2,69	35,95
35-55	B2	5,5	5,2	310	0,4	1,89	0,86	3,58	32,54
55-85...	C	6,3	6,5	400	0,4	1,75	0,85	4,11	32,66
Шаблиш									

**РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ДОЛГОЖИВУЩИХ РАДИОНУКЛИДОВ ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs В СУПЕРАКВАЛЬНОМ КОМПОНЕНТЕ
ПОЧВ ВОДОСБОРНЫХ ТЕРРИТОРИЙ НЕКОТОРЫХ ОЗЕР ВОСТОЧНО-УРАЛЬСКОГО РАДИАЦИОННОГО СЛЕДА**

Глубина, см	Горизонт	рН вод	рН КCl	Eh, мВ	C _{общ} , %	Ca ²⁺	Mg ²⁺	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻
						мг*экв / 100 г почвы			
0-2	A0	9,2	7,8	380	12,0	1,55	0,95	3,22	6,95
2-7	A1	9,25	8,5	365	5,0	0,60	0,29	1,58	6,80
7-13		9,65	8,4	355	3,2	0,60	0,21	2,14	7,27
13-20	A2	9,85	8,3	385	2,4	0,61	0,23	1,15	9,26
20-27		9,9	8,2	355	1,8	0,55	0,27	0,93	10,69
27-32	B1	9,65	8,6	355	0,75	0,68	0,23	1,21	10,64
32-35	B2	8,95	7,7	355	0,3	0,65	0,25	1,20	9,57
35-60	B3	8,4	7,7	370	0,2	0,40	0,33	1,28	10,58
60-84		9,25	7,7	360	0,4	0,29	0,34	0,99	11,94
84-100..	C	8,45	7,8	360	0,2	0,27	0,33	0,99	11,94
Травяное									
0-2	A0	7,8	6,8	375	11,5	1,61	0,99	6,0	11,72
2-25	A1	8,5	7,6	445	8,7	0,92	0,28	12,0	7,70
25-65	A2	8,9	7,6	425	6,1	0,92	0,17	14,1	5,27
55-67	B1	8,3	7,8	413	3,1	0,57	0,33	14,7	5,29
65-72	B2	8,4	7,8	400	2,6	0,78	0,28	16,1	4,80
72-90...	C	8,4	7,8	385	0,4	0,83	0,49	18,7	7,65

Катионы кальция и магния в наибольшей степени накапливаются в почвенной подстилке, а вниз по почвенному профилю с уменьшением содержания органического вещества их содержание уменьшается.

В то время, как почвы водосборов озер М. Игиш и Шаблиш характеризуются невысоким содержанием сульфатов, для почв водосборов озер Б. Игиш и Травяное их содержание достаточно велико, особенно в верхних горизонтах.

Все почвы супераквальных позиций характеризуются достаточно высоким содержанием органического углерода в верхних горизонтах. Его общее содержание закономерно снижается по глубине почвенного профиля. Для почв озер дальней зоны Шаблиш, Травяное характерен гуматно-фульватный тип, в то время как для почв озер средней зоны более характерен фульватный тип со сменой в нижних горизонтах на гуматный.

Для исследованных почвенных разрезов характерно концентрирование радионуклидов в верхнем (0 – 10 см) слое и постепенное уменьшение их содержания вниз по почвенному профилю (рисунки 1-4).

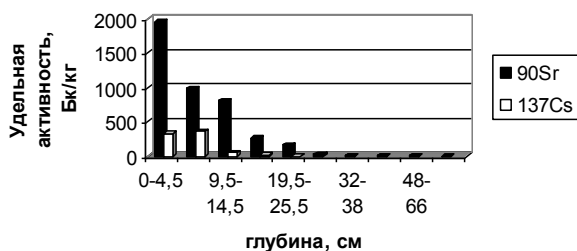


Рисунок 1. Распределение долгоживущих радионуклидов по почвенному профилю водосбора озера Б. Игиш

Для почв водосбора озера Б. Игиш вся активность ¹³⁷Cs и до 98% активности ⁹⁰Sr сосредоточены на глубине до 25 см (лесная подстилка и горизонт A1). Так, значения удельной активности ¹³⁷Cs составляют от 364,52±23,39 Бк/кг на глубине 4,5-10 см (слой под подстилкой), снижаясь до 7,02±0,87 Бк/кг на глубине 20-25 см. Соответствующее значение для

⁹⁰Sr составляет 1959±267 Бк/кг в почвенной подстилке, и не превышает 30,39±5,13 Бк/кг в слоях глубже 25 см.

Отношение удельных активностей ⁹⁰Sr/¹³⁷Cs возрастает по глубине от 3 в слое под подстилкой до 15 на глубине 20 см.

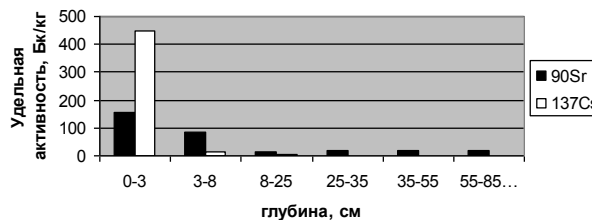


Рисунок 2. Распределение долгоживущих радионуклидов по почвенному профилю водосбора озера М. Игиш

Для почвенных разрезов озера М. Игиш также характерно накопление всего ¹³⁷Cs до 25 см (рисунок 2). Удельная активность радионуклида по глубине изменяется от 447,4±28,65 Бк/кг в подстилке до 4,49±0,65 Бк/кг на глубине 8-25 см. Стронций глубже проникает по почвенному профилю, что связано с высокой подвижностью радионуклида, связанного с почвенной матрицей. Так, на глубине до 25 см распределено 75% удельной активности радионуклида: в подстилке и в слоях до 25 см данная величина изменяется от 157,8±39,9 Бк/кг до 83,2±58,3 Бк/кг, а далее по глубине снижается до 16,3±0,72 Бк/кг.

Отношение удельных активностей ⁹⁰Sr/¹³⁷Cs в среднем по разрезу составляет 2-3, что, более характерно для озер периферийной, а не средней зоны ВУРСа.

Значения удельной активности для супераквальных почв водосбора озера Шаблиш (рисунок 3) в верхних горизонтах находятся в пределах 67,1±15,4 Бк/кг по ⁹⁰Sr и 44,29±3,54 Бк/кг по ¹³⁷Cs. Максимальная активность ⁹⁰Sr характерна для почвенной подстилки, в то время как ¹³⁷Cs максимально накапливается в слое под подстилкой (50% удельной активности). Стронций относительно равномерно

но распределен по почвенному профилю: на глубине до 25 см распределено 68% удельной активности радионуклида. Соотношение $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ для исследованного почвенного разреза в слоях до 25 см составляет 0,16-1,6.

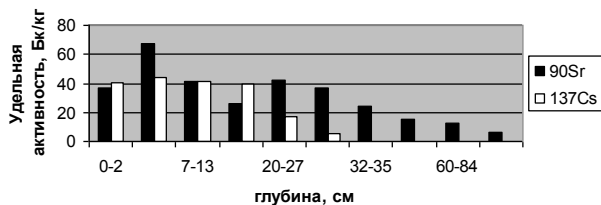


Рисунок 3. Распределение долгоживущих радионуклидов по почвенному профилю водосбора озера Шаблино

Анализ распределения радионуклидов в супераквальных разрезах озера Травяное (рисунок 4) показывает, что основная активность радионуклидов сконцентрирована в верхних почвенных горизонтах с наибольшим содержанием органического вещества: на глубине до 25 см содержится в среднем 91% ^{137}Cs и 83% ^{90}Sr , при этом основная масса радионуклидов (в среднем 55% ^{137}Cs и 45% ^{90}Sr) сосредоточена в подстилке и верхней части гумусного горизонта А1 под подстилкой.

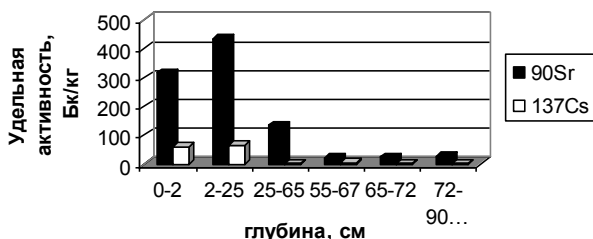


Рисунок 4. Распределение долгоживущих радионуклидов по почвенному профилю водосбора озера Травяное

Среднее отношение Sr/Cs в подстилке составляет 5,5, в горизонтах А до 25 см оно колеблется от 1,8 до 7,5. Такая закономерность не характерна для озер дальней зоны ВУРСа, но более характерна для озер

средней зоны (Б. Игиш). Возможно, данный факт можно связать с защитными мероприятиями, проводимыми на территории водоемов после аварии 1957 г.: в озера Травяное и Б. Игиш с целью замора рыбы было сброшено около 20 тонн навоза, что могло резко повлиять на миграционные процессы во всей экосистеме водоема.

Следует отметить, что сходство в накоплении и распределении долгоживущих радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr наблюдается между парами озер, расположенных на различном расстоянии от эпицентра аварии (дальняя зона – средняя зона): Шаблино – М. Игиш; Травяное – Б. Игиш. Ранее данное сходство отмечалось не только для почвенного компонента экосистемы, но и в распределении и накоплении радионуклидов в воде и донных отложениях исследованных озер [3, 5].

Таким образом, на характер миграционных процессов радионуклидов в озерных экосистемах ВУРСа оказывает влияние не только расположение объекта относительно источника эмиссии, но и общий химический состав, структура компонентов, первоначальный уровень загрязнения и состав выпавшей радионуклидной смеси, а также мероприятия защитного характера, проводимые после аварии.

Авторы выражают глубокую благодарность директору УНПЦ РМ, Заслуженному деятелю науки РФ, д.м.н., профессору А.В. Аклееву, Заслуженному экологу РФ, заведующему Отделом континентальной радиоэкологии и Биофизической станции ИЭРиЖ, д.б.н., профессору А.В. Трапезникову, зав. кафедрой анатомии, физиологии человека и животных, д.б.н., профессору Д.З. Шибковой, научному сотруднику Отдела континентальной радиоэкологии и Биофизической станции ИЭРиЖ Р.В. Кузьминой за помощь в выполнении работы.

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта РФФИ-Урал (проект №10-05-96012).

ЛИТЕРАТУРА

1. Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв / Е.В. Аринушкина. - М.: Изд-во МГУ, 1970. – 487 с.
2. Добровольский В.В. Роль органического вещества почв в миграции тяжелых металлов / В.В. Добровольский // Природа. – 2004. – № 7. – С. 35-39.
3. Левина С.Г. Современная радиоэкологическая характеристика озерных экосистем Восточно-Уральского радиоактивного следа / С.Г. Левина, А.В. Аклеев. - М.: «РАДЭКОН», 2010. – 238 с.
4. Левина С.Г. Радиационный мониторинг и особенности радиоэкологической обстановки на территории ВУРСа (изученность проблемы) / С.Г. Левина, Г.Г. Корман, Л.Ф. Мухаметшина // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. - Екатеринбург: ОАО «Полиграфист», 2010. – Выпуск 13. – С. 222-248.
5. Левина С.Г. Гидрохимические особенности распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в озерных геосистемах осевой части Восточно-Уральского радиоактивного следа / С.Г. Левина, И.Я. Попова, С.Г. Захаров, В.Н. Удачин, Д.З. Шибкова, А.В. Трапезников, В.В. Дерягин, В.Н. Трапезникова // Российский химический журнал. - 2004.- Том XLVIII. - № 2. - С. 94-98.
6. Методика выполнения измерений удельной активности цезия-137 и стронция-90 в почвах и донных отложениях. Свидетельство № Ч 150/2002 об аттестации методики выполнения измерений / Гос. ком. РФ по стандартизации и метрологии, 2002.

7. Позолотина В.Н. Современное состояние наземных экосистем Восточно-Уральского радиоактивного следа: уровни загрязнения, биологические эффекты / В.Н. Позолотина, И.В. Молчанова, Е.Н. Караваева, Л.Н. Михайловская, Е.В. Антонова. - Екатеринбург: «Гошицкий», 2008. – 203 с.
8. Трапезников А.В. Миграция радионуклидов в пресноводных и наземных экосистемах / Трапезников А.В. [и др.]. - Екатеринбург: Изд-во Уральского университета, 2007. - Т.1 - 479 с.
9. Трапезников А.В. Миграция радионуклидов в пресноводных и наземных экосистемах / Трапезников А.В. [и др.]. - Екатеринбург: Изд-во Уральского университета, 2007. - Т.2 - 399 с.
10. Шеремет Н.Т. Экологическая обстановка в Челябинской области на пороге третьего тысячелетия / Сб. выступлений участников обл. научн.-практ. семинара «Роль общественных экологических организаций в решении проблем охраны окружающей среды» / Н.Т. Шеремет. – Челябинск, 2000. – С.6-18.
11. Экологические и медицинские последствия радиационной аварии 1957 г. на ПО «Маяк» / под ред. А.В. Аклеева, М.Ф. Киселева. - М.: ГУП Вторая типография ФУ «Медбиоэкстрем» при Минздраве РФ, 2001. – 294 с.

**ҰЗАҚ ӨМІРСҮРУШІ ^{90}Sr ЖӘНЕ ^{137}Cs РАДИОНУКЛИДТЕРІНІҢ СУПЕРАКВАЛДЫ
ТОПЫРАҚ ЖАҒДАЙЫНДА РАДИОАКТИВТІ ІЗДЕРДІҢ ШЫҒЫС-УРАЛДЫҢ
КЕЙБІР ӨЗЕНДЕРІНІҢ ҚҰРАҒАҒАН ТЕЛІМДЕРІНДЕ ТАРАЛУЫ**

¹⁾Сутягин А.А., ¹⁾Левина С. Г., ¹⁾Дерягин В.В., ²⁾Попова И.Ю., ²⁾Перемыслова Л. М., ²⁾Костюченко В.А.

¹⁾Челябинск мемлекеттік педагогикалық университеті, Челябинск, Ресей

²⁾Уралдың радиациялық медицина ғылыми-практикалық орталығы, Челябинск, Ресей

Шығыс-Урал радиоактивті іздерінің орталық және перифериялық бөліктерінде орналасқан, Ү. және К. Игиш, Травяное өзендерінің су жинау аумақтарында супераквалды ландшафтық орындағы шайғыш режимнің сипаты анықталды. Аталған бейіндер бойынша ^{90}Sr және ^{137}Cs жинақталуына және таралуына әсер ету байланыстылығы анықталды. Үлкен Игиш – Травяное және Кіші Игиш – Шаблиш өзендерінің бөліктерінде тиесілі белсенділіктің таралу көрінісінің ауытқушылығы анықталды.

**DISTRIBUTION OF LONG-LIVED RADIONUCLIDES ^{90}Sr AND ^{137}Cs IN SUPERAQUAL POSITION SOILS
OF DRAINED AREAS OF CERTAIN LAKES OF THE EAST-URALS RADIOACTIVE TRACE**

¹⁾A.A. Sutyagin, ¹⁾S.G. Levina, ¹⁾V.V. Deryagin, ²⁾I.Y. Popova, ²⁾L.M. Peremyslova, ²⁾V.A. Kostyuchenko

¹⁾Chelyabinsk State Pedagogical University, Chelyabinsk, Russia

²⁾Ural Research and Practical Center of Nuclear Medicine, Chelyabinsk, Russia

The character of wash condition in superaquatic landscape positions of drained territory of the lakes B. and M. Igish, Shablish, Travyanoe located in the central and peripheral part of the East-Urals radioactive trace has been determined. Dependences influencing the distribution and accumulation of ^{90}Sr and ^{137}Cs in the current profiles were identified. Analogies in some regular occurrence of specific activities distribution in the soil cuts in twains Bolshoy Igish – Travyanoye and Maly Igish – Shablish have been observed.

УДК 577.4: 504.064: 621.039.54:539.16

ВОЗДУШНЫЙ ПЕРЕНОС ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239,240}\text{Pu}$ НА ТЕРРИТОРИЮ СВЕРДЛОВСКОЙ ОБЛАСТИ С ОБЪЕКТОВ ЯДЕРНОГО ТОПЛИВНОГО ЦИКЛА, РАСПОЛОЖЕННЫХ В ЧЕЛЯБИНСКОЙ ОБЛАСТИ

Коржавин А.В., Трапезников А.В., Трапезникова В.Н., Лисовских В.Г., Николкин В.Н.

Институт экологии растений и животных УрО РАН, Екатеринбург, Россия

Представлена модель радиоэкологического мониторинга на пути воздушного переноса радионуклидов на территорию Свердловской области с объектов ядерного топливного цикла, расположенных в Челябинской области, предусматривающая определение содержания долгоживущих дозообразующих радионуклидов: стронция – 90, цезия – 137, плутония – 239, 240 в объектах окружающей среды, играющих роль природных планшетов, которыми являются снежный покров, верхний слой почвы и вода открытых водоемов. Показано, что плотность загрязнения снежного покрова $^{239,240}\text{Pu}$ на участках, расположенных на пути вероятного воздушного переноса, на протяжении ряда лет несколько выше, чем в контрольной точке, характеризующей уровень глобальных выпадений. Плотность загрязнения почвенного покрова на всех реперных участках также несколько выше, чем в контрольной точке.

Радиоэкологическая обстановка в Свердловской области, как и в целом в Уральском регионе, неразрывно связана с деятельностью Производственного объединения «Маяк». За период деятельности ПО «Маяк» произошло несколько крупных техногенных катастроф, сопровождающихся поступлением радиоактивных веществ в окружающую среду и загрязнением обширных территорий. Наиболее значимой для Свердловской области является авария 1957 года, когда в результате взрыва емкости для хранения нитроацетатных солей в окружающую среду было выброшено около 740 ПБк радиоактивных веществ, из которых 74 ПБк были рассеяны ветром в северо-восточном направлении, обусловив радиоактивное загрязнение северной части Челябинской, южной части Свердловской и небольшой территории Тюменской областей. Названная Восточно-Уральским радиоактивным следом (ВУРС), эта территория в границах минимально детектируемых уровней радиоактивного загрязнения – 3,7 ГБк стронция – 90 на квадратный километр имела площадь около 20 тыс. км². В Свердловской области наибольшему радиоактивному загрязнению подверглись территории Каменского, Богдановичского и Камышловского районов. В настоящий момент территория ВУРСа в пределах Свердловской области включает 267 населенных пунктов, в том числе города Каменск-Уральский, Камышлов, Талица и поселки городского типа Пышма и Троицкое [3].

В первые годы существования ПО «Маяк» из-за несовершенства используемого газоочистного оборудования существенный дополнительный вклад в облучение населения южной части Свердловской области, проживающего на территории ВУРСа, вне-

сли газоаэрозольные выбросы радионуклидов в атмосферу [4].

Радиационное воздействие на население в результате выбросов радионуклидов в атмосферу прослеживалось на расстоянии до 60–70 км от ПО «Маяк». Со временем мощность выбросов в атмосферу существенно снизилась в сотни и тысячи раз благодаря повышению эффективности систем газоочистки и усовершенствованию технологии. По данным ПО «Маяк» в настоящее время выбросы радионуклидов в атмосферу из труб предприятия в штатном режиме не оказывают заметного влияния на формирование радиационной обстановки и облучение населения. Вклад текущих выбросов в облучение жителей Озёрска в настоящее время не превышает 0,5% [5].

Схема радиоэкологического мониторинга ПО «Маяк» включает в себя контроль за территориями, расположенными в восточном, северо-восточном и юго-восточном направлениях и распространяется на расстояние до 70 км от предприятия [1]. На основании этих данных в северо-восточном направлении на территории Свердловской области были выбраны реперные участки за пределами 70-километровой зоны мониторинга ПО «Маяк». Расположение выбранных участков на территории Свердловской области является как бы логическим продолжением схемы мониторинга ПО «Маяк», а с другой стороны обеспечивает максимальный контроль территории вероятного аэрозольного переноса (рисунок 1).

Цель данной работы – изучить возможность воздушной миграции техногенных радионуклидов за пределы зоны контроля ПО «Маяк» на территорию Свердловской области при работе предприятия в штатном режиме.

**ВОЗДУШНЫЙ ПЕРЕНОС ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239,240}\text{Pu}$ НА ТЕРРИТОРИЮ СВЕРДЛОВСКОЙ ОБЛАСТИ
С ОБЪЕКТОВ ЯДЕРНОГО ТОПЛИВНОГО ЦИКЛА, РАСПОЛОЖЕННЫХ В ЧЕЛЯБИНСКОЙ ОБЛАСТИ**

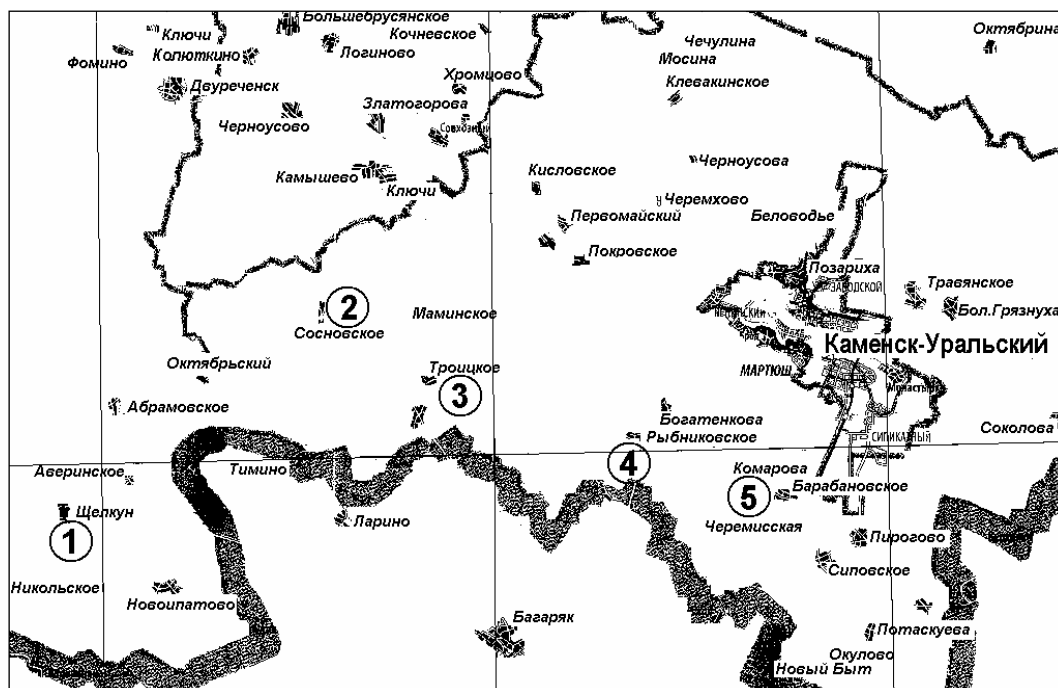


Рисунок 1. Расположение участков контроля на территории Свердловской области

Их названия соответствуют населенным пунктам, вблизи которых они расположены. Координаты точек на местности определяли при помощи спутниковой навигационной системы GPS (таблица 1).

Для определения фоновых значений содержания радионуклидов в исследуемых объектах предложена «контрольная точка», которая расположена за зоной предполагаемого влияния ПО «Маяк» (рисунок 2).

На каждом выбранном участке расположен непроточный или слабопроточный водоем (озеро или искусственный водоем). Предлагаемая модель радиоэкологического мониторинга включает в себя определение содержания долгоживущих дозообразующих радионуклидов: стронция - 90, цезия - 137 и плутония - 239, 240 в объектах окружающей среды, которые играют роль природных планшетов. К таким объектам можно отнести снежный покров, верхний 0-15 см слой почвы и воду открытых водоемов. Снежный покров аккумулирует газоаэрозольные выпадения предприятий ЯТЦ в осенне-зимний период, а почвенный - даёт интегральную их характеристику. Водная поверхность открытых водоемов собирает атмосферные выпадения радионуклидов в

течение всего года, а также с территории водосбора после таяния снега и с дождевыми водами, которые в дальнейшем аккумулируются в донных отложениях водоемов.

Таблица 1. Географические координаты мест отбора проб

№ п/п	Место отбора проб	Географические координаты
1	Д. Комарова, Каменский район, пруд	N 56°18,762' E 61°47,748'
2	С. Щелкун, Сысертский район, оз. Щелкунское	N 56°16,638' E 60°55,492'
3	С. Сосновское, Каменский район, оз. Сосновское	N 56°26,715' E 61°15,111'
4	С. Троицкое, Каменский район, оз. Карасье	N 56°23,161' E 61°25,682'
5	Д. Рыбниково, Каменский район, оз. Червяное	N 56°20,350' E 61°39,437'
6	Пос. Малышева, Рефтинский пруд (контрольная точка)	N 57°05,657' E 61°29,400'

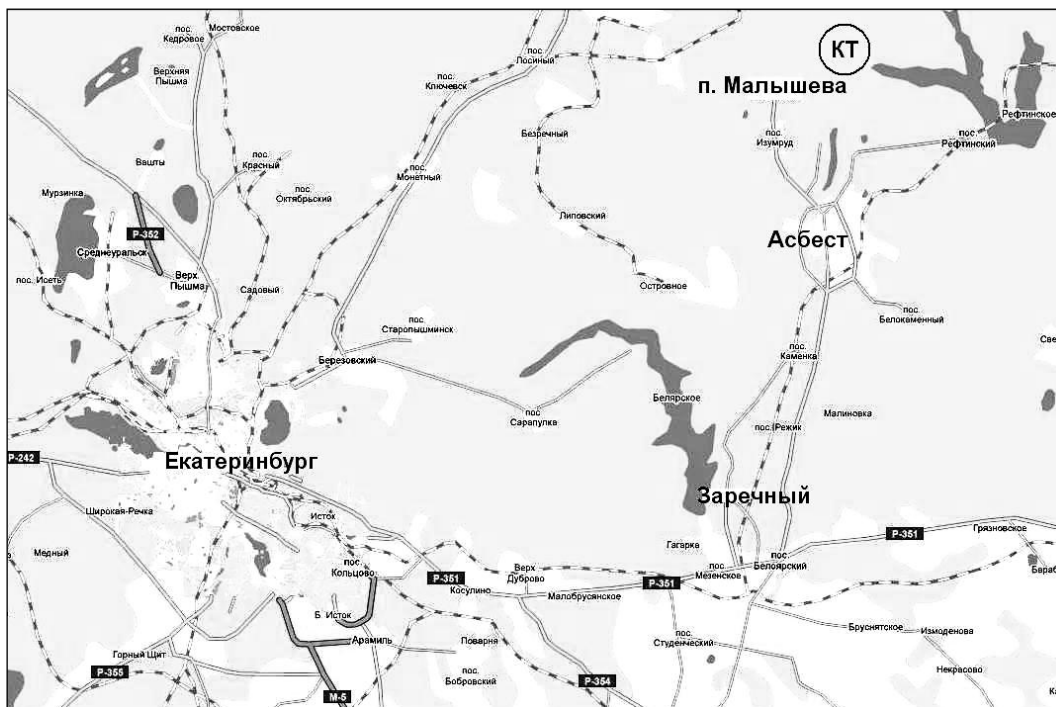


Рисунок 2. Расположение контрольной точки (КТ)

1. ОБЪЕКТЫ, МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ И ИСПОЛЪЗУЕМОЕ ОБОРУДОВАНИЕ

Отбор проб снега проводился в конце зимнего снегостояния (март – начало апреля) с участков размером 3×3 или 4×4 м в зависимости от глубины снежного покрова по две повторности в каждом реперном участке. Снег собирали в большие полиэтиленовые мешки, маркировали, перевозили на Биофизическую станцию Института экологии растений и животных УрО РАН, где снег растапливали, талую воду сливали в алюминиевые фляги и сразу подкисляли соляной кислотой для предотвращения сорбции на стенках сосудов. Для получения достоверных результатов содержания радионуклидов в снежном покрове необходимо большое количество исходного материала, поэтому объём талой воды, полученной из одной пробы снега, составлял от 913 до 1125 литров в зависимости от толщины снежного покрова.

Талую воду отфильтровывали через ватные фильтры от механических примесей и выпаривали в специальных котлах до получения концентрата объёмом 1-2 литра, который также выпаривали в химической посуде до сухого остатка. Сухой остаток доводили до постоянного веса при температуре 450-500°C и проводили измерения гамма-, бета- и альфа-активности присутствующих радионуклидов.

Пробы воды из водоемов отбирали в алюминиевые фляги и также подкисляли соляной кислотой. Для получения объективных результатов все пробы воды отбирали в двух повторностях по 110-120 литров в каждой. В лабораторных условиях пробы выпаривали до сухого остатка.

Отбор почвенных проб проводили по углам равностороннего треугольника с длиной стороны 10 м. В этом случае усредненная (из 3-х) проба представляет характерно площадь 0,01 км². Эта методика была успешно использована на протяжении ряда лет при радиоэкологическом обследовании загрязненных территорий Уральского региона и опубликована в работе [2].

Пробы грунтов отбирали из полнопрофильных разрезов. После заглупления разреза на необходимую глубину, один край выравнивали и из него последовательно снимали пробы в виде рамки 20×20 см, последовательно снимая слои по 5 см до глубины 30-35 см в зависимости от характера грунта. Пробы маркировали и упаковывали в двойные полиэтиленовые пакеты для временного хранения и транспортировки. В лабораторных условиях пробы высушивали, взвешивали, перемалывали на шаровой мельнице и просеивали через сито с ячейкой 1 мм.

Измерение активности ^{137}Cs проводили на гамма-спектрометре фирмы “Canberra Packard” (Model S400 Genie-PC Spectroscopy System, США) с германиевым детектором коаксиального типа с рабочим объёмом кристалла 117 см³ и энергетическим разрешением 1,77 КэВ по гамма-линии радионуклида ^{137}Cs - 661,2 КэВ, помещенным в штатную свинцовую защиту и охлаждаемым с помощью криостата с жидким азотом. Программное обеспечение OS ½ при ошибке измерения не более 5-15%.

Содержание ^{90}Sr в снегу определяли непосредственно в образцах сухого остатка или на оксалатных концентратах после радиохимического выделения суммарного осадка оксалатов стронция и кальция. Из-

мерения бета - активности проводили на гамма - бета спектрометре со сцинтилляционным детектором с программным обеспечением «Прогресс» или на малофоновой установке УМФ-2000. Пределы обнаружения ^{137}Cs в природных объектах с учетом методов подготовки проб составляли: 1 Бк/кг в почвах и 0,1 Бк/м³ в воде, ^{90}Sr – соответственно – 0,6 Бк/кг и 5 Бк/м³.

Для определения содержания изотопов плутония в пробах почвы и воды использовали модифицированную методику, разработанную сотрудниками RISØ National Laboratory (Дания) [6]. Она включает в себя: выщелачивание образца смесью кислот; 2-х кратную очистку раствора на ионообменной колонке; электролитическое осаждение и альфа- спектрометрию полученных образцов. Определение изотопного состава полученного образца проводили на спектрометре типа «Alpha Analyst» (США) с полупроводниковыми детекторами (PIPS) и программным обеспечением GENIE-2000. Ошибка счета не превышала 15%, а нижний предел определения составлял 0,1 Бк/кг.

2. РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ, ИХ АНАЛИЗ И ОБСУЖДЕНИЕ

2.1. Содержание радионуклидов в снежном покрове

По соотношению плотности загрязнения снежного покрова реперных участков и контрольной точки можно сказать, что присутствие ^{137}Cs и ^{90}Sr на всех обследованных участках в основном обусловлено глобальными выпадениями. При этом имеет место определенная ежегодная вариабельность в виде всплесков и понижений на отдельных участках, которые, по всей видимости, связаны с рядом атмосферных явлений и неравномерным выпадением осадков на обследованной территории.

Несколько иная картина наблюдается при анализе плотности загрязнения снежного покрова $^{239,240}\text{Pu}$ (рисунок 3). В 2008 году в снежном покрове реперных участков Сосновское и Рыбниковское было отмечено увеличение содержания данного радионуклида. Так, на участке в районе с. Сосновское плотность загрязнения снежного покрова $^{239,240}\text{Pu}$ по сравнению с предыдущим годом увеличилась в 8,8 раза, а по отношению к показателю 2006 года – в 38 раз. В снежном покрове участка с. Рыбниковское содержание $^{239,240}\text{Pu}$ в 2008 году возросло в 68 раз, и было в 27 раз выше по сравнению с контрольной точкой. На протяжении последних трех лет в районе с. Рыбниковское плотность загрязнения снежного покрова $^{239,240}\text{Pu}$ была выше, чем в контрольной точке. В 2009 и 2010 гг. было отмечено последовательное увеличение содержания $^{239,240}\text{Pu}$ в снежном покрове на участке д. Комарова. Так же в 2010 г. наблюдается некоторое увеличение содержания данного радионуклида на реперных участках в районе н.п. Щелкун и Троицкое.

При этом следует отметить, что в количественном отношении ежегодные колебания содержания $^{239,240}\text{Pu}$ в снежном покрове очень незначительны, поэтому, в данном случае так же важна динамика его изменения на протяжении ряда лет. Устойчивое превышение на протяжении нескольких лет над показателями контрольной точки может свидетельствовать о наличии определенной закономерности и присутствии дополнительных атмосферных выпадений, отличающихся от глобального уровня.

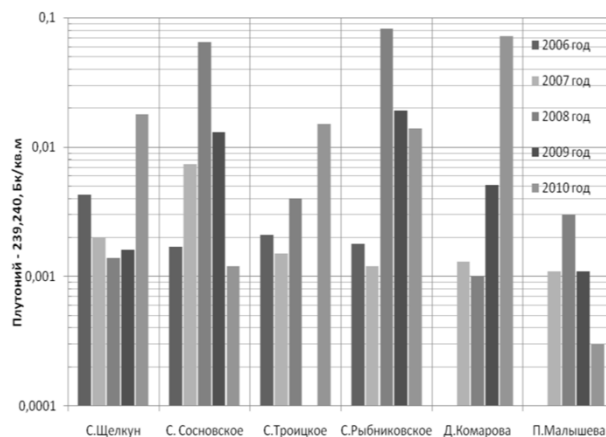


Рисунок 3. Плотность загрязнения снежного покрова плутонием– 239,240 в 2006-2010 гг.

Количественные показатели плотности загрязнения снежного покрова $^{239,240}\text{Pu}$ являются минимальными, соответствуют сотым и тысячным долям Бк в расчете на квадратный метр и пока не могут оказывать существенного влияния на радиационную обстановку исследованных участков.

2.2. Содержание радионуклидов в воде открытых водоемов

На рисунках 4, 5 и 6 представлена объемная активность радионуклидов в воде обследованных водоемов за четыре последних года.

В течении указанного периода наиболее низкое содержание ^{137}Cs было отмечено в воде оз. Карасье (с. Троицкое). В озерах Щелкун, Сосновское и Червяное объемная активность ^{137}Cs в воде несколько выше, чем в водоеме контрольной точки (водоем п. Малышева). Наиболее высокое содержание ^{90}Sr было отмечено в воде оз. Червяное. Это вполне объяснимо, поскольку данный водоем находится на территории ВУРСа, а основным компонентом из долгоживущих радионуклидов при радиационной аварии 1957г. являлся именно ^{90}Sr . Следует отметить, что за период наблюдения с 2007 по 2010 гг. прослеживалась определенная тенденция снижения объемной активности ^{90}Sr , которая стабилизировалась за два последних года на уровне 0,15 Бк/л. Стабильно низкое содержание ^{90}Sr за весь период наблюдения отмечено в водоеме контрольной точки.

**ВОЗДУШНЫЙ ПЕРЕНОС ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239,240}\text{Pu}$ НА ТЕРРИТОРИЮ СВЕРДЛОВСКОЙ ОБЛАСТИ
С ОБЪЕКТОВ ЯДЕРНОГО ТОПЛИВНОГО ЦИКЛА, РАСПОЛОЖЕННЫХ В ЧЕЛЯБИНСКОЙ ОБЛАСТИ**

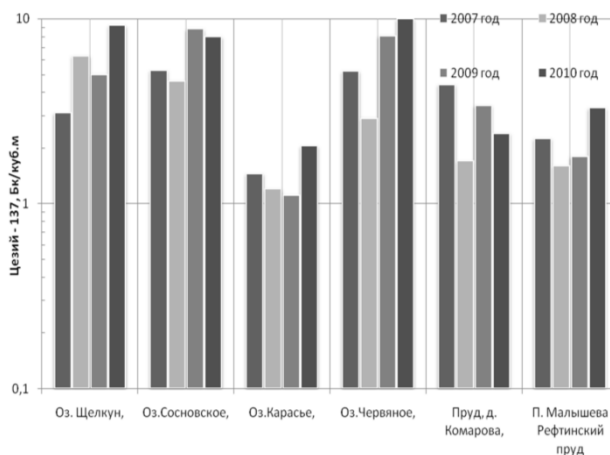


Рисунок 4. Объемная активность цезия-137 в пробах воды открытых водоемов в 2007-2010 гг.

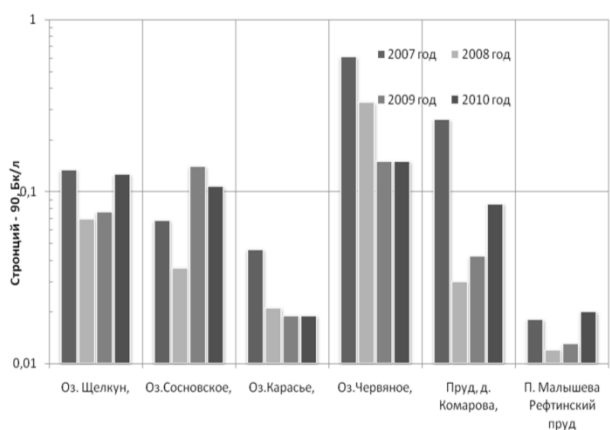


Рисунок 5. Объемная активность стронция – 90 в пробах воды открытых водоемов в 2007-2010 гг.

Также в воде озера Червяное наблюдается более высокое содержание $^{239,240}\text{Pu}$, превышающее показатели контрольной точки, причем с некоторой тенденцией роста в 2010 году.

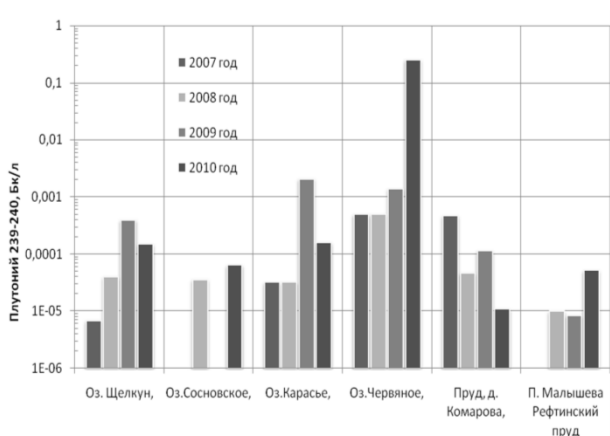


Рисунок 6. Объемная активность плутония – 239,240 в пробах воды открытых водоемов в 2007-2010 гг.

Несмотря на представленную динамику, с точки зрения радиационной безопасности обследованные водоемы в целом можно считать благополучными. Согласно Нормам радиационной безопасности (НРБ – 99/2009) уровни вмешательства при содержании в воде отдельных радионуклидов составляют: ^{137}Cs – 11 Бк/кг, ^{90}Sr – 4,9 Бк/кг, $^{239,240}\text{Pu}$ – 0,55 Бк/кг. Наиболее высокое содержание ^{137}Cs отмечено в озерах Червяное и Сосновское, которое составило, соответственно, 8,1 и 8,8 Бк/м³, что на три порядка величин ниже уровня вмешательства. В тех же водоемах наблюдалось более высокое содержание ^{90}Sr , равное 0,15 и 0,14 Бк/кг, что также значительно ниже допустимого уровня. Объемная активность $^{239,240}\text{Pu}$ составила от тысячных долей Бк/л и ниже, что также на два порядка ниже уровня вмешательства.

2.3. Содержание ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239,240}\text{Pu}$ в почве

Динамика плотности загрязнения почвы радионуклидами за ряд лет представлена на рисунках 7-9. Показано, что плотность поверхностного загрязнения реперных участков ^{137}Cs и ^{90}Sr за период наблюдения не стабильна, сопровождается единичными подъемами и снижениями и отражает природную неравномерность распределения радионуклидов в почвенных слоях.

Уровень поверхностного загрязнения почвы $^{239,240}\text{Pu}$ на реперных участках несколько выше, чем в контрольной точке. Участки с более высокой плотностью загрязнения $^{239,240}\text{Pu}$ расположены в районе населенных пунктов Троицкое, Рыбниковское, а с 2009 года - и Комарова, что в ряде случаев совпадает с данными по содержанию радионуклида в снежном покрове.

Фоновый уровень радионуклидного загрязнения почвенно-растительного покрова сформировался в 50-60 гг. XX века за счет глобального загрязнения биосферы в период массированного испытания ядерного оружия.

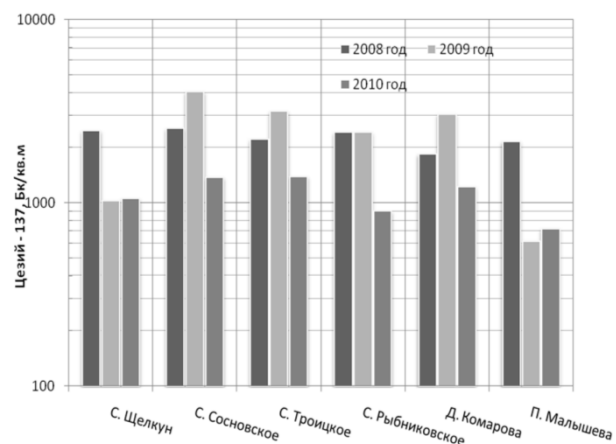


Рисунок 7. Поверхностное загрязнение почвы ^{137}Cs в 2008-2010 гг.

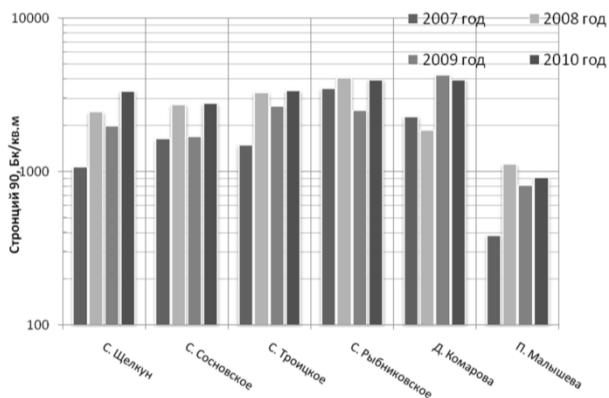


Рисунок 8. Поверхностное загрязнение почвы ^{90}Sr в 2007-2010 гг.

В настоящее время его оценка представляет довольно трудную задачу, так как в регионах с высокой техногенной нагрузкой, как правило, имеются источники дополнительного поступления радионуклидов в окружающую среду. Это подтверждают данные об уровнях глобальных выпадений на участках в разных почвенно-климатических зонах.

В пределах Уральского региона, а также на большей части Свердловской области реальное содержание ^{90}Sr в почве составляет 1,6-1,8 кБк/м²; ^{137}Cs – 3-4 кБк/м²; изотопов Pu – 80-200 Бк/м², что усредненно можно считать фоновыми значениями для Свердловской области [2].

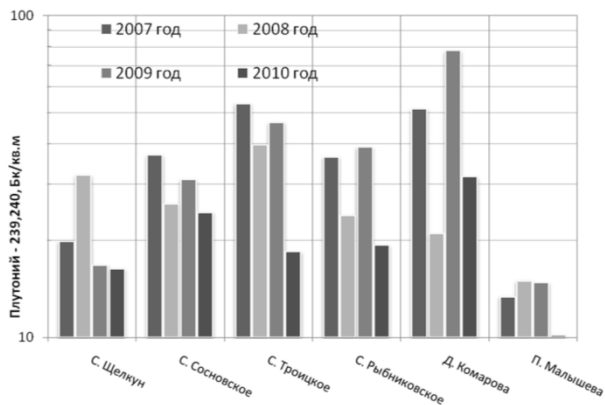


Рисунок 9. Поверхностное загрязнение почвы $^{239,240}\text{Pu}$ в 2007-2010 гг.

Следует отметить, что плотность поверхностного загрязнения почв даже в пределах одного региона может существенно различаться. Так, только за один сезон на территории Свердловской области нами получены значения плотности загрязнения ^{137}Cs от 614 до 4013 Бк/м², по ^{90}Sr – от 808 до 4245 Бк/м², по $^{239,240}\text{Pu}$ – от 14,8 до 77,9 Бк/м². Значительные колебания поверхностного загрязнения почв отражают природную гетерогенность, характерную для объектов природной среды и зависят от многих факторов, включая характеристику самой почвы, особенности рельефа местности и радиационную ситуацию, сложившуюся за предыдущие годы.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Плотность загрязнения снежного покрова ^{90}Sr и ^{137}Cs на реперных участках сопоставима с контрольной точкой, что может являться следствием глобальных выпадений. Плотность загрязнения снежного покрова $^{239,240}\text{Pu}$ на участках в н.п. Рыбниковское и Комарова на протяжении ряда лет выше, чем в контрольной точке. Таким образом, на данных участках в зимний период возможны выпадения $^{239,240}\text{Pu}$, отличающиеся от уровней глобальных выпадений. В количественном отношении плотность загрязнения снежного покрова $^{239,240}\text{Pu}$ минимальна и соответствует тысячным долям Бк в расчете на квадратный метр.

2. Объемная активность радионуклидов в воде открытых водоемов на два-три порядка величин ниже уровня вмешательства. Объемная активность ^{137}Cs в воде водоемов реперных участков сопоставима с водоемом контрольной точки. Более высокое содержание ^{90}Sr отмечено в воде оз. Червяное, поскольку данный водоем находится на территории ВУРСа. Также данный водоем характерен более высоким содержанием $^{239,240}\text{Pu}$ с некоторой тенденцией увеличения в 2010 году.

3. Плотность загрязнения почвенного покрова колеблется в достаточно широких пределах, но не превышает фоновый уровень, принятый для Уральского региона. На всех реперных участках плотность загрязнения несколько выше, чем в контрольной точке.

Работа выполнена при финансовой поддержке грантов РФФИ № 10-08-96021-р_урал_a, № 10-05-00516-a и интеграционного проекта с СО РАН № 09-С-4-1019.

ЛИТЕРАТУРА

1. Бакуров А.С. Обобщение многолетних результатов радиационного мониторинга в зоне влияния ПО «Маяк» / А.С. Бакуров, Г.П. Шейн, Г.М. Аксенов, С.И. Ровный // Опыт преодоления последствий техногенных аварий и развитие атомных технологий: материалы научно-практической конф., посвященной 50-летию аварии на ПО «МАЯК» (Челябинск, 25-26 сентября 2007 года). - Челябинск: Челябинский институт ФГОУ ВПО «Уральская академия государственной службы», 2007. – С. 8-25.
2. Молчанова И. В. Радиоэкологические исследования почвенно-растительного покрова / И.В. Молчанова, Е.Н. Караваева, Л.Н. Михайловская. - Екатеринбург: Изд-во УрО РАН, 2006. - 87 с.
3. Последствия техногенного радиационного воздействия и проблемы реабилитации Уральского региона / под общей ред. С.К. Шойгу. - М.: Изд. «Комтехпринт», 2002. - 287 с.

4. Трапезников А.В. Радиоэкологическая ситуация в Уральском регионе. Учебно-методические рекомендации / А.В. Трапезников, В.Н. Трапезникова, И.М. Донник, И.А. Шкуратова. - Екатеринбург: Уральское изд-во, 2006. – 45 с.
5. Челябинская область: ликвидация последствий радиационных аварий / под редакцией проф. А.В. Аклеева: 2-е изд., испр. и доп. - Челябинск: Юж.-Урал. кн. изд-во, 2006. – 344 с.
6. Chen Q. Determination of plutonium in environmental samples by controlled valence in anion exchange / Q.Chen, A. Aarkrog, S. P. Nielsen [et al.]. // J. Radioanalyt and Nuclear Chem. - 1993. - V. 172. - № 2. - P. 281–288.

**ЧЕЛЯБИНСК ОБЛЫСЫНДА ОРНАЛАСҚАН ЯДРОЛЫҚ ОТЫН ЦИКЛЫ НЫСАНДАРЫНАН
СВЕРДЛОВСК ОБЛЫСЫНЫҢ АУМАҒЫНА ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239,240}\text{Pu}$ АУА АРҚЫЛЫ ТАСЫМАЛДАНУЫ**

Коржавин А.В., Трапезников А.В., Трапезникова В.Н., Лисовских В.Г., Николкин В.Н.

РФА УрО Өсімдіктер мен жануарлар экологиясы институты, Екатеринбург, Ресей

Представлена модель радиоэкологического мониторинга на пути воздушного переноса радионуклидов на территорию Свердловской области с объектов ядерного топливного цикла, расположенных в Челябинской области, предусматривающая определение содержания долгоживущих дозообразующих радионуклидов: стронция -90, цезия – 137, плутония – 239, 240 в объектах окружающей среды, играющих роль природных планшетов, которыми являются снежный покров, верхний слой почвы и вода открытых водоемов. Показано, что плотность загрязнения снежного покрова $^{239,240}\text{Pu}$ на участках, расположенных на пути вероятного воздушного переноса, на протяжении ряда лет несколько выше, чем в контрольной точке, характеризующей уровень глобальных выпадений. Плотность загрязнения почвенного покрова на всех реперных участках также несколько выше, чем в контрольной точке.

**AIR OVERCARRYING ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239,240}\text{Pu}$ ON TERRITORY OF SVERDLOVSKAJA OBLAST'
FROM THE NUCLEAR FUEL CYCLE OBJECTS, LOCATED IN THE CHELYABINSKAJA OBLAST'**

A.V. Korzhavin, A.V. Trapeznikov, V.N. Trapeznikova, V.G. Lisovsky, V.N. Nikolkin

Institute of Plant and Animal Ecology, UB RAS, Yekaterinburg, Russia

The radioecological monitoring model on a way of radioactive nuclides air overcarrying on territory of Sverdlovskaja oblast' from the nuclear fuel cycle objects located in the Chelyabinskaja oblast' is presented, providing definition of the long-living dose-forming radioactive nuclides content: strontium-90, cesium - 137, plutonium - 239, 240 in the objects of environment, playing a role of natural plansheets, which are a snow mantle, the upper layer of earth and water of open reservoirs. It is shown that a snow mantle $^{239,240}\text{Pu}$ pollution density on the sites located on a probable air overcarrying way, throughout a number of years a little above than in the control point, characterizing level of global losses pollution. The soil mantle pollution density on all reference points also a little above, than in a control point.

УДК 577.4:504.4.054:539.16

РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ РЯДА ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ НА ТЕРРИТОРИИ НЕФТЕЮГАНСКОГО РАЙОНА ХАНТЫ-МАНСИЙСКОГО АВТОНОМНОГО ОКРУГА - ЮГРЫ

¹⁾Трапезников А.В., ¹⁾Коржавин А.В., ¹⁾Трапезникова В.Н.,
¹⁾Николкин В.Н., ¹⁾Лисовских В.Г., ²⁾Мигунов В.И., ²⁾Чубаров Я.Г.

¹⁾Институт экологии растений и животных УрО РАН, Екатеринбург, Россия

²⁾Департамент гражданской защиты населения Ханты-Мансийского автономного округа - Югры, Россия

Представлены результаты радиозоологических исследований (проведённых 2008-2009гг) в воды, донных и пойменных отложений, рыбы малых рек: Лев, Самсоновка и Вандрас, расположенных в южной части Ханты-Мансийского автономного округа и относящихся к бассейну реки Обь.

Установлено, что пойма реки Самсоновская подвержена радиоактивному загрязнению, превышающему глобальный фоновый уровень. Основным радиоактивным элементом, присутствующим в составе радиоактивного загрязнения является ¹³⁷Cs.

В одной пробе окуня, отловленного из реки Самсоновская в 2009, содержание ⁹⁰Sr, составило (106 ± 5) Бк/кг, что достоверно превышает безопасный уровень содержания ⁹⁰Sr (до 100 Бк/кг) в пищевой рыбе.

Для выяснения причин загрязнения данного водоема долгоживущими радионуклидами обоснована необходимость продолжения и расширения границ проводимых радиозоологических исследований малых рек и водоёмов расположенных в южной части Ханты-Мансийского автономного округа и относящихся к бассейну реки Обь.

Ханты-Мансийский автономный округ - Югра (ХМАО) находится в центре Западно-Сибирской равнины. На севере округ граничит с Ямало-Ненецким автономным округом, на северо-западе - с Республикой Коми, на юго-западе - со Свердловской областью, на юге - с Тюменской областью, на юго-востоке и востоке - с Томской областью и Красноярским краем.

Площадь округа 534,8 тысячи квадратных километров, что превосходит большинство европейских государств, например, Германии или Голландии. Протяженность с севера на юг составляет 900 километров, с запада на восток - 1400 километров. Общая протяженность внешних границ округа достигает 4750 км.

В округе насчитывается около 30 тысяч рек и около 290 тысяч озер. К категории больших относятся озера: Кондинский Сор, Леушинский Туман, Вандэмтор и Тромэмтор. Водоёмы богаты рыбой (насчитывается 42 вида), в том числе ценных пород: осетр, нельма, муксун, реликтовая сосьвинская сельдь, пелядь. [6;8].

Данная работа, выполненная в 2008-2009г.г., является частью многолетних крупномасштабных мониторинговых исследований, выполняемых в границах округа на протяжении 2004-2010 гг. Целью этих мониторинговых исследований является изучение радиозоологического и гидрохимического состояния поверхностных водных объектов, расположенных на территории Ханты-Мансийского автономного округа - Югры (ХМАО), включая крупнейшие реки Западной Сибири - Обь и Иртыш. Протяженность Оби и Иртыша по территории округа составляет 1150 километров и 254 километра соответственно. Вместе с многочисленными притоками, старицами, озерами и болотами эти реки образуют обширную гидрографическую сеть.

Основными объектами исследования являлись вода, донные отложения, пойменные почвы и рыба малых рек Самсоновская (местное название *Самсоновка*), Лев и Вандрас. Эти реки несут свои воды (через реку Большой Салым) в реку Обь.

Экологическая обстановка в бассейне реки Оби характеризуется как крайне напряженная. Негативное воздействие на качество вод оказывают промышленно развитые районы Тюменской области, Урала, Кузбасса, Алтая, Новосибирской и Омской областей, коммунальное хозяйство всех населенных пунктов. По объему сбрасываемых со сточными водами загрязняющих веществ бассейн реки Оби уступает только Волге.

По-прежнему актуальной проблемой является радиоактивное загрязнение рек долгоживущими радионуклидами. В бассейне Обь-Иртышской речной системы на территории Свердловской, Челябинской и Томской областей функционирует ряд предприятий атомного профиля, являющихся источниками поступления техногенных радионуклидов в открытые водоемы. В бассейне Оби и ее притока р. Томь находится территория, загрязненная после радиационной аварии на Сибирском химкомбинате в 1993 году, границы распространения которой и степень влияния на Обскую речную систему, к сожалению, пока недостаточно хорошо изучены [4].

1. ОБЪЕКТЫ, МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ И ИСПОЛЬЗУЕМОЕ ОБОРУДОВАНИЕ

Для ежегодных исследований на реках выбраны и обозначены постоянные створы, в которых проводится отбор проб воды, донных отложений и пойменных почв для радиозоологических и химических исследований. Место расположения постоянных створов определяли при помощи спутниковой навигационной системы GPS. Расположение створов и их координаты представлены в таблице 1 и на рисунке 1.

**РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ РЯДА ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ НА ТЕРРИТОРИИ
НЕФТЕЮГАНСТКОГО РАЙОНА ХАНТЫ-МАНСИЙСКОГО АВТОНОМНОГО ОКРУГА - ЮГРЫ**

Таблица 1. Координаты створов на реках

№ створа	Наименование водоема	Координаты
1МС	р. Самсоновская (Самсоновка) перед впадением в неё реки Малый Сор	59° 54,545' N 71° 12,272' E
1	р. Самсоновская (Самсоновка), автодорожный мост	59° 58,171' N 71° 17,702' E
1ЖдМ	р. Самсоновская (Самсоновка), железнодорожный мост	59° 59,457' N 71° 13,288' E
2	р. Лев	60° 01,336' N 71° 21,959' E
3	р. Вандрас	60° 04,650' N 71° 27,827' E

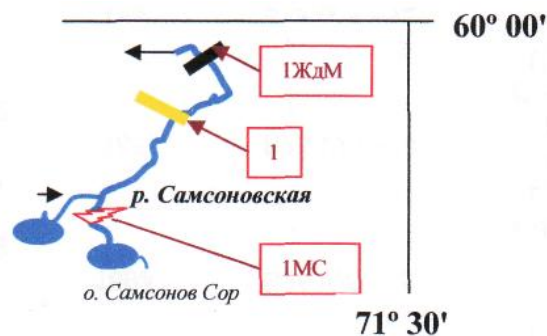
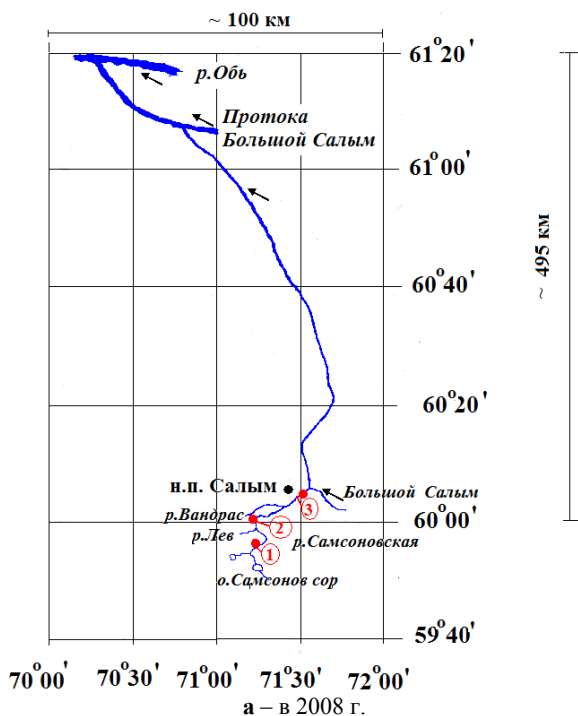


Рисунок 1. Карта схема отбора проб

Отбор проб воды для спектрометрического и гидрохимического исследования проводился в соответствии с [2]. Пробы воды для спектрометрии отбирали в алюминиевые фляги и сразу подкисляли небольшим количеством соляной кислоты, предотвращая сорбцию радионуклидов на стенках сосудов. Для получения объективных результатов все пробы воды отбирали в двух параллельных повторностях по 110-120 литров в каждой. В лабораторных условиях пробы выпаривали до сухого остатка.

Методика отбора и подготовки почвенных проб подробно описана в [5]. При взятии проб почвы составляли среднюю пробу из 5-ти образцов, которые отбирали по методу конверта по углам и на пересечении диагоналей. Такой конверт имеет площадь (100 – 400)м² и представительно описывает территорию от 0.05 км² до 0.10 км². При необходимости брали большее количество проб в ячейках меньшей площадью, например, по углам равностороннего треугольника с длиной стороны 10м. Усредненная

(из 3-х) проба в этом случае представительно характеризует площадь 0,01 км².

Пробы пойменных почв отбирали из полнопрофильных разрезов. После заглупления разреза на необходимую глубину, один край выравнивали и из него послойно отбирали пробы в виде рамки 30×30 см, последовательно снимая слои по 5см до глубины до 40см, сразу же разделяя их на две параллельные пробы. В каждом реперном участке отбор проб почв проводили из трех полнопрофильных разрезов, расположенных в виде равностороннего треугольника со стороной 10 метров. Таким образом, в каждом створе отбирали не менее 48 проб почвы. Пробы маркировали и упаковывали в двойные полиэтиленовые пакеты для временного хранения и транспортировки. В лабораторных условиях образцы просушивали, взвешивали, перемалывали в шаровой мельнице и просеивали через сито с квадратными ячейками 1 мм.

Образцы донных отложений отбирали в соответствии с [3], с помощью специального пробоотборника с площадью сечения 38,5 см² до глубины

(20-30)см. После извлечения из пробоотборника каждый керн разделяли на сегменты по 5 см, маркировали и упаковывали в двойные полиэтиленовые пакеты.

Определение ^{137}Cs проводили на гамма-спектрометре «Canberra Packard» (США) с охлаждаемым германиевым полупроводниковым детектором при ошибке счета 5-15%. Содержание ^{90}Sr определяли в образцах сухого остатка проб воды после выпаривания и в оксалатных концентратах из нативных проб грунтов на бета-спектрометре «ПРОГРЕСС» со сцинтилляционным детектором с ошибкой определения не выше 30% (установка спектрометрическая МКС-01А "Мультирад". Пределы обнаружения ^{137}Cs в природных объектах с учетом методов пробоподготовки составляли: 1 Бк/кг в грунтах и 0,1 Бк/м³ в воде, ^{90}Sr – соответственно – 0,6 Бк/кг и 5 Бк/м³.

Для радиохимических исследований пробы рыбы фиксировали методом сухого посола. Каждый вид рыбы отбирали в двух-трех повторностях, маркировали и упаковывали в двойные полиэтиленовые мешки.

Полученные результаты обрабатывали методом вариационной статистики с определением средней арифметической и её стандартной ошибки. Достоверность разницы определяли по таблице Стьюдента. Разницу показателей считали достоверной при $p < 0,05$.

2. РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ, ИХ АНАЛИЗ И ОБСУЖДЕНИЕ

2.1. Результаты гамма - спектрометрических исследований

В двух створах реки Самсоновская в 2009 г. была проведена подробная гамма – съемка обследуемых участков. Для проведения гамма – съемки использовался прибор ДРГ – 01. Замеры интенсивности экспозиционной дозы (мощности гамма- излучения в воздухе) проводились на разном уровне от поверхности почвы: 1-е измерение – на высоте 1 м над по-

верхностью почвы, 2-е – непосредственно на поверхности почвы, 3-е – у уреза воды. В каждой точке замеры выполнялись трехкратно. Результаты гамма-съемки обследованных участков приведены в таблице 2. Таким образом, на обоих обследованных участках более высокий уровень мощности гамма-излучения наблюдается у уреза воды. На высоте 1 м мощность гамма – излучения во всех точках контроля была практически одинакова. На поверхности почвы мощность гамма – излучения был несколько выше в створе 1, расположенном возле автомобильного моста. В среднем же мощность гамма-фона на реке Самсоновская не превышает среднестатистических значений для территории Ханты-Мансийского автономного округа.

2.2. Содержание радионуклидов в воде

Пробы воды в исследованных реках для получения объективных результатов отобраны в двух повторностях. Учитывая сложность и длительность радиохимического определения ^{90}Sr и $^{239,240}\text{Pu}$, для их анализа были использованы объединенные пробы. Результаты определения содержания радионуклидов в воде приведены в таблице 3.

Согласно Нормам радиационной безопасности [7] уровни вмешательства при содержании в воде отдельных радионуклидов составляют: ^{137}Cs – 11 кБк/м³, ^{90}Sr – 4,9 кБк/м³, $^{239,240}\text{Pu}$ – 0,56 кБк/м³., поэтому содержание представленных радионуклидов в воде рек существенно ниже уровня вмешательства. Объемная активность ^{137}Cs на три порядка величин ниже уровня вмешательства. Объемная активность ^{90}Sr ниже на два порядка, а $^{239,240}\text{Pu}$ на три порядка величин ниже уровня вмешательства. Видно, что вода в реках по содержанию радионуклидов на момент отбора проб не могла являться источником загрязнения.

Таблица 2. Интенсивность экспозиционной дозы на р. Самсоновская (2009г.)

Точка замера	Средняя из трёх замеров интенсивность экспозиционной дозы, мкР/ч	
	Створ 1	Створ 1ЖдМ
Один метр над поверхностью почвы	5,8 ± 0,8	6,0 ± 0,0
На поверхности почвы	9,0 ± 0,0	6 ± 1
У уреза воды	12 ± 1	9,0 ± 0,0

Таблица 3. Содержание радионуклидов в пробах воды

Место отбора проб	Объёмная активность радионуклидов, Бк/м ³				
	2008г.	2009г.	2008г.	2009г.	2009г.
	Стронций-90		Цезий-137		Плутоний-239+240
Створ 1МС р.Самсоновская	н/о	400±10	н/о	7±2	н/о
Створ 1 р.Самсоновская	17±4	41±1	4,1±0,3	6±1	0,14±0,03
Створ 1ЖдМ р.Самсоновская	н/о	50±2	н/о	2,6±0,5	н/о
Створ 2 р.Лев	12±1	н/о	2,2±0,3	н/о	н/о
Створ 3 р.Вандрас	15±3	н/о	1,1±0,2	н/о	н/о

Примечание: н/о – величина не определялась.

Показано, что объемная активность ^{137}Cs несколько выше в воде реки Самсоновская в створе 1МС и створе 1, а объемная активность ^{90}Sr выше в воде створа 1МС.

Исследование водных объектов имеет ряд особенностей. Так, определение содержания радионуклидов в пробах воды отражает в основном ситуацию, сложившуюся на момент отбора проб. Наиболее информативные результаты можно получить, проводя параллельно исследованию проб воды анализ радиоактивного загрязнения донных отложений, аккумулирующих радионуклиды в течение продолжительного времени. С этой целью были взяты пробы донных отложений реки Самсоновская.

2.3. Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в донных отложениях р. Самсоновка

Образцы донных отложений в реке Самсоновская отбирали в 2009г с помощью специального пробоотборника с площадью сечения $38,5\text{ см}^2$ до глубины 15-20см. В каждом створе реки отобрано и проанализировано по две пробы донных отложений. Результаты измерений представлены в таблице 4.

Используя эти значения средней удельной активности радионуклидов в донных отложениях, провели расчёт плотности поверхностных запасов. Результаты расчетов представлены в таблице 5.

Таблица 4. Средняя удельная активность ^{137}Cs и ^{90}Sr в пробах донных отложений р. Самсоновская(2009г)

Место отбора проб	Глубина слоя, см	Среднее из 2-х проб содержание, Бк/кг	
		Стронций-90	Цезий - 137
Створ 1МС	0 - 5	16	42
	5 - 10	3	9
	10-15	2,1	6
	15-20	1,5	2
Створ 1	0 - 5	25	69
	5 - 10	20	64
	10-15	6	13
	15-20	3	7
Створ 1ЖдМ	0 - 5	5,8	4,3
	5 - 10	17	53
	10-15	23	67
	15-20	3,1	8,9

Показано, что более высокая плотность запасов радионуклидов в пробах донных отложений отмечены в районе створов 1 и 1ЖдМ как по ^{137}Cs так и по ^{90}Sr . По количественному содержанию в донных отношениях преобладает ^{137}Cs . Изотопное отношение $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ в первом створе составило 2,5, во втором – 2,8, в третьем створе – 2,5. Близкие показатели изотопного отношения на обследованных участках реки подтверждают, что загрязнение донных отношений радионуклидами происходило из одного источника.

Основное количество радионуклидов сосредоточено в слое донных отложений от 0 до 15 см. Глубже 15 см наблюдается значительное снижение плотности запасов обоих радионуклидов.

Таблица 5. Плотность запасов ^{137}Cs и ^{90}Sr в донных отложениях р. Самсоновка

Место отбора проб	Глубина слоя, см	Содержание, Бк/м ²	
		^{137}Cs	^{90}Sr
Створ 1МС	0-5	902	333
	5-10	382	143
	10-15	391	140
	15-20	167	107
	0-20	18402	723
Створ 1	0-5	2235	810
	5-10	2488	774
	10-15	713	351
	15-20	426	167
	0-20	5862	2102
Створ 1ЖдМ	0-5	269	364
	5-10	894	290
	10-15	2764	959
	15-20	351	125
	0-20	4278	1738

2.4. Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr , $^{239,240}\text{Pu}$ в пойменных почвах р. Самсоновка

В таблице 6 представлены результаты исследования проб пойменных почв р. Самсоновка. Содержание ^{137}Cs было определено во всех отобранных пробах. Для определения ^{90}Sr необходима радиохимическая подготовка образцов, поэтому пробы грунтов перед определением ^{90}Sr объединялись, то есть из трех проб одного слоя готовилась одна путем тщательного перемешивания навески из каждой пробы, взятой пропорционально массе образца. Результаты измерений представлены в таблице 6.

На основании полученных данных о средней удельной активности радионуклидов в почвах рассчитали плотность её поверхностного загрязнения (таблица 7).

Фоновый уровень радионуклидного загрязнения почвенно-растительного покрова сформировался в основном за счет глобального загрязнения атмосферы в период массированного испытания ядерного оружия (50-60-е гг. XX в.). В настоящее время его оценка представляет довольно трудную задачу, так как в регионах с высокой техногенной нагрузкой, как правило, имеются источники дополнительного поступления радионуклидов в окружающую среду. Это подтверждают данные об уровнях глобальных выпадений на участках в разных почвенно-климатических зонах.

По данным [9], в поясе между 50° и 60° с.ш. интегральная плотность загрязнения ^{90}Sr с учетом радиоактивного распада составляет $1,5\text{ кБк/м}^2$. Соответственно уровень содержания ^{137}Cs в 1,6 раза выше – $2,4\text{ кБк/м}^2$.

Плотность запасов ^{137}Cs в пойменных почвах р. Самсоновская несколько превышает уровень глобальных загрязнений. Более высокая плотность загрязнения ^{137}Cs отмечена в створе 1 ЖдМ. Несколько ниже она в створе 1 и наиболее низкие показатели плотности загрязнения ^{137}Cs зарегистрированы в створе 1МС.

**РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ РЯДА ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ НА ТЕРРИТОРИИ
НЕФТЕЮГАНСКОГО РАЙОНА ХАНТЫ-МАНСКИЙСКОГО АВТОНОМНОГО ОКРУГА - ЮГРЫ**

Таблица 6. Средняя из 3-х проб удельная активность радионуклидов в пойменных почвах

Место отбора проб	Глубина слоя, см	Удельная активность радионуклидов, Бк/кг сухой массы				
		2008г.	2009г.	2008г.	2009г.	2009г.
		Стронций-90		Цезий-137		Плутоний-239+240
Створ 1±МС р.Самсоновская	0-5	н/о	22,6±0,4	н/о	60±30	н/о
	5-10		4,6±0,5		20±10	
	10-15		15,7±0,5		7±3	
	15-20		6,6±0,1		3±1	
Створ 1 р.Самсоновская	0-5	12±2	15,2±0,8	110±10	80±20	0,0051±0,0005
	5-10	14,9±0,5	14,1±0,5	69±9	20±10	н/о
	10-15	20,6±0,7	13,7±0,1	12±2	11±8	
	15-20	12,3±0,6	14,5±0,1	4±1	6±4	
Створ 1ЖдМ р.Самсоновская	0-5	н/о	9,3±0,6	н/о	50±20	н/о
	5-10		6,6±0,6		60±20	
	10-15		8,4±0,4		30±20	
	15-20		8,1±0,4		20±10	
Створ 2 р.Лев	0-5	12,2±0,9	н/о	14±3	н/о	н/о
	5-10	12±1		11±3		
	10-15	6±3		5±3		
	15-20	8±3		Менее 1		
Створ 3 р.Вандрас	0-5	8,3±0,4	н/о	8±3	н/о	н/о
	5-10	11,0±0,6		4±2		
	10-15	10±3		5±2		
	15-20	10±3		4±2		

Примечание: н/о – величина не определялась.

Таблица 7. Плотность запасов радионуклидов в пойменных почвах

Место отбора проб	Глубина слоя, см	Содержание, Бк/м ²			
		Цезий - 137		Стронций-90	
		2008г.	2009г.	2008г.	2009г.
Створ1 МС р.Самсоновская	0-5		1207		472
	5-10		810		336
	10-15		463		1055
	15-20		230		514
	0-20		2710		2377
Створ 1. р.Самсоновская	0-5		1867		521
	5-10		704		524
	10-15		423		590
	15-20		217		488
	0-20		3870		3211
Створ 1. ЖдМ р.Самсоновская	0-5		1861		353
	5-10		1719		217
	10-15		1051		267
	15-20		624		241
	0-20		5256		1079
Створ 2. р.Лев	0-20	815		956	
Створ 3. р.Вандрас	0-20	550		1180	

Показатели плотности загрязнения ⁹⁰Sr обследованных створов реки различаются не значительно. Минимальное содержание радионуклида наблюдалось в створе 1 ЖдМ. В других двух створах плотность загрязнения ⁹⁰Sr практически одинакова и несколько превышает уровень глобального загрязнения почв данным радионуклидом.

Из таблицы 7 видно, что содержание ¹³⁷Cs в верхних слоях 0-5 и 5-10 см существенно превышает содержание ⁹⁰Sr. В более глубоких слоях плотность запасов радионуклидов выравнивается или содержание ⁹⁰Sr начинает превосходить содержание ¹³⁷Cs.

О степени загрязнения природных объектов радионуклидами можно судить по результатам исследования других участков, расположенных в той же

местности, которые в определенной степени могут служить фоновыми показателями. В 2008 году было проведено исследование расположенных в том же районе рек Лев и Вандрас, результаты которых представлены в таблицах 6 и 7 в сравнении с показателями реки Самсоновская. Видно, что плотность запасов ¹³⁷Cs в пойменных грунтах реки Самсоновская во всех пробах на глубине от 0 до 20 см значительно превышает показатели рек Лев и Вандрас. Плотность запасов ¹³⁷Cs в поверхностном слое (0-20) см пробы реки Самсоновская составила 3726 Бк/м², против 815 Бк/м² в пойме реки Лев и 550 Бк/м² в пойменных почвах реки Вандрас, что выше соответственно в 4,6 и 6,7 раза.

Плотность запасов ^{90}Sr также несколько выше, чем в пойме рек данного региона. В пойме реки Самсоновская плотность запасов ^{90}Sr в слое (0-20) см была равна 1859 Бк/м^2 , что в 1,9 раза выше, чем в пойме реки Лев и в 1,6 раза выше по сравнению с пойменными почвами реки Вандрас.

Таким образом, очевидно, что пойма реки Самсоновская подвержена дополнительному радиоактивному загрязнению, превышающему глобальный фоновый уровень. Основным радиоактивным элементом присутствующим в составе данного загрязнения является ^{137}Cs . Изотопное отношение $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ в пойменных почвах реки Самсоновская составило 2,0, что несколько выше, чем в глобальных выпадениях. Плотность загрязнения пойменных почв реки Самсоновская ^{137}Cs в несколько раз выше, чем поймы расположенных в этом регионе рек.

Тип загрязнения пойменных грунтов реки Самсоновская можно анализировать по характеру вертикального распределения радионуклидов между слоями пойменных почв.

Основное количество ^{137}Cs сосредоточено в поверхностных слоях почвы (0-5) см и (5-10) см. Наиболее показательным в этом плане является вертикальное распределение ^{137}Cs в створе 1. Оказалось, что основное количество радионуклида сосредоточено в верхнем 0-5 см почвенном слое, а уже с глубины 5 см отчетливо наблюдается его значительное уменьшение. Вертикальное распределение ^{137}Cs в створе 1МС и створе 1ЖДМ характеризует более пологий спад содержания радионуклида в пойменных почвах.

Распределение ^{90}Sr в пойменных почвах более равномерно, основное количество радионуклида сосредоточено в слое (10-15) см. По видимому, такое различие вертикального распределения обусловлено различной степенью миграционной способности этих элементов. Известно, что ^{90}Sr обладает более высокой миграционной способностью, по сравнению с ^{137}Cs , который легко вступает во взаимодействие с другими элементами почв и донных отложений, образуя нерастворимые соединения и, как следствие, фиксируется в верхних слоях природных отложений.

Анализ вертикального распределения радионуклидов показывает, что загрязнение пойменных почв реки Самсоновская вероятно носит поверхностный характер. В этом случае радиоактивные вещества могут поступать на поверхность пойменных грунтов с речными водами во время паводков.

2.5. Содержание радионуклидов в ихтиофауне реки Самсоновской.

Для радиохимических исследований были отловлены четыре вида рыбы: язь, окунь, щука и плотва. Особи каждого вида разделены на два равновесные повторности. Результаты определения содержания радионуклидов в расчёте на единицу сырой массы приведены в таблице 8. Согласно санитарным требованиям [1] безопасный уровень содержания радионуклидов в рыбе принят для ^{137}Cs - до 130 Бк/кг ,

^{90}Sr - до 100 Бк/кг , для $^{239,240}\text{Pu}$ - до 10 Бк/кг . Видно, что содержание ^{90}Sr в одной пробе окуня достоверно превышает предельно допустимый уровень.

Таблица 8. Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в пробах рыбы из реки Самсоновской

Вид рыбы	Повторность	Содержание, Бк/кг сырой массы		
		2009г.		2008г.
		^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239,240}\text{Pu}$
Язь	I	$3,7 \pm 0,2$	$12,2 \pm 0,7$	
	II	$3,1 \pm 0,4$	17 ± 1	
Окунь	I	$9,9 \pm 0,8$	106 ± 5	
	II	15 ± 1	25 ± 2	
Щука	I			$0,081 \pm 0,005$
Плотва	I			$0,077 \pm 0,005$

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Представлены результаты радиоэкологических исследований воды, донных отложений и пойменных почв, а также рыбы малых рек: Лев, Самсоновка и Вандрас, расположенных в южной части Ханты-Мансийского автономного округа и относящихся к бассейну реки Обь.

2. Показано, что наиболее высокое содержание ^{137}Cs наблюдалось в воде реки Самсоновская, которое в (1,8-3,6) раза выше, чем в других реках. Объемная активность ^{90}Sr в воде этой также выше, чем в двух других реках.

3. Плотность запасов ^{137}Cs в пойменных грунтах реки Самсоновская составила в среднем 3866 Бк/м^2 , что в 4-7 раз выше аналогичных показателей для рек Лев и Вандрас и в 6-9 раз выше фоновых показателей по данному району. Плотность запасов ^{90}Sr в пойменных грунтах Самсоновки также несколько превышала соответствующие показатели других двух рек.

4. Установлено, что пойма реки Самсоновская подвержена радиоактивному загрязнению, превышающему глобальный фоновый уровень. Основным радиоактивным элементом, присутствующим в составе данного загрязнения является ^{137}Cs .

5. Содержание радионуклидов на момент исследования в воде рек Самсоновская, Лев и Вандрас было существенно ниже уровня вмешательства. Объемная активность ^{137}Cs на три порядка величин ниже уровня вмешательства. Объемная активность ^{90}Sr ниже на два порядка, а $^{239,240}\text{Pu}$ - на три порядка величин. Вода реки Самсоновская в период исследования не могла являться источником загрязнения поймы реки. Вероятно, что загрязнение поймы произошло ранее или, возможно, загрязнение пойменных участков происходило во время паводков вследствие вымывания радионуклидов из депо неизвестного пока нам происхождения, расположенного выше по течению реки.

6. Установлено, что содержание ^{90}Sr в одной пробе окуня, отловленного из реки Самсоновская в 2009г., составило $(106 \pm 5) \text{ Бк/кг}$, что достоверно превышает безопасный уровень содержания ^{90}Sr (до 100 Бк/кг) в пищевой рыбе.

Выводы

1. Для выяснения причин загрязнения данных рек долгоживущими радионуклидами необходимо продолжить и расширить границы проводимых исследований. Крайне желательно провести отбор проб воды в разные сезоны года, более детально изучить пойму реки, определить границы и масштабы загрязнения, провести исследование верховьев реки, установить источник поступления радионуклидов.

2. Достаточно серьезным сигналом неблагополучия данного водоема является повышенное содержание содержания ^{90}Sr (более 100 Бк/кг) в одной из

проб окуня. Согласно санитарным требованиям, такая продукция опасна для потребления в пищу людям. При подтверждении полученных результатов в дальнейших исследованиях, лов рыбы в данном водоеме должен быть запрещен.

Настоящая работа выполнена при финансовой поддержке Государственного контракта №83/07/2008 от 08 июля 2008 г. "Организация и проведение радиационного мониторинга воды, поверхностных водных объектов, ихтиофауны и среды ее обитания", а также гранта РФФИ № 10-05-00516-а.

ЛИТЕРАТУРА

1. Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов // Санитарно – эпидемиологические правила и нормы СанПиН 2.3.2.1078 – 01. - С.13-35.
2. ГОСТ 51592-2000. Вода. Общие требования к отбору проб.
3. ГОСТ 17.1.5.01-80. Гидросфера. Общие требования к отбору проб донных отложений водных объектов для анализа на загрязненность.
4. Израэль Ю.А. Радиоактивное загрязнение местности в результате аварии на радиохимическом заводе в Томске-7 / Ю.А. Израэль, Е.В. Артемов, В.Н. Пахомов [и др.] // Метеорология и гидрология. - 1993. - № 6. - С.5-8.
5. Молчанова И. В. Радиоэкологические исследования почвенно-растительного покрова / И.В. Молчанова, Е.Н. Караваева, Л. Н. Михайловская. - Екатеринбург: УрО РАН, 2006. - 87 с.
6. Путеводитель «Ханты-Мансийский автономный округ – Югра 2005». – Тюмень: Изд-во «Зебра», 2005. - С.8-25.
7. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99): СП 2.6.1. 758-99; введ. в действие 01.01.2000. – Алматы: Агентство по делам Здравоохранения РК, 1999. - 80с. – ISBN 9965-501-42-4.
8. Экология Ханты-Мансийского автономного округа / под ред. В.В. Плотникова. – Тюмень : СофтДизайн, 1997. - 288 с.
9. UNSCEAR. Ionizing radiation: sources and biological effects. - N. Y.: United Nations, 1993.

ЮГРЫ-ХАНТЫ-МАНСИЙСК АВТОНОМДЫ ОКРУГИ НЕФТЕЮГАНТСК АУДАНЫНЫҢ АУМАҒЫНДАҒЫ БІРҚАТАР СУ НЫСАНДАРЫНЫҢ РАДИОАКТИВТІ ЛАСТАНУЫ

¹⁾Трапезников А.В., ¹⁾Коржавин А.В., ¹⁾Трапезникова В.Н.,
¹⁾Николкин В.Н., ¹⁾Лисовских В.Г., ²⁾Мигунов В.И., ²⁾Чубаров Я.Г.

¹⁾РФА УрБ Жануарлар және өсімдіктер экологиясы институты, Екатеринбург, Ресей

²⁾Югры – Ханты-Мансийск автономды округі тұрғындарын азаматтық қорғау департаменті, Ханты-Мансийск, Ресей

2008-2009 жж. Обь су жинау аумағына қатысты және Ханты-Мансийск автономды округінің оңтүстік бөлігінде орналасқан Лев, Самсоновка және Вандрас өзендеріне қатысты суларды, түптік және алқаптық шөгінділерін, кішігірім өзендердегі балықтарды радиоэкологиялық зерттеу нәтижелері ұсынылды.

Самсоновка өзендерінің алқабы ауқымды аялық деңгейі жоғары ядролық ластау нысаны ретінде құрылған болатын. Радиоактивті лаस्ताушы құрамында орын алған негізгі радиоактивті элемент ^{137}Cs болып табылады.

2009 жылы Самсоновка өзенінен ауланған алабұғаны зерттеу барысында ^{90}Sr (106 ± 5) Бк/кг деңгейі, балықтағы ^{90}Sr (100 Бк/кг) қауіпсіз деген деңгейінен жоғары болды.

Обь сужинау аумағына қатысты және Ханты-Мансийск автономды округінің оңтүстік бөлігінде орналасқан су қоймаларының алқабы және кішігірім өзендерді радиоэкологиялық зерттеуді жалғастыру және кеңейту, ұзақөмір сүретін радионуклидтерден аталған су қоймаларының ластану себебін іздестіру үшін қажет екені дәлелденді.

**NUCLEAR POLLUTION OF SOME WATER OBJECTS ON TERRITORY OF NEFTEJUGANSK
REGION OF HUNTY-MANSIJSK THE AUTONOMOUS OKRUG (THE JUGRA)**

¹A.V. Trapeznikov, ¹A.V. Korzhavin, ¹V.N. Trapeznikova,
¹V.N. Nikolkin, ¹V.G. Lisovskih, ²V.I. Migunov, ²J.G. Chubarov

¹*Institute of plants and animal ecology, Ural Division of the Russian Academy of Sciences, Ekaterinburg, Russia*

²*Department of civil protection of the population of Khunty-Mansijsk the Autonomous Okrug – Jugra, Khanty-Mansiysk, Russia*

The results of 2008-2009's radioecological investigations of water, bottom and floodplain sediments, fish of the small rivers are introduced: the Lion, Samsonovskaja and Vandras located in a southern part of Khunty-Mansijsk the Autonomous Okrug and concerning to Ob's water-collecting area.

The Samsonovskaya-river's floodplain was established to be a subject of nuclear pollution exceeding a global ambient level. ¹³⁷Cs is the basic radioactive element which is present at a compound of nuclear pollution.

In one test of the perch, caught from the Samsonovskaya-river in 2009, maintenance ⁹⁰Sr has made (106 ± 5) Bk/kg that authentically exceeds safe level of the maintenance ⁹⁰Sr (100 Bk/kg) in nutritional fish.

Necessity of continuation and expansion of spent radioecological investigations of the small rivers and the floodplain reservoirs, located in a southern part of Khunty-Mansijsk the Autonomous Okrug and concerning to Ob's water-collecting area, was proved for finding the reasons of the given reservoir pollution by long-living radioactive nuclides.

УДК 577.4:504.75.05:615.849:539.16

**РАДИАЦИОННАЯ ОБСТАНОВКА ТЕРРИТОРИИ РЕСПУБЛИКИ КАЗАХСТАН
ПО РЕЗУЛЬТАТАМ ВЫПОЛНЕНИЯ ГОСУДАРСТВЕННОЙ БЮДЖЕТНОЙ
ПРОГРАММЫ 011 «ОБЕСПЕЧЕНИЕ РАДИАЦИОННОЙ БЕЗОПАСНОСТИ» В 2004-2008 гг.**

¹⁾Каюков П.Г., ²⁾Шишков И.А., ²⁾Пасысаев В.А., ²⁾Дубинчин П.П., ²⁾Бобылев А.И.

¹⁾АО «Волковгеология» Департамент радиоэкологии и геофизики, Алматы, Казахстан

²⁾АО «Волковгеология» филиал ЦОМЭ, Алматы, Казахстан

В статье приведена радиационная характеристика территории Казахстана по пяти регионам: Западному, Северному, Центральному, Восточному и Южному по расчётным величинам ожидаемых годовых дозовых нагрузок на население. Изложена методика расчёта дозовых нагрузок за счёт внешнего и внутреннего облучения, приведены рисунки и итоговая Карта дозовых нагрузок на население. Повышенные значения дозовых нагрузок обусловлены, преимущественно, высокими природным радиационным фоном и радоновым фактором.

В 2008 году составлен обобщающий отчет по всей территории Республики Казахстан, (16 томов) и защищён в МЭ и МР РК [1]. Работы выполнялись АО «Волковгеология» совместно с Институтом радиационной и экологической безопасности НЯЦ РК, Казахской государственной медицинской академией и другими организациями на протяжении 2004-2007 гг.

Основным методом исследований явилась радиогидролитохимическая съёмка (РГЛХС) по стоку малых рек масштаба 1:1 000 000, выполненная на площади более 1 млн км², использованы материалы съёмки прошлых лет на площади 543 тыс. км². Полный цикл региональных исследований выполнен по каждой области Казахстана с составлением полного комплекта карт распределения урана, радия, тория в донных осадках, урана и радия в природных водах. Результаты комплексного анализа всех этих карт с учетом результатов среднемасштабных и детальных исследований вынесены на карты радиоэкологической напряженности. На последних выделены естественные и техногенные источники повышенной радиоактивности. Площадные и локальные радиоактивные объекты группируются в радиогеохимическую зону, в пределах которой дозовая нагрузка на человека может в 3 и более раз превышать дозовую нагрузку за пределами такой зоны. Всего выделено 74 потенциально опасных радиоэкологических зоны. Наибольшая плотность радиогеохимических зон отмечается в **Восточно-Казахстанской, Алматинской, Жамбылской, Акмолинской и Карагандинской областях**. Из всех обследованных областей **Акмолинская область** включает потенциально опасные радиоэкологические зоны, **наиболее насыщенные радиоактивными объектами**.

Параллельно проведены и более крупномасштабные работы: это среднемасштабные (1:200 000 – 1:100 000) на 9-ти типовых участках площадью порядка 2300 кв км каждый и детальные работы (1:5 000 – 1:500) на 80-ти конкретных объектах радиоактивного загрязнения (участках, отвалах).

Карты радиационной напряженности дают качественную радиационную характеристику регионов. Для получения количественных характеристик выполнено уточнение контуров и параметров потенциально радиоэкологически опасных зон по каждой области, учитывая степень проявления радиоактивных объектов на поверхности и дозовые нагрузки на население, которые рассчитывались с использованием результатов более детальных исследований.

При расчете дозовых нагрузок на население принималось во внимание наличие антропогенного радиационного воздействия на человека в пределах выделенных зон с учетом вероятных путей облучения:

- внешнее облучение за счет:
 - космическая составляющая (ионизирующая компонента);
 - излучение природных радионуклидов, содержащихся в почве;
 - облучение при различного рода медицинских процедурах;
- внутреннее облучение за счет:
 - накопления радона в помещениях различного назначения (диффузия из грунтов, вод и стройматериалов);
 - использования природных вод с высокой радиоактивностью для хозяйственно-питьевого водоснабжения;
 - ингаляции пыли с атмосферным воздухом;
 - потребления местной сельхозпродукции.

Величина дозы от ионизирующей компоненты **космической составляющей** определяется геомагнитной широтой и абсолютными отметками местности [3]. Она оценена выборочно для минимальных и максимальных широт и высот каждой области. Средняя годовая доза от космической ионизирующей компоненты по Казахстану составляет **0,07±0,03 мЗв/год**.

Внешнее облучение от природных источников (ряды U-238, Th-232 и K-40) для условий Казахстана с его разнообразными ландшафтно-геохимическими условиями и, на значительной части площади, аномально

высокими концентрациями этих радионуклидов в почвах может составлять значительную долю (25-30%) от общей годовой дозы облучения населения.

Для определения значений величины этой дозы, в точках отбора проб, достаточно равномерно распределенных на всей площади исследования (1611 тыс. кв. км), были использованы результаты расчетов величин эффективной удельной активности ($A_{эфф}$) в донных осадках, характеризующей мощность поглощенной дозы на открытом воздухе от природных радионуклидов (Ra-226, K-40 и Th-232). Величина $A_{эфф}$ напрямую связана с вкладом перечисленных дозообразующих радионуклидов и продуктов их распада в мощность поглощенной дозы. Это следует из принятой формулы расчета $A_{эфф}$ в Бк/кг [5]:

$$A_{эфф} = A_{Ra} + 1,3 A_{Th} + 0,09 A_K$$

и коэффициентов пересчета активности радионуклидов в пласте бесконечной мощности в величину поглощенной дозы на высоте 1 м [4]:

$$D \text{ (нГр/ч)} = 0,427 A_{U-238} \text{ Бк/кг} + 0,662 A_{Th-232} \text{ Бк/кг} + 0,043 A_{K-40} \text{ Бк/кг}$$

График корреляции значений $A_{эфф}$ и мощности дозы при различных значениях и соотношениях радионуклидов приведен на рисунке 1.

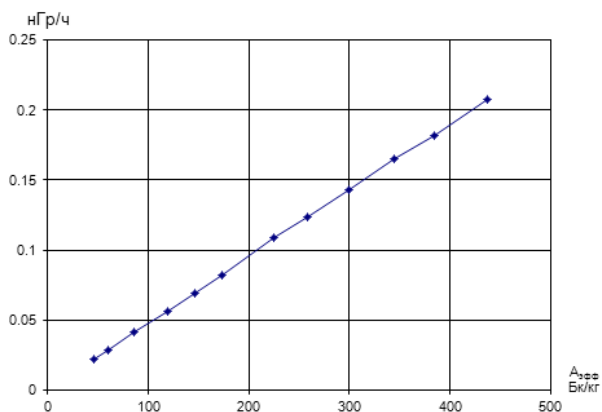


Рисунок 1. График корреляции значений мощности поглощенной дозы в воздухе и $A_{эфф}$ при различных концентрациях радионуклидов в донных осадках

Сопоставление значений $A_{эфф}$ в донных осадках с картами мощности экспозиционной дозы (МЭД) по данным аэрогамма-спектрометрических съемок масштабов 1:50 000 – 1:100 000 показывает их высокую сходимость. Коэффициент перехода от $A_{эфф}$ (Бк/кг) к мощности поглощенной дозы D (нГр/ч) составляет величину 2,04. С учетом этого коэффициента были построены пообластные карты мощности поглощенной дозы от природных радионуклидов. На карте дозовых нагрузок приведена эффективная доза, принятая равной поглощенной дозе.

Медицинское облучение является вторым после природных по значимости источником облучения населения Республики Казахстан. Вклад медицинского облучения в общую дозу населения достигает

30 % и практически полностью формируется за счет диагностических и профилактических рентгенологических медицинских исследований, охватывающих все возрастные группы населения.

В рамках бюджетной программы 011 «Обеспечение радиационной безопасности» проведено изучение структуры облучения населения от медицинских рентгенологических процедур в 5 наиболее представительных административных областях: Карагандинская, Восточно-Казахстанская, Северо-Казахстанская, Акмолинская и Алматинская. В каждой области были выбраны по 3 лечебных медицинских учреждения, в которых расположены наиболее посещаемые рентгенодиагностические кабинеты. Следующим этапом был проведен сбор результатов измерений поверхностных доз облучения пациентов, получаемых при рентгенологических диагностических процедурах. Поверхностная доза – это поглощенная доза в точке пересечения центральной оси пучка рентгеновского излучения с кожей пациента, измеряемая в Грех. На основании поверхностной дозы рассчитывалась эффективная доза облучения пациентов с использованием программы РС X MC «Расчет доз пациентов при медицинских рентгенологических процедурах методом Монте-Карло» [6].

При наличии собранной статистики числа пациентов, типов и числа рентгеновских аппаратов и процедур была рассчитана общая эффективная доза, полученная пациентами области. Эта величина была поделена на общее количество жителей области, полученный результат принят за среднее значение эффективной дозы, получаемой жителем области за счет диагностических и профилактических рентгенологических медицинских исследований. Годовая средняя доза по 5 областям составляет $0,43 \pm 0,11$ мЗв/год.

Подтвержден общеизвестный факт, что радон дает основной вклад в дозовую нагрузку человека. **Внутреннее облучение за счет радона** определялось исходя из вероятностного выделения радоновых аномалий по комплексному показателю, зависящему от концентрации радия, общего уровня основных радионуклидов относительно фона и концентрации сухого остатка урана в природной воде, осредненных по определяемому участку (рисунок 2).

Возможные дозовые нагрузки на население за счет **потребления природных слабоминерализованных (< 1,5 г/л) вод** для хозяйственно-питьевого водоснабжения, водопоя скота и т.д. определялись по значению комплексного показателя $\Sigma A_i / U B_i$ (сумма отношений i -го радионуклида к его уровню вмешательства (UB) в питьевой воде.), допустимое значение которого по НРБ-99 составляет 1, т.е. 0,1 мЗв/год [3].

Внутреннее облучение от потребления сельхозпродукции определялось по данным служб санэпиднадзора РК, их сопоставление с собственными данными показывает, что пространственное положение площадей со значимыми дозовыми нагрузками от сельхозпродукции часто соответствует повышен-

ным значениям доз внешнего облучения за счет природных радионуклидов Ra-226 и Pb-210. В среднем по Казахстану эффективная доза составила $0,07 \pm 0,03$ мЗв/год.

Пылерадиационный фактор учитывался только для нормальных условий, т.е. концентрация пыли в атмосферном воздухе принималась до 0,1 мг/куб. м. Дозовые коэффициенты отдельных радионуклидов принимались по приложению 2 НРБ-99. Исходные данные по активности радионуклидов принимались по данным активности донных осадков. Принимая годовой объем ингаляционного воздуха 8100 куб. м/год, легко рассчитать годовую дозу от радиоактивности пыли. Как правило, эффективная доза от пыли не превышает $0,01$ мЗв/год для нормальных условий.

Эффективная доза по другим путям облучения в среднем составляет $0,07 + 0,43 + 0,07 + 0,01 = 0,58$ мЗв/год.

На картах дозовых нагрузок, в отличие от карт радиоэкологической напряженности, выделены дополнительно районы, детальные участки, площади и зоны с наибольшим проявлением радиоактивных объектов на поверхности. На картах дозовых нагрузок не проявились зоны, включающие радиоактивные объекты, залегающие на глубинах и не вовлеченные в антропогенную деятельность. Как только они будут вскрыты горными выработками при строительной и горнодобывающей деятельности, их дозовые нагрузки на человека возрастут.

Согласно п. 5.3.1 Норм радиационной безопасности 1999 года [5] **допустимое значение эффективной дозы**, обусловленной суммарным воздействием природных источников излучения, для населения **не устанавливается**. Этим же пунктом предусматривается снижение облучения природных источников излучения путем установления системы ограничений на облучение населения от отдельных природных источников излучения. Такие ограничения предусматриваются по эквивалентной равновесной объемной активности **радона** (ЭРОА) в новых и эксплуатируемых зданиях (**100 и 200 Бк/куб. м**, соответственно), **мощности эффективной дозы** гамма-излучения в зданиях, где она **не должна превышать более чем на 0,2 мкЗв/ч мощность дозы на открытой местности**. Имеется ограничение по **эффективной удельной активности** природных радионуклидов в строительных материалах, она не должна превышать **370 Бк/кг**. Формула расчета этой активности приведена выше при расчете внешнего облучения от природных радионуклидов.

Более жесткие требования приняты по ограничению техногенного облучения. Согласно п. 3.1.3 НРБ-99 предел техногенного облучения для населения установлен в **1 мЗв/год**.

Для оценки радиационной безопасности разработаны «Критерии оценки экологической обстановки территорий» [2].

Согласно разделу 6 этих **Критериев**, «территории, в пределах которых среднегодовые значения дополнительной (сверх естественного фона) эффективной дозы облучения человека не превышают 1 мЗв, а среднегодовые значения эффективной дозы облучения за счет природных источников не превышают 30 мЗв, относятся к территориям с относительно благополучной экологической обстановкой».

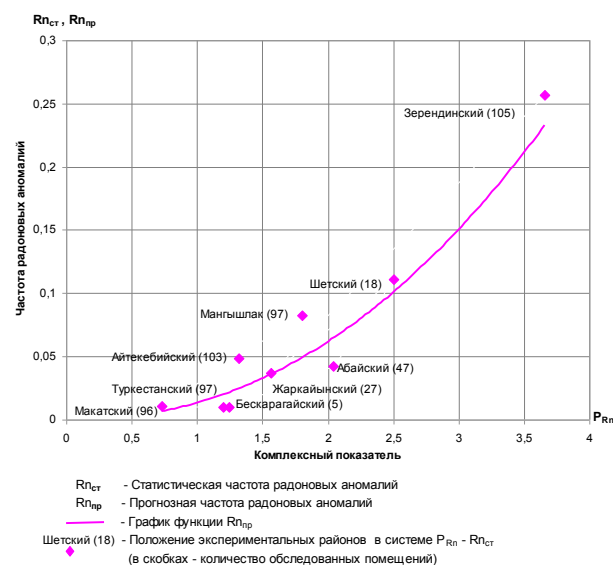


Рисунок 2. Зависимость частоты радоновых аномалий от величины комплексного показателя P_{Rn}

В итоге оценена мощность дозы от всех источников. Результирующие карты, отражающие величину ожидаемых годовых доз на население, составлены для всех областей.

На областных картах дозовых нагрузок на население и на сводной карте дозовых нагрузок на население Республики Казахстан (рисунок 3) в таблицах приведены данные по дозовым нагрузкам по тем путям облучения, по которым эти данные полные, т.е. эффективная доза от природных источников, ингаляции радона и природной воды.

«Территории, в пределах которых среднегодовые значения эффективной дозы облучения (дополнительного, сверх естественного фона) могут превысить 5 мЗв и находиться в диапазоне доз до 10 мЗв, необходимо относить к территориям чрезвычайной экологической ситуации, а более 10 мЗв - к зонам экологического бедствия».

«Территории, в пределах которых среднегодовые значения эффективной дозы облучения за счет природных источников ионизирующих излучений могут превысить 50 мЗв и находиться в диапазоне доз до 100 мЗв, необходимо относить к территориям чрезвычайной экологической ситуации, а более 100 мЗв - к зонам экологического бедствия».

Учитывая различия в требованиях по ограничению облучения от природной и техногенной составляющей дозовых нагрузок, каждый конкретный случай повышения дозовых нагрузок требует дополнительных радиологических исследований. Практически невозможно найти какой-либо участок территории Республики Казахстан, на котором бы в природных условиях можно получить дозу в 30 мЗв в год, т.е. в целом Казахстан характеризуется благоприятной радиационной обстановкой. Но следует иметь в виду, что в случае высокого природного радиоактивного фона возрастает вероятность повышения радиационного риска за счет вовлечения природных радиоактивных объектов в процесс человеческой деятельности. Поэтому следует считать оправданным построение карт дозовых нагрузок на население, учитывающих, в основном, природные факторы облучения. Прирост дозовой нагрузки на 1 мЗв/год может соответствовать повышению величины ЭРОА радона на 100 Бк/кг в эксплуатируемых и проектируемых зданиях, а эта величина является нормативным ограничением облучения природными радионуклидами. Рост дозовой нагрузки на 1,75 мЗв/год также может привести к превышению норматива мощности эквивалентной дозы гамма-излучения в помещениях (0,2 мкЗв/ч над фоном).

Согласно Протоколу коллегии Министерства здравоохранения СССР № 15-2 от 28.06.1989 г. среднее значение годовой эффективной дозы для Республики Казахстан составляет **3,11 мЗв/год**. Уменьшая эту величину на дозы по космическому и медицинскому облучению, дозы, получаемые через продукты питания и вдыхание пыли (0,58 мЗв/год), получим среднюю величину дозовых нагрузок от внешнего облучения природными радионуклидами, ингаляции радона и потребления воды, равную **2,53 мЗв/год**. На карте дозовых нагрузок на население Республики Казахстан наиболее часто повторяемый диапазон дозовых нагрузок соответствует 2-4 мЗв/год. Этому диапазону соответствуют цвета **синий и зеленый**. Далее цвета соответствуют ситуациям тревоги: **желтый, оранжевый, коричневый**, т.е. предупреждающим о возможном превышении нормативного уровня облучения при вовлечении природных радиоактивных объектов в техногенную деятельность.

ЗАПАДНЫЙ РЕГИОН (ЗАПАДНО-КАЗАХСТАНСКАЯ, АКТЮБИНСКАЯ, АТЫРАУСКАЯ И МАНГИСТАУСКАЯ ОБЛАСТИ)

Из 13 потенциально радиоэкологически опасных зон на карте дозовых нагрузок проявились 4 зоны повышением дозовых нагрузок на общем среднем фоне 2-3 мЗв/год на отдельных участках: в Атырауской области - площадь А-в (юго-восточнее посёлка Кульсары - 3,03 мЗв/год), в Мангистауской области - Мангистауский участок (2,44 мЗв/год) и площадь А-d (станция Сай-Утёс, Западный чинк Устюрта, сор Тузбаир) и в Актюбинской области - Талдысайская площадь (4,01 мЗв/год). Мангистауский участок характеризуется интенсивной добычей нефти, и повышение дозовой нагрузки может быть связано с **техногенной деятельностью, т.е. с многочисленными участками радиоактивного загрязнения**, сопутствующими сбросу попутных вод при добыче нефти в прошлом. На остальных аномальных площадях повышение дозовых нагрузок объясняется повышенным радиационным фоном. Учитывая наличие ореолов **радия активностью более 40 Бк/кг** в донных осадках, следует ожидать повышенные уровни активности радона в помещениях без противорадоновой защиты

СЕВЕРНЫЙ РЕГИОН (КОСТАНАЙСКАЯ, СЕВЕРО-КАЗАХСТАНСКАЯ, АКМОЛИНСКАЯ И ПАВЛОДАРСКАЯ ОБЛАСТИ)

Наиболее ярко проявились потенциально радиоэкологически опасные зоны в Акмолинской области и на приграничной с ней территории Северо-Казахстанской области: Приесильская зона (площадь А-1-1 - 3,7 мЗв/год и площадь А-3-б - 4,1 мЗв/год), Чаглинская зона (площадь А-III - 3,1 мЗв/год и площадь А-III-a - >5,7 мЗв/год), Зеренды-Балкашинская зона - до 6,8 мЗв/год и Акколь-Щучинская зона - 4,7 мЗв/год - на общем фоне 2-3 мЗв/год. Повышение доз обусловлено как **техногенной деятельностью бывших урановых рудников**, так ещё более **общим повышением радиационного фона**. При этом Приесильская зона большей своей частью и Степногорск-Заозерная зона полностью практически не отличаются по дозовым нагрузкам от фоновых площадей. Таким образом, в этих зонах техногенная составляющая дозы не проявилась регионально.

В Костанайской области Кушмурунская зона не выделялась на карте дозовых нагрузок, остальные зоны проявились повышением дозовых нагрузок на локальных площадях: Житикаринская (3,36 мЗв/год), Узынкольская (3,2 мЗв/год), Тентексайская (3,66 мЗв/год) и Б-I-a (район Аркалыка - 3,5 мЗв/год), на которых повышение доз связано с **повышенным радоновым фактором**.

В Павлодарской области зона СИЯП, зона Прииртышского склона и Ертис-Кулундинская зона выделяются на общем фоне повышением дозовых нагрузок на 1 мЗв/год. При этом на юге зоны Прииртышского склона выделена Улькентузская площадь, на которой

величина годовой радиационной дозы может достигать 6,2 мЗв/год. Во всех случаях повышение дозы обусловлено **высоким природным радиационным фоном**. Для зоны СИЯП рассчитаны дозовые нагрузки только для природных радионуклидов, но следует иметь в виду, что в этой зоне вероятно дополнительная радиационная доза на участках радиоактивного загрязнения искусственными радионуклидами Cs-137, Sr-90, Pu-238, 239 и другими.

ЦЕНТРАЛЬНЫЙ РЕГИОН (КАРАГАНДИНСКАЯ ОБЛАСТЬ)

В целом Центральный регион отличается от Западного, Северного и Восточного регионов повышенными значениями дозовых нагрузок на фоновых участках, составляющими 3-4 мЗв/год. Все выделенные зоны характеризуются дозовыми нагрузками более 4 мЗв/год. В этих зонах выделены аномальные площади: Д-Х-а (правобережье реки Сарысу), Е-III-а (северо-западнее станции Мойынты), Е-III-в (вдоль трассы Сарышаган-Мойынты), Е-IV-а (севернее, северо-западнее города Балхаш), В-VI-а (севернее Каркаралинска) и В-VI-в (посёлок Карагайлы и южнее – горы Кент) – с превышением величины 5,2 мЗв/год. Высокие дозы обусловлены **высокими радиационным фоном и радоновым фактором**. Возможно, на Акштатауской площади (Е-IV-а) имеет место техногенный фактор, связанный с прошлой разработкой редкометалльных месторождений.

ВОСТОЧНЫЙ РЕГИОН (ВОСТОЧНО-КАЗАХСТАНСКАЯ ОБЛАСТЬ)

На фоне 2-3 мЗв/год выделились СИЯП, Карабулакская и Улькен-Ажалская потенциально радиоэкологически опасные зоны более чем на 1 мЗв/год. Для СИЯП'а учтена только природная составляющая, но следует ожидать на Дегелене и Балапане повышения дозовых нагрузок за счет влияния участков радиоактивного загрязнения Cs-137, Sr-90 и Pu-238, 239. В пределах этих зон уточнены аномальные участки: Карабулакский (>5,8 мЗв/год), Карашоки (3,6 мЗв/год) и Аязозский (3,3 мЗв/год).

В Зайсанской зоне проявилась повышением только её южная часть, обусловленная **высоким радоновым фактором**, объясняемым наличием ореолов радия активностью более 40 Бк/кг в донных осадках. На одноименном аномальном участке годовая доза составляет 4,6 мЗв/год.

Калба-Нарымская зона распадается на отдельные участки с повышенными значениями дозовых нагрузок на население: Уланский (3,6 мЗв/год), Бухтарминский (4,1 мЗв/год) и Курчумский (4,5 мЗв/год).

Наибольшие дозовые нагрузки возможны в Лениногорской зоне на Лениногорском участке (>6,7 мЗв/год), что на 3,1 мЗв/год больше по сравне-

нию с Зырянским участком, проявившемся вне зон, выделенных на карте радиационной напряженности Восточно-Казахстанской области. Также дополнительно выделены аномальные участки: Рахмановские Ключи (3,7 мЗв/год) и Черный Иртыш (3,4 мЗв/год) – в связи с **высоким радоновым фактором**.

ЮЖНЫЙ РЕГИОН (АЛМАТИНСКАЯ, ЖАМБЫЛСКАЯ, ЮЖНО-КАЗАХСТАНСКАЯ И КЫЗЫЛОРДИНСКАЯ ОБЛАСТИ)

На карте дозовых нагрузок в Южном регионе сильнее всего проявилась Алматинская область. На фоновом поле в 3-4 мЗв/год практически все зоны выделяются повышением дозовых нагрузок более чем на 1 мЗв/год. Аномальные значения дозовых нагрузок на население имеют следующие зоны: Текели-Уштобинская (>6,9 мЗв/год), Капал-Арасанская (>7,1 мЗв/год) и Заили-Капшагайская зона (Карасайский район – >6,3 мЗв/год, южная часть Талгарского района – >6,3 мЗв/год и восточная часть Енбекшиказахского района – 4,3 мЗв/год). Во всех случаях аномальность обусловлена **высокими природным радиационным фоном и радоновым фактором**, усиливающимся в зонах разрывных геологических нарушений и разломов, сейсмоактивных в данной части Южного региона.

На карте дозовых нагрузок ранее выделенные зоны фактически не отличаются от фоновых. Вероятно, это связано с высокой насыщенностью радиоактивными объектами обследованной территории области. В западной части обследованной территории дозовые нагрузки находятся в диапазоне 3-4 мЗв/год, в восточной части – 4-5 мЗв/год. Выделение локальных аномальных участков будет оправданным при проведении детальных радиоэкологических исследований в пределах урановых рудных узлов и месторождений, где возможна техногенная составляющая дозовой нагрузки, превышающая норматив 1 мЗв/год.

Кызылординская и Южно-Казахстанская области характеризуются низкими значениями дозовых нагрузок 2-3 мЗв/год. Практически ни одна потенциально радиоэкологически опасная зона, за исключением Жанатасской, не проявилась на поверхности. На этих площадях выделены аномальные участки по повышенному природному радиационному фону: Сарысуский (4,03 мЗв/год), Кызылординский (3,9 мЗв/год), Сырдарьинский (3,1 мЗв/год), и Жанатасский (3,6 мЗв/год). В этих областях следует учитывать вероятность техногенного радиационного воздействия в районах добычи урана и нефти: Созакский и Отрарский районы Южно-Казахстанской области, Жалагашский, Сырдарьинский, Шиелыйский и Жанакорганский районы Кызылординской области.

ЛИТЕРАТУРА

1. Отчёт по мероприятию «Изучение радиационной обстановки на территории Республики Казахстан» в рамках бюджетной программы 011 «Обеспечение радиационной безопасности» (результаты работ за период 2004-2008 гг.) /рук. Каюков П.Г.; исполн.: Ефремов Г.Ф., Берикболов Б.Р. [и др.]. -16 томов. -Алматы, 2008.
2. Критерии оценки экологической обстановки территорий, утв. постановлением Правительства Республики Казахстан № 653 от 31 июля 2007 года.
3. Методические указания «Определение эффективной дозы ионизирующего излучения на персонал и население», МЗ РК. – Астана, 2007.
4. Моисеев А.А. Справочник по дозиметрии и радиационной защите /А.А. Моисеев. - М.: Энергоатомиздат, 1990.
5. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99): СП 2.6.1. 758-99; введ. в действие 01.01.2000. – Алматы: Агентство по делам Здравоохранения РК, 1999. - 80с. – ISBN 9965-501-42-4.
6. Программа РС X MC «Расчет доз пациентов при медицинских рентгенологических процедурах методом Монте-Карло» (Финляндия).

«РАДИАЦИЯЛЫҚ ҚАУІПСІЗДІКТІ ҚАМТАМАСЫЗ ЕТУ» 011 МЕМЛЕКЕТТІК БЮДЖЕТТІК БАҒДАРЛАМАСЫН ОРЫНДАУДЫҢ НӘТИЖЕЛЕРІ БОЙЫНША 2004-2008 ЖЖ. ҚАЗАҚСТАН РЕСПУБЛИКАСЫ АУМАҒЫНДАҒЫ РАДИАЦИЯЛЫҚ АХУАЛ

¹Каюков П.Г., ²Шишков И.А., ²Пасысаев В.А., ²Дубинчин П.П., ²Бобылев А.И.

¹Қазақстан, Алматы, Радиозкология және геофизика департаменті «Волковгеология» АҚ

²Қазақстан, Алматы, ЦОМЭ филиалы «Волковгеология» АҚ

Мақалада тұрғындарға күтілетін жылдық дозалық жүктемесінің есептік мөлшері бойынша Қазақстан аумағының бес аймағы: Батыс, Солтүстік, Орталық, Шығыс және Оңтүстік аймағы бойынша радиациялық сипаттамасы келтірілген. Сыртқы және ішкі сәулелену есебінен дозалық жүктемені есептеу әдістемесі суреттеліп, тұрғындарға дозалық жүктеменің суреттері мен қорытынды Картасы ұсынылған. Дозалық жүктеменің жоғары мәндері, көбінесе, жоғары радиациялық ая мен радиациялық факторға байланысты.

RADIATION SITUATION IN THE REPUBLIC OF KAZAKHSTAN BASED ON THE RESULTS OF THE STATE BUDGET PROGRAM 011 "ENSURING RADIATION SAFETY" IN 2004-2008

¹P.G. Kayukov, ²I.A. Shishkov, ²V.A. Pasysaev, ²P.P. Dubinchin, ²A.I. Bobylev

¹JSC "Volkovgeologiya" Radioecology and Geophysics Department, Almaty, Kazakhstan

²JSC "Volkovgeologiya" branch of CEME, Almaty, Kazakhstan

The article describes the radiation characteristics of the territory of Kazakhstan by five regions: Western, Northern, Central, Eastern and Southern according to the calculated values of the expected annual dose loads to the population. The technique of calculating the dose loads due to external and internal exposure, the figures and the final map of dose loads to the population are given. Higher values of dose loads are caused, mainly, by the high natural background radiation and radon factor.

УДК 615.849:504.75.05

АНАЛИЗ ИНДИВИДУАЛЬНЫХ ДОЗ ОБЛУЧЕНИЯ МЕДИЦИНСКОГО ПЕРСОНАЛА ПО ОБЛАСТЯМ КАЗАХСТАНА

Ткаченко В.В., Галинская И.А., Гулиев Н.И.

Радиационная лаборатория КАТЭП-АЭ, Алматы, Казахстан

В данной статье анализируются дозы облучения персонала медицинских рентгеновских кабинетов на основании измерений, проведенных радиационной лабораторией ТОО «КАТЭП-АЭ».

Растущая численность профессионально облучаемых лиц требует оценки возможных биологических последствий хронического воздействия малых доз ионизирующих излучений. В качестве показателей уровня риска популяции в целом и отдельных ее категорий могут быть использованы среднегодовые индивидуальные дозы.

Индивидуальный дозиметрический контроль радиационной лабораторией ТОО «КАТЭП-АЭ» обеспечивается старшему, среднему и младшему персоналу рентгеновских кабинетов и радиологических отделений.

Для измерения и анализа доз мы использовали метод термолюминесцентной дозиметрии, который по основным параметрам имеет преимущества по сравнению с другими методами ИДК: универсальность применения, независимость показаний от мощности дозы, способность накапливать информацию во времени и сохранять ее в течение длительного периода, независимость показаний от температуры, влажности, давления и т.д.

Дозиметры рассылаются поквартально в контролируемые организации по почте. Перед выдачей термолюминесцентных дозиметров медицинскому персоналу они подлежат визуальному контролю на целостность и чистоту поверхности и обязательному отжигу для удаления остаточной экспозиции и сохранения дозиметрических параметров.

Считывания доз проводятся с использованием автоматизированного термолюминесцентного дозиметрического считывающего устройства Harshaw модели 6600 и термолюминесцентных дозиметров (ТЛД) типа Harshaw 0110 с двумя кристаллами ТЛД-100 в держателе типа 8814 (рисунок 1). Погрешность измерений $\pm 5\%$.

При определении среднегодовых доз персонала не учитывалась неоднородность поля облучения тела работника, что при больших выборках вносит пренебрежимо малую дополнительную погрешность, так как большинство специалистов ведет разнообразные исследования, при этом направление излучения часто меняется и облучение тела врача при длительных экспозициях выравнивается. Данные ИДК приведены без вычета вклада технологически измененного естественного радиационного фона.

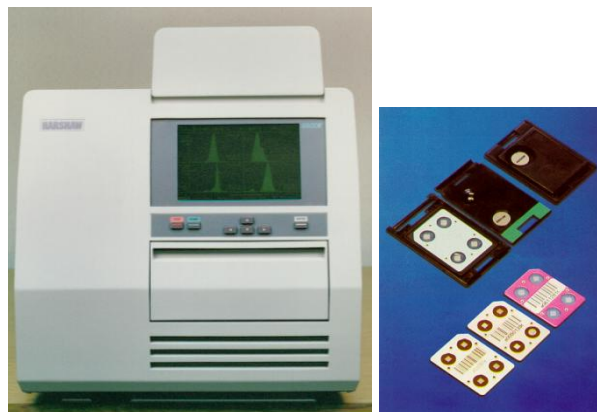


Рисунок 1. Термолюминесцентный считыватель Harshaw 6600 (слева) и ТЛД дозиметры (справа)

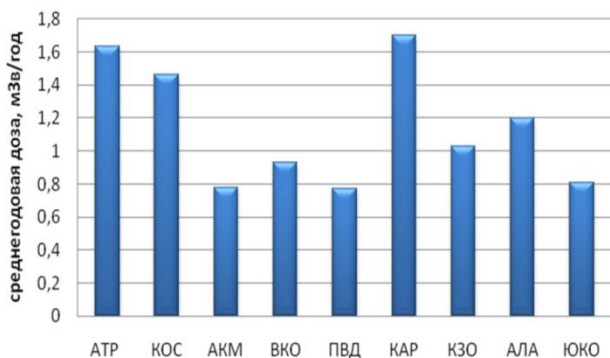
Результаты измеренных доз в виде протоколов направляются в контролируемые учреждения. Результаты считывания дозиметров хранятся в базе данных лаборатории в течение 50 лет.

Нами проанализированы данные по индивидуальным дозам, накопленные более чем за шестилетний период с 2003 года по 2009 год включительно. Анализ среднегодовых эффективных доз проводился по 10 областям Казахстана: Акмолинская, Восточно-Казахстанская, Павлодарская, Костанайская, Атырауская, Карагандинская, Кызылординская, Северо-Казахстанская, Алматинская и Южно-Казахстанская.

За 2003 год были получены следующие результаты: Атырауская область - 1.63 мЗв/год, Костанайская область - 1.46 мЗв/год, Акмолинская область - 0.78 мЗв/год, Восточно-Казахстанская область - 0.93 мЗв/год, Павлодарская - 0.77 мЗв/год, Карагандинская область - 1.70 мЗв/год, Кызылординская - 1.03 мЗв/год, Алматинская - 1.20 мЗв/год и Южно-Казахстанская - 0.81 мЗв/год (рисунок 2).

Максимальная среднегодовая доза облучения медперсонала была зарегистрирована в Карагандинской области, что составило 8.5% от предельно допустимой дозы (ПДД).

За 2004 год были получены следующие эффективные дозы в тех же медицинских учреждениях (рисунок 3).



Примечание: АТР – Атырауская область, КОС – Костанайская область, АКМ – Акмолинская область, ВКО - Восточно-Казахстанская область, ПВД – Павлодарская область, КАР – Карагандинская область, КЗО – Кызылординская, АЛА – Алматинская, ЮКО – Южно-Казахстанская область.

Рисунок 2. Сравнение доз по областям Казахстана за 2003 год

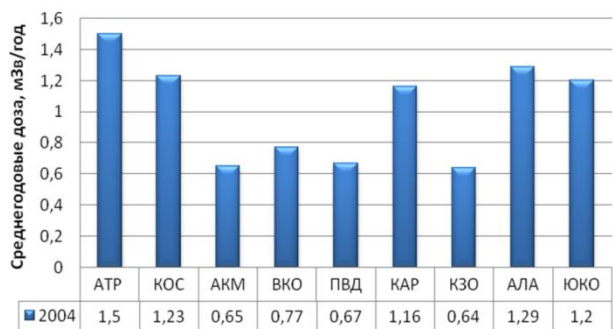


Рисунок 3. Сравнение доз по областям Казахстана за 2004 год

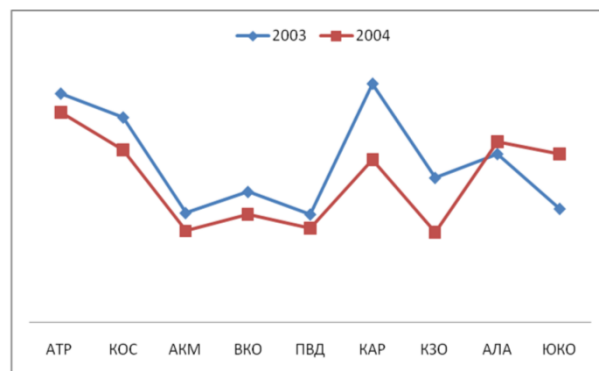


Рисунок 4. Распределение доз за 2003-2004 года

Как следует из гистограммы (рисунок 3) и сравнительного графика (рисунок 4), дозовая нагрузка на персонал снизилась в 2004 году. За 2003-2004 года суммарная максимальная доза была зафиксирована в Атырауской области - 3.13 мЗв, а суммарная минимальная за 2 года в Акмолинской области- 1.43 мЗв.

Проанализировав данные по дозам за четыре года, с 2003 года по 2006 год, превышения доз не было выявлено, что видно из рисунка 5. Встречаются единичные случаи, когда сотрудники якобы получают высокие дозы. Так, в 2004 году в одном и том же кабинете сотрудниками получены дозы: 41.0; 50.7 мЗв/год, в других 19, 35, 128, в 2006 году – 211 мЗв/год. Все такие случаи обязательно по требованию лаборатории расследуются администрацией учреждения, их объяснительные записки фиксируются в отдельном журнале. Чаще всего это оказывались ложные облучения, так как некоторые сотрудники из-за боязни потерять льготы намеренно облучали кассеты с дозиметрами.

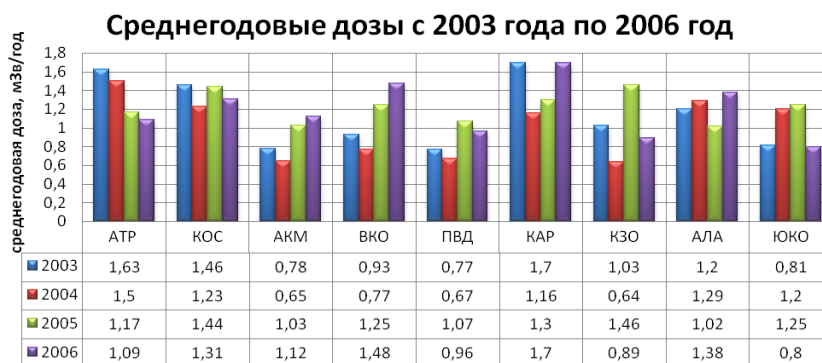


Рисунок 5. Анализ данных с 2003 года по 2006 год

С 2007 года сравнение доз проводилось не по всем областям, были исключены Алматинская и Южно-Казахстанская области, в связи с малочисленностью обслуживаемого медперсонала и включена Северо-Казахстанская область. В таблице 1 указаны результаты измерений с 2007 года по 2009 год. Как видно из таблицы, дозы лежат в интервале от 0.99-1.79 мЗв.

С 2005 года по 2009 год были рассчитаны суммарные среднегодовые дозы за 5 лет (рисунок 6). В течение этого периода максимальная среднегодовая доза облучения была получена в Восточно-Казахстанской области – 7.24 мЗв, а минимальная в Атырауской области – 6мЗв.

В итоге мы пришли к выводу, что колебания доз в период с 2003 по 2009 годы не превышают 2 мЗв/год (рисунок 7).

Таблица 1. Распределение среднегодовых доз по областям Казахстана с 2007 года по 2009 год, мЗв

	ВКО	ПВД	АКМ	КОС	АТР	КЗО	КАР	СКО
2007	1.59	1.35	1.79	1.10	1.21	1.02	1.13	1.10
2008	1.35	1.29	1.49	1.10	1.33	1.35	1.22	0.99
2009	1.57	1.48	1.74	1.25	1.20	1.63	1.33	1.3

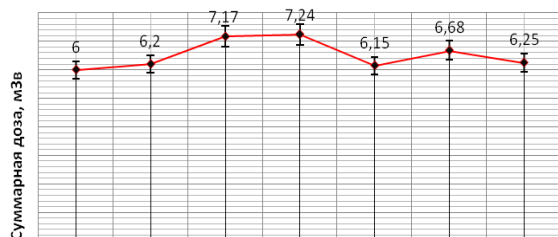


Рисунок 6. Суммарные дозы с 2005г по 2009г

Таким образом, подавляющее большинство врачей-рентгенологов и рентгенолаборантов получают дозы до 2.0 мЗв в год, что позволяет взять эти цифры в качестве контрольных уровней. Хотя по литературным данным буквально 10 лет назад среднегодовые индивидуальные дозы медицинского персонала составляли от 3.9 мЗв до 6.9 мЗв. Большого различия в дозах, получаемых медработниками городских и сельских учреждений, не выявлено. Это можно объяснить благоприятными сдвигами в структуре рентгенологических процедур (уменьшение рентгенокopies), а также совершенствованием аппаратуры и защитной техники.

Выводы

1. В 99% случаев дозы облучения работников медицинских учреждений, работающих с ионизирующим излучением, не превышают пределов доз;
2. Анализ получаемых медицинскими работниками индивидуальных доз облучения позволит разработать методику определения контрольных уровней;
3. Полученные результаты при квалифицированной системе их регистрации и достаточной точности измерения являются ценнейшим материалом для оценки биологического действия малых доз излучения;
4. Необходимо проводить дозиметрический контроль привлеченных специалистов, участвующих в сочетанных рентгенологических исследованиях

ҚАЗАҚСТАН ОБЛЫСТАРЫ БОЙЫНША МЕДИЦИНАЛЫҚ ҚЫЗМЕТКЕРЛЕРДІҢ ЖЕКЕ СӘУЛЕЛЕНУ ДОЗАСЫН ТАЛДАМАЛАУ

Ткаченко В.В., Галинская И.А., Гулиев Н.И.

КАТЭП-АЭ Радиациялық зертханасы, Алматы, Қазақстан

Аталған мақалада, «КАТЭП-АЭ» ЖШС-тің радиациялық зертханасында өткізілген, өлшеулердің негізінде рентген кабинеттеріндегі медицина қызметкерлерінің сәулелену дозасы талдамаланады.

ANALYSIS OF INDIVIDUAL EXPOSURE DOSES TO MEDICAL PERSONNEL IN KAZAKHSTAN.

V.V. Tkachenko, I.A. Galinskaya, N.I. Guliyev

Radiation Laboratory KATEP-AE, Almaty, Kazakhstan

This article analyzes the medical staff radiation dose in X-ray departments on the basis of measurements made by Radiation Laboratory of KATEP-AE ltd.

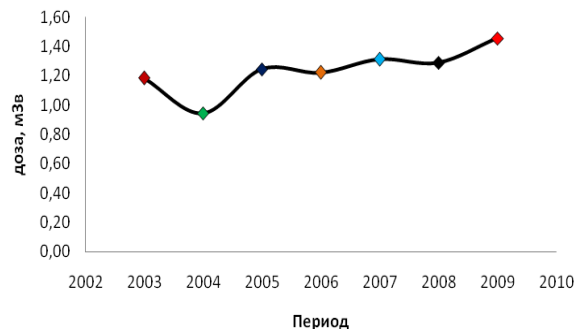


Рисунок 7. Динамика изменения среднегодовых доз за период с 2003г по 2009г.

К проведению современных сочетанных рентгенологических исследований нередко привлекают врачей и средний медицинский персонал смежных специальностей (хирурги, анестезиологи, бронхологи, гинекологи и др.), не состоящих в штате рентгенологических отделений. Дозы профессионального облучения этой категории персонала приближаются, а часто и превышают уровень облучения персонала рентгеновских отделений. Мы не имеем сведений по привлеченным специалистам, систематически участвующим в проведении специальных рентгенологических процедур.

УДК 577.4:504.064

О НЕКОТОРЫХ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИХ ПРОБЛЕМАХ БУДУЩЕГО

Панин М.С.

Семипалатинский государственный педагогический институт, Семей, Казахстан

В статье представлена радиозэкологическая обстановка в Казахстане, обусловленная размещением радиационно-опасных объектов, естественными (природными) и техногенными источниками загрязнения. Отражены актуальные проблемы обеспечения радиационной безопасности окружающей среды.

Радиозэкологическая обстановка в Казахстане обусловлена размещением радиационно-опасных объектов. В зонах влияния данных объектов находится около 27% всей территории Казахстана (около 741 тыс. км²), что в 40 раз превышает площадь Семипалатинского испытательного полигона (СИП).

В Казахстане выделены **80 потенциально радиозэкологически опасных зон** (741 тыс. км²) с наибольшим проявлением радиоактивности в природной среде, эти зоны выделяются по наличию природных и техногенных радиоактивных объектов площадного и локального распространения (таблица 1).

В Казахстане выявлено 33 населенных пунктов с **радиоактивными аномалиями**. Наибольшая частота встречаемости радиоактивных аномалий в Зерендинском (13), Шетском (6) и Абайском (6) районах, насыщенных радиоактивными объектами (таблица 2).

По предварительным подсчетам в районах с повышенной радиоактивностью проживает свыше 1 млн. человек, что требует глубокого изучения влияния этого фактора на здоровье людей.

Размещение радиационно-опасных объектов на территории Казахстана представлено на рисунке 1.

Таблица 1. Результаты комплексной интерпретации региональных радиозэкологических работ [1]

Область	Площадь области, тыс. км ²	Количество потенциально опасных зон	Площади потенциально опасных зон	
			тыс. км ²	%
Акмолинская	146,6	7	27	18
Восточно-Казахстанская	283,3	6	95	33
Алматинская	223,9	11	70	31
Северо-Казахстанская	98	4	15	15
Карагандинская	428	8	48	11
Жамбылская	144,3	8	83	37
Павлодарская	124,8	3	27	21
Актюбинская	300,6	5	78	26
Костанайская	195,4	5	50	25
Южно-Казахстанская	117,3	7	26	22
Кызылординская	226	7	54	23
Западно-Казахстанская	151,3	4	52	34
Атырауская	112,0	2	61	54
Мангистауская	165,6	3	55	33
Итого	2717,1	80	741	27

Таблица 2. Результаты обследования населенных пунктов при среднемасштабных работах [2]

Название района	Площадь, тыс. кв. км	Население, тыс. чел	Количество населенных пунктов		
			Всего	Обследованных	С радиоактивными аномалиями
Бескарагайский	9,9	19,7	55	9	1
Абайский	19,7	16,3	78	20	6
Зерендинский	7,8	46,0	73	14	13
Жаркайынский	11,8	20,6	36	9	2
Шетский	65,3	47,6	128	13	6
Айтекебийский	35,4	34,6	53	10	2
Туркестанский	7,9	268,1	38	12	1
Макатский	4,7	26,9	15	9	1
Мангистауский	45,7	28,8	25	5	-
Каракиянский	66,7	25,1	13	3	-
Маслихат г. Актау	0,8	182,1	5	1	1
Маслихат г. Жанаозен	0,4	78,1	3	1	-
Всего	276,1	793,9	522	106	33

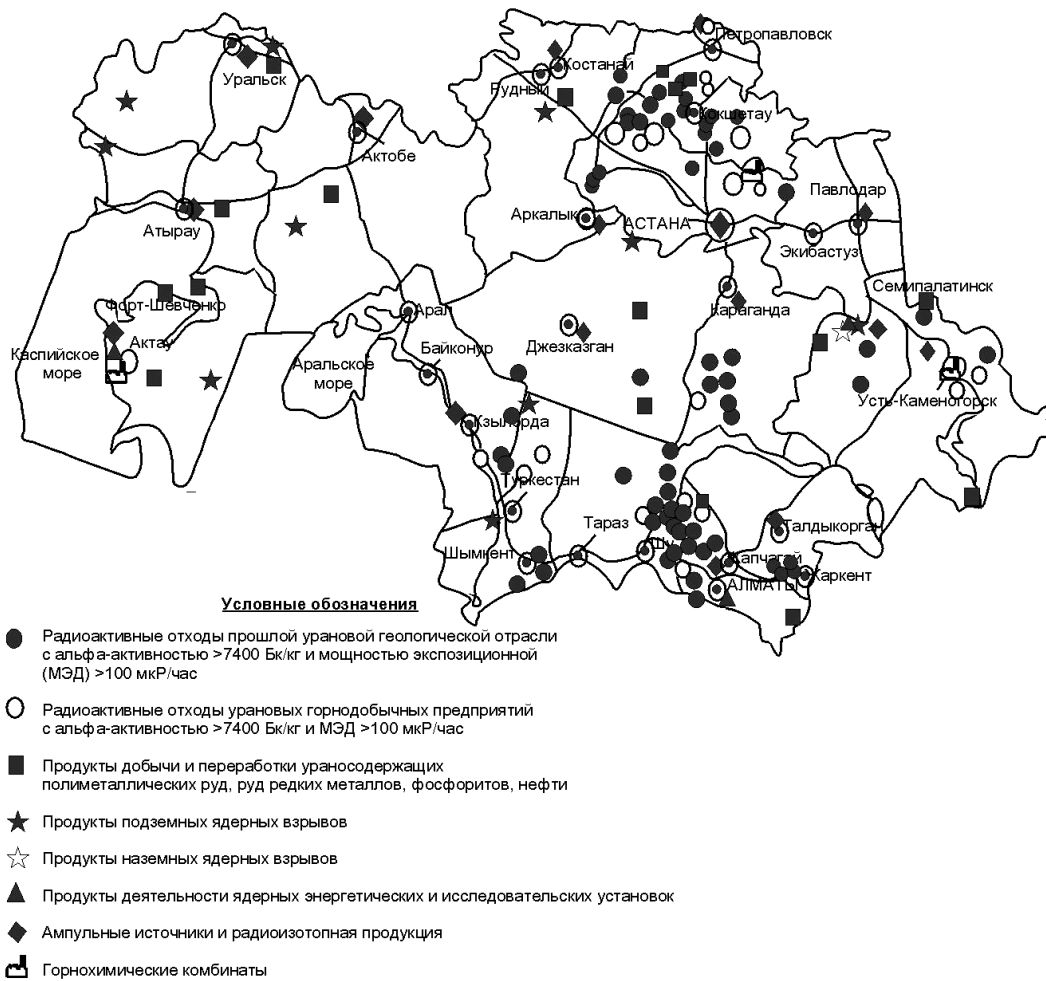


Рисунок 1. Размещение радиационно-опасных объектов [3]

Основными факторами, вызывающими напряженность радиационной обстановки в стране, являются:

- Загрязнение поверхности земли искусственными радионуклидами, образованными в результате многочисленных ядерных взрывов, проводившихся на территории Семипалатинского и других ядерных полигонов.
- Наличие большого количества очагов радиационного загрязнения в виде радиоактивных отвалов горных пород и сбросов вод при геологоразведочных и эксплуатационных работах на месторождениях урана, полиметаллов и редких земель, а также нефти и угля.
- Высокий радиационный фон в регионах, вмещающих урановорудные и торий-редкометалльные провинции, рудные районы и отдельные площади развития горных пород с повышенной радиоактивностью.
- Широкое распространение природных грунтовых и подземных вод с высокими содержа-

ниями радионуклидов в районах распространения гидротермальных месторождений урана. Имеющиеся данные позволяют отметить экологическую опасность содержащихся в природных водах естественных радионуклидов.

- Ядерные взрывы, выполненные для народнохозяйственных задач, произведенные в 1949 - 1961 гг.
- Деятельность предприятий атомно-промышленного комплекса.
- Деятельность китайского полигона Лобнор и глобальные выпадения и др.

По своему происхождению перечисленные факторы представляют собой источники природных, техногенных и искусственных типов загрязнения.

Природные (естественные) источники радиоактивного загрязнения представлены на рисунке 2. В республике выявлено более 700 природных источников с повышенным содержанием радионуклидов, требующих контроля и ограничения хозяйственного использования.

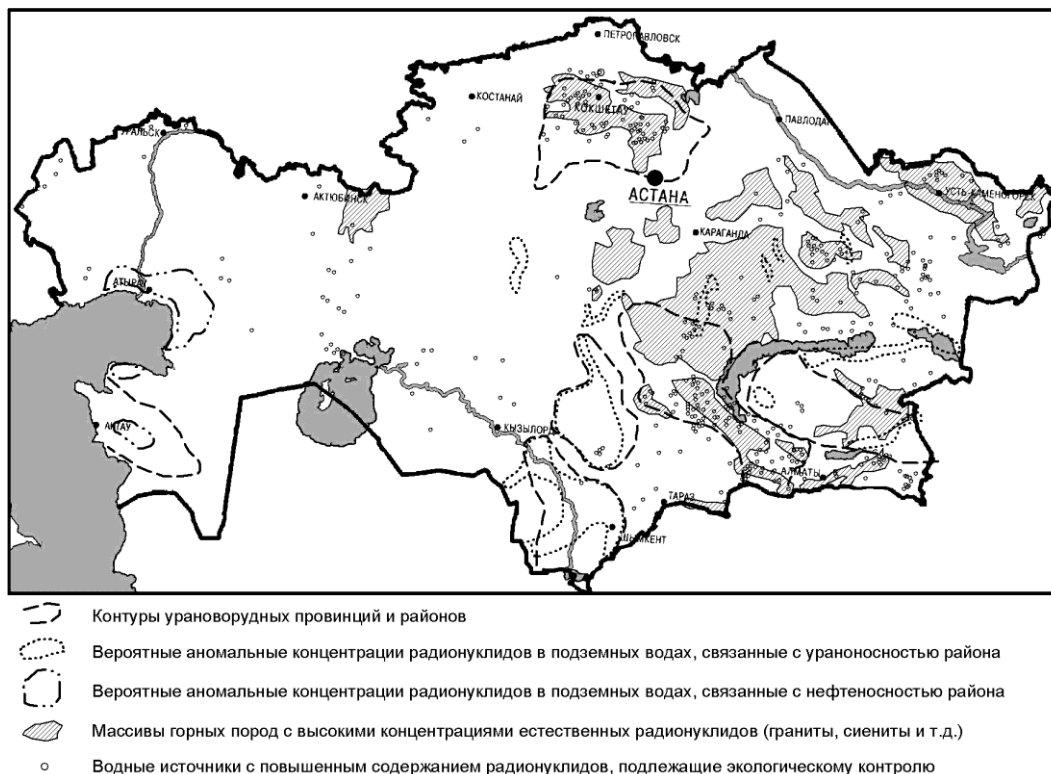


Рисунок 2. Естественные (природные) источники радиоактивного загрязнения [3]

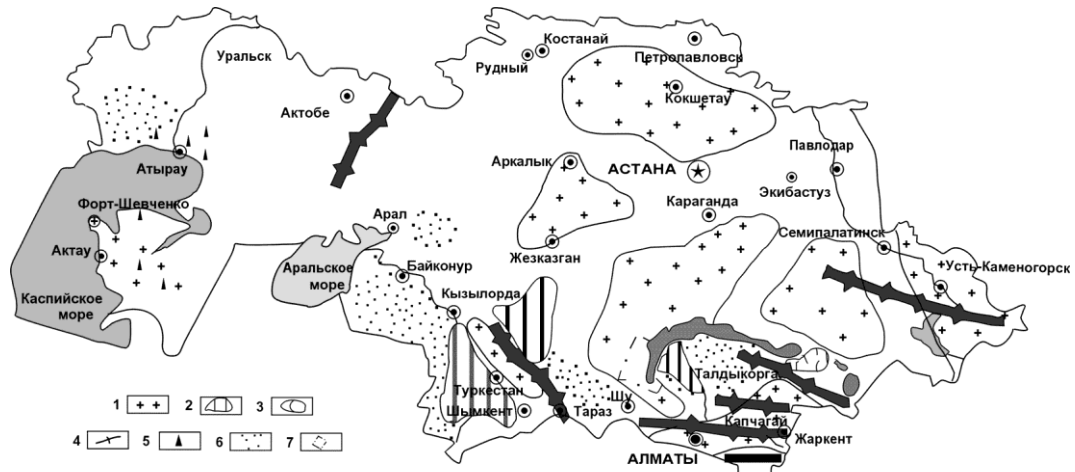
Природные типы загрязнения обусловлены тем, что Казахстан представляет собой уникальный урановорудный регион, в котором, по оценочным данным, сосредоточено около 30 % мировых запасов урана. Урановая сырьевая база Казахстана представлена весьма многочисленными по генетической позиции месторождениями, связанными с разновозрастными структурно-формационными комплексами.

Радиоактивность Казахстана обусловлена и высокими концентрациями естественных радионуклидов в горных породах.

На рисунке 3 приведено распределение на территории Казахстана крупных основных блоков с преобладанием на поверхности высокорадиоактивных пород. В основном это граниты, реже – специализированные на уран и торий метаморфогенные и осадочные породы. **В этих блоках сосредоточена и основная масса природных объектов с высокой и очень высокой активностью:**

- сотни месторождений и рудопроявлений урана и редких металлов (с торием) с величиной поглощенной дозы на поверхности, достигающей значений 30-50 мкГр/ч;

- тысячи аномалий и ореолов рассеяния урана и тория площадью до сотен квадратных метров; мощность поглощенной дозы – до 10 мкГр/ч;
- в южных районах в условиях аридного климата часты приповерхностные скопления урана (до сотен килограммов);
- все эти объекты сопровождаются значительными по площади аномальными концентрациями радона в почвенном воздухе – до десятков беккерелей на кубический метр почвенного воздуха;
- высокие концентрации радионуклидов в природных водах, в том числе в колодцах и родниках, используемых населением;
- и наконец, как результат промышленной деятельности, отвалы рудников и хвосты рудообогатительных фабрик, в подавляющем большинстве нерекультивированные.



1 – региональные блоки с широким развитием на поверхности высокоактивных магматогенных, метаморфогенных и осадочных пород. Высокие концентрации U, Ra, Rn и других радионуклидов в трещинных, грунтовых и поверхностных водах. Высокая поверхностная концентрация урановых и торий-редкометалльных месторождений, рудопоявлений, ореолов и аномалий. Активные отвалы, хвосты РОФ; 2 – регионы с установленными высокими концентрациями радионуклидов в артезианских водах. Уникальные месторождения урана пластово-инфильтрационного типа. Добыча урана методом ПВ. Радиационное загрязнение поверхности в результате самоизлива артезианских вод; 3 – то же, слабоизученные; 4 – основные линейные тектонические зоны с высокими концентрациями радона в подземных водах; 5 – выявленные радионуклидные загрязнения на нефтепромыслах; 6 – наиболее крупные массивы золотых песков; 7 – контур площади детальной карты

Рисунок 3. Карта размещения основных природных дозообразующих факторов на территории Республики Казахстан [3]

На территории Казахстана выявлен ряд радионепригодных площадей (рисунок 4) с повышенными дозовыми нагрузками на население за счет природных радиационных факторов.

Основными источниками радона являются:

- рудное сырье (урановые, редкоземельные руды и некоторые другие);
- тектонические разломы;
- вода из радононосных водоисточников;
- строительные материалы из высокорadioактивных пород;

- почвы и грунты, сформировавшиеся из высокоradioактивных горных пород, либо перекрывающие разломные радононосные системы.

В Казахстане имеется сеть неурановых (нефть, уголь и др.) и сопутствующих им перерабатывающих производств, добывающих и использующих сырье с естественным повышенным содержанием природных радионуклидов.

Радиоактивные отходы от неурановых предприятий составляют в Казахстане 2,36 млн. т активною 128 Ки.

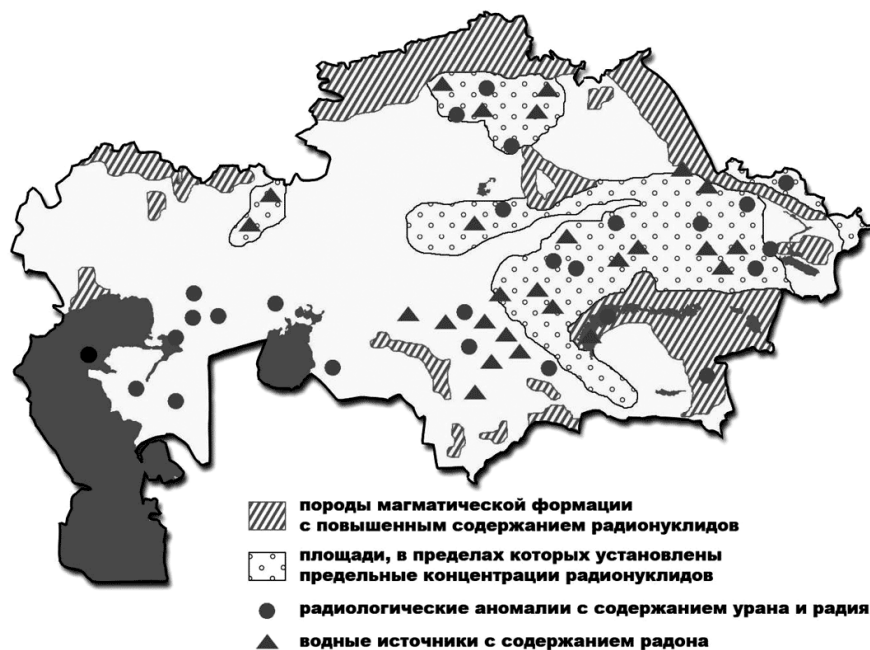


Рисунок 4. Карта радоноопасных территорий [4]

По оценкам специалистов, для населения Казахстана вклад природных источников ионизирующих излучений в коллективную дозу облучения в настоящее время составляет 80 %, в том числе от радона и продуктов его распада – 50 %.

В России природные источники в радиационной обстановке занимают 84% (в разных субъектах эта цифра колеблется от 75 до 96%) [5].

Техногенные источники радионуклидного загрязнения связаны с перераспределением природных радионуклидов в результате производственной деятельности (рисунок 5). Наиболее масштабные негативные изменения окружающей среды вызваны многолетним функционированием более 20 предприятий уранодобывающих и ураноперерабатывающих комплексов и связанных с ними геологоразведочных работ.

На долю урановой горнодобывающей отрасли приходится 222 млн. т отходов активностью 251 тыс. Ки, в т.ч. в хвостохранилищах – 173 млн.т. активностью 187 тыс. Ки.

Бывшими предприятиями Средмаша СССР на территории Казахстана было добыто свыше 80 тыс. т урана.

Загрязнение искусственными радионуклидами территории Казахстана связано:

- с многолетним испытанием ядерного оружия на Семипалатинском ядерном испытательном полигоне, занимающем площадь в 18500 км², а также ядерными взрывами для так называемых «мирных» целей;

- с использованием источников ионизирующих излучений (ИИИ) в промышленности, медицине, науке;

- с функционированием ядерных промышленных и исследовательских реакторов, один из которых – промышленный реактор БН-350 (г. Актау) – в настоящее время демонтирован.

10 тонн высокообогащенного урана и 3 т оружейного плутония, образовавшиеся за годы работы демонтированного ядерного реактора БМ-320 в Актау перевезены и безопасно складированы. Этого материала хватило бы на создание 775 ядерных бомб.

Испытание **ядерного оружия** (особенно в атмосфере) привели к глобальному изменению радиационной обстановки на земном шаре: в окружающую среду поступали техногенные радионуклиды из числа продуктов деления, нуклиды с наведенной активностью и неразделившееся ядерное топливо. Их максимальный вклад составлял 0.11 м³ в 1963 г., в настоящее время упал до 0.005 м³ в. Этот инкремент на фоне природной радиоактивности (2.4 м³ в/год) невелик, тем не менее он обусловил пик радиологических исследований миграции радионуклидов в различных природных средах Земли и связанного с этим действия ионизирующей радиации на человека и других живых организмов в планетарном масштабе.

Несомненно, что в центре внимания современной радиэкологии стоят проблемы обеспечения радиационной безопасности человека и окружающей среды в связи с быстро развивающейся ядерной энергетикой.

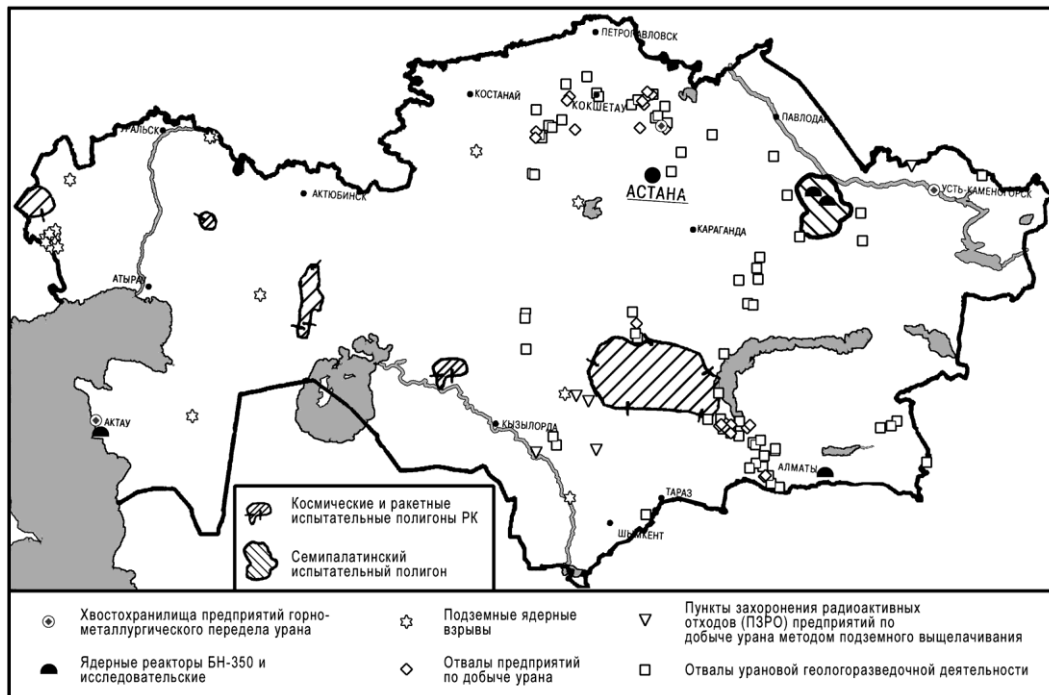


Рисунок 5. Техногенные источники радиоактивности [6]

Таблица 3. Доля атомной энергии в мировом производстве электроэнергии (в 2009 году) [7]

Мировое производство, страны	Доля атомной энергии, в %
Среднее в мировом производстве	16
В 16 странах с наиболее развитой ядерной энергетикой	25
Франция	79
Бельгия	54
Швеция	48
Россия	16

Доля атомной энергии в мировом производстве электроэнергии в 2009 г. составляет 16%: в 16 странах с наиболее развитой ядерной энергетикой – 25 %, а в ряде стран еще выше – во Франции 79 %, Бельгии 54 %, Швеции 48 %, в России этот показатель равен 16 % (таблица 3).

В настоящее время в 31 стране мира работают 436 ядерных энергетических реакторов с установленной мощностью 370.26 ГВт (эл.).

В 2030 году в мире будут работать 556 ядерных реакторов с производством электроэнергии 568,5 ГВт. Доля атомной энергии в производстве электричества в мире составит 25% [8].

Число АЭС по регионам мира в 2004 году представлено на рисунке 6.

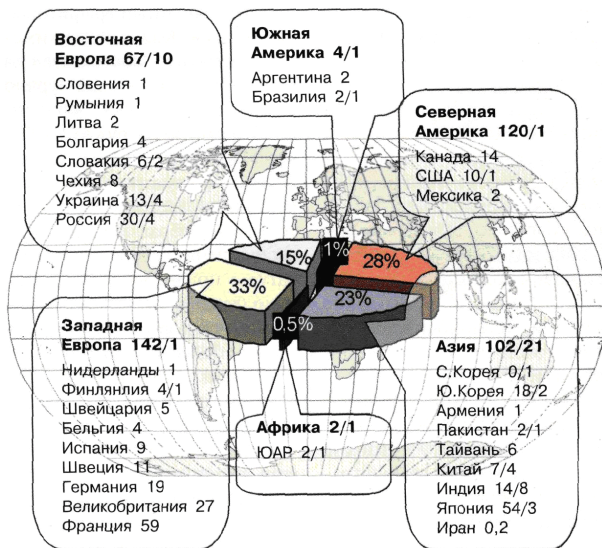


Рисунок 6. Число АЭС по регионам мира в 2004 г. (по данным International Atomic Energy Agency (IAEA); World Nuclear Association). В числителе приведено число эксплуатирующихся АЭС, в знаменателе – строящихся (проектируемых)

Все фрагментарно вышеизложенное с учетом периода полураспада радионуклидов (таблица 4) свидетельствует о том, что проблема радиационного загрязнения рассчитана на длительное время и **обеспечение радиационной безопасности окружающей среды требует изучения следующих актуальных вопросов:**

- закономерности миграции и метаболизма естественных и техногенных радионуклидов и накопления их в **живых организмах** в природных и искусственных экосистемах (осо-

бенно радионуклидов, поведение которых в природе изучено недостаточно), (^{152}Eu , ^{154}Eu , ^{60}Co , ^{241}Am и др.), что важно для решения проблемы управления радиоактивными отходами, безопасного обращения с отработавшим ядерным топливом и вывода ядерных объектов из эксплуатации;

- воздействие ионизирующих излучений на живые организмы с акцентом на популяционный и экосистемный уровни в широком интервале кумулятивных доз и мощностей доз облучения;

Таблица 4. Радионуклиды, период полураспада и их количество [9]

Радионуклиды	Период полураспада лет	Общее количество, образовавшееся при проведении испытаний
Pu – 238	87,7	330 Т Бк
Pu – 239	24100	7,8 П Бк
Pu – 240	6570	5,2 П Бк
Pu – 241	14,4	1700 П Бк
Pu – 242	776000	160 Т Бк
Am – 241 (при распаде Pu - 241)	433	5,5 П Бк
Ar – 39	269	1,2 П Бк
^{40}K	$1,25 \cdot 10^9$ лет	
^{90}Sr	30	0,17 МКи
^{137}Cs	30	0,28 МКи

- влияние на них малых доз облучения с определением критериев радиационных эффектов на основе наиболее радиочувствительных показателей;
- рейтинговая оценка роли радиационного фактора и агентов **нерадиационной природы** (тяжелые металлы, органические загрязнители и т.п.) в воздействии на окружающую среду и человека;
- комбинированное действие на биоту ионизирующих излучений и других токсических экологических факторов с оценкой возможных аддитивных и синергических эффектов;
- сравнительный анализ и гармонизация антропоцентрического и эоцентрического принципов радиационной защиты с разработкой единой концепции обеспечения радиационной безопасности человека и окружающей его среды;
- разработка концепции радиационной безопасности окружающей среды для различных сце-

нариев развития ядерной энергетики (разных ядерных топливных циклов);

- разработка научных основ нормирования загрязнения окружающей среды предприятиями полного ядерного топливного цикла;
- реабилитация радиоактивно загрязненных территорий в местах радиационных аварий и испытаний ядерного оружия, вблизи предприятий атомной промышленности, добычи уранового сырья и т.д.

Особое внимание необходимо уделять **проблеме естественной радиоактивности**, особенно так называемому техногенному усилению миграции естественных радионуклидов (NORM - normally occurring radioactive materials). Речь идет о повышении интенсивности миграции тяжелых естественных радионуклидов (семейства ^{232}Th и ^{238}U и продуктов их распада). К сожалению, эти работы в нашей стране в радиоэкологическом аспекте развиты менее полно. Как крайняя точка зрения в западных странах высказывается мысль, **что центр внимания в современной радиоэкологии должен сместиться в сторону изучения естественной радиоактивности**, так как вклад природного радиационного фона в облучение человека и биоты во многих радиоэкологических ситуациях существенно больше инкремента дополнительного облучения, обусловленного рассеиванием в окружающей среде искусственных радионуклидов.

Особое внимание следует обратить на **изучение влияния малых доз облучения на живые организмы**, с определения критериев радиационных эффектов на основе наиболее радиочувствительных показателей.

Фактический размер вреда от воздействия малых доз практически почти не выявляется.

Влияние малых доз облучения на людей следует еще изучать, и однозначно эта **гипотеза еще не принята**. Важно при этом понимать, что истинный вклад от радиации в происхождение тех или иных заболеваний весьма существенно отличается от субъективного восприятия её роли. Во всех эпидемиологических и сравнительных популяционных исследованиях, несмотря на нивелирование индивидуальных различий, влияние субъективных мешающих факторов и особенностей сохраняется.

В комплекс причин, определяющих характер отдаленных эффектов радиации, следует включать индивидуальные показатели здоровья и внешние факторы (экологические факторы, условия труда и быта, вредные привычки).

Риски, приписываемые к области НУО, равно как и декларируемые благоприятные последствия облучения, следует считать гипотетическими, т.к. ни материализацию рисков вредных эффектов, ни благоприятные эффекты **НУО пока доказать с необходимой достоверностью не удалось**. Идут дискуссии, обсуждения и исследования, поскольку

часть специалистов считает, что нужно учитывать для здоровья человека и влияние других факторов.

По данным Всемирной организации здоровья (ВОЗ), на здоровье человека оказывают влияние следующие факторы, %:

- социальные условия и образ жизни – 50-52;
- генетический статус – 20-22;
- состояние окружающей среды – 18-20;
- состояние здравоохранения – 7-12.

Неопределенность в отношении действия малых доз облучения **обуславливает отрицательное отношение общественности к любым радиационным технологиям и давление на государство со стороны общественности**, требующей снижения допустимых уровней радиационного воздействия.

Решать проблему малых доз радиации **необходимо комплексно**, сочетая теоретические исследования с экспериментальными и эпидемиологическими.

В наши дни происходит быстрое развитие биологических наук - молекулярной биологии, биохимии, иммунологии и других ветвей могучего биологического дерева. За весьма короткое время в этих дисциплинах чисто описательные методы замещаются подлинно научными, строятся количественные модели сложных биологических систем на молекулярном, органном и организменном уровнях. Можно ожидать, что и биологические эффекты радиационных воздействий будут скоро представлены в полноценной теории, что и разрешит сегодняшние споры.

Существенное развитие должны получить исследования по **сельскохозяйственной радиоэкологии**. Это обусловлено тем, что именно с миграцией радионуклидов по трофическим цепочкам **почва - сельскохозяйственные растения - сельскохозяйственные животные - человек** в различных радиологических ситуациях (функционирование предприятий полного ядерного топливного цикла, радиационные аварии, глобальные выпадения радионуклидов после ядерных испытаний и др.) связано потребление радионуклидсодержащих пищевых продуктов, формирующее внутреннее облучение человека, которое играет ведущую роль в воздействии ионизирующих излучений на население.

Предпринятый анализ данных, имеющихся к настоящему моменту в литературе [10-15], позволяет утверждать, что на территории Семипалатинского полигона на разных уровнях биологической организации **выявлены негативные изменения, выражающиеся:**

- в коренном изменении состава и структуры растительных сообществ в сторону их упрощения с ростом радиационного фона;
- в сопряженных с увеличением γ -фона изменениях анатомического строения листьев, стебля и корня;

- в отборе наиболее адаптированных генотипов, характеризующихся повышенной активностью антиоксидантных ферментов;
- в увеличении степени генетической изменчивости в популяциях растений;
- в возрастании частоты цитогенетических нарушений; в изменении видового состава сообществ животных хирономид и мышевидных грызунов в сторону их упрощения;
- в достоверном увеличении частоты цитогенетических нарушений с ростом поглощенной дозы в клетках имагинальных дисков личинок хирономид;
- в появлении уникальных последовательностей дисков и повышенном выходе гетерозиготных инверсий;
- в повышенной асимметрии билатеральных признаков у рыб;
- в изменении показателей периферической крови и повышении частоты генетических и цитогенетических эффектов у грызунов и др.

К сожалению, для большинства известных нам работ характерно **отсутствие информации о радиоактивном загрязнении экспериментальных участков и величине поглощенных доз, что делает невозможным доказательство радиационной природы наблюдаемых изменений.** Авторы не предприняли попытки оценить вклад химических агентов и различия экологических условий обитания контрольных и экспериментальных популяций в индукцию наблюдаемых эффектов. В связи с этим, для исследований биологических эффектов в популяциях растений и животных, населяющих территорию СИП, **актуальным является переход от характерного для настоящего времени описательного подхода, к исследованиям на современной методологической основе, неотъемлемыми составными частями которой являются:**

- комплексное экологическое обследование экспериментальных участков;
- детальная оценка их радиоактивного и химического загрязнения;
- оценка поглощенных доз критическими органами растений и животных;
- оценка эффектов на разных уровнях биологической организации;
- оценка вклада радиационной, химической и экологической компонент в индукцию наблюдаемых на территории СИП биологических эффектов;
- оценка направленности, скорости и механизмов адаптационных и эволюционных процес-

сов в населяющих территорию СИП сообществах растений и животных;

- оценка роли растений и животных в процессах биогенной миграции радионуклидов в системе почва-растение с повышенным уровнем радиоактивности и др.

В нашей стране большее внимание должно быть посвящено изучению **экоцентрических принципов** (экологических, биосферных) радиационной защиты окружающей среды и их практическому применению. Неофициально доминирующим у нас все еще является **антропоцентрический (санитарно-гигиенический) принцип**, согласно которому "если радиационными стандартами защищен человек, то в этих условиях защищена от облучения и окружающая среда (биота)".

С точки зрения **экоцентрической концепции** важен анализ последствий радиоактивного загрязнения почв для осуществления функций педосферы как важной составляющей части биосферы: глобального регулирования миграции вещества и энергии, сохранения биоразнообразия и поддержания устойчивого развития. В первую очередь речь идет **об определении последствий облучения почвенной биоты от ТРН**, находящихся в почве в результате ее загрязнения, а также **влияния ионизирующих излучений на наземные растения и животных от ТРН**, содержащихся в почве (как внешнего облучения, так и внутреннего облучения - за счет инкорпорированных в наземных растениях и животных ТРН, усвоенных из почвы).

Несмотря на плодотворные усилия исследователей в решении фундаментальных и практических проблем радиационной безопасности человека и окружающей среды, решение многих ее проблем сдерживается **отсутствием фундаментальных исследований механизмов вовлечения радионуклидов в процессы биогеохимического круговорота, в первую очередь поступление в растения аэральным и корневым путями.** Развитие этих исследований позволит повысить эффективность защиты населения и окружающей среды путем проведения научно обоснованных контролер.

Кроме того, необходимо уделить больше внимания изучению влияния биологических эффектов на флору и фауны **при сочетании воздействий низких доз ионизирующих излучений и техногенных загрязнителей.**

Для успешного решения проблем радиоэкологии необходима качественная подготовка молодых кадров для научной и практической работы в области данной науки и экологической безопасности.

ЛИТЕРАТУРА

1. Берикболов Б.Р. Радиоэкологические проблемы Казахстана / Б.Р. Берикболов, П.Г. Каюков // «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека»: материалы III Междунар. конф. - Томск, 2009. - С. 85-88.
2. Каюков П.Г. Радиоэкологическая оценка площадей, насыщенных природными радиоактивными объектами / П.Г.Каюков, Г.Ф.Ефремов // «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека»: материалы III Междунар. конф. - Томск, 2009. - С. 254-258.
3. Панин М.С. Экология Казахстана / М.С.Панин. - Семипалатинск, 2005. – 548 с.
4. Севостьянов В.С. Проблемы радонобезопасности в Казахстане / В.С.Севостьянов. – Алматы: КазгосИНТИ, 2004. – 212 с.
5. Онищенко Г.Г. Приоритетная задача национальной безопасности / Г.Г.Онищенко // Экология и жизнь. – 2010. - №7 (104). - С. 82-84.
6. Язиков В.Г. Геолого-промышленные типы урановых месторождений Казахстана / В.Г.Язиков. «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека»: материалы III Междунар. конф. – Томск: Тандем-Арт, 2004. - С. 706-714.
7. Алексахин Р.М. Радиоэкология XXI века. Вестник Российской Академии наук / Р.М.Алексахин. – 2010. – Т. 80. - № 4. - С. 321-328.
8. Порунов А.Н. «Ренессанс» атомной энергетики? Экология и промышленность России / А.Н.Порунов. - 2005. - С. 38-41.
9. Панин М.С. Химическая экология / М.С. Панин. - Семипалатинск, 2002. - 852 с.
10. Бахтин М.М. / Кардиологическая характеристика хирономид *GLYPTOTENDIPES SALINUS* из озера «Балапан» / М.М. Бахтин, А.Т. Сейсебаев, К.Т. Рахимбаева, К.Г. Айманова //Вестник НЯЦ РК. Радиоэкология. Охрана окружающей среды. - 2000. - Вып. 3. - С. 79 -83.
11. Сейсебаев А.Т. Комплексный радиобиологический мониторинг СИП: общий подход / А.Т. Сейсебаев, К. Шеналь, М.М. Бахтин, Н.Ж. Кадырова //Вестник НЯЦ РК. Радиоэкология. Охрана окружающей среды. - 2001. - Вып. 3. - С. 73-78.
12. Айдосова С.С. Влияние радиационного излучения на морфо – анатомическую структуру *SPIRAEA HYPERICIFOLIA L / С.С.Айдосова, Н.М.Мухитдинов, Н.З.Ахтаева [и др.] //Вестник НЯЦ РК. - 2004. / А.Т.Сейсебаев, Н.Ж.Кадырова, К.С.Минкенова, А.В.Процкий - Вып. 1. - С. 29-35.*
13. Сейсебаев А.Т. Особенности цитогенетической структуры растений отдельных участков СИП с различным уровнем радиоактивного загрязнения / А.Т. Сейсебаев, Н.Ж. Кадырова, К.С. Минкенова, А.В. Процкий //Вестник НЯЦ РК. - 2004. - Вып. 1. - С. 36-40.
14. Бахтин М.М. Хирономиды (*DIPTERA CHIRONOMIDAE*) как возможные биоиндикаторы экологического состояния водоемов / М.М.Бахтин, А.Т.Сейсебаев //Вестн. НЯЦ РК. Радиоэкология. Охрана окружающей среды. - 2002. - Вып. 3. - С. 72-75.
15. Бахтин М.М. О некоторых признаках индикации состояния природной среды Семипалатинского полигона / М.М.Бахтин, А.Т.Сейсебаев //Вестник НЯЦ РК. Радиоэкология. Охрана окружающей среды. 2002. - Вып. 3. - С. 68-71.

БОЛАШАҚТАҒЫ КЕЙБІР РАДИОЭКОЛОГИЯЛЫҚ МӘСЕЛЕЛЕР ТУРАЛЫ

Панин М.С.

Семей мемлекеттік педагогикалық институты, Семей, Қазақстан

Мақалада радиациялық-қауіпті нысандардың орналасуымен шартталған табиғи және техногендік ластану көздерінің әсер етуіне байланысты Қазақстандағы радиоэкологиялық ахуал көрсетілген. Қоршаған ортаның радиациялық қауіпсіздігін қамтамасыз етудің өзекті мәселелері де көрініс тапқан.

ON SOME RADIOECOLOGICAL ISSUES OF THE FUTURE

M.S. Panin

Semey State Pedagogical Institute, Semey, Kazakhstan

The article gives information on the radioecological situation in Kazakhstan, due to the placement of radiation-hazardous facilities, natural and man-made sources of pollution. Topical issues of radiation safety in the environment are given.

УДК 575.17:615.849:504.75.05

ЦИТОГЕНЕТИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ХРОНИЧЕСКОГО ВЛИЯНИЯ РЕНТГЕНОВСКОГО ИЗЛУЧЕНИЯ НА ЧЕЛОВЕКА

Чередниченко О.Г.

Институт общей генетики и цитологии МОН РК, Алматы, Казахстан

Представлены результаты изучения *in vivo* эффектов хронического влияния рентгеновского излучения на медицинских работников рентгенлабораторий, а также оценена радиочувствительность и способность лимфоцитов их периферической крови к формированию адаптивного ответа под действием γ -излучения. Выявлено значительное повышение частоты хромосомных aberrаций как хромосомного так и хроматидного типов у обследованной группы рентгенологов по сравнению с контролем. Обнаружена высокая радиочувствительность к γ -излучению и индукция большого количества мультиабберрантных клеток, тем не менее у некоторых лиц сохраняется способность клеток к формированию реакции адаптивного ответа.

Различные стрессовые условия, включая облучение малыми дозами радиации могут индуцировать мутагенный, комутагенный и синергидный эффекты [15], а также реакцию адаптивного ответа к последующему мутагенному воздействию. Прямая экстраполяция этих данных на организм в целом весьма затруднена. Особенно это относится к радиоадаптивному ответу [11, 12]. Имеющиеся сведения весьма разноречивы [2, 6].

Для изучения данного вопроса достаточно удобной моделью представляется когорта людей, многократно контактировавших с малыми дозами радиации по долгу профессии. Ранее нами проведено обследование группы людей, подвергающихся в силу своей профессиональной деятельности γ -излучению [1]. Настоящая работа посвящена оценке хронического влияния рентгеновского излучения на медицинских работников рентгенлабораторий, изучению радиочувствительности и способности лимфоцитов их периферической крови к формированию адаптивного ответа при воздействии γ -излучения.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Проведено изучение частоты и спектра aberrаций хромосом у 10 человек, работающих в медицинской рентгеновской лаборатории и подвергающихся воздействию только рентгеновского излучения. Контрольную группу составили жители г. Алматы, не имевшие профессионального контакта с источниками ионизирующей радиации и не подвергавшиеся в последний год рентгеновскому обследованию. Образцы периферической крови отбирали в стерильных условиях из локтевой вены в гепаринизированные флаконы.

Культивирование лимфоцитов и приготовление препаратов проводили по следующей методике: к 0,5 мл периферической крови добавляли к 4,5 мл среды культивирования, состоящей из 80% среды HAMs с глутамином (2мМ), 20% сыворотки КРС, пенициллина 100 ед/мл, стрептомицина 100 ед/мл. Деление лимфоцитов стимулировали 2% р-ром ФГА (Панэко, Россия). Клетки инкубировали при 37° С в течение 48 часов. Для накопления метафазных пла-

стинок в культуральную среду за 2 часа до фиксации вводили колхицин в конечной концентрации 0,8 мкг/мл. Для получения цитологических препаратов клетки гипотонизировали 0,075М KCl при 37°С 15 минут, фиксировали смесью метиловый спирт/ледяная уксусная кислота (3/1) и окрашивали 4% раствором красителя Гимза [14]. При анализе метафазных пластинок определяли число клеток с aberrациями, а также число и тип aberrаций на 200 проанализированных метафаз.

В работе использовали также микроядерный тест в сочетании с цитокинетическим блоком цитохалазином В, который добавляли на 44 часу культивирования. Учет микроядер осуществляли при подсчете 1000 двуядерных клеток на каждый вариант [8]. При анализе полученных данных использовали стандартные методы статистического анализа [5].

Радиационная обработка: - цельную кровь в стеклянных флаконах подвергали воздействию γ -излучения на линейном электронном ускорителе ЭЛУ-2 с номинальной энергией ускоренных электронов 1,5 МэВ при мощности доз для 0,05 Гр – 50 сГр/мин и для 2 Гр – 100 сГр/мин; Адаптивный ответ индуцировали по схеме – адаптирующая доза в G₀ стадии клеточного цикла, через 4 часа на этой же стадии повреждающая доза.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ И ОБСУЖДЕНИЕ

Как уже было сказано выше для изучения хронического влияния малых доз мутагенных факторов достаточно удобной моделью является когорта людей, профессионально подвергающихся воздействию радиации. В отличие от жителей экологически неблагоприятных регионов, где порой очень трудно вычленить преимущественный тип мутагенного воздействия, в данном случае мы можем даже говорить о типе радиационного воздействия.

Проведенный цитогенетический анализ показал, что средняя частота клеток с хромосомными aberrациями у рентгенологов составила $6,3 \pm 0,54\%$, что в три раза превышает контрольный уровень $1,86 \pm 0,5\%$ (доноры, не имеющие профессионального контакта с источниками ионизирующей радиации) (табли-

ца 1). Индивидуальные колебания частот клеток с абберациями составили в основном 1-10%, лишь у одной женщины их обнаружено 19%. Спектр хромосомных нарушений был представлен преимущественно абберациями хромосомного типа, частота которых была в два раза выше $4,79 \pm 0,47\%$, чем аббераций хроматидного типа $2,54 \pm 0,3\%$. Все это свидетельствует о мутагенном эффекте факторов профессиональной среды. Тем не менее средняя частота клеток с хромосомными абберациями у рентгенологов была в два раза меньшей $6,3 \pm 0,54\%$, чем у профессионалов-«физиков», контактировавших с источниками γ -излучения $13,7 \pm 1,1\%$ [1]. Вероятно, это связано, либо с большим соблюдением правил безопасности, либо различием, интенсивности/эффективности действующих типов излучения. Корреляции между возрастом, продолжительностью работы во вредных условиях и выходом хромосомных нарушений не наблюдается.

Таблица 1. Изучение радиочувствительности и способности к формированию адаптивного ответа под воздействием γ -излучения, у лиц профессионально подвергающихся рентгеновскому излучению

	Рентгенологи	Контроль
Спонтанный уровень		
Клеток с абберациями	$6,3 \pm 0,54$	$1,86 \pm 0,5$
Всего аббераций	$7,33 \pm 0,58$	$1,86 \pm 0,5$
Хромосомного типа	$4,79 \pm 0,47$	$0,24 \pm 0,5$
Хроматидного типа	$2,54 \pm 0,3$	$1,64 \pm 0,5$
Облучение 2 Гр (радиочувствительность)		
Клеток с абберациями	$31,3 \pm 1,04$	$26 \pm 4,4$
Всего аббераций	$173,1 \pm 8,5$	$31 \pm 4,6$
Хромосомного типа	$156,6 \pm 8,1$	$20 \pm 4,0$
Хроматидного типа	$3,4 \pm 0,4$	$11 \pm 3,1$
Облучение 0,05/2 Гр (адаптивный ответ)		
Клеток с абберациями	$28,7 \pm 1,01$	$17 \pm 3,8$
Всего аббераций	$112,4 \pm 7,1$	$18 \pm 3,9$
Хромосомного типа	$110,9 \pm 7,0$	$10 \pm 3,0$
Хроматидного типа	$1,3 \pm 0,25$	$8 \pm 2,7$
* $p > 0,05$; ** $p < 0,01$		

В подавляющем большинстве мониторинговых исследований негативное влияние генотоксических факторов оценивается лишь по частоте хромосомных аббераций, не учитывая нарушений других генетических функций клеток. Однако, в настоящее время, для полноты и объективности оценки действия генотоксикантов необходимо учитывать также их влияние и на универсальные защитные механизмы от экстремальных воздействий, которые клетки и организмы вырабатывают в процессе эволюции, в виде радиочувствительности и радиоадаптивного ответа [10]. Сведения, имеющиеся в отношении изменения этих генетически детерминированных функций, пока остаются разноречивыми [2-4, 6]. По-видимому, нужны исследования этого вопроса в связи с условиями воздействия, типами воздействующих факторов их комбинаций и множества других подходов. Исходя из этого, мы изучили еще и состояние радиочувстви-

тельности и радиоадаптивного ответа у обследованных лиц. Для этого лимфоциты их периферической крови подвергали дополнительному облучению *in vitro*, соответствующему условиям выявления радиочувствительности (2 Гр γ -излучения) и радиоадаптивного ответа (0,05/2 Гр γ -излучения).

Известно, что в лимфоцитах здоровых доноров под влиянием малых доз радиации формируется достаточно хорошо выраженный адаптивный ответ. В литературе имеется достаточно много сведений о том, что нарушение некоторых клеточных функций приводит к ослаблению или полному подавлению этой защитной реакции [9,16]. Не исключено, что воздействие факторов внешней среды, в том числе, длительное воздействие малых доз ионизирующей радиации, может каким-то образом, отражаться на процессе формирования адаптивной реакции нарушая работу ферментативных систем или контролирующих их генов.

При изучении адаптивного ответа *in vivo* мы предполагали, что в качестве адаптирующих доз облучения может выступать хроническое воздействие радиации в малых дозах, которое постоянно воздействует на организм при профессиональном контакте с радиоактивными источниками (таблица 1).

Радиочувствительность определяли по степени увеличения хромосомных аббераций после *in vitro* облучения лимфоцитов периферической крови 2 Гр γ -излучения, по сравнению с аналогичными данными контрольной группы (таблица 1).

У рентгенологов исходя из количества клеток несущих хромосомные абберации радиочувствительность (после облучения лимфоцитов повреждающей дозой 2 Гр γ -излучения) в среднем по группе была несколько выше чем у здоровых доноров ($31,3 \pm 1,04\%$ и $26 \pm 4,4\%$, соответственно) (таблица 1), но эти различия не достоверны ($p > 0,05$). Эти данные свидетельствуют об отсутствии состояния защищенности у обследованных людей к воздействию повреждающих доз радиации. Вероятно повреждающая доза, независимо от индивидуума, состояния здоровья и подверженности его различным неблагоприятным факторам, способна индуцировать количество поврежденных клеток в коридоре частот примерно 20-30%. Однако при анализе частот самих аббераций обнаружена катастрофическая картина. В среднем по группе выявлено более 170 аббераций на 100 клеток.

Эксперименты по изучению способности к формированию реакции адаптивного ответа проводили по схеме с воздействием адаптирующих и повреждающих доз облучения на лимфоциты периферической крови на G_0 -стадии клеточного цикла с интервалом в 4 ч. (0,05/2 Гр). В этих условиях средняя групповая частота клеток с хромосомными нарушениями достоверно не изменилась после воздействия 2 Гр γ -излучения она равнялась 31%, а 0,05/2 Гр – 28%. Однако, если исходить из количества самих аббераций, то их частота снизилась довольно значи-

тельно – со 173,1 до 112,4, aberrаций на 100 клеток, т.е. примерно на 35% ($p < 0,01$).

Таким образом, лимфоциты периферической крови рентгенологов, несмотря на высокую радиочувствительность, т.е. отсутствие состояния защищенности от высоких доз γ -излучения, сохраняют способность к формированию адаптивного ответа. Однако при индивидуальном анализе, тем не менее, обнаруживается гетерогенность обследованной группы – у семерых (№ 2, 3, 4, 6, 7, 8, 10) обследованных формируется хорошо выраженный адаптивный ответ, у 1 (№ 9) наблюдается отсутствие данной реакции, а у двоих (№ 1, 5) наблюдается радиосенсибилизация. Аналогичная картина наблюдается и при изучении микроядер в лимфоцитах (рисунок 2). В ранее проведенных исследованиях профессионалов-«физиков», контактирующих с источниками γ -излучения также выявлена гетерогенность исследуемой группы как по радиочувствительности (наличие или отсутствие состояния защищенности), так и по способности к формированию адаптивного ответа (формирование АО, отсутствие достоверной реакции, радиосенсибилизация). Однако их контакт с источниками γ -излучения и воздействие этого же типа излучения в качестве повреждающего и адаптирующего воздействий не приводило к возникновению такого количества мультиабберрантных клеток как в группе рентгенологов [1].

Как показано выше при облучении лимфоцитов рентгенологов повреждающими дозами γ -излучения обнаруживается до 291 aberrации на 100 клеток (или от 3,7-7,7 aberrаций на одну aberrантную клетку). К таким результатам привело, большое содержание количества мультиабберрантных клеток среди членов данной когорты людей. У отдельных индивидуумов они составляли до 30% клеток, содержащих хромосомные нарушения. Практически все встречаемые aberrации были хромосомного типа и почти половина из них были обменного характера – дицентрики, кольца и транслокации. Индукция такого количества мультиабберрантных клеток и самих aberrаций у обследованной группы рентгенологов требует дополнительных исследований. На данном этапе, мы склонны объяснять эти данные результатом комбинированного воздействия рентгеновского и γ -излучения, что требует дополнительных исследований.

ЛИТЕРАТУРА

1. Ахматуллина Н.Б. Математический анализ эффектов малых доз радиации / Н.Б. Ахматуллина, Н.Г. Макаренко, К.А. Искандарова, О.Г. Чередниченко, С. Ким // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2002. - № 6. - С. 614-617.
2. Васильева И.М. Адаптивный ответ в лимфоцитах детей из зоны с повышенным фоном ионизирующей радиации / И.М. Васильева, С.В. Унжаков, И.А. Меликсетова, Г.Д. Засухина, А.Н. Семячкина, Л.З. Казанцева // Радиационная биология. Радиоэкология. - 1995. - Т.35. - N 5. - С. 662-664.
3. Засухина Г.Д. Адаптивная реакция, индуцированная малыми дозами радиации в репаративно - дефектных клетках / Г.Д. Засухина, Г.Н. Львова, И.М. Васильева [и др.]. // Докл. РАН. - 1993. - Т. 329. - N5. - С. 658-660.

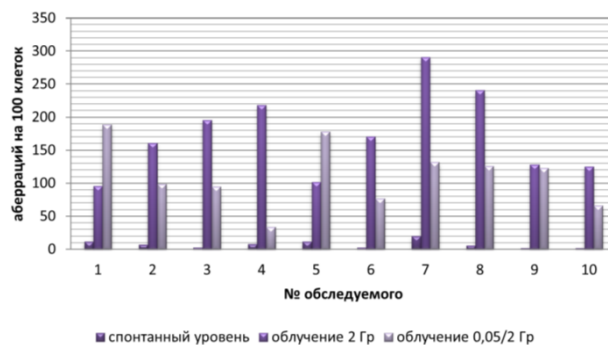


Рисунок 1. Частота хромосомных aberrаций в лимфоцитах рентгенологов при изучении радиочувствительности (2 Гр) и формировании адаптивного ответа (0,05/2Гр)

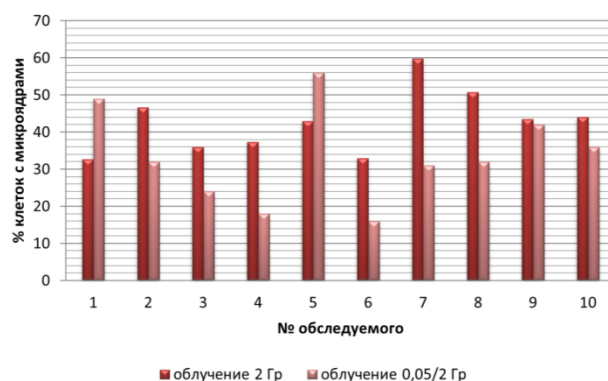


Рисунок 2. Частота микроядер в лимфоцитах рентгенологов при изучении радиочувствительности (2 Гр) и формировании адаптивного ответа (0,05/2Гр)

Таким образом, проведена оценка действия рентгеновского излучения *in vivo* и его комбинации с γ -излучением в экспериментах *in vitro*. Установлено значительное превышение частоты хромосомных нарушений в группе рентгенологов профессионалов ($7,3 \pm 0,58\%$) по сравнению с контролем. При этом, в исследованной группе профессионалов, в отличие от жителей экологически неблагоприятных регионов [3, 7, 13], в определенной степени сохраняется способность к формированию адаптивного ответа. Обнаружена высокая радиочувствительность и индукция большого количества мультиабберрантных клеток при комбинированном рентгеновском – *in vivo* и γ - *in vitro* излучений.

4. Пелевина И.И. Индивидуальная вариабельность в проявлении адаптивного ответа клеток человека на воздействие ионизирующей радиации. Подходы к ее определению / И.И. Пелевина, А.В. Алещенко, М.М. Антошина [и др.]. // Радиационная биология. Радиоэкология. - 2007. - №6. - С.658-666.
5. Плохинский Н.А. Алгоритмы в биометрии / Н.А. Плохинский. - М., 1967. - 82 с.
6. Унжаков С.В. Адаптивный ответ, формирующийся в лимфоцитах детей, подвергшихся действию малых доз радиации в результате Чернобыльской аварии / С.В. Унжаков, И.М. Васильева, И.А. Меликсетова, А.Н. Семьякина, Л.С. Балева, Л.З. Казанцева, Г.Д. Засухина // Радиационная биология. Радиоэкология. - 1994. - Т. 34. - №6. - С. 827-831.
7. Чередниченко О.Г. Адаптивный ответ у жителей промышленно загрязненных городов Казахстана (г. Актау, г. Усть-Каменогорск) / О.Г. Чередниченко, Н.Б. Ахматуллина, С.Б. Исмаилов // V съезд по радиационным исследованиям (радиобиология, радиоэкология, радиационная безопасность): тез.докл., Москва 10-14 апреля 2006 г. - М., 2006. - Т. 1. - С. 172.
8. Albertini R.J. IPCS guidelines for the monitoring of genotoxic effects of carcinogens in humans / R.J. Albertini, D.Anderson, G.R. Douglas [et al.]. // Mutat. Res. - 2000. -V. 463. - P. 111-172.
9. Bauchinger M. Absence of adaptive response to low-level radiation from tritiated thymidine and X-rays in lymphocytes of two individuals examined in serial experiments / M. Bauchinger, E. Schmid, H. Braselman, U. Nahrstedt // Mutat. Res. - 1989. - V. 227. - P. 103-107.
10. Bosi A. Variability of adaptive response to ionising radiation in human / A. Bosi, G. Olivieri // Mutat. Res. -1989. - V. 211. - P. 3-17.
11. Jeggo P. An adaptive response of E. coli to low levels of alkylating agents: Comparison with previously characterized DNA repair pathways / P. Jeggo, M. Defais, L. Samson, P. Schendel // Mol. Gen. Genet. - 1977. - V.157. - P. 1-9.
12. Hadden C. T. Adaptive response of Bacillus subtilis to N-methyl-N²- nitro -N- nitrosoguanidine / C.T. Hadden, R.S. Foote, S. Mitra // J. Bacteriol. - 1983. - V.153. - P. 756-762.
13. Khandogina E.K. Adaptive response in irradiated human lymphocytes: radiobiological and genetic aspects / E.K. Khandogina, G.R. Mutovin, S.V. Zvereva, A.V. Antipov, D.O. Zverev, A.P. Akifyev // Mutat. Res. -1991. - V. 251. - P. 181-186.
14. Moorhead P.S. Chromosome preparations of leucocytes cultured from human peripheral blood / P.S. Moorhead, P.C. Nowell, W.J. Mellman, D.M. Battips, D.A. Hungerford // Experimental Cell Research. - 1960. -V. 20. - P. 613-616.
15. Samson L. A new pathway for DNA repair in Escherichia coli / L. Samson, J. Cairns // Nature. - 1997. - V. 267. - P. 281-283.
16. Sancararayanan K. Adaptive response of human lymphocytes to low- level radiation from radioisotopes of X- rays / K. Sancararayanan, A.V. Duyh, M.J. Loos , A.T. Natarajan // Mutat. Res. - 1989. - V. 211. - P. 7-12.

АДАМҒА СОЗЫЛМАЛЫ РЕНТГЕНДІК СӘУЛЕ ШЫҒАРУДЫҢ ӘСЕР ЕТУІНЕ ЦИТОГЕНЕТИКАЛЫҚ БАҒА БЕРУ

Чередниченко О.Г.

ҚР БҒМ Жалпы генетика және цитология институты, Алматы, Қазақстан

Рентген зертханасындағы медицина қызметкерлерінің созылмалы рентгендік сәуле шығарудың *in vivo* әсерін зерттеу нәтижелері келтірілген, сонымен қатар γ -сәуле шығару әсерімен адаптивті жауаптың қалыптасуына радиосезімділіктің және олардың перифериялық қанындағы лимфоциттердің қабілеттілігі бағаланды. Хромосомды аберрациялардың жиілігінің жоғарылау мәні хромосомды және хроматидті түрлері зерттелген рентгенологтар тобының бақылаумен салыстыру бойынша қомақты түрде жоғарылағаны анықталды. Көп мөлшердегі мультиаберрантты ұлпадағы индукция мен γ -сәуле шығарудың жоғары радиосезімталдылығы анықталды, одан басқа кейбір тұлғаларда адаптивті жауаптың реакциясын қалыптастыруға ұлпалардың қабілеттілігі сақталады.

CYTOGENETIC EVALUATION OF CHRONIC X-RAY EFFECTS ON HUMAN

O.G. Cherednichenko

Institute of General Genetics and Cytology, Almaty, Kazakhstan

The results of the study *in vivo* effects of chronic exposure to X-ray medical workers rentgenlaboratory and assessed the radiosensitivity and the ability of lymphocytes to peripheral blood to the formation of adaptive response under the action of γ -radiation. There was a significant increase in the frequency of chromosomal aberrations as chromosome and chromatid types in the studied group of radiologists, as compared with control. Detected high radiosensitivity to γ -radiation and induction of a large number of Multiaberrant cells, however some individuals retained the ability of cells to the formation of the reaction of adaptive response.

УДК 615.849:504.064:577.4

МЕДИКО-СОЦИАЛЬНЫЕ ОСНОВЫ МОНИТОРИНГА СОСТОЯНИЯ ЗДОРОВЬЯ НАСЕЛЕНИЯ ПРОЖИВАЮЩЕГО НА ТЕРРИТОРИЯХ, ПРИЛЕГАЮЩИХ К БЫВШЕМУ СЕМИПАЛАТИНСКОМУ ИСПЫТАТЕЛЬНОМУ ЯДЕРНОМУ ПОЛИГОНУ

Галич Б.В., Белихина Т.И., Апсаликов К.Н.

НИИ Радиационной медицины и экологии, Семей, Казахстан

Изучены и проанализированы материалы медико-демографических показателей обследований населения ВКО, определены и ранжированы показатели смертности и заболеваемости среди исследуемых групп. Показано наличие соматических эффектов ионизирующего излучения в установленных дозах. Предложена модель организации радиационно-гигиенического и медико-демографического мониторинга радиационных эффектов преждевременного старения среди населения ВКО.

«Постоянное улучшение социального самочувствия казахстанцев должно сопровождаться повышением качества их жизни, что является главной миссией здравоохранительного комплекса страны», - заявил в Послании народу Казахстана от 6 февраля 2008 года Президент Республики Казахстан Назарбаев Н.А. Указанная проблема является наиболее актуальной для системы здравоохранения и социального развития страны в связи с тем, что в последние десятилетия снижение рождаемости и высокая смертность жителей Казахстана, способствуют старению населения [1,2]. Уменьшение доли работоспособных контингентов порождает социальные проблемы, связанные со снижением трудового потенциала. В этой связи особую озабоченность вызывают неблагоприятные экологические условия проживания населения Восточного Казахстана, сложившиеся в результате длительных испытаний ядерного оружия на бывшем Семипалатинском полигоне [3].

Решение этой задачи требует организации длительного динамического наблюдения за состоянием здоровья популяций, подвергавшихся воздействию радиационных факторов риска, с формированием медико-дозиметрических регистров, разработкой и внедрением научно обоснованных методов ранней диагностики основных заболеваний, их коррекции, лечения и профилактики [4,5].

Основу исследования составили материалы переписи населения 1962 и 2009 годов, данные медико-демографической статистики, первичные медицинские документы, лиц наблюдавшихся в клинике НИИ РМЭ за период 1956 по 2009 год, включая результаты экспедиционной деятельности за период 2001-2009 год.

Динамика движения населения, численный и возрастно-половой состав до 1962 г. в 14 районах Семипалатинской области за период атмосферных испытаний были изучены и оценены по материалам медицинской и демографической статистики Семипалатинского областного и городского статистического Управления.

Ежегодное сокращение населения происходило за счет смертности и эмиграции, причем показатели

общей смертности в районах с максимальной степенью риска реализации постлучевых эффектов (Абайский, Бескарагайский районы) были наиболее высокими и колебались в пределах 11,2 – 14,8 случаев на 1000 населения; среди населения с повышенной степенью риска – 7,9 - 9,8 случаев на 1000 населения. Подобная тенденция по динамике уровней рождаемости и смертности сохранялась на протяжении всего периода исследований.

Из общего числа родившихся за этот период детей (79,1 тыс.) 33,5 тыс. детей, родившихся до 1955 г., подверглись внутриутробному облучению и облучению в раннем детском возрасте; 47,1 тыс. детей, родившихся с 1956 по 1962 гг., подвергались облучению в детском возрасте.

За весь период наблюдения возрастная структура экспонированного населения не претерпевала существенных изменений, несмотря на высокие показатели прироста населения за счет миграции. Очевидно, эта тенденция была обусловлена тем обстоятельством, что население с других территорий почти в 98 % случаев прибывало в изучаемые районы семьями, в которых пропорционально были представлены все возрастные категории (дедушки, бабушки, матери, отцы, дети и внуки). Зарегистрировано приблизительно равное количество населения, находящегося в репродуктивном возрасте: в 1949 г. – 82,2 тыс. человек (30,5% от общей численности населения); в 1962 г. – 124,2 тыс. человек (29,1% от общей численности населения). За период с 1949 по 1962 гг. практически во всех возрастных группах число женщин превышало число мужчин. По состоянию на 1949 г. женщины составляли 55,3% от общей численности, мужчины – 44,7%, в 1962 г. – 52,3%; 47,7% соответственно.

В результате естественных демографических процессов в период с 1962 г. по 2009 г. формировалась группа потомков – лица, рожденные от облученных родителей (II, III поколения). Возраст второго поколения по состоянию на 2009 г. составлял от 20 до 46 лет (1962-1982 гг. рождения). Возраст третьего поколения составлял 0-25 лет (1983-2008 гг. рождения).

Среди экспонированных районов с максимальной степенью риска реализации постлучевых эффектов потомки II и III поколений составили 60,1 тыс. человек (68,7%), в районах с повышенной степенью риска – 103,9 тыс. человек (70,5%).

Данные медико-демографических исследований легли в основу создания Государственного научного автоматизированного медицинского регистра населения пострадавшего вследствие деятельности бывшего Семипалатинского ядерного испытательного полигона, созданного на базе НИИ радиационной медицины и экологии. Основными критериями внесения информации, являлись подлинные юридические документы, свидетельствующие о радиационном маршруте лица, подтвержденные первичными материалами архивов, ЗАГС, опроса старожилов.

Нами проведена работа по оценке уровней распространенности общей заболеваемости и отдельных ее классов, являющихся индикаторными для радиационного воздействия.

Уровни распространенности заболеваний системы кровообращения в первом временном промежутке в 1-й и 2-й основных группах в 1,96-1,53 раз превосходили показатели контроля, составляя 532,6; 582,3 на 1000 населения соответственно ($P < 0,01$; $0,05$). Уровни распространенности болезней эндокринной системы в основных группах существенно превышали показатели контроля ($P < 0,01$; $0,05$). Патология щитовидной железы в структуре болезней эндокринной системы составляла 75-85 %.

На всем протяжении исследования наибольшие относительные риски зарегистрированы в основных группах по онкологической заболеваемости. В среднем составляя 2,08; – 2,32; 2,01 соответственно.

Проведенное исследование позволило выявить основные критерии связи прямого и опосредованного радиационного воздействия на лиц, непосредственно подвергавшихся облучению, и их потомков. На наш взгляд, можно признать некоторые результаты, констатирующие стабильную динамику существенного превышения уровней некоторых индикаторных классов заболеваний среди лиц, непосредственно подвергавшихся облучению, имеющих детерминированный характер (уровни онкологической, болезней системы кровообращения среди потомков II поколения лиц, рожденных от облученных родителей).

Полученные результаты предложены как основа при организации мониторинга состояния здоровья лиц, непосредственно подвергавшихся облучению, и их потомков.

Целью мониторинга является организация адресных медицинских мероприятий направленных на минимизацию последствий деятельности Семипалатинского испытательного ядерного полигона.

Основными принципами предлагаемой модели мониторинга являются:

- наблюдению подвергается как условно здоровое население, так и лица с регистрируемыми функциональными и органическими нарушениями;
 - проводится ранжирование наиболее чувствительных к радиационному воздействию систем организма человека;
 - применяются простые эффективные и высокоинформативные методы и средства ранней диагностики заболеваний, ограничивающих продолжительность предстоящей жизни;
 - учитываются антропогенные и техногенные, а также эндогенные нерадиационные факторы риска, оказывающие влияние на состояние здоровья исследуемых контингентов;
 - проведение радиоэкологического мониторинга и расчета ежегодных дозовых нагрузок на население за счет внешнего и внутреннего облучения в результате проживания в зоне радиоактивного следа;
 - используются современные технические средства, позволяющие оперативно и в полном объеме собирать, обрабатывать, пополнять, группировать и анализировать данные из различных источников медицинской, демографической и радиационно-гигиенической информации – создание компьютерных баз данных медико-дозиметрических регистров.
- В этой связи основными направлениями организации мониторинга и последующей профилактики индуцированных радиацией болезней системы кровообращения, определяющих эффекты преждевременного старения, должны быть (в соответствии с рисунком 1):
- совершенствование законодательно-нормативной базы Республики Казахстан, обеспечивающей постоянный радиоэкологический и медицинский контроль и охрану здоровья населения ВКО, вошедшего в группы высокого риска реализации постлучевых эффектов;
 - проведение постоянного радиоэкологического контроля за содержанием долгоживущих радионуклидов в объектах внешней среды и продуктах питания местного производства с ежегодным расчетом дозовых нагрузок на население;
 - проведение радиационно-гигиенического и демографического мониторинга в районах ВКО, расположенных в зонах максимального, чрезвычайного и повышенного радиационного риска;
 - подготовка специалистов по радиационной медицине и включение их в штатное расписание медицинских учреждений области, города и района;
 - организация специального диспансерного наблюдения за группами лиц с установленными болезнями системы кровообращения, имеющими связь с радиационным воздействием, с проведением корректирующих и профилактических мероприятий, направленных, в первую очередь, на предотвращение их осложнений и инвалидизации;

- определение и ранжирование основных критериев связи прямого и опосредованного радиационного воздействия на органы и системы органов лиц, проживающих в районах, подвергавшихся загрязнению радиоактивными осадками;
- оценка экономического ущерба от нарушений состояния здоровья экспонированного в различных дозах населения Восточно-Казахстанской области;
- научное обоснование, организация и внедрение методов целевых скрининговых обследований с применением современных инструментальных и лабораторных методов ранней доклинической диагностики социально значимых соматических болезней;

- расширение инфраструктуры районных, городских и областных медицинских учреждений и создание современных условий для реабилитации и профилактики лиц с заболеваниями, связанными с радиационным воздействием, в том числе, с эффектами преждевременного старения;
- в целях социальной защиты населения, пострадавшего от испытаний ядерного оружия на Семипалатинском полигоне, необходимо продолжить работу по выплате компенсаций за причиненный ущерб здоровью путем установления причинной связи установленных онкологических и соматических заболеваний с радиационным воздействием в соответствующих межрегиональных советах.

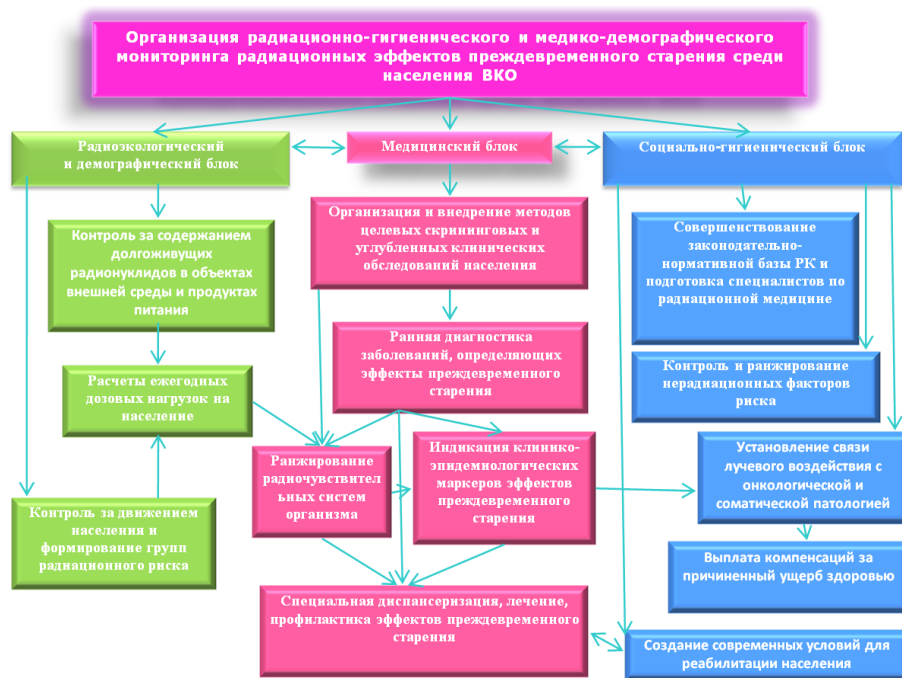


Рисунок 1. Организация радиационно-гигиенического и медико-демографического мониторинга радиационных эффектов преждевременного старения среди населения ВКО

ЛИТЕРАТУРА

1. Повышение благосостояния граждан Казахстана - главная цель государственной политики: Послание Президента Республики Казахстан народу Казахстана. - Астана, 2008.
2. Слажнева Т.И. Экологические аспекты Президентской стратегии «Казахстан-2030» и их демографическое значение / Т.И. Слажнева, К.М. Айтекенов, А.А. Корчевский // Проблемы социальной медицины и управления здравоохранением. - 2000. - № 17. - С. 60-65.
3. Гусев Б.И. Влияние ионизирующей радиации на здоровье населения вследствие проведенных ядерных испытаний в Казахстане / Б.И. Гусев, Л.М. Пивина, К.Н. Апсаликов // Медико-социальные последствия облучения населения Казахстана в результате испытаний ядерного оружия: материалы междунар. научно-практической конф. - Семипалатинск, 2002. - С. 47-51.
4. Казахстан сегодня. Информационно-аналитический сборник. Подготовлен Агентством РК по статистике /под ред. К.С. Абдиева. - Алматы: ТОО «Интелл сервис», 2005.- С. 238.
5. Аканов А.А. Организация здравоохранения Казахстана: Руководство для врачей / А.А. Аканов, К.К. Куракбаев, А.Н. Чен, У.А. Ахметов. - Астана - Алматы, 2006. - 231 с.
6. Авалиани С.Л. Мониторинг здоровья человека и здоровья среды / (Региональная экологическая политика) / С.Л. Авалиани, Б.А. Ревич, В.М. Захаров. - М.: Центр экологической политики России, 2001. - 76 с.

**БҰРЫНҒЫ СЕМЕЙ ЯДРОЛЫҚ СЫНАҚ ПОЛИГОНЫНА ІРГЕЛЕС АУМАҚТАРДА ТҰРАТЫН
ТҰРҒЫНДАРДЫҢ ДЕНСАУЛЫҚ МОНИТОРИНГІНІҢ МЕДИЦИНАЛЫҚ-ӘЛЕУМЕТТІК НЕГІЗДЕРІ**

Галич Б.В., Белихина Т.И., Апсаликов К.Н.

Радиациялық медицина және экология ҒЗИ, Семей, Қазақстан

ШҚО тұрғындарын зерттеудің медициналық-демографиялық көрсеткіштерінің материалдары зерттелді және талданды, зерттеліп жатқан топтар арасындағы сырқат және өлім көрсеткіштері анықталды және сараланды. Бекітілген дозаларда иондаушы сәулеленудің соматикалық әсерлерінің бар екендігі көрсетілді. ШҚО тұрғындары арасында уақытынан бұрын қартаюдың радиациялық әсерлерінің радиациялық-гигиеналық және медициналық-демографиялық мониторингін ұйымдастыру үлгісі ұсынылды.

**MEDICAL AND SOCIAL PRINCIPLES FOR MONITORING OF POPULATION HEALTH LIVING
IN THE TERRITORIES ADJACENT TO THE FORMER SEMIPALATINSK NUCLEAR TEST SITE**

B.V. Galich, T.I. Belikhina K.N., Apsalikov

Research institute of Radiation Medicine and Ecology, Semey, Kazakhstan

There have been studied and analyzed the materials of medical-demographic determinants of population surveys in East-Kazakhstan region, identified and ranked the mortality and sickness rate among the studied groups. The somatic effects of ionizing radiation in doses were specified. A model was proposed for the organization of radiation-hygienic and medico-demographic monitoring of radiation effects of premature aging of the East-Kazakhstan region population.

УДК 577.4: 504.4.054: 539.16

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ТЕРРИТОРИИ ФЛЮОРИТОВОГО МЕСТОРОЖДЕНИЯ КАРАДЖАЛ

Айдарханов А.О., Лукашенко С.Н., Субботин С.Б., Эдомин В.И.

Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, Курчатов, Казахстан

В настоящей работе представлены данные многолетних радиоэкологических исследований на территории месторождения флюоритов Караджал, расположенного в непосредственной близости от мест проведения подземных ядерных взрывов на Семипалатинском испытательном полигоне. Установлено, что содержание техногенных радионуклидов на дневной поверхности территории месторождения обусловлено, в основном, глобальными выпадениями. Значения радиационных параметров, содержания радионуклидов в грунтах, воздухе, продукции месторождения не представляют опасности. Радиоактивного загрязнения оборудования, транспортных средств, помещений пребывания персонала не зафиксировано. Основным проблемным вопросом является поступление к границам месторождения подземных вод, загрязненных тритием с концентрацией, превышающей уровень вмешательства в несколько раз. Также в подземных водах отмечены следы присутствия радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr . При дальнейшей разработке месторождения не исключено увеличение поступления в карьер этих радионуклидов.

1. ОБЩИЕ СВЕДЕНИЯ О МЕСТОРОЖДЕНИИ

Месторождение Караджал расположено на территории Восточно-Казахстанской области, в 170 км к юго-западу от г. Семей, в 120 км к юго-западу от г. Курчатов, на территории бывшего СИП.

Район месторождения практически не заселен. Ближайший населенный пункт Саржал расположен в 60 км к юго-востоку от месторождения. В 6 км проходит дорога с твердым покрытием, связывающая испытательную площадку "Дегелен" с г. Курчатов.

Общий вид карьера месторождения Караджал показан на рисунке 1.



Рисунок 1. Общий вид карьера месторождения Караджал

Инфраструктура рудника включает: карьер, породный отвал, промежуточный склад руды, площадку для усреднения руды, склад забалансовых руд, сортировочную установку, склад материала для подшихтовки, склад товарной руды, технологические автодороги, вахтовый поселок с жилым комплексом, мастерскую, стоянку автотранспорта, АЗС со складом ГСМ, баню, погреб, туалет, выгребную яму.

2. ФАКТОРЫ И МЕХАНИЗМЫ ФОРМИРОВАНИЯ РАДИАЦИОННОЙ ОБСТАНОВКИ

Основные потенциальные источники загрязнения для рассматриваемой территории – это атмосферные выпадения, обуславливающие загрязнение грунтов на дневной поверхности и ПЯВ на площадке "Дегелен", образовавшие котловые полости, из которых возможен перенос радионуклидов подземными и поверхностными водами.

2.1. Атмосферные выпадения и загрязнение грунтов дневной поверхности

В период с 1949 по 1962 гг. на площадке "Опытное поле" было проведено 30 наземных испытаний. Наземные ядерные испытания привели к высокому радиоактивному загрязнению значительных территорий, сформировав радиоактивные следы, протянувшиеся на сотни километров от эпицентра взрывов. На рисунке 2 изображены следы, идентифицирующиеся на местности.

Как видно из рисунка, ось перемещения облака от взрыва, проведенного 02.08.55 г., лежит вблизи испытательной площадки "Дегелен", и не исключено, что краевые части облака могли пройти над территорией месторождения Караджал, оказав некоторое влияние на содержание техногенных радионуклидов в грунтах территории. Однако это влияние не может быть существенным, так как взрыв 02.08.55 г. не относится к радиационно-значимым [1].

Таким образом, фактор локальных атмосферных выпадений от воздушных испытаний на СИП не должен играть существенной роли в формировании радиационной обстановки на месторождении.

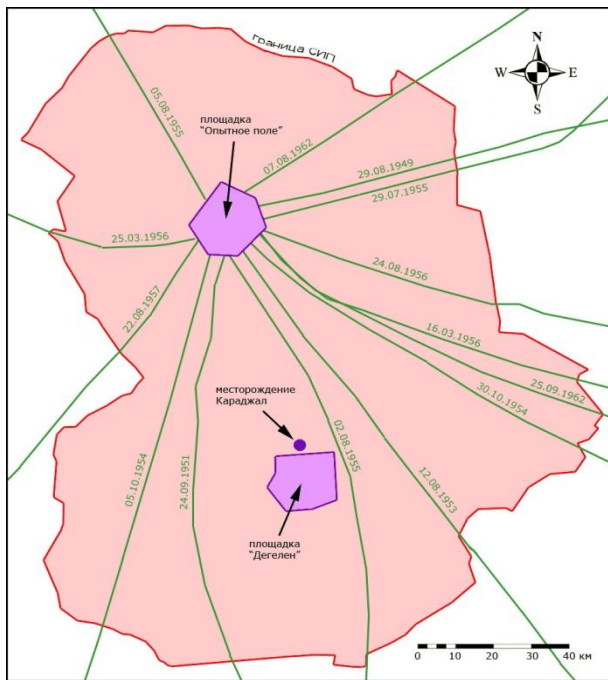


Рисунок 2. Пространственное положение осей перемещения радиоактивных облаков наземных ядерных взрывов, произведенных на площадке "Опытное поле"

2.2. Подземные ядерные взрывы и миграция техногенных радионуклидов с подземными и поверхностными водами

На территории горного массива Дегелен проводились ПЯВ в горизонтальных горных выработках – штольнях. Всего за период с 1961 по 1989 гг. была пройдена 181 штольня, в которых было проведено 209 ядерных испытаний.

В котловых полостях ПЯВ сосредоточено огромное количество радиоактивных веществ. Если полость сухая, то она представляет собой фактически захоронение радиоактивных отходов. В случае поступления в полость подземной воды, последняя становится агентом, выносящим радионуклиды из котловых полостей и окружающих зон дробления.

Результаты обследований показывают, что по ручьям, вытекающим из ~30 штолен, до закрытия штолен в конце 90-х гг. происходил вынос радиоактивных продуктов на дневную поверхность. В пределах русел и пойм этих ручьев обнаружены участки радиоактивного загрязнения, по значениям радиационных параметров намного превышающие параметры в горных выработках, из которых они вытекают. Часть штолен (от 8 до 12, в зависимости от сезона и количества осадков) остаются водоносными и в наши дни, после закрытия штолен, так как вода просачивается сквозь запечатывающие конструкции. Лабораторные анализы проб воды показывают, что при этом продолжается вынос радионуклидов. Концентрация ^3H в отдельных водотоках достигает 460 кБк/кг, ^{137}Cs – 780 Бк/кг, ^{90}Sr – 1800 Бк/кг, $^{239+240}\text{Pu}$ – 2,3 Бк/кг [2].

В результате сорбции радионуклидов из воды грунтами, слагающими берега и поймы ручьев, происходит их накопление в определенных местах. В конце своего пути все водотоки разливаются на достаточно обширные территории, образуя заболоченные участки, на которых за многие годы сконцентрировано существенное количество радиоактивности.

Непосредственную потенциальную опасность для территории месторождения Караджал представляют штольни с водопрооявлениями, расположенные на северных склонах гор Дегелен в области водосбора р. Карабулак, в долине которого находится территория карьера.

2.3. Возможные механизмы загрязнения территории

Образовавшиеся после атмосферных выпадений продуктов ядерного взрыва локальные участки на территории месторождения могут стать потенциальными источниками загрязнения воздушной среды в результате пылеподъема при проведении работ. Также возможно перераспределение радионуклидов в грунтах месторождения участков загрязнения вследствие механического переноса колесами транспортных средств.

После выноса радионуклидов подземными водами из котловой полости и зоны дробления возможны различные механизмы дальнейшего их распространения и загрязнения территории:

- поступление загрязненных техногенными радионуклидами подземных и поверхностных вод в карьер месторождения;
- загрязнение воздушной среды тритием вследствие испарения и транспирации из поверхностных и подземных вод.

2.3.1. Загрязнение воздушной среды вследствие пылеобразования из загрязненных грунтов

Многолетние исследования на СИП [3] показали, что даже на больших площадных источниках радионуклидного загрязнения дневной поверхности, таких как "Опытное поле", значительное радиоактивное загрязнение приземного слоя атмосферы возможно только при техногенном пылении (движение автомобилей и другие работы, вызывающие значительный пылеподъем), а также при степных пожарах.

Работы по разработке месторождения открытым способом относятся именно к вызывающим значительный пылеподъем, что может привести к внутреннему облучению за счет попадания радионуклидов в организм через органы дыхания и диктует необходимость контроля за содержанием техногенных радионуклидов в атмосферном воздухе.

2.3.2. Механический перенос загрязненных грунтов

Упомянувшееся выше загрязнение техногенными радионуклидами грунтов на припортальных площадках и в долинах водотоков из штолен площадки "Дегелен", в непосредственной близости от месторождения, делает возможным дальнейший перенос загрязнения людьми или техникой по технологиче-

ским дорогам, разработанным территориям, вахтовому поселку и т.д. Так, содержание техногенных радионуклидов в почве на припортовом участке штольни 177 составляет для ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr – $3,3 \cdot 10^4$, $2,6 \cdot 10^4$ и $1,4 \cdot 10^5$ Бк/кг соответственно. Данный механизм распространения вряд ли может играть существенную роль в формировании картины радионуклидного загрязнения территории, он скорее может касаться отдельных конкретных людей, подвергшихся такому загрязнению. В связи с чем необходимо накладывать ограничения на маршруты движения автотранспорта.

2.3.3. Поступление загрязненных техногенными радионуклидами подземных и поверхностных вод в карьер месторождения

Основным направлением выноса радионуклидов за пределы горного массива является их миграция по водным артериям Дегелена – ручьям Узынбулак, Токтакушук, Байглес и Карабулак, которые находятся в зоне влияния водотоков из штолен. Р. Карабулак проходит через месторождение Караджал, которое расположено в северной части площадки "Дегелен" примерно в 4 км от мест проведения ПЯВ.

Р. Карабулак образуется слиянием 3 водотоков. Из числа штолен с отмечавшимися за период 1996–2010 гг. водопроявлениями в долине первого водотока (считая с запада на восток) расположен портал штольни 152, в долине второго – 150 и 151, в долине третьего – 011, 143, 511.

Первый и второй водотоки являются наименее загрязненными из всех ручьев, так как расположенные в них штольни в настоящее время не являются водоносными. Удельная активность ^3H в воде ниже места слияния первого и второго водотоков составляет около 30 кБк/кг, ^{137}Cs – до 0,22 Бк/кг, ^{90}Sr – до 0,07 Бк/кг. Эксплуатирующей организацией оборудован отвод водотока в обход карьера дренажной траншеей, который исключает возможность поступления в карьер загрязненных поверхностных вод. Однако опасность поступления загрязненных подземных вод при этом не снимается.

Третий приток р. Карабулак наиболее загрязнен по сравнению с двумя другими, так как в его долине находится водоносная в настоящее время штольня 511. Максимальные значения удельной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr достигают 700 и 400 Бк/кг. На данный момент долина третьего водотока проходит восточнее территории карьера, но карьер расширяется на восток и в ближайшие годы попадет в зону влияния третьего водотока. При этом возникнет опасность попадания в карьер загрязненных как поверхностных, так и подземных вод.

2.3.4. Загрязнение воздушной среды тритием вследствие испарения и транспирации из поверхностных и подземных вод.

Тритий, в отличие от других техногенных радионуклидов, не сорбируется вмещающими породами и

мигрирует с водой практически со скоростью движения самой воды. Загрязнение тритием поверхностных или неглубоко залегающих подземных вод может приводить к его попаданию в атмосферу путем испарения или транспирации растениями. В подземных водах, распространенных в пределах горного массива Дегелен, концентрация трития достигает 10^5 Бк/кг. В воздухе горного массива Дегелен содержание трития достигает 240 Бк/м³ при среднем содержании его 41 Бк/м³ [4].

Для месторождения Караджал исследование этого механизма очень актуально, так как при разработке карьера в него будут поступать подземные воды и в определенных условиях, например, в безветренную погоду, не исключено достижение концентрации трития в атмосферном воздухе, представляющей опасность для человека.

3. РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ НА ТЕРРИТОРИИ МЕСТОРОЖДЕНИЯ

На территории месторождения на протяжении 1998–2010 гг. проводились радиоэкологические исследования, целью которых являлось получение количественных данных характеризующих радиационную обстановку на месторождении. Проводилось площадное радиологическое обследование дневной поверхности горного отвода, индивидуальный дозиметрический контроль персонала, радиационный контроль техники, оборудования, помещений и т.д., контроль готовой продукции, определялись концентрации техногенных радионуклидов в объектах окружающей среды (воздух, вода, грунт).

Измерение радиометрических параметров включало в себя:

- маршрутную гамма-съемку дневной поверхности, отвалов и технологических автодорог в режиме "Поиск";
- радиометрическое измерение мощности эквивалентной дозы (МЭД) и плотности поверхностного загрязнения α - и β -излучающими радионуклидами в фиксированных точках;
- радиационный контроль рабочих мест и оборудования;
- выборочный дозиметрический контроль персонала.

Пробоотбор состоял в отборе грунта и добываемой руды, подземных и поверхностных вод из наблюдательных скважин, зумпфа, расположенных рядом ручьев, воздушных аэрозолей, урины, водяных паров из воздуха, готовой продукции (концентрата).

Лабораторные исследования включали определение удельной активности гамма-излучающих радионуклидов, радиохимический анализ для определения удельной активности ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$, бета-спектрометрический анализ с целью определения концентрации ^3H .

Пространственное положение точек отбора проб показано на рисунке 3.

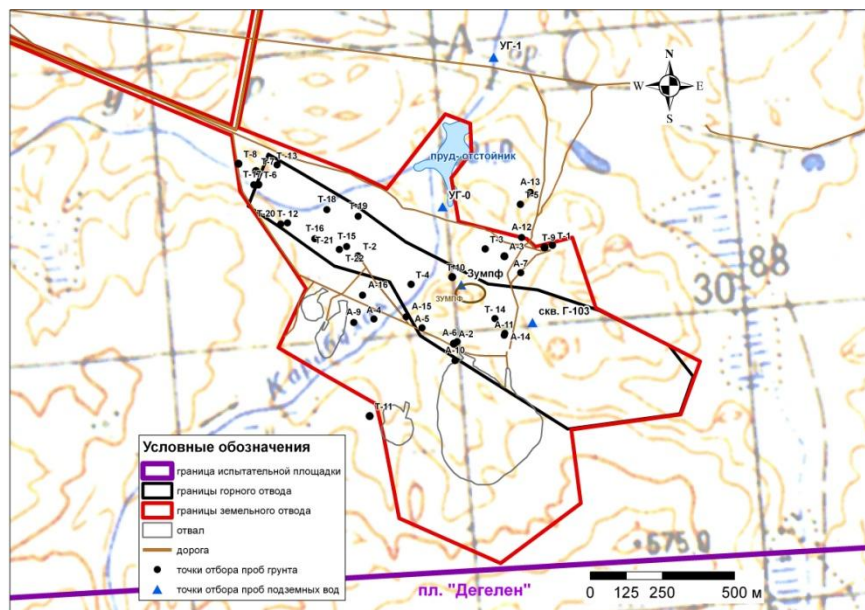


Рисунок 3. Основные элементы инфраструктуры месторождения Караджал

3.1. Методики выполнения полевых измерений и отбора проб

3.1.1. Измерение радиационных параметров

Измерения радиационных параметров проводились в узловых точках сети обследования, а также между точками в режиме "Поиск" в соответствии с руководством по эксплуатации средства измерения и методикой измерения гамма-фона территорий и помещений [5].

3.1.2. Отбор проб воздушных аэрозолей и водяных паров

Для определения степени загрязнения атмосферного воздуха техногенными радионуклидами использовался аспирационный метод отбора проб, позволяющий получить данные о концентрации аэрозолей в единице объема. Суть метода заключается в прокачке большого объема воздуха через фильтр, после чего фильтр передается для анализа и получения данных в лабораторию. Пробы воздушных аэрозолей отбирались непосредственно на территории рабочей зоны месторождения. Объем прокачиваемого воздуха на одну пробу был рассчитан исходя из технических характеристик спектрометрической аппаратуры, используемой при проведении лабораторных измерений.

Для определения концентрации трития в воздушной среде объекта был проведен отбор проб водяных паров путем их намораживания на радиатор, охлаждаемый жидким азотом. После окончания процесса намораживания достаточного количества водяных паров, пробу переносили в виалу. В точке отбора пробы фиксировались температура и влажность воздуха, с помощью полученных значений проводился пересчет удельной активности на объемную. Отобранные пробы упаковывались в полиэтиленовый пакет и снабжались паспортом, в котором указывались данные по пробоотбору. Для отбора

проб водяных паров использовалась установка, состоящая из: сосуда Дьюара, термоса и хладовода с радиатором.

Отбор проб проводился в соответствии с основными принципами отбора проб радиоактивных веществ из воздуха [6].

3.1.3. Отбор проб почвы

Отбор проб почвы проводился в соответствии: с планом разработки месторождения, расположения производственных и жилых площадок, подъездных путей, а также участков с повышенным радиационным фоном, выявленных в ходе пешеходной съемки. Площадь отбора точечной пробы составляла 100-200 см², глубина 5 см. Увеличение площади отбора обусловлено требованиями точности проведения лабораторных спектрометрических и радиохимических анализов. Пробы природной среды отбирались и упаковывались в соответствии с требованиями к отбору проб почвы при общих и локальных загрязнениях [7].

3.2. Лабораторные работы

3.2.1. Определение удельной активности ³H

Подготовка образцов водяных паров для измерения удельной активности трития проводилась в соответствии с аттестованной методикой [8]. Согласно методике отобранный образец отфильтровывался через фильтр «синяя лента». Пробы, в которые предварительно добавлялся сильный восстановитель, подвергались дистилляции. Для проведения анализа отбиралась аликвота исследуемого образца в объеме 5 мл в пластиковые емкости (виалы), добавлялся сцинтилляционный коктейль Ultima Gold в объеме 15 мл. Полученный образец перемешивался и измерялся на бета-спектрометре.

3.2.2. Определение удельной активности ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239+240}\text{Pu}$

Для определения содержания ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239+240}\text{Pu}$ анализируемые пробы воды концентрировали согласно методике [9].

Перед началом концентрирования для контроля химического выхода определяемого радионуклида в пробу вводились изотопные метки: ^{85}Sr , ^{134}Cs и ^{242}Pu .

Для отделения концентрата плутония в анализируемую пробу вводили раствор хлорного железа (III). В полученный раствор добавляли NaOH для осаждения гидроксида железа. Осадок гидроксида железа является концентратом плутония. Высушенный концентрат плутония подвергался растворению, очистке, затем проводилось выделение изотопов плутония из раствора на анионообменной смоле "Dowex" и радиохимическая очистка плутония. Полученная фракция электролитическим способом наносилась на подложку из нержавеющей стали. Активность полученного образца измерялась на альфа-спектрометре. Потери $^{239+240}\text{Pu}$ в процессе пробоподготовки учитывались по активности введенной метки ^{242}Pu .

Концентрирование изотопов стронция осуществлялось методом соосаждения с карбонатом кальция. Для этого в пробу вносили карбонат натрия и хлорид кальция. Осадок карбоната кальция является концентратом плутония. Далее осадок подвергали растворению в 6М HCl. Добавлялось известное количество носителя стабильного иттрия. Раствор оставался на двухнедельное накопление в нем ^{90}Y (установление равновесия между ^{90}Sr и ^{90}Y). После накопления ^{90}Y отделялся от ^{90}Sr путем двукратного осаждения $\text{Y}(\text{OH})_3$. Активность ^{90}Y определялась на бета-спектрометре в режиме черенковского счета. Химический выход ^{90}Y определялся титриметрически по стабильному носителю иттрия. По активности ^{90}Y определялась удельная активность ^{90}Sr в Бк/л.

Концентрирование цезия осуществлялось методом соосаждения с ферроцианидом меди. Для получения ферроцианида меди смешивался раствор гексаферрата калия с сульфатом меди. Осадок ферроцианида меди является концентратом цезия. Высушенный образец подвергался измерению на гамма-спектрометре. Расчет химического выхода ^{137}Cs осуществлялся по измеренной активности ^{134}Cs .

3.2.3. Гамма-спектрометрический анализ проб грунта

Подготовка проб грунта к анализу включала следующие этапы:

- отделение включений (растительности и камней) от основной массы почвы;
- высушивание отобранного образца до постоянного веса;

- просеивание через сито с диаметром ячеек 2 мм (фракция почвы >2 мм измельчалась на мельнице пока ее масса не составила 4-5% от веса пробы);
- квартование и отбор навески для измерения;
- помещение навески в сосуд для измерения калиброванной геометрии.

3.2.4. Альфа-спектрометрический анализ

Подготовка проб для определения содержания $^{239+240}\text{Pu}$.

Подготовка проб к альфа-спектрометрическому анализу проводилась в два этапа:

- предварительная пробоподготовка;
- радиохимическое выделение $^{239+240}\text{Pu}$, которое проводилось согласно утвержденной методике [9].

Предварительная подготовка проб к альфа-спектрометрическому анализу состояла из следующих этапов:

- высушивание пробы, гомогенизация, отбор навески;
- озонирование исследуемого образца при температуре 600°C в течение 8 часов.

Радиохимическое выделение $^{239+240}\text{Pu}$ из проб почвы и грунта проводилось по методике, разработанной Институтом ядерной физики и утвержденной в Государстве РК. Методика позволяет получить фракцию плутония практически без нерadioактивных макрокомпонентов пробы. Общий химический выход плутония по данной методике колеблется в интервале 30-65%. Метод основан на переводе радионуклидов из пробы в раствор с помощью эффективного полного разложения образца и приготовлении альфа-спектрометрического препарата. Метод предусматривает учет потерь радионуклидов плутония путем введения изотопной метки (индикатора) - ^{242}Pu .

3.2.5. Подготовка проб почвы и грунта к бета-спектрометрическому анализу на ^{90}Sr

Из пробы, прошедшей гамма-спектрометрический анализ, отбиралась навеска в размере около 20 г в стальную кювету (d=7 см), используемую для бета-спектрометрического анализа на спектрометре «Прогресс».

4. РЕЗУЛЬТАТЫ РАБОТ

В результате проведенных исследований установлено, что содержание техногенных радионуклидов на дневной поверхности территории месторождения обусловлено, в основном, глобальными выпадениями и, возможно, нештатными радиационными ситуациями при проведении ядерных испытаний на площадках "Дегелен" и "Сары-Узень". Результаты лабораторных исследований проб грунта разработанных территорий, отвалов, автодорог приведены в таблице 1.

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ТЕРРИТОРИИ ФЛЮОРИТОВОГО МЕСТОРОЖДЕНИЯ КАРАДЖАЛ

Таблица 1. Результаты лабораторных исследований проб грунта разработанных территорий, отвалов, автодорог

Радионуклид	2006	2007	2008	2009
	Усредненное значение удельной активности (минимальное – максимальное), Бк/кг			
⁴⁰ K	-	-	690 (300-1300)	510 (400-650)
²²⁶ Ra	-	52 (45-59)	43 (20-60)	70 (65-80)
²³² Th	-	55 (33-67)	32 (10-65)	32 (20-40)
²⁴¹ Am	0,9 (<0,5-2)	< 1,5	< 1	< 1
¹³⁷ Cs	25 (2-46)	10 (<1-36)	7 (<1-15)	4 (<1-10)
⁹⁰ Sr	16 (10-22)	14 (8-20)	-	-
^{239,240} Pu	12 (6-18)	-	-	-
⁶⁰ Co	< 1,7	< 1	< 1	-

По результатам работ установлено, что содержания как естественных, так и техногенных радионуклидов в грунтах разработанных территорий, отвалов, автодорог, в основном, не превышают соответствующих значений для дневной поверхности, т.е. в ходе разработки месторождения радионуклидного загрязнения местности не происходило. Однако по результатам работ 2006 г. выявлены точки с повышенными значениями ^{239,240}Pu. Это также косвенно подтверждает высказанное предположение о прохождении радиоактивного следа над территорией месторождения.

Присутствия техногенных радионуклидов в воздушной среде объекта не выявлено. Содержание трития в воздушной среде объекта не превышает допустимых значений, установленных нормами радиационной безопасности (НРБ-99), и является типичным для площадки "Дегелен". Однако не исключено, что при определенных условиях вклад трития в дозовую нагрузку может быть весомым.

Результаты лабораторных исследований проб атмосферного воздуха приведены в таблице 2.

Результаты лабораторных анализов по определению объемной активности естественных и техногенных радионуклидов в пробах воздуха показали, что их значения находятся на уровнях, которые на несколько порядков ниже допустимой среднегодовой объемной активности во вдыхаемом воздухе для населения, и радиационной опасности не представляют.

На территории месторождения отбор проб водяных паров производился непосредственно у зумпфа, где ожидалось наибольшее содержание трития в воздухе. Часть проб была отобрана в жилых и производственных помещениях в местах наиболее продолжительного нахождения персонала. Результаты определения трития в воздухе приведены в таблице 3.

Повышенные по сравнению с остальными годами концентрации трития в 2007 г. могут объясняться отбором проб в безветренную погоду. Тем не менее, эти значения, так же, как и в другие годы, гораздо ниже допустимой среднегодовой активности трития, составляющей 1900 Бк/м³.

Таблица 2. Результаты лабораторных исследований проб атмосферного воздуха

Радионуклид	ДОА _{нас} (НРБ-99), Бк/м ³	2005	2006	2007	2008	2009
		Объемная активность, Бк/м ³				
⁴⁰ K	31	< 1,5*10 ⁻⁵	< 4*10 ⁻⁵	-	-	-
²²⁶ Ra	0,03	< 1*10 ⁻⁵	< 1*10 ⁻⁵	-	-	-
²³² Th	4,9*10 ⁻³	< 2*10 ⁻⁶	< 1*10 ⁻⁵	-	-	-
²¹⁰ Pb	0,11	< 3*10 ⁻⁴	< 4*10 ⁻³	-	-	-
²⁴¹ Am	2,9*10 ⁻³	< 2*10 ⁻⁷	< 4*10 ⁻⁷	< 7*10 ⁻⁷	< 2*10 ⁻⁴	< 1*10 ⁻⁶
¹³⁷ Cs	27	< 1*10 ⁻⁶	< 3*10 ⁻⁶	< 1*10 ⁻⁶	< 1*10 ⁻⁵	< 1*10 ⁻⁶
⁹⁰ Sr	2,7	-	-	< 5*10 ⁻⁶	-	-

Таблица 3. Результаты лабораторных исследований проб атмосферного воздуха

Радионуклид	ДОА _{нас} (НРБ-99), Бк/м ³	2005	2006	2007	2008	2009
		Усредненное значение объемной активности (минимальное – максимальное), Бк/м ³				
³ H	1900	9,3 (2-25)	3,8 (0,5-13)	24 (33-234)	6,3 (<0,1-42)	9,6 (<0,1-165)

Значения концентрации трития в атмосферном воздухе также не превышали допустимую среднегодовую объемную активность трития для населения. Однако, учитывая значительное содержание трития в подземных и дренажных водах карьера (до 50 кБк/кг), не исключено, что при определенных погодных условиях, например, в безветренную погоду, возможно поступление значительного количества трития в атмосферный воздух рабочей зоны месторождения.

Значения радиационных параметров во всех точках измерений остаются практически неизменными. Радиоактивного загрязнения рабочих поверхностей оборудования, транспортных средств, помещений пребывания персонала не зафиксировано.

Основными пунктами мониторинга подземных и поверхностных вод на месторождении являются гидрогеологические скважины Г-103 и Г-105, зумпф карьера и пруд-испаритель УГ-1.

Анализ результатов лабораторных исследований показал, что отдельные пробы воды характеризуются присутствием техногенных радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr в количествах, значительно меньше уровней вмешательства (НРБ-99, ^{137}Cs - 11 Бк/кг, ^{90}Sr - 5 Бк/кг). Однако само присутствие их в районе месторождения требует проведения дополнительных, прецизионных исследований. Выборочно в нескольких пробах воды определено содержание техногенного радионуклида $^{239+240}\text{Pu}$. В результате установлено, что концентрация $^{239+240}\text{Pu}$ в воде ниже предела обнаружения, составляющего 2 мБк/кг.

Основным загрязнителем подземных и поверхностных вод является тритий. В большинстве проб воды концентрация трития в несколько раз превышает уровень вмешательства, составляющий 7700 Бк/кг (рисунки 4, 5). Концентрация трития в подземных водах за наблюдаемый период оставалась практически неизменной. В то же время, удельная активность трития в поверхностных водах карьера зависит от степени разбавления талыми водами и атмосферными осадками подземных вод, загрязненных тритием, и количества атмосферных осадков. В период с меньшим количеством осадков среднегодовая концентрация трития увеличивается, и наоборот.

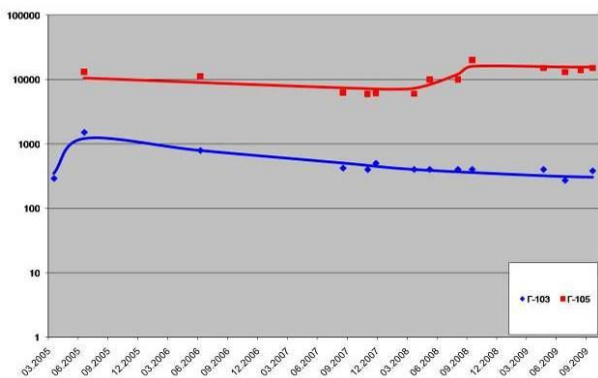


Рисунок 4. Динамика концентрации трития в подземных водах

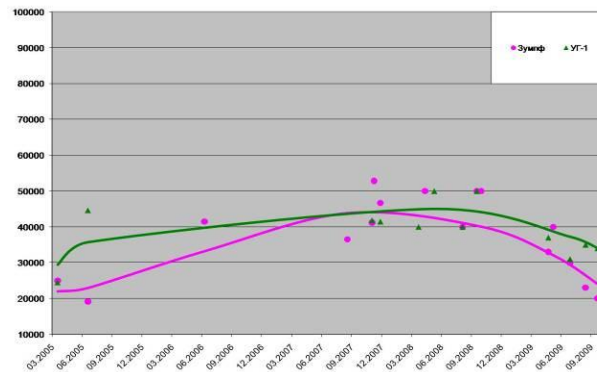


Рисунок 5. Динамика концентрации трития в поверхностных водах

Выводы

Приведенные в настоящей работе результаты радиоэкологических исследований в районе месторождения Караджал позволили провести оценку современного радиационного состояния территории месторождения.

По ряду вопросов радиационного контроля ситуация на участке в данный момент представляется благополучной.

Значения радиационных параметров, определяющих опасность внешнего и внутреннего облучения (МЭД, плотность потока α - и β -частиц), не превышают допустимых уровней, регламентированных НРБ-99.

Дозы, полученные персоналом от внешнего гамма-излучения, не превышают допустимых уровней, регламентированных НРБ-99. Содержание техногенных радионуклидов в воздухе на несколько порядков ниже допустимой среднегодовой объемной активности во вдыхаемом воздухе для населения, регламентированной НРБ-99.

Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в подземных и поверхностных водах пока проявляется в виде следов с концентрациями, близкими к пределу обнаружения и значительно меньшим, чем уровень вмешательства, $^{239+240}\text{Pu}$ не обнаружен. В то же время, сделать достоверный прогноз поступления загрязненных техногенными радионуклидами подземных вод в карьер месторождения на данный момент не представляется возможным.

Главным проблемным вопросом остается поступление к границам месторождения загрязненных техногенными радионуклидами подземных и поверхностных вод. Основным радиоактивным загрязнителем подземных дренажных и поверхностных вод, распространенных в районе месторождения Караджал, является радионуклид техногенного происхождения – тритий. Характерной особенностью данного загрязнения является его повсеместное присутствие в подземных водах.

Радионуклид ^3H не сорбируется вмещающими породами и, благодаря этому, прошел путь от мест испытаний до территории карьера еще до начала наблюдений. Хотя динамика его концентраций в раз-

личных точках отбора еще не установилась, общего роста содержания ^3H в поверхностных и подземных водах не наблюдается. Возможно, через несколько лет будет наблюдаться снижение концентраций трития, связанное с процессами его распада.

Карьер месторождения Караджал представляет собой совершенную горизонтальную дренажную систему, перехватывающую потоки подземных вод, идущие от штолен 151, 152 и 511. В каждой из этих штолен было проведено ядерное испытание мощностью 20 кт и наработано $\sim 10^{15}$ Бк трития и $\sim 10^{14}$ Бк ^{90}Sr и ^{137}Cs . Вынос трития из зон дробления и трещиноватости этих штолен является причиной его высокой концентрации в дренажных водах карьера. Значимые количества ^{90}Sr и ^{137}Cs в этих водах пока не отмечаются, так как данные радионуклиды перемещаются медленнее трития за счет сорбции на стенках каналов, по которым движется вода, и сорбционная емкость блока пород между штольнями 151, 152, 511 и карьером пока еще не исчерпана.

В процессе разработки месторождения будет происходить углубление карьера. Проектная глубина, которая будет достигнута к концу разработки – 70 м. При этом в бассейне трещинных вод на территории месторождения возникнет депрессионная воронка значительных размеров, что приведет к увеличению скорости фильтрации подземных вод в карьер, и, как следствие, – к ускорению продвижения ^{90}Sr и ^{137}Cs от мест подземных ядерных испытаний.

Время насыщения упомянутого блока пород цезием и стронцием точно оценить сложно, ввиду недостаточной информации о внутреннем строении горного массива Дегелен, фильтрационных и сорбционных свойствах пород, каналах миграции воды. Таким образом, не исключена возможность того, что появление ^{90}Sr и ^{137}Cs в карьере – дело ближайшего будущего. В случае, если это произойдет, картина радиоактивного загрязнения на месторождении качественно изменится. Одежда и обувь персонала, инструменты, техника будут приобретать несмываемые загрязнения, становясь источниками внешнего облучения, продукция месторождения перестанет удовлетворять требованиям радиационной безопасности и станет непригодной для дальнейшей переработки.

Будущее месторождения может иметь два варианта развития – оптимистичный и пессимистичный. По первому варианту запасы месторождения будут выработаны раньше, чем техногенные радионуклиды в значимых количествах проявятся в подземных водах, поступающих в карьер. По второму варианту – возникнет необходимость устройства между бортом карьера и горным массивом Дегелен специальных защитных объектов – дренажных выработок или противодиффузионных завес. Это дорогостоящие мероприятия, и они могут быть экономически оправданы только в случае возникновения реальной угрозы радиационной опасности.

ЛИТЕРАТУРА

1. Логачев В.А. Последствия проведения ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне и современная радиологическая обстановка на территории Восточно-Казахстанской области / В.А. Логачев // Ядерная энергетика в Республике Казахстан: материалы междунар. научно-практической конф. – Курчатов, 2007.
2. "Комплексная оценка воздействия бывшего Семипалатинского ядерного полигона на окружающую среду" НТП "Развитие атомной энергетики в Республике Казахстан": отчет о научно-исследовательской и опытно-конструкторской деятельности ИРБЭ НЯЦ РК в рамках задания 01.01.01. – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2006.
3. Семипалатинский испытательный полигон. Современное состояние: научно-популярное издание. – Павлодар: Дом Печати, 2008. – 40 с.
4. Развитие Атомной Энергетики в Казахстане: заключительный отчет за 1999-2003 гг. – Алматы: ИЯФ НЯЦ РК, 2003.
5. Методика измерения гамма – фона территорий помещений: утв. Зам. Главного Государственного санитарного врача РК, 1997.
6. Основные принципы отбора проб радиоактивных веществ из воздуха. Международный стандарт ISO 2889-75. - Москва: Изд-во стандартов, 1977. – 48с.
7. ГОСТ 17.4.3.01-83 (СТ СЭВ 3847 – 82) Охрана природы. Почвы. Общие требования к отбору проб. – Введ. 1984-01-07. – М.: ГСС ССР, 1983. – Инв. № 19/а.
8. Качество воды – определение активности трития, соответствующей данной концентрации – жидкостной метод сцинтилляционного счета. Международный стандарт ISO 9698:1989 (E). – Введ. 1989-12-01.– Москва: ВЦП НТЛИД, 1990. – 17с. – Инв. № Т-1008.
9. Методика определения содержания искусственных радионуклидов плутония-(239+240), стронция-90, цезия-137 в природных водах. KZ.07.00.00732-2007.

ҚАРАЖАЛ ФЛЮОРИТТИ КЕНОРНЫНЫҢ АУМАҒЫНДАҒЫ РАДИОЭКОЛОГИЯЛЫҚ ХАЛ-АХУАЛ

Айдарханов А.О., Лукашенко С.Н., Субботин С.Б., Эдомин В.И.

ҚР ҰЯО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты, Курчатов, Қазақстан

Бұл жұмыста Семей сынақ полигонындағы жерасты ядролық жарылыстары жүргізілген орынға тікелей жақын орналасқан Қаражал флюорит кен орнының аумағындағы көп жыл бойы жүргізілген радиоэкологиялық зерттеу деректері берілген. Кенорнының аумағындағы жерүстіндегі радионуклидтердің күндізгі техногенді құрамы, негізінен көп мөлшердегі түсулерге байланысты. Топырақтағы, ауадағы, кен орнының өнімдеріндегі радиациялық параметрлер мәні, радионуклидтер құрамы қауіп төндірмейді. Жабдықтардың, көлік құралдарының, қызметкерлер тұратын жайлардың радиоактивті ластануы тіркелмеген. Кенорны шекарасына тритийдің араласу деңгейінен көп есе жоғары шоғырлануымен ластанған жерасты суларының түсуі негізгі шешімін таппаған мәселе болып табылады. Сондай-ақ жерасты суларында ^{137}Cs және ^{90}Sr радионуклидтерінің орын алуының іздері байқалған. Кенорнын одан ары қарай зерттеу барысында карьерге осы радионуклидтердің түсу көлемінің ұлғаюы мүмкін.

RADIOECOLOGY OF TERRITORY OF KARADZHAL FLUORITE DEPOSIT

S.A. Aidarkhanov, S.N. Lukashenko, S.B. Subbotin, V.I. Edomin

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

This paper presents multi-year radioecological research in the territory of Karadzhal fluorite deposit, located in the immediate vicinity of the underground nuclear explosions at the Semipalatinsk test site. It was determined that the content of artificial radionuclides in the surface area of the deposit is due to, mainly, global fallout. The values of radiation parameters, the content of radionuclides in soil, air, products of the deposit are safe. No radioactive contamination of equipment, vehicles, and premises for the staff was found. Main problematic issue is flow of groundwater contaminated with tritium to the boundaries of the deposit. The tritium concentration exceeds the intervention level several times. Also traces of radionuclides ^{137}Cs and ^{90}Sr in groundwater were found. With further development of the deposit we can not exclude the possibility of increase of radionuclides inflow into this deposit.

УДК 550.4:577.4:504.53:669.3/.6

ГЕОХИМИЧЕСКИЙ ФОН СИП. МИКРОЭЛЕМЕНТЫ В ПОЧВАХ УЧАСТКОВ, ПРИЛЕГАЮЩИХ К ГОРНОМУ МАССИВУ ДЕГЕЛЕН

¹Лукашенко С.Н., ¹Амиров А.А., ²Солодухин В.П., ²Бердинова Н.М., ²Желтов Д.А.

¹Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, Курчатов, Казахстан

²Институт ядерной физики НЯЦ РК, Алматы, Казахстан

В почвах на участках, прилегающих к горному массиву Дегелен, исследовано валовое содержание более 30 химических элементов. Было установлено аномально высокое содержание ряда элементов по отношению к их кларкам. Выбраны критерии оценки аномалий по превышению средних значений концентраций элементов над их кларковыми значениями и по неоднородности площадного распределения. Установлено, что наибольшее превышение содержания по отношению к их кларкам имеет место для молибдена, мышьяка и кадмия. Площадное распределение элементов по концентрациям имеет дифференцированный характер, выраженный локальными пятнами неправильной формы на всех участках.

Помимо радиоактивных загрязнений на СИП существуют места с аномально высоким содержанием нерадиоактивных токсикантов (тяжелые металлы и токсичные элементы). По воздействию на биологические объекты тяжелые металлы занимают особое место [1], т.к. характеризуются высокой токсичностью и канцерогенным действием. Кроме того, последствием их воздействия являются изменения на клеточном уровне живых организмов и генные мутации, аналогичные последствиям при воздействии ионизирующих излучений.

Основанием для проведения исследовательских работ по оценке геохимического фона СИП и выявления участков с аномально высоким содержанием ряда химических элементов, в частности, бериллия, марганца, молибдена в водных объектах (штольни с водопроводением на площадке Дегелен), почвах (пробы почвы с приустьевых площадок) и донных отложениях послужили данные, полученные в разные годы исследований [2].

В таблице 1 представлены данные о содержании максимальных количеств элементов в водах Дегелена сравнительно со средним значением для аридного климата [3] и ПДК для питьевой воды [4].

По данным таблицы 1 был сделан вывод о превышении концентрации микроэлементов в природных водах Дегелена над средним значением для аридного климата и, что более важно, о превышении значений предельно допустимых концентраций для питьевых вод.

Дополнительно сравнивались данные о содержании суммы редкоземельных элементов (РЗЭ) в выщелатах проб почвы приустьевой площадки штольни №176 со средним (кларковым) содержанием их в почве, где зафиксировано превышение почти в 3 раза над кларковым содержанием. Выщелаты представляли собой 1М раствор HCl, содержащий 100 грамм пробы почвы. Данные представлены в таблице 2.

Таблица 1. Таблица сравнения содержания микроэлементов в природной воде Дегелена со средним значением в водах аридного климата и ПДК для питьевой воды

Элемент	Концентрация min-max	Среднее значение концентрации для аридного климата	ПДК для питьевой воды
		мкг/л	
Be	60÷445	0.3	0.2
Li	25÷120	40	3
Mn	20÷87000	135	100
Mo	20÷990	4	240
Zn	50÷8000	85	5000

Таблица 2. Содержание редкоземельных элементов в выщелатах проб почвы штольни №176

Элемент	Среднеарифметическое значение концентрации в пробах	Среднее содержание в почве (кларк)	Элемент	Среднеарифметическое значение концентрации в пробах	Среднее содержание в почве (кларк)
Dy	$6 \cdot 10^{-4}$	$5,2 \cdot 10^{-4}$	Nd	$0,3 \cdot 10^{-4}$	$0,3 \cdot 10^{-4}$
Er	$3,5 \cdot 10^{-4}$	$2,8 \cdot 10^{-4}$	Pr	$8 \cdot 10^{-4}$	$6,2 \cdot 10^{-4}$
Eu	$1 \cdot 10^{-4}$	$1,2 \cdot 10^{-4}$	Sm	$4,4 \cdot 10^{-4}$	$7,5 \cdot 10^{-4}$
Gd	$5 \cdot 10^{-4}$	$7,5 \cdot 10^{-4}$	Tb	$7,2 \cdot 10^{-3}$	$1,2 \cdot 10^{-4}$
Ho	$0,8 \cdot 10^{-4}$	$1,5 \cdot 10^{-4}$	Tm	$3 \cdot 10^{-3}$	$0,2 \cdot 10^{-4}$
La	$4,8 \cdot 10^{-3}$	$3 \cdot 10^{-3}$	Yb	$1 \cdot 10^{-4}$	$0,8 \cdot 10^{-4}$
Lu	$0,4 \cdot 10^{-4}$	$0,8 \cdot 10^{-4}$	∑ РЗЭ	$1,8 \cdot 10^{-2}$	$6,5 \cdot 10^{-3}$

По данным таблицы 2 можно сделать предположение о более высоком содержании суммы РЗЭ в почве, так как при использовании метода выщелачивания в водную фазу переходит незначительная часть от их общего количества.

1. МЕСТОРОЖДЕНИЯ ПОЛЕЗНЫХ ИСКОПАЕМЫХ, ПРИЛЕГАЮЩИЕ К ГОРНОМУ МАССИВУ ДЕГЕЛЕН

По геологическим данным наиболее характерными элементами для горного массива Дегелен являются вольфрам, бериллий и молибден. Встречаются цирконий, сурьма и олово. На западном склоне гор Дегелен расположена группа грейзеновых тел с вольфрамовым оруднением, образующих рудное поле. Наибольшее количество грейзеновых тел, вмещающих редкометалльную минерализацию, сосредоточено на Южном и Северном участках. Руды содержат вольфрамит, гематит, пирит, сфалерит, галенит, шеелит, молибденит, берилл и другие минералы. Содержание окиси вольфрама составляет 0.5 - 4.5%, молибдена - 0.15%, висмута - 0.1%. На флангах месторождения расположены рудопоявления Дегелен Восточный, Дегелен Западный, Жамбасбулак и циркониевое проявление Сатбай.

В 30 км к северу от гор Дегелен среди позднекарибонных-раннепермских гранитов находится слабоизученное вольфрам-молибденовое рудопоявление Майлыкара. В пробах почвы содержание окиси вольфрама достигает 3.96%, молибдена - 0.73%.

Месторождение Караджал расположено в северной части горного массива Дегелен. Известно 9 тел рудных скарнов. Самое крупное тело имеет размеры 500 м × 100 м. По минеральному составу выделяются скарны: магнетитовые, гранатовые, гранат-везувиановые, пироксен-гранатовые, гранат-флюоритовые. Содержание железа в магнетитовых скарнах 6.36 - 37%. Сопутствующими металлами являются медь (0.13 - 3%), свинец (до 1.2%) и цинк (0.19 - 1.14%). Бериллиевая минерализация представлена хризобериллом и бериллийсодержащим везувианом, другие бериллиевые минералы присутствуют в небольших количествах. Содержание окиси бериллия - 0.2%, окиси вольфрама - 0.4%, молибдена - 0.02% и олова - 0.02%.

2. ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

Топографически район проведения исследований определялся с учётом геологических данных о разведанных месторождениях, прилегающих к горному массиву Дегелен. Участки исследования были определены с учётом возможного влияния месторождений на геохимический фон. При детальном изучении схемы месторождений были выбраны три участка исследований в непосредственной близости от горного массива Дегелен. Схема участков исследований и мест расположения разведанных месторождений полезных ископаемых представлена на рисунке 1.

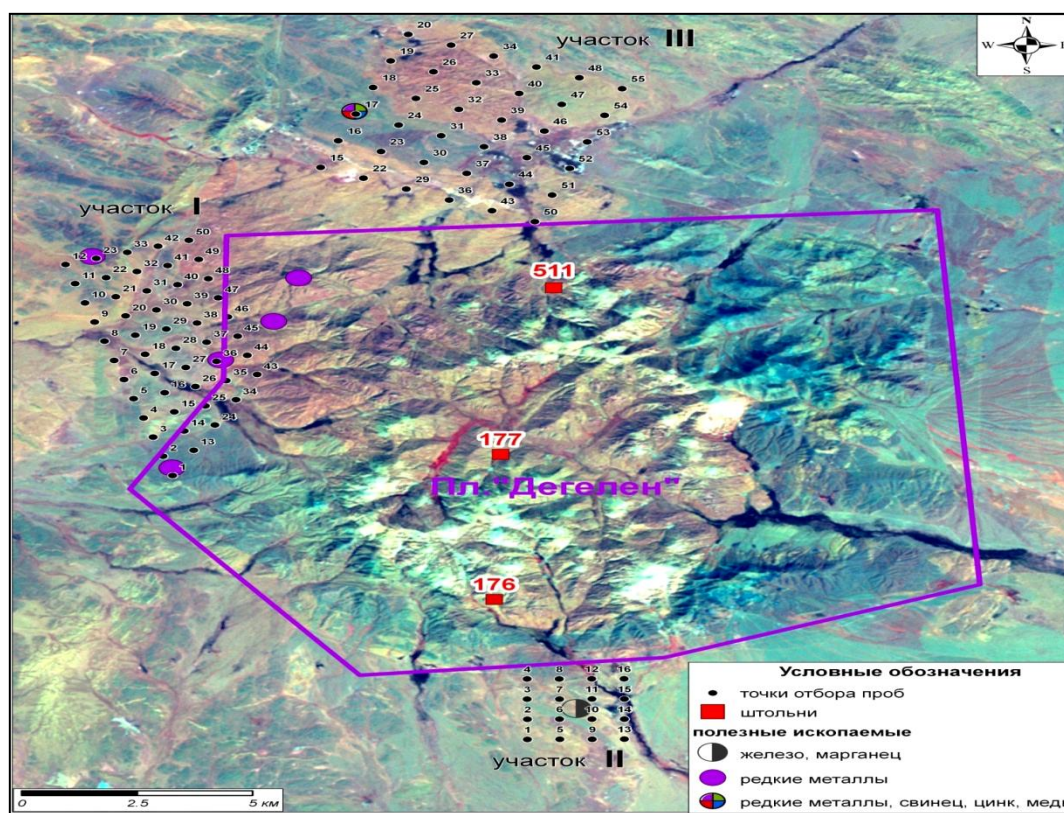


Рисунок 1. Схема участков пробоотбора и расположение разведанных месторождений полезных ископаемых

Для отбора проб с целью выявления аномалий на данных участках исследований была применена литохимическая съёмка по потокам рассеяния масштаба 1:100000 с сеткой 1000×1000 м. Масштабность определялась из условий задачи по выявлению геохимических аномалий. Отбор проб почвы производился с трёх участков, прилегающих к горному массиву Дегелен, и на водотоках штолен №176, №177, №511 площадки Дегелен.

На участке №1 северо-западной стороны горного массива находилось 50 точек отбора проб. Участок №2 с южной стороны содержал 16 точек отбора. Участок №3 с северной стороны - 36 точек.

Отбор проб почвы на водотоках штолен проводился на расстоянии 0,5 м от водотока примерно через каждые 100 м, начиная с выхода водотока.

Отбор проб почвы производился методом укола, с помощью пробоотборника почвы. Глубина отбора пробы составляла 0-5 см, площадь - 100 см².

Для получения количественных данных о концентрациях элементов в пробах почвы применялось несколько методов анализа: рентгенофлюоресцентный анализ (РФА), нейтронно-активационный анализ (НАА), масс-спектрометрия с источником возбуждения ионов индуктивно-связанной плазмой (ИСП-МС).

Пробы почвы с участков №1 и №2 анализировались методом РФА. Были получены данные о содержании следующих элементов: *As, Ba, Bi, Br, Ce, Co, Cs, Cr, Cu, Fe, Ga, La, Mn, Mo, Nb, Nd, Ni, Pb, Pr, Zn, Rb, Sb, Sn, Sr, Th, Ti, U, Y, Zr* с пределами обнаружения 1-700 мкг/г и неопределенностью 5-20%.

Для подготовки образца к измерению пробу почвы высушивали при 40°C. Полученную пробу измельчали до размера 50 меш и упаковывали в специальные контейнеры для измерения. Измерения проводили в течение 15 минут. Полученные спектрометрические данные обрабатывались программным обеспечением спектрометра для получения количественного результата.

Для определения валового содержания элементов на участке №3 использовался метод ИСП-МС. Данным методом определены следующие элементы: *Al, As, Ba, Be, Cd, Ce, Co, Cr, Cs, Cu, Dy, Er, Eu, Fe, Gd, Ho, La, Lu, Mo, Nb, Ni, Pb, Pr, Sb, Sc, Sm, Sn, Tb, Ti, Th, Tm, U, W, Y, Yb, Zn* с пределами обнаружения 0,05-5 мкг/г и неопределенностью 5-15%. Определение проводилось на масс-спектрометре «ICP MASS Spectrometer ELAN 9000».

Для приготовления аналитических образцов применялся метод автоклавного разложения проб почв. Метод основан на минерализации почв в герметично замкнутом объеме аналитического автоклава при воздействии повышенной температуры и давления. Для полной минерализации проб почвы проводили автоклавирование в две стадии.

1-ая стадия автоклавирования: навеску пробы 0,2 г помещали во фторопластовый вкладыш (реакционная емкость), приливали последовательно по 5 см³

азотной и фтористоводородной кислоты. Для контрольного (холодная проба) определения в реакционную емкость помещали смесь реактивов без добавления испытуемой пробы. Автоклав герметизировали. Помещали в сушильный шкаф, нагретый до температуры 160 °С и выдерживали в течение 5 ч. Полученный раствор с осадком переносили в центрифужную пробирку и центрифугировали при скорости 4500 оборотов в минуту в течение 10 мин. Центрифугат количественно переносили во фторопластовый стакан (объемом 50 см³), помещали на электрическую плитку и выпаривали до влажных солей. Приливали 2 см³ концентрированной HNO₃, нагревали до растворения осадка, охлаждали до комнатной температуры и количественно переносили в мерную полиэтиленовую пробирку (V=25-30 см³). Промывали стакан 10-15 см³ бидистиллированной воды и доводили до объема 20 см³. Те же операции проводили с холодной пробой. Для измерения методом ИСП-МС полученный раствор разбавляли в 10 раз.

2-ая стадия автоклавирования: остаток (после 1-й стадии) из центрифужной пробирки переносили в реакционную емкость, приливали 3 см³ концентрированной азотной кислоты и 1 см³ хлористоводородной кислоты. Автоклав герметизировали и помещали в сушильный шкаф, нагретый до температуры 160 °С и выдерживали 5 ч. То же самое проводили с холодной пробой. По окончании минерализации автоклав извлекали из сушильного шкафа и охлаждали до комнатной температуры. Для измерения методом ИСП-МС полученный раствор разбавляли в 10 раз.

Использовались реактивы марки ос.ч. Для измерения концентраций РЗЭ использовались растворы только после 1-й стадии разложения.

Пробы почвы с водотоков штолен №176, №177, №511 площадки Дегелен анализировались нейтронно-активационным методом для определения следующих элементов: *Fe, Ce, Co, La, Rb, Lu* с пределами обнаружения 1-50 мкг/г и неопределенностью 5-15%. Метод НАА основан на анализе радиоактивных изотопов, которые образуются в образце под воздействием облучения тепловыми нейтронами. Проба почвы измельчалась на шаровой мельнице (степень измельчения до 50 меш). Навеску 0,3 г взвешивали на аналитических весах и помещали в специальные пластиковые капсулы, затем упаковывали в металлическую фольгу и отправляли на облучение. Облучение проводилось в ИЯФ НЯЦ РК на реакторе ВВР-К в канале № 11 в неактивной зоне, поток тепловых нейтронов составлял $6,7 \cdot 10^{12}$ н. см⁻² с⁻¹, время облучения 5 часов. Образцы облучались со стандартным образцом IAEA-Soil-1. Выдерживались в течение 7 дней для распада короткоживущих изотопов. Спектрометрические измерения проб проходили в течение 30 мин. Измерения проходили на HPGe Ortec GMX20 + MCA Ortec DSPEC jr. Концентрации рассчитывались путем сравнения (т.е. относительным методом) с концентрацией элементов в стандарте.

3. РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Обобщающие результаты исследований на валовое содержание 26-ти микроэлементов в пробах почвы с трёх обследованных участков на территории, прилегающей к горному массиву Дегелен, представлены в таблице 3.

Значения концентраций редкоземельных элементов были ниже предела обнаружения метода ИСП-МС и не приводились для рассмотрения. Пределы обнаружения для Sm, Dy, Yb, Gd, Pr, Er < 0,2 мкг/г. Для Eu, Ho, Tb, Tm < 0,1 мкг/г.

На всех обследованных участках не выявлены такие элементы как германий, селен, бром, олово, сурьма, цезий. Концентрации данных элементов находятся ниже предела обнаружения метода РФА: концентрация Se, Br < 10 мкг/г, Sn < 700 мкг/г, Sb < 500 мкг/г, Cs < 100 мкг/г. Для определения этих элементов необходимо использовать другие аналитические методы с меньшим пределом обнаружения элементов.

В качестве критериев оценки результатов было выбрано следующее: 1-превышение средней концентрации элементов над их кларковым значением; 2-наличие неоднородности распределения элементов на участках исследований.

На исследованных участках обнаружена неоднородность содержания элементов в почвах по площа-

ди участков: на участке №1 максимальные концентрации превышают минимальные концентрации в 2-15 раз; на участке №2 превышение концентрации соответственно в 1,5-46 раз; на участке №3 отмечено превышение концентрации по бериллию, церию, алюминию в 18, 50 и 135 раз соответственно.

По данным таблицы 3 значительные превышения над кларковым значением в почве имеет молибден – в 4-50 раз. Концентрации остальных элементов находятся на уровне их кларковых содержаний в почве или ниже пределов определения используемых методов анализа.

На участке №1, северо-западнее горного массива Дегелен, выявлено повышенное содержание молибдена (от 4 ppm до 46 ppm) в почвах относительно кларковых (1,1 ppm) концентраций.

На участке №2, южнее горного массива Дегелен, также зафиксированы повышенные концентрации молибдена (4-10 ppm), что в ~ 10 раз больше кларковых. По остальным элементам не выявлено превышение над кларковым содержанием в почвах, но отмечены максимальные концентрации стронция, превышающие кларк и среднее значение в 2-2,5 раза. Разброс значений средних концентраций элементов на двух участках №1 и №2 равен 5-20%.

Таблица 3. Таблица результатов анализа проб почвы на участках №1, №2 и №3

Элемент	Участок №1		Участок №2		Участок №3		Кларк по Виноградову [5]
	(min-max)/среднее	$\frac{C_{max}}{C_{min}}$	(min-max)/среднее	$\frac{C_{max}}{C_{min}}$	(min-max)/среднее	$\frac{C_{max}}{C_{min}}$	
Ca, %	(0,3+3,0)/1,0	10	(0,5+23,0)/3,0	46			3,3
Fe, %	(2+7)/4	4	(1+6)/4	6	(0,60+3,80)/2	6	4,6
K, %	(1+2)/2	2,5	(1,0+2,0)/1,5	2			2,5
Mn, %	(0,04+0,20)/0,10	4	(0,10+0,14)/0,10	1,5			0,1
Ti, %	(0,1+1,0)/0,4	0,1	(0,1+0,8)/0,4	8	(0,2+0,7)/0,4	3,7	0,45
Al, ppm					(220+29000)/18000	135	80000
As, ppm					(2,2+24)/6	11	1,7
Ba, ppm	(200+1500)/680	7,5	(220+835)/620	4	(6+300)/120	55	650
Be, ppm					(1,0+20)/4	18	3,8
Cd, ppm					(0,3+7,5)/0,7	30	0,13
Ce, ppm	(40+130)/85	3,5	(16+100)/60	6,5	(0,4+20)/9	50	70
Co, ppm	(6+33)/20	5,5	(4+40)/20	9,5	(3+14)/8	4,5	18
Cr, ppm	(85+140)/120	2	(40+130)/100	3,5	(10+60)/30	5,7	83
Cu, ppm	(20+0)/30	3,5	(20+50)/30	3	(8+60)/20	7,9	47
La, ppm	(20+90)/50	5	(20+40)/30	2	<0,2		49
Lu, ppm	(0,3+1,0)/1	5	(0,1+0,8)/0,4	7	<0,1		0,8
Mo, ppm	(4+50)/10	11,5	(4+10)/6	2,5	(2+20)/7	8	1
Nb, ppm	(8+120)/20	15	(9+24)/16	3			20
Ni, ppm	(20+65)/35	3	(25+50)/34	2	(6+34)/17	6	58
Pb, ppm	(20+50)/30	2,5	(20+30)/25	1,5	(12+34)/20	3	16
Rb, ppm	(70+170)/100	2,6	(20+100)/70	5			150
Sr, ppm	(50+700)/300	13	(220+820)/340	4			340
W, ppm					(1,5+22)/4	15	1,3
Y, ppm	(20+50)/30	2,2	(5+40)/30	7	<0,2		29
Zn, ppm	(50+200)/80	4	(44+90)/70	2	(50+120)/90	2,3	83
Zr, ppm	(160+530)/240	3,3	(30+270)/210	8,5			170

На участке №3, севернее горного массива Дегелен, расположенного в непосредственной близости от флюоритового месторождения Караджал, выявлены повышенные содержания молибдена, кадмия, мышьяка. Так, содержание молибдена превышает кларк в 7 раз. Среднее содержание кадмия 0,67 мкг/г превышает кларк 0,13 мкг/г в ~5 раз. Соответственно содержание мышьяка в 3,5 раз превышает кларк 1,7 мкг/г. Другие определяемые элементы находятся на уровне их кларковых содержаний в почве.

На трёх обследованных участках выявлено значительное превышение над кларковым содержания в почве таких элементов как мышьяк, кадмий и молибден: в 3,5; 5 и 7 раз соответственно.

В таблице 4 представлены результаты валового содержания 6-ти элементов с водотоков штолен №176, №177, №511 площадки Дегелен.

В пробах почвы с водотоков штолен №176, №177, №511 не выявлено каких-либо аномальных концентраций определяемых элементов.

Исходя из принятых критериев, по участкам № 1, 2 и 3 были выделены элементы: молибден, мышьяк, кадмий. Для этих элементов построены карты площадного распределения по содержанию в почвах, которые представлены на рисунках 2-4.

На картах-схемах, представленных на рисунках 2, 3 и 4, можно отметить следующее: на всех трех исследованных участках имеет место превышение значений содержания Мо. Превышение значений концентраций Cd и As над соответствующими им кларками было зафиксировано на участке №3 и превышения соответственно составили для Мо от 4 до 32 раз, для Cd – от 2 до 33 раз и для As – от 2 до 10 раз.

Таблица 4. Таблица результатов анализа проб почвы с водотоков площадки Дегелен

Элемент	Штольня №511		Штольня №176		Штольня №177		Кларк по Виноградову
	(min-max)/сред.	$\frac{C_{max}}{C_{min}}$	(min-max)/сред.	$\frac{C_{max}}{C_{min}}$	(min-max)/сред.	$\frac{C_{max}}{C_{min}}$	
Fe, %	(1,4+2,1)/1,8	1,5	(1,5+3,0)/2,2	2	(1,4+2,4)/2,0	2	46000
Co, ppm	(4+16)/10	4	(3+15)/9	5	(3+10)/6	3,5	18
Rb, ppm	(30+60)/50	2	(70+100)/80	1,5	(12+80)/50	7	150
Ce, ppm	(70+170)/120	2,5	(70+120)/90	2,0	(93+125)/110	1,5	70
La, ppm	(35+70)/50	2	(40+70)/60	2	(40+60)/50	1,5	49
Lu, ppm	(0,6+2,4)/1,5	4	(0,5+1,5)/1	3	(0,6+2,0)/1,3	3,5	0,80

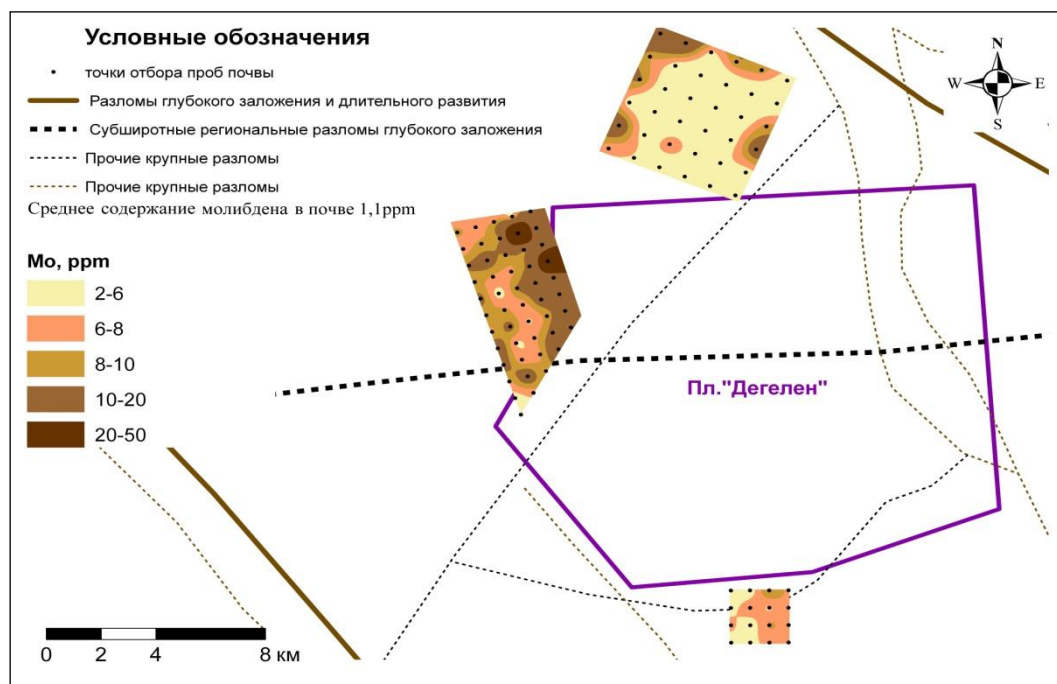


Рисунок 2. Карта-схема содержания молибдена в почве на обследованных участках

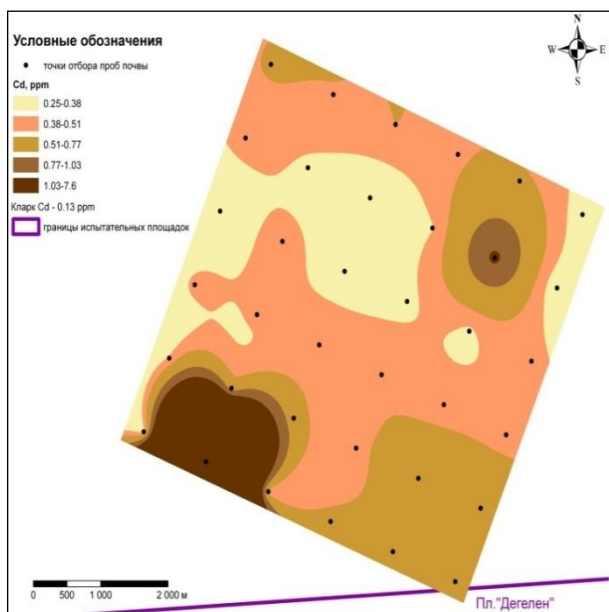


Рисунок 3. Карта-схема содержания кадмия в почве на участке №3

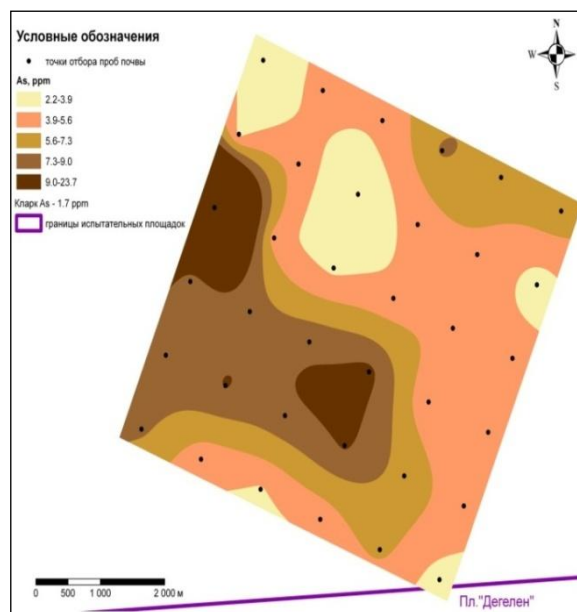


Рисунок 4. Карта-схема содержания мышьяка в почве на участке №3

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В работе обобщены предварительные данные о валовом содержании 30 химических элементов. На трёх обследованных участках выявлено значительное превышение над кларковым содержанием в поч-

ве таких элементов как мышьяк, кадмий и молибден: в 3,5; 5 и 7 раз соответственно. Площадное распределение элементов по концентрациям имеет дифференцированный характер, выраженный локальными пятнами неправильной формы на всех участках.

ЛИТЕРАТУРА

1. Давыдов С.Л. «Тяжелые металлы как супертоксиканты XXI века» / С.Л. Давыдов, В.И. Тагасов. - М.: РУДН, 2002.
2. Отчет о научно-технической деятельности Института радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, выполненного в рамках мероприятия 0346 "Развитие атомной энергетики в Республике Казахстан" за 2008 год: отчет НТП (годовой) / ИРБЭ НЯЦ РК; рук. Лукашенко С.Н. – Курчатов, 2008.– 98 с.
3. Шварцев С.Л. Гидрогеохимия зоны гипергенеза / С.Л. Шварцев. - М.: НЕДРА, 1998.
4. СанПиН 2.1.4.1074-01.
5. Виноградов А.П. Среднее содержание химических элементов в главных типах изверженных горных пород земной коры / А.П. Виноградов // Геохимия. – 1962. - №7.

ССП ГЕОХИМИЯЛЫҚ АЯСЫ. ДЕГЕЛЕҢ ТАУЛЫ МАССИВІНЕ ІРГЕЛЕС ТЕЛІМДЕРДІҢ ТОПЫРАҒЫНДАҒЫ МИКРОЭЛЕМЕНТТЕР

¹⁾Лукашенко С.Н., ¹⁾Амиров А.А., ²⁾Солодухин В.П., ²⁾Бердинова Н.М., ²⁾Желтов Д.А.

¹⁾ ҚР ҰЯО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты, Курчатов, Қазақстан
²⁾ ҚР ҰЯО Ядролық физика институты, Алматы, Қазақстан

Дегелең таулы массивіне іргелес телімдер топырағында 30-дан аса химиялық элементтің жалпы құрамына зерттелді. Бірқатар элементтердің олардың кларктарына байланысты құрамындағы ауытқушылық жоғарғы деңгейде екені анықталды. Аландық таралудың әртектілігі және олардың кларкты мәні бойынша, элементтердің орташа мәнінің шоғырлану мәнінің жоғарылауы бойынша ауытқуды бағалау критерийлері таңдап алынды. Олардың кларктарына қатысты құрамының молибден, күшән және кадмийге қатысты жоғарылаудың орын алғаны анықталды. Шоғырлану бойынша элементтердің аландық таралуы барлық телімдерде анық байқалатын жергілікті дұрыс емес пішіндегі ауқымды дақтары бар, дифференциалды сипатта орын алған.

**GEOCHEMICAL BACKGROUND OF STS. TRACE ELEMENTS IN SOILS
ADJACENT TO DEGELEN MOUNTAINMASSIF**

¹S.N. Lukashenko, ¹A.A. Amirov, ²V.P. Solodukhin, ²N.M. Berdinova ²D.A. Zheltov

¹*Institute of Radiation Safety and Ecology NNC RK, Kurchatov, Kazakhstan*

²*Institute of Nuclear Physics, Almaty, Kazakhstan*

Total content of more than 30 chemical elements was investigated in the soils in areas adjacent to the Degelen mountain massif. There was found abnormally high levels of some elements in relation to their Clarke. Criteria were selected for evaluating abnormalities in excess of the average concentrations of elements on their Clarke values and the heterogeneity of areal distribution. It was established that the greatest excess of content in relation to their clarkes occur for molybdenum, arsenic and cadmium. Areal distribution of elements in concentrations has differentiated character, expressed in local spots of irregular shape in all the areas.

УДК 577.4:577.391:504.064:539.16

**РАДИОЛОГИЧЕСКИЕ МОНИТОРИНГ п. САРЖАЛ,
РАСПОЛОЖЕННОГО ВБЛИЗИ ТЕРРИТОРИИ СИП**

Артемьев О.И.

Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, Курчатов, Казахстан

Район территории, прилегающей к п. Саржал, традиционно являлся сельскохозяйственным. После закрытия полигона богатая степной растительностью равнинная местность между горным массивом Дегелен и п. Саржал стала заново активно использоваться местным населением для выпаса скота и заготовки сена. В летнее время на этой территории постоянно функционируют несколько ферм животноводческих хозяйств.

Получены экспериментальные и расчётные данные радиологического мониторинга объектов природной среды, включая воздух и питьевую воду, и продуктов питания, который проводился на протяжении ряда лет в рамках различных международных проектов (2000-2007 годы), а также оценка радиационного риска для жителей п. Саржал.

Поселок Саржал расположен на юго-восточной границе бывшего Семипалатинского полигона (СИП). Известно, что район этого населенного пункта неоднократно подвергался радиационному воздействию от радиоактивных выпадений ядерных испытаний, значительным из которых был след от испытания первого термоядерного взрыва 23 августа 1953 года. Кроме того, потенциальным источником радиационной опасности для жителей поселка остаются расположенные в нескольких десятках километров от населенного пункта места проведения экскавационных взрывов – Телькем-1 и Телькем-2. В результате заполнения образованных после взрыва воронок грунтовыми водами образовались два искусственных озера. Визуальные наблюдения свидетельствуют об использовании воды этих искусственных водоемов для водопоя животных. Потенциальная радиационная опасность для местного населения может быть обусловлена также относительной близостью горного массива Дегелен, в штольнях которого было проведено более двухсот ядерных взрывов, а в настоящее время продолжается выход на дневную поверхность радиоактивно-загрязнённых вод из закрытых штолен с водопроявлениями, содержащих значительные количества продуктов деления, продуктов активации и не прореагировавшего ядерного горючего. Рельеф местности, а именно, перепад высот от горного массива к относительно равнинной территории вблизи п. Саржал составляет несколько сот метров, то есть имеется возможность миграции искусственных радионуклидов от горного массива Дегелен с поверхностными и грунтовыми водами и площадное загрязнение ими почвы и даже источников питьевой воды в поселке.

**РАДИОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ ЮГО-ВОС-
ТОЧНОЙ ТЕРРИТОРИИ СИП**

Так, в рамках проекта НАТО по программе «Наука для мира» Семирад-1 [1] проводилось радиологическое обследование на юго-востоке территории испытательного полигона. Основная территория, выбранная для исследования находится внутри самого испыта-

тельного полигона (~ 450 кв.км.) Это равнина, которая окружена холмами несанкционировано используется населением села Саржал под пастбища для скота, а летом на ней располагаются стойбища крестьянских хозяйств. Меньшая по размерам исследуемая площадка (~ 50 кв.км.) располагалась за пределами СИП, вблизи с. Саржал. Исследуемая территория в пределах полигона включала в себя 2 испытательные площадки: Телькем-1 и Телькем-2, где от приземных экскавационных (на выброс) ядерных взрывов малой мощности с плутониевыми зарядами образовались кратеры, заполненные водой (рисунок 1).

Целью исследований было проведение систематической радиологической съемки выбранной площадки для определения тех территорий, которые пригодны для использования в сфере сельского хозяйства и подлежат восстановлению и эксплуатации, и территорий, которые сильно загрязнены радионуклидами и не подлежат восстановлению, где проживание населения и эксплуатация земли должны быть исключены.

Перед отбором проб почвы в выбранных точках, проводилось определение мощности эквивалентной дозы, а также плотности поверхностного альфа- и бета-загрязнения. Из отобранных проб почвы готовились препараты для гамма-спектрального и радиохимического анализов. На гамма-спектрометрах определялось содержание как естественных гамма-излучающих радионуклидов (уран-238, торий-232, калий-40), так и техногенных (америций- 241, цезий 137 и др.). Содержания стронция-90 и радионуклидов плутония (плутоний-238 и плутоний-239/240) после выделения в радиохимически чистом виде определялись соответственно на бета-радиометре (по дочернему иттрию-90) и на альфа-спектрометре. Были взяты пробы воды из поверхностных ручьев, из кратеров Телькема и из скважин, расположенных в районе крестьянских хозяйств на территории исследуемой площадки. В пробах воды определились концентрации радионуклидов урана и плутония, а также тритий.

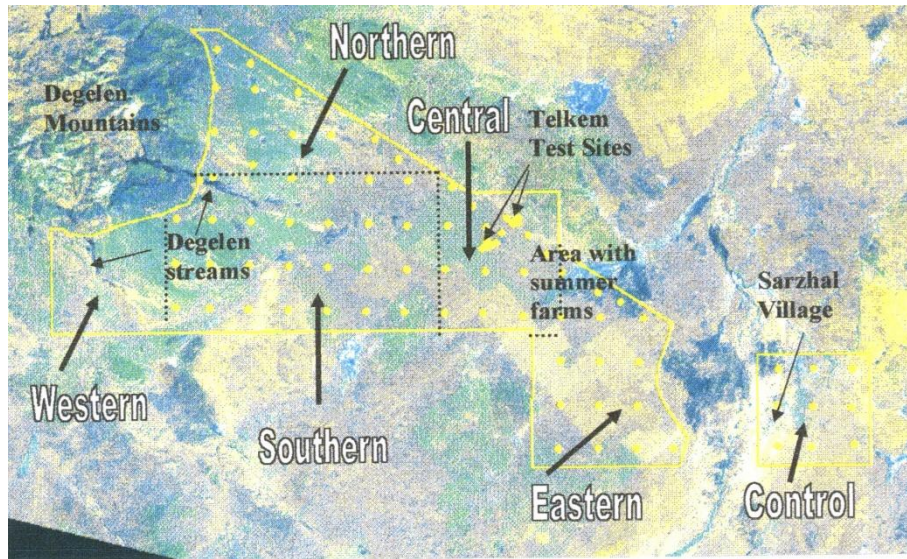


Рисунок 1. Космический снимок обследованных участков территории СИП с наложением их границ, разбивкой на сектора

Средняя величина мощности дозы по всей территории исследуемой площадки составила всего 0.07 мкЗв ч^{-1} . Анализ результатов измерений по секторам показал, что дозы гамма излучения были более или менее в пределах нормы, самая высокая доза наблюдается в северном секторе и самая низкая в сектор пос. Саржал. В северном секторе частично прослеживается более высокая доза от выпадений, вызванных термоядерным взрывом в 400 кг, проведенном в 1953 году, но также отмечены и повышенные концентрации естественных радионуклидов. В целом, на обследуемой территории никаких последствий от взрывов на Телькем-1 и Телькем-2 не обнаружено. Однако, мощность дозы внутри и на наружных частях кратеров озёр была в 3 раза выше, чем за их пределами: $0.23/0.16 \text{ мкЗв ч}^{-1}$ и $0.19/0.15 \text{ мкЗв ч}^{-1}$ (в кратере/наружная часть кратера). Во всех секторах общей исследуемой территории концентрация ^{40}K была выше (536 Бк кг^{-1}), чем концентрации других радионуклидов. Средний уровень концентраций ^{238}U и ^{232}Th составило 21 Бк кг^{-1} , цезия $137 - 27 \text{ Бк кг}^{-1}$ и стронция 14 Бк кг^{-1} . Уровень америция всегда составлял ниже предела обнаружения (3 Бк кг^{-1}) и плутония колебался в пределах от <1 до 46 Бк кг^{-1} (среднее значение $=19 \text{ Бк кг}^{-1}$, при $n=60$). Самый высокий уровень техногенных радионуклидов прослеживался в местах отбора проб вблизи кратеров (рисунки 2-5).

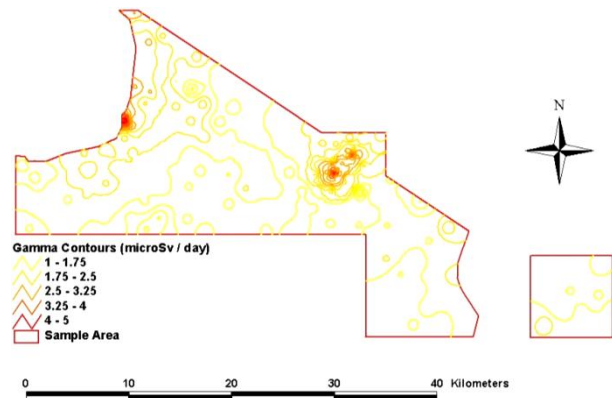


Рисунок 2. Значения МЭД на расстоянии 1 м. от поверхности земли исследуемой территории

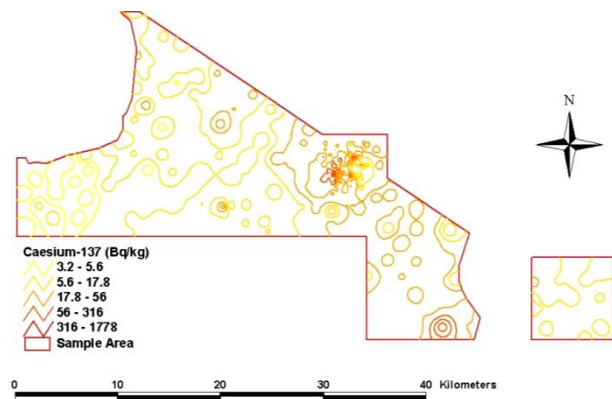


Рисунок 3. Содержание цезия-137 в почве

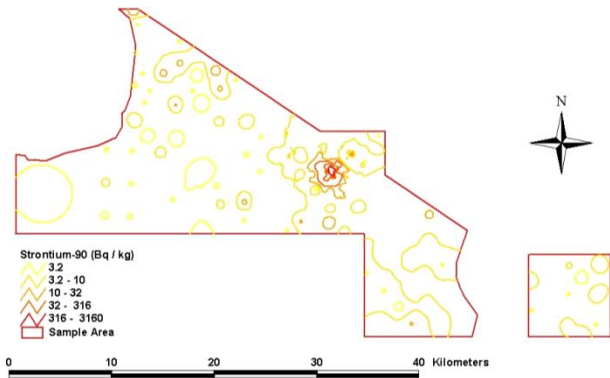


Рисунок 4. Содержание стронция-90 в почве

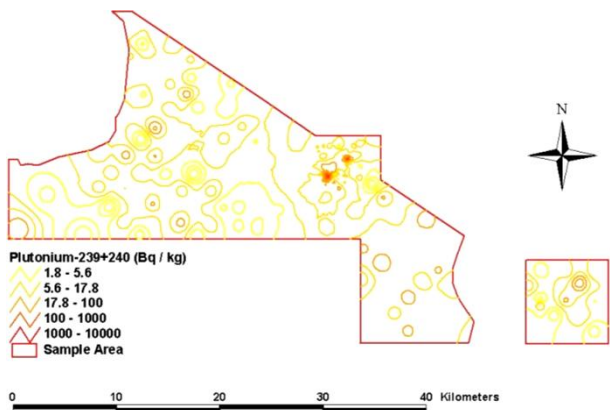


Рисунок 5. Содержание плутония-239+240 в почве

РАДИОЛОГИЧЕСКОЕ ОБСЛЕДОВАНИЕ ТЕРРИТОРИИ ПОСЕЛКА САРЖАЛ

В рамках другого международного проекта – проекта МНТЦ К-465.2 [2] проводилось детальное радиологическое обследование территории населённого пункта Саржал. Проведен отбор проб почвы (пробы почвы отбирались по сторонам света на расстоянии ~100 метров от края населенного пункта). Отбор проб почвы проводился методом "конверта" со стороной 10 м на глубину 10 см. Площадь отбора составляла 300 см². В каждой точке обследования проводились измерения мощности эквивалентной дозы γ -излучения на поверхности почвы и на высоте 1 м, плотности потока α - и β - частиц.

Мощность эквивалентной дозы γ -излучения в местах отбора проб почвы находилась в диапазоне от 0,09 до 0,10 мкЗв/ч. Плотность потока α - частиц не превышала 0,2 част/(мин·см²). Плотность потока β - частиц находилась в диапазоне от <10 до 14 част/(мин·см²). Показания МЭД соответствовали фоновым значениям. Значения плотности потока бета частиц незначительно превышали обычный фоновый уровень.

Напротив сельского акимата была отобрана проба воздуха. Объем прокачанного воздуха составил 904 м³, время прокачки – 10 часов. Проведены измерения объемной активности (ОА) дочерних продуктов радона и торона в помещениях жилых и общественных зданий. Результаты измерений показали, что

ОА радона не превышает среднегодовую допустимую величину 200 Бк/м³. Максимальные значения ОА радона, равные 24 Бк/м³, зарегистрированы в помещении школы и медицинского пункта. Содержание дочерних продуктов распада торона в обследованных помещениях не превысило предел обнаружения, равный 10 Бк/м³.

Из колодцев, расположенных на территории села, были отобраны пробы воды. Глубина колодцев ориентировочно составляет 3-4 м, диаметр порядка 1 м, стены выложены природным камнем. Объем каждой пробы воды составил 10 л. В отобранных пробах воды определена концентрация радона в воде.

На двух приусадебных участках были отобраны пробы почвы и растительности. Пробы растительности были отобраны и за пределами населенного пункта, в местах отбора проб почвы. Также были отобраны пробы продуктов питания (кумыс и мясо).

В населенном пункте проведена пешеходная топографическая съемка основных улиц и строений с использованием GPS-приемника, а также составлен абрис населенного пункта. На основании этих данных была подготовлена схема населенного пункта.

В ходе проведения пешеходной гамма-съемки улиц, в точке входа в каждое подворье проводились фиксированные измерения МЭД (рисунок 6). При движении вдоль улицы измерения проводились в поисковом режиме. Всего было проведено 359 измерений МЭД, значения которой находятся в диапазоне от 0,04 до 0,11 мкЗв/ч.

По центральным осям улиц проведена авто-гамма-съемка улиц населенного пункта. Интервал проведения замеров и записи результатов составлял 5 секунд. Измерения проводились по всей проезжей части села. Результаты гамма-съемки представлены на рисунке 7. Всего было проведено более 1484 измерения МЭД. Значения находятся в диапазоне от 0,1 до 0,32 мкЗв/ч.

Анализ спектра гамма-излучения, полученного в результате проведения авто-гамма-съемки, позволил получить информацию о техногенных радионуклидах, содержащихся в почве. Это количества, сравнимые с содержанием естественных нуклидов.

СОДЕРЖАНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВЕ И РАСТИТЕЛЬНОСТИ

В результате проведенных гамма-спектральных анализов установлено, что максимальное содержание естественных гамма-излучающих радионуклидов в почве села Саржал составляет: 1013 Бк/кг для ⁴⁰K, 36 Бк/кг для ²³²Th и 25 Бк/кг для ²²⁶Ra. Данные значения находятся на уровне среднего содержания этих элементов в почвах Казахстана, что обусловлено типами почв и геологическим строением земной коры в данном районе.

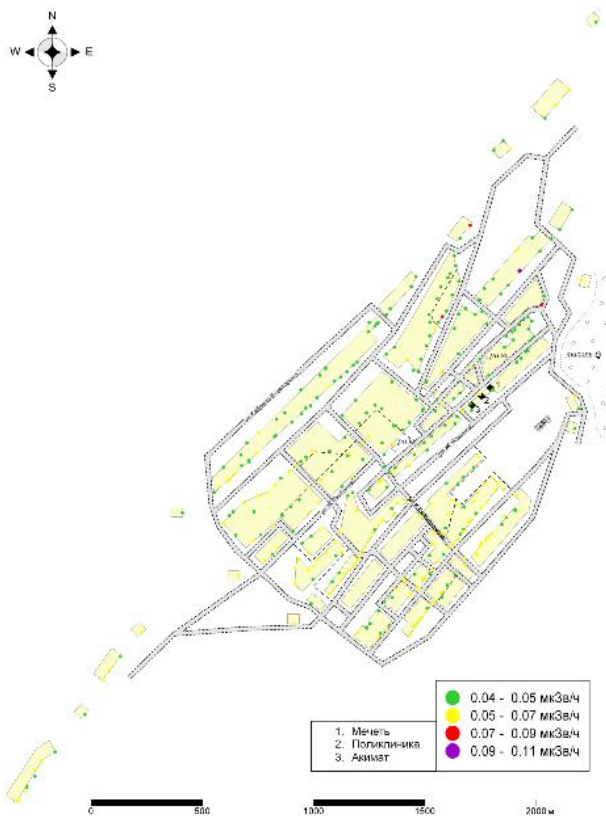


Рисунок 6. Результаты пешеходной гамма-съемки в с. Саржал

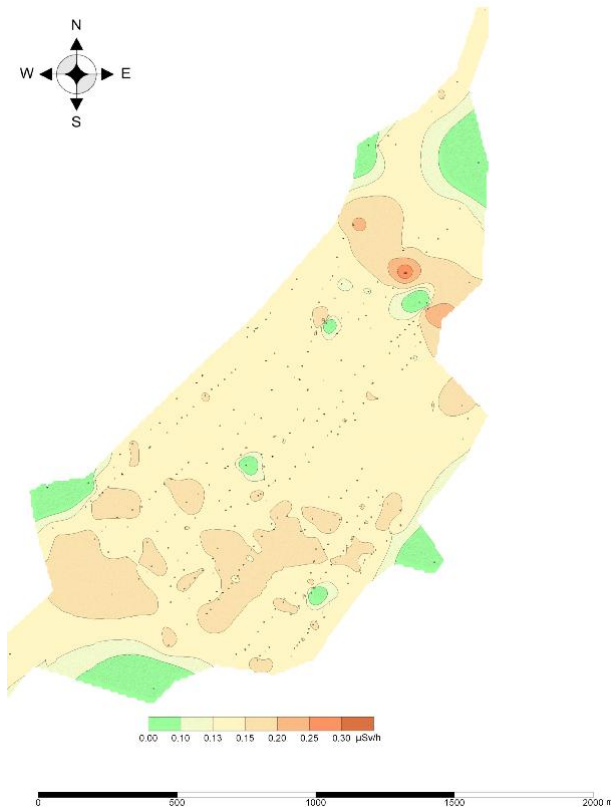


Рисунок 7. Результаты гамма-съемки в с. Саржал

Полученные результаты показывают, что на территории пос. Саржал содержание техногенного радионуклида ^{137}Cs в почве варьирует в пределах от 8 до 1438 Бк/кг. В большинстве из проанализированных проб содержание этого радионуклида находится на уровне фона глобальных выпадений [3], который равен 65 мКи/км^2 (15 Бк/кг). Максимальное содержание ^{137}Cs , равное 1438 Бк/кг, обнаружено в пробе, отобранной в точке максимального значения МЭД, выявленного при пешеходной γ -съемке. Концентрация радионуклида ^{137}Cs в пробах растительности не превышает 5 Бк/кг, что ниже допустимых уровней.

СОДЕРЖАНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В ВОДЕ, ВОЗДУХЕ И ПРОДУКТАХ ПИТАНИЯ

Содержание в воде радионуклидов ^{40}K , ^{232}Th и ^{226}Ra находится ниже пределов обнаружения аппаратуры, которые для этих радионуклидов составляют соответственно 7,8, 0,28 и 0,49 Бк/кг. Данные значения ниже уровней вмешательства для населения, которые, согласно НРБ-99, составляют: 22 Бк/кг для ^{40}K , 0,6 Бк/кг для ^{232}Th и 0,5 Бк/кг для ^{226}Ra . Загрязнение воды ^{137}Cs колеблется в пределах от 1,9 до 2,8 Бк/кг. Данные значения ниже уровня вмешательства для населения, который для ^{137}Cs , согласно НРБ-99, составляет 11 Бк/кг. Содержание в воде ^3H колеблется в пределах от 0,28 до 0,39 кБк/кг, что также ниже уровня вмешательства для населения, который для ^3H , согласно НРБ-99, составляет 7,7 кБк/кг. Содержание радионуклидов в пробах воздуха не превышало пределов обнаружения аппаратуры.

Результаты анализов пищевых продуктов показали, что концентрация техногенного радионуклида ^{137}Cs в пробах пищевых продуктов не превышает 13 Бк/кг, что ниже допустимых уровней.

РАСЧЕТ ЭФФЕКТИВНОЙ ДОЗЫ, ПОЛУЧЕННОЙ ЖИТЕЛЯМИ ПОСЕЛКА САРЖАЛ ОТ ОБЛУЧЕНИЯ ДОЛГОЖИВУЩИМИ РАДИОНУКЛИДАМИ СЛЕДА РАДИОАКТИВНЫХ ВЫПАДЕНИЙ ЯДЕРНОГО ВЗРЫВА 1953 Г.

Для расчета дозы полученной населением, проживающим на данной территории, которая регламентируется только от техногенных источников и не должна превышать 70 мЗв за 70 лет, в течении всего периода времени от проведения испытаний и по сей день нужно решить две задачи:

- определение количества радиоактивного вещества сразу же после испытания, тут мы предполагали наихудший вариант: вся активность выпала 50 лет назад, практически сразу же, после проведения первых испытаний;
- эффективной дозы полученной населением за истекший период времени.

Для решения первой задачи использовалась формула радиоактивного распада:

$$A = A_0 * e^{-\lambda * t}$$

где A , — активность, оставшаяся по прошествии времени t , A_0 — активность имеющаяся в момент времени

$t = 0$ ($A_0 > A_t$); e — основание натуральных логарифмов ($e = 2,72$); λ — постоянная радиоактивного распада; t — время, прошедшее с момента испытания.

Из формулы можно получить величину активности на момент испытания зная запас активности на данный момент, тогда формула выглядит так,

$$A_0 = A \cdot e^{\lambda t}.$$

Вторая задача была решена с помощью методики МАГАТЭ, изложенной в "Общих инструкциях оценки и реагирования на радиационные аварийные ситуации" [4,5]. Расчет эффективной дозы производился на основании полной информации о концентрации радионуклидов в почве по формуле:

$$E_{ext} = \sum_{i=1}^n \bar{C}_{g,i} \cdot CF_{4,i},$$

где E_{ext} — эффективная доза от выпадений за данный период [мЗв]; $\bar{C}_{g,i}$ — средняя концентрация выпадений (на почве) радионуклида i [кБк/м²]; $CF_{4,i}$ — коэффициент перехода; эффективная доза на единицу выпадений для радионуклида i ;

На основании результатов лабораторных анализов были выполнены расчеты эффективной дозы, полученной жителями поселка от облучения долгоживущими радионуклидами, а также расчет дозы от внутреннего облучения населения, обусловленной потреблением продуктов питания местного производства. Результаты расчетов показали, что суммарная доза ниже допустимой дозы облучения.

ОЦЕНКА ПОЖИЗНЕННЫХ РАДИАЦИОННЫХ РИСКОВ ДЛЯ НАСЕЛЕНИЯ СЕМИПАЛАТИНСКОГО РЕГИОНА С УЧЕТОМ ВОЗРАСТНОЙ ЗАВИСИМОСТИ КОЭФФИЦИЕНТОВ РИСКА И РАЦИОНОВ

В рамках проекта МНТЦ К-928 выполнен расчет пожизненных индивидуальных радиационных рисков для населения Семипалатинского региона от поступления радионуклидов ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr с местными продуктами питания и ингаляционным путем. Расчет проводился в соответствии с методикой Международной комиссии по радиационной защите (ICRP, 1990) [4,5]. При расчетах пожизненных рисков учитывались зависимости коэффициентов рисков для каждого радионуклида от возраста человека, а также зависимость годовых рационов по отдельным продуктам питания от возраста.

За основу при расчетах взяты значения современных уровней поступления основных дозообразующих радионуклидов в организм человека.

Радиационный риск оценивался от поступления ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr для населения, проживающего на территориях, прилегающих к бывшему Семипалатинскому полигону за 70 лет, начиная от 1990-х гг. (данные измерений, относящиеся к этому времени использовались в расчетах как начальные значения), а также с учетом полученных данных измерений концентраций радионуклидов в местной продукции в 2003 —

2004 гг. При расчетах учтены основные пути поступления радионуклидов: потребление баранины; потребление конины; потребление молока лошадей; потребление молочных продуктов; потребление коровьего молока; потребление овощей и корнеплодов; потребление картофеля; потребление питьевой воды.

При расчетах долгосрочного поступления радионуклидов с продуктами питания для оценок пожизненного риска было принято во внимание изменение концентраций радионуклидов в поверхностном слое почвы и, соответственно, в продуктах питания, как за счет радиоактивного распада, так и факторов окружающей среды. Это, в свою очередь, приводит к постепенному снижению поступления радионуклидов в организм человека и уменьшению вкладов в пожизненный риск рисков от потребления продуктов питания в течение каждого последующего года проживания.

На рисунке 8 представлены результаты расчетов вклада ¹³⁷Cs в пожизненный радиационный риск на население, проживающее на территориях, прилегающих к бывшему Семипалатинскому полигону и вклад в риск различных путей поступления радионуклидов.

Как показывают сделанные оценки, основной вклад в пожизненный риск от ¹³⁷Cs вносит потребление мяса — средняя оценка пожизненного риска от потребления баранины и конины местного производства составляет $3 \cdot 10^{-5}$. Далее по значимости идет вклад молока и молочных продуктов — в сумме пожизненный риск от этого компонента рациона составляет $1,2 \cdot 10^{-5}$; суммарный риск от потребления овощей и картофеля, содержащих ¹³⁷Cs, оценен равным $5 \cdot 10^{-6}$. Существенно ниже риски от потребления питьевой воды $1 \cdot 10^{-8}$ и оцененный ранее риск от вдыхания ¹³⁷Cs $5,5 \cdot 10^{-13}$.

На рисунке 9 представлены результаты расчетов вклада ⁹⁰Sr в пожизненный радиационный риск на население, проживающее на территориях, прилегающих к бывшему Семипалатинскому полигону. В отличие от ¹³⁷Cs основной вклад в пожизненный риск от ⁹⁰Sr в пищевых продуктах вносит потребление молока и молочной продукции (средняя оценка риска $5 \cdot 10^{-5}$ от потребления молока коровьего и $1 \cdot 10^{-5}$ от потребления молока лошадей). Риск от потребления мяса, содержащего ⁹⁰Sr значительно ниже (в сумме $1 \cdot 10^{-6}$ от потребления баранины и конины). Риск от потребления овощей и картофеля, содержащих ⁹⁰Sr, оценен $5 \cdot 10^{-6}$. Значительно ниже риск от вдыхания ⁹⁰Sr, равный $4,5 \cdot 10^{-12}$. Отметим большой разброс в данных наблюдений по концентрациям ⁹⁰Sr в местных овощах, что является причиной значительного различия между нижней и верхней оценками риска от потребления овощей.

Уровень, так называемого, пренебрежимого риска, разделяющий области оптимизации риска и безусловно приемлемого риска по оценкам акад. РАН Крышева И.И. и других ученых составляет 10^{-6} . Предел индивидуального пожизненного риска в течение 1 года для дополнительного техногенного облу-

чения населения принят равным $5 \cdot 10^{-5}$ [6]. Полученные оценки риска, связанные с внутренним облучением для населения Саржала, показали: среднее расчетное значение индивидуального риска от потребления продуктов питания за 1 год $1.7 \cdot 10^{-6}$ находится в области, несколько превышающей безусловно приемлемый риск, однако это превышение незначительно.

В соответствии с расчетными оценками, риск от вдыхания радионуклидов за 1 год проживания на исследуемой территории оценен в $2.7 \cdot 10^{-9}$. Таким образом, вклад ингаляционной составляющей в риск значительно ниже, чем вклад потребления местных продуктов питания.

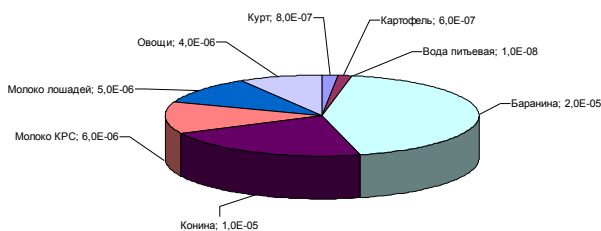


Рисунок 8. Пожизненный риск от потребления местных продуктов питания, содержащих ^{137}Cs (средняя оценка)

ЛИТЕРАТУРА

1. Приест Н. Изучение радиологической ситуации в районе п. Саржал на Семипалатинском испытательном полигоне: заключительный отчет по проекту/ Приест Н., Буркитбаев М., Артемьев О., Лукашенко С., Митчелл П. - Семипалатинск: МАГАТЭ, 2003.
2. Комплексное обследование современными методами дозиметрии жителей региона Семипалатинского полигона: отчет ИРБЭ НЯЦ РК за 2 год выполнения работ по проекту МНТЦ К – 465.2 /рук. Артемьев О.И. / Курчатова: ИРБЭ НЯЦ РК, 2006. – 39с.
3. Радиационная обстановка на территории СССР в 1990 г. / под ред. К.П. Махонько //Ежегодник. Госкомгидромет СССР. – Обнинск: НПО "Тайфун", 1991. – С. 205.
4. ICRP – International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60: 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. – Oxford: Pergamon Press МАГАТЭ, 1990.
5. Общие инструкции оценки и реагирования на радиационные аварийные ситуации. – Вена: МАГАТЭ, 1999.
6. Cancer risk coefficients for environmental exposure to radionuclides. Federal Guidance Report No. 13. U.S. Environmental Protection Agency. – Washington: DC, 1999.

ССП АУМАҒЫНА ЖАҚЫН ОРНАЛАСҚАН САРЖАЛ П. РАДИОЛОГИЯЛЫҚ МОНИТОРИНГІ

Артемьев О.И.

ҚР ҰЯО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты, Курчатова, Қазақстан

Саржал п. жақын жатқан аумақтың ауданы негізінен ауыл шаруашылығына арналған болатын. Полигон жабылған соң Дегелең таулы массиві мен Саржал п. арасындағы шөп қаулап өсетін жазықтықты жергілікті халық мал жайып, шөп шабатын жер ретінде қайта пайдалана бастады. Жазғы уақытта бұл аумақта тұрақты түрде бірнеше мал өсіру шаруашылықтары тұрақтайды.

Саржал п. тұрғындарына келетін радиациялық қатерді бағалау, сонымен қатар бірнеше халықаралық жобалардың шеңберінде көптеген жылдар бойында жүргізілген (2000-2007 жылдары) табиғи ортаны, ауа және ауыз суды, азық-түлікті радиологиялық мониторингілеу бойынша тәжірибелік және есептік деректер алынды.

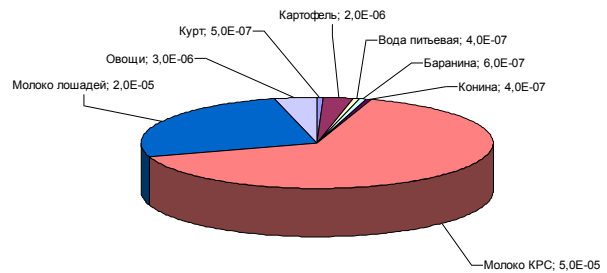


Рисунок 9. Пожизненный риск от потребления местных продуктов питания, содержащих ^{90}Sr (средняя оценка)

ВЫВОДЫ

1. Содержание искусственных радионуклидов в почве Саржала находится на уровне фона глобальных выпадений. Содержание естественных гамма-излучающих радионуклидов в пробах почвы не превышает максимальных значений содержания этих элементов в почвах Казахстана. Содержание радионуклидов в пробах воды, пищевых продуктов, растительности и воздуха не превышало допустимых уровней.

2. В целом, проведенные радиологические исследования показали, что проживание населения в посёлке Саржал не представляет радиационной опасности, если оно не связано с несанкционированной хозяйственной деятельностью на полигоне.

RADIOLOGICAL MONITORING OF SARZHAL VILLAGE LOCATED NEAR STS AREA

O.I. Artemyev

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

The area of territory adjacent to the Sarzhal village has traditionally been agricultural. After the closure of the test site the flat terrain, that is rich with steppe vegetation, between the Degelen mountain massif and Sarzhal village has again been being used extensively for grazing and hay making by local people. During the summer this area is constantly used by several cattle ranches.

There were obtained experimental and calculated data on radiological monitoring of the natural environment objects, including air and drinking water and food, which was conducted over several years under various international projects (2000-2007), as well as assessment of radiation risk for the residents of Sarzhal vil.

УДК 504.75.05:577.4:615.849:612.461:546.799.4

РАСЧЕТ ДОЗ ОТ ИЗОТОПОВ ПЛУТОНИЯ ПО РЕЗУЛЬТАТАМ ИССЛЕДОВАНИЯ ЕГО СОДЕРЖАНИЯ В МОЧЕ ДЛЯ НАСЕЛЕНИЯ, ПРОЖИВАЮЩЕГО В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ СИП

Брянцева Н.В., Топорова А.В., Жадыранова А.А., Лукашенко С.Н.

Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, Курчатов, Казахстан

В статье представлена модель расчета доз внутреннего облучения населения от изотопов плутония в зависимости от их содержания в моче. Для расчетов использованы биокинетические модели МАГАТЭ и МКРЗ. Рассмотрены различные сценарии поступления изотопов плутония в организм и выполнена оценка дозы внутреннего облучения на основе этих сценариев. Рассмотрено влияние различных соотношений изотопов плутония на величину дозы. Показано, что при содержании $^{239+240}\text{Pu}$ в моче на уровне 1 мкБк/л доза внутреннего облучения от изотопов плутония составит оценочно $n \cdot 10^{-1} - n \cdot 10^{-2}$ мЗв. Максимальный вклад в дозу внутреннего облучения дают изотопы $^{239+240}\text{Pu}$ – 96-97% от суммарной дозы.

ВВЕДЕНИЕ

Задачам радиационной безопасности населения, проживающего на территориях бывшего Семипалатинского испытательного полигона (СИП), уделяется большое внимание. В местах проведения ядерных испытаний население подверглось воздействию хронического облучения за счет ингаляционного поступления радионуклидов, а также поступления радионуклидов с пищевыми продуктами. В настоящее время актуальным является получение объективных данных о дозовых нагрузках населения, проживающего в течение длительного периода ядерных испытаний и после их окончания в районах, прилегающих к СИП.

Одним из наиболее биологически опасных радионуклидов является плутоний. Токсичность плутония связана прежде всего с облучением α -частицами тканей, в которых идет его накопление после попадания в организм. Период биологического выведения половины накопленного плутония сопоставим с длительностью человеческой жизни. Прямое определение плутония в организме, как, например, для гамма-излучающих радионуклидов ^{137}Cs или ^{241}Am , невозможно. По данным некоторых исследователей, моча, образующаяся в почках, отражает концентрацию плутония в системе кровообращения, поэтому измерение содержания плутония в моче является основным источником данных по общему отложению плутония в организме [1].

В литературе содержится очень мало данных по расчетам доз внутреннего облучения населения от изотопов плутония, определяемых по содержанию их в моче. В основном, такие расчеты проводились для работников атомной промышленности, по роду своей деятельности сталкивающихся с плутонием. Так, документы Международной комиссии по радиационной защите (МКРЗ) и Международного агентства по атомной энергии (МАГАТЭ) предлагают биокинетические модели для оценки доз так называемого «стандартного» работника [2]: взрослый мужчина с нормальным носовым дыханием, при легкой работе скорость дыхания составляет $1,2 \text{ м}^3/\text{ч}$, средний аэродинамический диаметр активности

(САДА) вдыхаемых частиц равен 5 мкм. Оценка доз внутреннего облучения рассматривается за период мониторинга рабочего места – от нескольких дней до нескольких месяцев, в зависимости от типа радионуклидов, поступающих в организм.

Для населения такие модели в литературе практически отсутствуют. В публикации МАГАТЭ [3] рассмотрена оценка доз внутреннего облучения для населения в течение длительного времени после попадания радионуклидов в организм – до 20 000 дней (приблизительно 55 лет), используемый средний аэродинамический диаметр активности вдыхаемых частиц равен 1 мкм. Данные методы оценки доз рекомендуется использовать при изучении дозовых нагрузок населения спустя длительный промежуток времени, прошедший после облучения. Приведенные в этой публикации рекомендации можно использовать для оценки дозовых нагрузок населения, подвергавшегося воздействию наземных ядерных испытаний на СИП в течение 1949-1963 гг.

1. ТЕОРЕТИЧЕСКАЯ ЧАСТЬ**1.1 Содержание плутония в организме**

Согласно документам МАГАТЭ и МКРЗ [2-6], расчет поступления радионуклидов в организм и доз внутреннего облучения осуществляется с использованием биокинетических моделей - математических моделей, описывающих поступление, поглощение и удержание радионуклидов в различных органах или тканях тела и последующее выделение из организма различными путями. Биокинетические модели, описывающие поведение различных радионуклидов в организме, опубликованы в изданиях МКРЗ и основаны на условном человеке и наблюдениях за поведением радионуклидов в людях и животных.

При ингаляционном пути поступления радионуклиды попадают в верхние дыхательные пути, а затем грудной отдел легких. Степень депонирования вдыхаемых частиц рассчитывается по каждому отделу дыхательных путей. При использовании ингаляционной модели необходимо учитывать скорость растворения и поглощения различных радионуклидов кро-

вью. Соединения плутония по типу поглощения относятся к умеренно и медленно растворимым. Поступление и депонирование частиц в отделах дыхательных путей зависят только от размеров частиц. Особенностью изотопов плутония является их способность накапливаться в костной ткани. При ингаляционном поступлении попавший в легкие плутоний частично оседает на поверхности легких, частично переходит в кровь. Организмом удерживается примерно 5-25% вдыхаемых частиц. В зависимости от размера частиц и химической формы поступающий через органы дыхания плутоний локализуется в легких или лимфатической системе либо поглощается кровью и переносится, главным образом, в печень и кости. Примерно 60% попадает в костную ткань, 30% - в печень и примерно 10% выводится естественным путем [1]. Скорость выведения инкорпорированного плутония из организма очень невысока. По некоторым данным, период полувыведения плутония, отложившегося в костной ткани, составляет около 50-100 лет, а в печени – примерно 20-40 лет [1, 7].

При пероральном поступлении радионуклиды поступают в желудок, тонкий кишечник, верхний и нижний отделы толстого кишечника. Среднее время присутствия в секциях желудочно-кишечного тракта (ЖКТ) – 1, 4, 13 и 24 часа, соответственно. Поглощение кровью происходит из тонкого кишечника и определяется коэффициентом дробного поглощения (f_1). Имеются данные, что у взрослых в кровь поступает лишь около 0,05% растворимых соединений плутония и только 0,001% нерастворимых соединений, поступивших с пищей. Остальная часть проходит через ЖКТ и выводится из организма [1].

По данным некоторых исследователей, наиболее интенсивно ^{239}Pu выводится из организма в первые годы после поступления. При однократном поступлении ^{239}Pu в организм через 20 лет с мочой выводится лишь около 9% радионуклида. Причем около половины этого количества выводится из организма уже приблизительно через 3 года, а в дальнейшем процесс выведения существенно замедляется [8]. Моча, образующаяся в почках, отражает концентрацию плутония в системе кровообращения, поэтому измерения содержания плутония в моче является основным источником данных по общему отложению плутония в организме [1].

Согласно исследованиям, проведенным ранее в Институте радиационной безопасности и экологии, можно сделать предположение, что содержание $^{239+240}\text{Pu}$ в моче находится, в среднем, на уровне $n \cdot 10^{-6}$ Бк. Сотрудниками Института были рассчитаны соотношения изотопов плутония-238, 239, 240 и 241 на различных территориях СИП с учетом их периода полураспада на начальный момент времени, на сегодняшний день. В соответствии с проведенными расчетами, отношение ^{238}Pu к сумме ^{239}Pu и ^{240}Pu на северных территориях составляет 0,02, отношение ^{241}Pu к $^{239+240}\text{Pu}$ составляет 0,75. На горном массиве Деге-

лен отношение ^{238}Pu к сумме ^{239}Pu и ^{240}Pu составляет 0,01, отношение ^{241}Pu к $^{239+240}\text{Pu}$ составляет 0,9. На территории испытательной площадки Балапан отношение ^{238}Pu к сумме ^{239}Pu и ^{240}Pu составляет 0,4, отношение ^{241}Pu к $^{239+240}\text{Pu}$ составляет 0,7.

Исходя из этих данных, необходимо учитывать содержание изотопов плутония в моче людей, проживающих на различных территориях СИП. Так, например, можно предположить, что у жителей северных территорий содержание ^{238}Pu в моче будет составлять порядка $n \cdot 10^{-8}$ Бк, а ^{241}Pu - $n \cdot 10^{-7}$ Бк.

1.2 Расчет дозы внутреннего облучения

Для оценки перорального или ингаляционного поступления радионуклида в организм с помощью анализа выделений (мочи или кала) используют данные по содержанию радионуклида в выделениях и времени, прошедшего после поступления в организм [2-4].

В соответствии с определенным поступлением ожидаемая эффективная доза за период, прошедший со времени поступления, рассчитывается:

$$E = \frac{M}{m(t)} e(g)_j$$

где $e(g)_j$ – коэффициент дозы для данного радионуклида j ; M – измеренная абсолютная концентрация радионуклида в суточных выделениях, Бк; $m(t)$ – доля радионуклида, которая остается в организме (для прямого измерения) или выводимая из организма (для косвенных измерений) ко времени t после поступления. Величина $m(t)$ зависит от биокинетики радионуклида, т.е. его химической формы, пути поступления и времени, прошедшего после поступления, измеряется обычно в днях.

Поскольку M – величина, получаемая после анализа мочи и показывающая содержание в моче того или иного радионуклида, то основное внимание следует уделить правильному выбору величин дозового коэффициента $e(g)_j$ и величины $m(t)$, которые приводятся в публикациях МКРЗ, но зависят от многих факторов. Данные величины определяются используемой биокинетической моделью поведения радионуклида в организме и выведения из него.

Таким образом, по сути, правильный выбор параметров биокинетической модели, а затем на ее основе выбор величин $e(g)_j$ и $m(t)$ будет являться базой для всех проводимых расчетов.

1.3 Обоснование и выбор биокинетической модели для расчета дозы внутреннего облучения

Для выбора биокинетической модели можно использовать следующую схему:

- 1) Выбор дозового коэффициента:
 - а) Определение пути и времени поступления радионуклида (пероральный, ингаляционный).

При пероральном пути поступления будет использоваться коэффициент поглощения кишечника f_1 .

**РАСЧЕТ ДОЗ ОТ ИЗОТОПОВ ПЛУТОНИЯ ПО РЕЗУЛЬТАТАМ ИССЛЕДОВАНИЯ
ЕГО СОДЕРЖАНИЯ В МОЧЕ ДЛЯ НАСЕЛЕНИЯ, ПРОЖИВАЮЩЕГО В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ СИП**

При ингаляционном поступлении будет использоваться величина размера частиц, т.е. САДА (средний аэродинамический диаметр активности).

б) В обоих случаях необходимо учитывать химическую форму (тип) поступающих соединений, которая определяет поведение радионуклида при поступлении и его последующую биокинетику в организме. Различают три типа соединений: F – соединения с быстрым периодом полувыведения, M – со-

единения с умеренным периодом полувыведения и S – соединения с длинным периодом полувыведения (таблица 1).

в) В зависимости от САДА, f_1 и типа поглощения делается выбор дозового коэффициента $e(g)_j$ (таблица 2).

2) Выбор величины $m(t)$ будет зависеть от пути поступления, времени, прошедшего после поступления, типа поглощения радионуклида (таблица 3).

Таблица 1. Типы химических соединений

Период полувыведения		Примеры
Тип F	100% поглощения с периодом полувыведения порядка 10 минут. Быстрое поглощение почти всего материала, депонированного в легких. Половина депонированного материала выводится в желудочно-кишечный тракт переносом частиц, а половина поглощается.	Все соединения цезия, йод
Тип M	10% поглощения с периодом полувыведения 10 минут и 90% - с периодом полувыведения 140 дней. Налицо быстрое поглощение приблизительно 10% материала, депонированного в бронхиальном отделе легких и бронхиолах, и 5% материала, депонированного в нижних дыхательных путях. Приблизительно 70% радионуклидов, депонированных в альвеолярном отделе легких, достигает общей воды организма.	Все соединения радия и америция
Тип S	0,1% поглощения с периодом полувыведения 10 минут и 99,9% - с периодом полувыведения 7000 дней. Незначительный процент поглощения из дыхательных путей, бронхиального и альвеолярного отдела легких, приблизительно 10% депонированных радионуклидов достигает общей воды организма.	Нерастворимые соединения урана и плутония

Таблица 2. Коэффициенты доз для радионуклидов плутония в зависимости от САДА и типа соединения при ингаляционном поступлении

Радионуклид	Тип/форма	Ингаляционное поступление		Пероральное поступление	
		$e(g)_{inh}$ (Зв/Бк)		f_1	$e(g)_j$ (Зв/Бк)
		САДА=1 мкм	САДА=5 мкм		
Pu-238	M	$4,3 \cdot 10^{-5}$	$3,0 \cdot 10^{-5}$	$5 \cdot 10^{-4}$	$2,3 \cdot 10^{-7}$
	S	$1,5 \cdot 10^{-5}$	$1,1 \cdot 10^{-5}$	$1 \cdot 10^{-5}$	$8,8 \cdot 10^{-9}$
Pu-239	M	$4,7 \cdot 10^{-5}$	$3,2 \cdot 10^{-5}$	$5 \cdot 10^{-4}$	$2,5 \cdot 10^{-7}$
	S	$1,5 \cdot 10^{-5}$	$8,3 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-5}$	$9,0 \cdot 10^{-9}$
Pu-240	M	$4,7 \cdot 10^{-5}$	$3,2 \cdot 10^{-5}$	$5 \cdot 10^{-4}$	$2,5 \cdot 10^{-7}$
	S	$1,5 \cdot 10^{-5}$	$8,3 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-5}$	$9,0 \cdot 10^{-9}$
Pu-241	M	$8,5 \cdot 10^{-7}$	$5,8 \cdot 10^{-7}$	$5 \cdot 10^{-4}$	$4,7 \cdot 10^{-9}$
	S	$1,6 \cdot 10^{-7}$	$8,4 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-5}$	$1,1 \cdot 10^{-10}$

Таблица 3. Доля выведения радионуклида $^{239+240}Pu$ из организма с мочой $m(t)$ в зависимости от времени, прошедшего после поступления (Публикация 37, МАГАТЭ)

Время, прошедшее после поступления, дни	$m(t)$ - доля радионуклида, выводимая из организма в зависимости от времени					
	Пероральное поступление		Ингаляционное поступление			
	Коэффициент переноса кишечником f_1		САДА = 1 мкм		САДА = 5 мкм	
	$1 \cdot 10^{-5}$	$5 \cdot 10^{-4}$	Тип M	Тип S	Тип M	Тип S
1	6,7E-07	3,4E-06	2,0E-04	2,0E-06	2,3E-04	2,3E-06
2	5,2E-07	2,6E-06	1,1E-04	1,2E-06	1,3E-04	1,4E-06
10	3,6E-08	1,8E-07	1,9E-05	3,2E-07	1,5E-05	2,3E-07
20	1,7E-08	8,7E-08	1,4E-05	2,9E-07	1,0E-05	1,8E-07
30	1,6E-08	7,8E-08	1,4E-05	2,8E-07	9,5E-06	1,7E-07
40	1,4E-08	7,1E-08	1,3E-05	2,8E-07	9,0E-06	1,7E-07
50	1,3E-08	6,6E-08	1,3E-05	2,8E-07	8,5E-06	1,7E-07
60	1,2E-08	6,1E-08	1,2E-05	2,8E-07	8,1E-06	1,6E-07
70	1,1E-08	5,7E-08	1,2E-05	2,8E-07	7,7E-06	1,6E-07
80	1,1E-08	5,3E-08	1,1E-05	2,8E-07	7,4E-06	1,6E-07
90	1,0E-08	5,0E-08	1,1E-05	2,8E-07	7,1E-06	1,6E-07
100	9,5E-09	4,7E-08	1,0E-05	2,9E-07	6,9E-06	1,6E-07
300	5,6E-09	2,8E-08	6,6E-06	3,1E-07	4,2E-06	1,6E-07
500	4,8E-09	2,4E-08	5,1E-06	3,3E-07	3,3E-06	1,7E-07
1000	3,8E-09	1,9E-08	3,6E-06	3,4E-07	2,4E-06	1,8E-07
3000	2,0E-09	1,0E-08	1,8E-06	2,6E-07	1,3E-06	1,4E-07
5000	1,5E-09	7,6E-09	1,4E-06	2,1E-07	9,4E-07	1,1E-07
10000	1,1E-09	5,5E-09	9,9E-07	1,6E-07	6,8E-07	8,2E-08
20000	7,8E-10	3,9E-09	7,0E-07	1,1E-07	4,8E-07	5,8E-08

Данная таблица показана в качестве примера для иллюстрации доли выведения радионуклида $^{239+240}\text{Pu}$ из организма $m(t)$. В публикациях 78 МКРЗ и 37 МАГАТЭ приведены значения коэффициентов выведения ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Pu из организма $m(t)$ при пероральном, а также ингаляционном поступлении в зависимости от времени, прошедшего после поступления, различных коэффициентах переноса кишечника и различных САДА.

При отсутствии каких-либо данных используют консервативную оценку и берут максимальные значения дозовых коэффициентов и f_1 . Для расчета доз внутреннего облучения населения МАГАТЭ рекомендует использовать САДА равный 1 мкм (в случае ингаляционного поступления).

2. РАСЧЕТ ДОЗ ВНУТРЕННЕГО ОБЛУЧЕНИЯ НАСЕЛЕНИЯ, ПРОЖИВАЮЩЕГО В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ СИП, ПО РЕЗУЛЬТАТАМ ОПРЕДЕЛЕНИЯ СОДЕРЖАНИЯ $^{239+240}\text{Pu}$ В МОЧЕ

Рассмотрим подробно каждый этап предложенной схемы применительно к расчетам доз внутреннего облучения от изотопов плутония для населения, проживающего в зоне влияния СИП.

Сценарии внутреннего облучения населения могут быть различными:

1. Внутреннее облучение от радионуклидов, попавших в организм по пищевым цепочкам.
2. Внутреннее облучение от непреднамеренного перорального поступления загрязненной почвы.
3. Ингаляционный путь поступления радионуклидов с подстилающей поверхности почвы в местах нахождения населения.
4. Ингаляционное поступление радионуклидов с наиболее загрязненных участков СИП на менее загрязненные (например, при ветровом переносе).

Таким образом, для населения, проживающего в зоне влияния СИП, можно выделить две основных модели поступления радионуклидов в организм: ингаляционная и пероральная.

Рассмотрим несколько сценариев поведения человека, проживающего в зоне влияния СИП, и, соответственно, несколько биокинетических моделей поступления изотопов плутония в организм.

2.1 Пероральное поступление

Предположим, что основной путь поступления изотопов плутония в организм – поступление с пи-

щей при сельскохозяйственном сценарии, когда человек употребляет в пищу мясо и овощи, содержащие изотопы плутония.

2.1.1. Первый сценарий (консервативный). Параметры биокинетической модели можно представить следующим образом:

1) Выбор дозового коэффициента:

а) Путь поступления плутония – пероральный, следовательно, необходимо использовать коэффициент переноса кишечником f_1 . При консервативной оценке для перорального пути поступления медленно растворимых соединений плутония (S) будет использован коэффициент переноса кишечником $f_1 = 1 \cdot 10^{-5}$ (таблица 2).

б) Тип соединений – медленно растворимые.

При пероральном поступлении медленно растворимых соединений плутония дозовый коэффициент $e(g)$; для $^{239+240}\text{Pu}$ будет равен $9,0 \cdot 10^{-9}$ Зв/Бк (таблица 2).

2) Территория проживания – северная часть СИП. Предположим, что поступление изотопов плутония произошло 55 лет назад (20 000 дней). В этом случае доля выведения, например, $^{239+240}\text{Pu}$ с мочой составит $7,8 \cdot 10^{-11}$ (таблица 3).

Таким образом, параметры биокинетической модели для данного сценария поступления изотопов плутония в организм можно представить в виде таблицы 4.

На основе имеющихся данных, а также, предполагая, что содержание $^{239+240}\text{Pu}$ в моче составит 1 мкБк/л, рассчитываем дозу внутреннего облучения. Для $^{239+240}\text{Pu}$ она составит:

$$E = \frac{M}{m(t)} e(g)_j = \frac{1 \cdot 10^{-6}}{7,8 \cdot 10^{-11}} \cdot 9,0 \cdot 10^{-9} = 1,2 \cdot 10^{-1} \text{ мЗв}$$

Так же рассчитываются дозы внутреннего облучения от изотопов ^{238}Pu и ^{241}Pu . Для ^{238}Pu доза составит $1,7 \cdot 10^{-3}$ мЗв, для ^{241}Pu – $2,0 \cdot 10^{-3}$ мЗв. Суммарная доза от рассмотренных изотопов плутония составит $1,2 \cdot 10^{-1}$ мЗв. Проведенные расчеты показывают, что изотопы $^{239+240}\text{Pu}$ дают максимальный вклад в дозу внутреннего облучения – 97% от суммарной дозы.

В данных расчетах использовался консервативный сценарий с наилучшими условиями, то есть соединения плутония с длительным периодом полувыведения (S) и медленное выведение из организма (низкая величина $m(t)$).

Таблица 4. Параметры биокинетической модели для изотопов плутония

Изотоп	Путь поступления	Тип поглощения	Время t, прошедшее после поступления	Доля выведения из организма m(t)	Содержание в моче (M), Бк	Дозовый коэффициент e(g), Зв/Бк при $f_1=1 \cdot 10^{-5}$
^{238}Pu	С пищей	S	20 000 дней	$5,1 \cdot 10^{-11}$	$1 \cdot 10^{-8}$	$8,8 \cdot 10^{-9}$
$^{239+240}\text{Pu}$	С пищей	S	20 000 дней	$7,8 \cdot 10^{-11}$	$1 \cdot 10^{-6}$	$9,0 \cdot 10^{-9}$
^{241}Pu	С пищей	S	20 000 дней	$5,6 \cdot 10^{-12}$	$1 \cdot 10^{-7}$	$1,1 \cdot 10^{-10}$

2.2.2 Второй сценарий («мягкий»).

При рассмотрении соединений с умеренным периодом полувыведения (M) будут использованы следующие параметры биокинетической модели (таблица 5).

При расчете доз внутреннего облучения с использованием параметров данной модели доза от ^{238}Pu составит $9,2 \cdot 10^{-4}$ мЗв, $^{239+240}\text{Pu}$ – $6,4 \cdot 10^{-2}$ мЗв, ^{241}Pu – $1,7 \cdot 10^{-3}$ мЗв. Суммарная доза от всех изотопов будет равна $6,7 \cdot 10^{-2}$ мЗв. Вклад изотопов $^{239+240}\text{Pu}$ в дозу составит 96% от общей дозы.

Таким образом, при наихудших условиях дозовая нагрузка будет практически в два раза выше. Если принять, что со времени проведения наземных воздушных испытаний на СИП прошло приблизительно 50-55 лет, и все время, прошедшее после этих испытаний, человек проживал в зоне влияния СИП, ведя фермерское хозяйство и потребляя в пищу продукты питания, выращенные на загрязненных территориях, то доза внутреннего облучения от изотопов плутония при содержании $^{239+240}\text{Pu}$ в моче на уровне 1 мкБк/л составит оценочно $n \cdot 10^{-1}$ - $n \cdot 10^{-2}$ мЗв.

Данные расчеты приведены для расчетов доз внутреннего облучения населения, проживающего на северных территориях СИП. Применяв аналогичные сценарии к населению, проживающему на других территориях СИП, в частности, на Дегелене и Балапане, получим следующее (таблица 6).

Таким образом, на различных территориях СИП дозы, полученные населением, будут различаться за счет различного соотношения изотопов ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Pu . При выполнении расчетов необходимо учи-

тывать территорию, на которой развивается сценарий поступления изотопов плутония в организм.

2.2 Ингаляционное поступление

Предположим, что основной путь поступления изотопов плутония в организм – ингаляционное поступление, произошедшее 50-55 лет назад.

По рекомендациям МКРЗ, если размер частиц неизвестен, при расчетах дозовых нагрузок для населения используется САДА равный 1 мкм. Следовательно, параметры использованной биокинетической модели для консервативного сценария можно представить в виде таблицы 7.

На основе имеющихся данных, рассчитываем дозу внутреннего облучения от ингаляционного поступления $^{239+240}\text{Pu}$ в организм:

$$E = \frac{M}{m(t)} e(g)_j =$$

$$= \frac{1 \cdot 10^{-6}}{1,1 \cdot 10^{-7}} \cdot 1,5 \cdot 10^{-5} = 1,4 \cdot 10^{-1} \text{ мЗв}$$

Аналогично рассчитываются дозы внутреннего облучения от изотопов ^{238}Pu и ^{241}Pu . Для ^{238}Pu доза составит $2,1 \cdot 10^{-3}$ мЗв, для ^{241}Pu – $2,1 \cdot 10^{-3}$ мЗв. Суммарная доза от рассмотренных изотопов плутония составит $1,4 \cdot 10^{-1}$ мЗв. Вклад изотопов $^{239+240}\text{Pu}$ в дозу внутреннего облучения составляет 97% от всей дозы.

При использовании сценария для соединений плутония с умеренным периодом полувыведения параметры биокинетической модели можно представить в виде таблицы 8.

Таблица 5. Параметры биокинетической модели для изотопов плутония

Изотоп	Путь поступления	Тип поглощения	Время t, прошедшее после поступления	Доля выведения из организма m(t)	Содержание в моче (M), Бк	Дозовый коэффициент e(g) _j , Зв/Бк при f ₁ =5·10 ⁻⁴
^{238}Pu	С пищей	M	20 000 дней	$2,5 \cdot 10^{-9}$	$1 \cdot 10^{-8}$	$2,3 \cdot 10^{-7}$
$^{239+240}\text{Pu}$	С пищей	M	20 000 дней	$3,9 \cdot 10^{-9}$	$1 \cdot 10^{-6}$	$2,5 \cdot 10^{-7}$
^{241}Pu	С пищей	M	20 000 дней	$2,8 \cdot 10^{-10}$	$1 \cdot 10^{-7}$	$4,7 \cdot 10^{-9}$

Таблица 6. Суммарная доза от радионуклидов плутония при различных сценариях

Время после поступления	Доза, мЗв					
	1 сценарий (консервативный)			2 сценарий («мягкий»)		
	Северные территории	Дегелен	Балапан	Северные территории	Дегелен	Балапан
10 лет	$5,4 \cdot 10^{-2}$	$5,5 \cdot 10^{-2}$	$7,6 \cdot 10^{-2}$	$3,0 \cdot 10^{-2}$	$3,1 \cdot 10^{-2}$	$4,2 \cdot 10^{-2}$
30 лет	$8,3 \cdot 10^{-2}$	$8,7 \cdot 10^{-2}$	$12 \cdot 10^{-2}$	$4,6 \cdot 10^{-2}$	$4,9 \cdot 10^{-2}$	$6,9 \cdot 10^{-2}$
55 лет	$12 \cdot 10^{-2}$	$14 \cdot 10^{-2}$	$20 \cdot 10^{-2}$	$6,7 \cdot 10^{-2}$	$8,1 \cdot 10^{-2}$	$11 \cdot 10^{-2}$

Таблица 7. Параметры биокинетической модели для изотопов плутония

Изотоп	Путь поступления	Тип поглощения	Время t, прошедшее после поступления	Доля выведения из организма m(t)	Содержание в моче (M), Бк	Дозовый коэффициент e(g) _j , Зв/Бк при САДА=1 мкм
^{238}Pu	Ингаляционный	S	20 000 дней	$7,1 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-8}$	$1,5 \cdot 10^{-5}$
$^{239+240}\text{Pu}$	Ингаляционный	S	20 000 дней	$1,1 \cdot 10^{-7}$	$1 \cdot 10^{-6}$	$1,5 \cdot 10^{-5}$
^{241}Pu	Ингаляционный	S	20 000 дней	$7,8 \cdot 10^{-9}$	$1 \cdot 10^{-7}$	$1,6 \cdot 10^{-7}$

**РАСЧЕТ ДОЗ ОТ ИЗОТОПОВ ПЛУТОНИЯ ПО РЕЗУЛЬТАТАМ ИССЛЕДОВАНИЯ
ЕГО СОДЕРЖАНИЯ В МОЧЕ ДЛЯ НАСЕЛЕНИЯ, ПРОЖИВАЮЩЕГО В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ СИП**

Таблица 8. Параметры биокинетической модели для изотопов плутония

Изотоп	Путь поступления	Тип поглощения	Время t, прошедшее после поступления	Доля выведения из организма m(t)	Содержание в моче (M), Бк	Дозовый коэффициент e(g), Зв/Бк при САДА=1 мкМ
²³⁸ Pu	Ингаляционный	M	20 000 дней	$4,6 \cdot 10^{-7}$	$1 \cdot 10^{-8}$	$4,3 \cdot 10^{-5}$
²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	Ингаляционный	M	20 000 дней	$7,0 \cdot 10^{-7}$	$1 \cdot 10^{-6}$	$4,7 \cdot 10^{-5}$
²⁴¹ Pu	Ингаляционный	M	20 000 дней	$5,0 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-7}$	$8,5 \cdot 10^{-7}$

Таблица 9. Суммарная доза от радионуклидов плутония при различных сценариях

Время после поступления	Доза, мЗв					
	1 сценарий (консервативный)			2 сценарий («мягкий»)		
	Северные территории	Дегелен	Балапан	Северные территории	Дегелен	Балапан
10 лет	$6,6 \cdot 10^{-2}$	$6,7 \cdot 10^{-2}$	$9,5 \cdot 10^{-2}$	$3,2 \cdot 10^{-2}$	$3,3 \cdot 10^{-2}$	$4,4 \cdot 10^{-2}$
30 лет	$9,5 \cdot 10^{-2}$	$9,9 \cdot 10^{-2}$	$14 \cdot 10^{-2}$	$4,8 \cdot 10^{-2}$	$5,1 \cdot 10^{-2}$	$7,1 \cdot 10^{-2}$
55 лет	$14 \cdot 10^{-2}$	$16 \cdot 10^{-2}$	$24 \cdot 10^{-2}$	$7,0 \cdot 10^{-2}$	$8,4 \cdot 10^{-2}$	$12 \cdot 10^{-2}$

При расчете доз внутреннего облучения с использованием параметров данной модели доза от ²³⁸Pu составит $9,3 \cdot 10^{-4}$ мЗв, ²³⁹⁺²⁴⁰Pu – $6,7 \cdot 10^{-2}$ мЗв, ²⁴¹Pu – $1,7 \cdot 10^{-3}$ мЗв. Суммарная доза от всех изотопов будет равна $7,0 \cdot 10^{-2}$ мЗв. Вклад ²³⁹⁺²⁴⁰Pu в дозу – 96%.

Таким образом, доза внутреннего облучения от изотопов плутония при ингаляционном поступлении при содержании ²³⁹⁺²⁴⁰Pu в моче на уровне 1 мкБк/л составит оценочно $n \cdot 10^{-1}$ - $n \cdot 10^{-2}$ мЗв.

Данные расчеты были приведены для населения, проживающего на северных территориях СИП, с учетом того, что содержание ²³⁹⁺²⁴⁰Pu в моче находится на уровне 10^{-6} Бк при соотношении ²³⁸Pu к сумме ²³⁹Pu и ²⁴⁰Pu равном 0,02 и отношении ²⁴¹Pu к ²³⁹⁺²⁴⁰Pu 0,75. При этом период, прошедший после поступления изотопов плутония в организм, составляет 55 лет. При расчете доз населения, проживающего на территории Дегелена и Балапана (таблица 9).

Таким образом, как и при расчете доз от перорального поступления изотопов, дозы, полученные населением, будут различаться за счет различного соотношения изотопов ²³⁸Pu, ²³⁹⁺²⁴⁰Pu и ²⁴¹Pu. Следует учитывать этот фактор при выполнении расчетов.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Расчет поступления радионуклидов в организм и доз внутреннего облучения осуществляется с использованием биокинетических моделей, описывающих поведение различных радионуклидов в организме и опубликованных в изданиях МКРЗ и МАГАТЭ. Для оценки поступления радионуклида в организм с помощью анализа выделений (мочи или кала) используют данные по содержанию радионуклида в выделени-

ях и времени, прошедшего после поступления в организм. Основное внимание следует уделить правильному выбору величин дозового коэффициента e(g); и величины m(t), которые определяются используемой биокинетической моделью поведения радионуклида в организме и выведения из него. Правильный выбор биокинетической модели, а затем на ее основе выбор величин e(g); и m(t) будет являться базой для всех проводимых расчетов. Основным фактором, влияющим на неопределенность в расчетах доз внутреннего облучения, является значение коэффициента переноса кишечника f₁, а также распределение и удержание плутония в органах и тканях. Различия в питании и химической форме поглощенных радионуклидов влияет на степень их адсорбции в организме. Кроме того, большой вклад в погрешность вычислений вносит длительный период выведения изотопов плутония из организма.

Для населения, проживающего в зоне влияния СИП, основными путями поступления радионуклидов в организм являются ингаляционный и пероральный. Проведенные расчеты показывают, что доза внутреннего облучения от изотопов плутония при содержании ²³⁹⁺²⁴⁰Pu в моче на уровне 1 мкБк/л составит оценочно $n \cdot 10^{-1}$ - $n \cdot 10^{-2}$ мЗв. Максимальный вклад в дозу внутреннего облучения дают изотопы ²³⁹⁺²⁴⁰Pu – 96-97% от суммарной дозы. При выполнении расчетов доз внутреннего облучения необходимо учитывать территорию проживания населения, так как соотношение изотопов ²³⁸Pu, ²³⁹⁺²⁴⁰Pu и ²⁴¹Pu для различных территорий СИП будет варьироваться.

ЛИТЕРАТУРА

1. Плутоний. Фундаментальные проблемы /под ред. Б.А.Надыкто, Л.Ф.Тимофеевой. – Саров, 2003.
2. International Commission on Radiological Protection, Individual Monitoring for Internal Exposure of Workers (Revision of ICRP Publication No. 54) Publication No. 78, Ann. ICRP 27 3–4, Elsevier Science Ltd. – Oxford, 1997.
3. Assessment of doses to the public from ingested radionuclides. Safety Reports series No. 14. – Vienna: International Atomic Energy Agency, 1999.
4. Оценка профессионального облучения вследствие поступления радионуклидов. Руководство по безопасности. №RS-G-1.2. - Вена: Международное агентство по атомной энергии, 1999.

5. Methods for Assessing Occupational Radiation Doses Due to Intake of Radionuclides. Safety Report series No.37. - Vienna: International Atomic Energy Agency, 2004.
6. Indirect Methods for Assessing Radionuclides Causing Occupational Exposure. Safety Report series No.18.- Vienna: International Atomic Energy Agency, 2000.
7. О плутонии без мифов. [Электронный ресурс] <http://www.tpu.ru/html/pluton.htm>
8. Лисин В.А. О проблеме реконструкции доз при внутреннем облучении плутонием-239 работников Сибирского химического комбината [Электронный ресурс] / В.А. Лисин [и др.]. //Ресурс Интернета. <http://sbrc.ru/data.cgi?i=/publ/thesis2004.html>

**ПЛУТОНИЙ ИЗОТОПТАРЫНАН ЗЕРТТЕУ НӘТИЖЕЛЕРІ БОЙЫНША
ССП ӘСЕР ЕТЕТІН АЙМАҒЫНДА ӨМІР СУРІП ЖАТҚАН ТҰРҒЫНДАРДЫҢ
НЕСЕПТЕРІНДЕГІ ОНЫҢ ДОЗАЛАРЫН ЕСЕПТЕУ**

Брянцева Н.В., Топорова А.В., Жадыранова А.А., Лукашенко С.Н.

ҚР ҰЯО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты, Курчатов, Қазақстан

Бұл мақалада плутоний изотоптарынан тұрғындардың ішкі сәулелену дозасын есептеу үлгісі, олардың несептегі құрамына байланысты келтірілген. Есептеу үшін АТЭХАГ және РҚХК биокинетикалық үлгілері пайдаланылды. Ағзаға плутоний изотопының түсуінің түрлі сценарийі қарастырылды және бұл сценарийлер негізінде ішкі сәулелену дозасына бағалау жасалды. Плутоний изотоптарының түрлі қатынастарының дозаның шамасына әсер етуі қарастырылды. Несептегі $^{239+240}\text{Pu}$ құрамының 1 мкБк/л деңгейі барысында плутоний изотопынан түскен ішкі сәулелену дозасының бағамы $n \cdot 10^{-1}$ - $n \cdot 10^{-2}$ мЗв құрайтыны көрсетілді. Ішкі сәулелену дозасының максималды үлесін, жиынтық дозасының 96-97%-ын $^{239+240}\text{Pu}$ изотопы қосады.

**CALCULATION OF DOSES FROM PLUTONIUM ISOTOPES AS PER THE STUDY OF ITS
CONCENTRATION IN URINE FOR THE POPULATION LIVING WITHIN THE STS**

N.V. Bryantseva, A.V. Toporova, A.A. Zhadyranova, S.N. Lukashenko

Institute of Radiation Safety and Ecology, Kurchatov, Kazakhstan

The article presents a model for calculating internal doses from plutonium isotopes of the population, depending on their content in the urine. IAEA and ICRP biokinetic models were used for the calculations. Various scenarios of intake of plutonium isotopes into the body have been considered and there were done assessment of internal dose based on these scenarios. Influence of different ratios of plutonium isotopes at the quantity of the dose has been given. It was shown that when the content of $^{239+240}\text{Pu}$ in urine is at 1 mBq/l the dose of internal radiation from plutonium isotopes will be $n \cdot 10^{-1}$ - $n \cdot 10^{-2}$ mSv. The maximum contribution to internal dose is done by isotopes $^{239+240}\text{Pu}$ - 96-97% of the total dose.

УДК 577.4:577.391:539.16

ИССЛЕДОВАНИЕ ВЛИЯНИЯ СХЕМЫ ПОДГОТОВКИ ОБРАЗЦОВ ПОЧВ СИЯП ДЛЯ ГАММА-СПЕКТРОМЕТРИЧЕСКОГО АНАЛИЗА, НА ПРАВИЛЬНОСТЬ ПОЛУЧАЕМЫХ РЕЗУЛЬТАТОВ

¹Каширский В.В., ¹Лукашенко С.Н., ¹Суботин С.Б., ²Кияткина Н.Г., ²Мильц О.С.

¹Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, Курчатов, Казахстан
²Институт ядерной физики НЯЦ РК, Алматы, Казахстан

В этой работе представлены результаты определения ¹³⁷Cs и ²⁴¹Am и расхождение результатов анализа между измерениями параллельных образцов в пробах почв отобранных на Семипалатинском испытательном ядерном полигоне в зависимости от выбранной схемы пробоподготовки.

ВВЕДЕНИЕ

Бывший Семипалатинский испытательный ядерный полигон (СИП) является фактически единственным крупным ядерным полигоном открытым для широкого исследования международному научному сообществу. Многообразие проведенных испытаний в сочетании с разнообразным ландшафтом обусловили различный характер радиоактивного загрязнения, что дает возможность постановки различных натуральных экспериментов по исследованию поведения искусственных радионуклидов в естественной среде. В настоящее на территории СИП проводятся многочисленные исследования различными международными группами.

Важной составной частью проводимых работ является определение радионуклидного состава почв. Необходимо отметить, что корректность схемы пробоподготовки имеет особое значение, именно, для анализа почв СИП. Это объясняется существенным различием форм нахождения радионуклидов, которые в свою очередь зависят от типа проведенного испытания, что приводит к неоднородности распределения радионуклидов в объеме аналитического образца. Известно, что в ряде случаев большая часть активности может быть сосредоточена в отдельных почвенных частицах, называемых «горячими». Соответственно, стандартные схемы подготовки проб для анализа, приемлемые при исследовании почв, загрязнен-

ных вследствие глобальных выпадений, могут быть неприменимы при исследовании почв СИП.

Цель данной работы – выбор оптимальной схемы пробоподготовки, обеспечивающей необходимую точность определения искусственных радионуклидов в почве.

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

Отбор проб.

Для исследований были отобраны поверхностные пробы почв (слой 0-5 см) с наиболее типичных испытательных площадок бывшего СИП [1]:

- места проведения испытаний в штольнях горного массива Дегелен;
- места проведения экскавационных взрывов (Телькем, Атомное озеро);
- Опытное поле, где проводились наземные, воздушные взрывы, гидроядерные испытания;
- площадки испытания боевых радиоактивных веществ (БРВ);
- территории, расположенные на значительном удалении от основных испытательных площадок полигона и по имеющейся информации относительно не загрязнены. В рамках данной работы такие территории называются фоновыми.

Всего было отобрано для исследований 57 проб. Места отбора проб приведены в таблице 1.

Таблица 1. Места отбора проб для исследований с указанием шифра проб и предполагаемым типом загрязнения

№ п/п	Образец, шифр	Место отбора	Тип загрязнения
1	S62 – S71, S92, S88 – S91	Опытное поле	Радиоактивное загрязнение в результате проведения наземных и воздушных взрывов, гидроядерных испытаний
2	S114 – S118	Опытное поле, площадки БРВ	Радиоактивное загрязнение в результате проведения испытаний боевых радиоактивных веществ
4	S72, S73, S86, S93, S106, S112, S113	Фоновые пробы	Фоновое загрязнение
5	S74 – S76, S85	Северо-Восточный луч	Радиоактивное загрязнение в результате выпадения радиоактивных веществ при прохождении радиоактивного облака
6	S77, S84, S87	Восточный луч	
7	S78 – S80	Южный луч	
8	S81 – S83	Юго-Западный луч	
11	S94 – S96	Штольня 177	Радиоактивное загрязнение в результате выноса радионуклидов с водой, вытекающей из штолен
12	S97, S98	Штольня 609	
46	S100 – S102	Штольня 143	
49	S103 – S105	Штольня 511	
52	S99	Телькем	Радиоактивное загрязнение в результате экскавационного ядерного взрыва
53	S107 – S111	Атомное озеро	Радиоактивное загрязнение в результате проведения термоядерного взрыва

Схема подготовки проб и процедура анализа

Отобранные пробы весом 0,8 – 1,2 кг были просушены до воздушно-сухого веса, из них была выделена фракция < 2 мм. Из полученной фракции квартованием были приготовлены по три параллельных субобразца массой 200 г каждый для гамма-спектрометрического определения ¹³⁷Cs, ²⁴¹Am.

После проведения анализа субобразцы объединялись и истирались на дисковой мельнице в течение 20 минут со скоростью вращения 1000 об/мин. Использовалась мельница «Pulverisette 9» фирмы «Fritsch» с помолочным сосудом объемом 250 см³ из закаленной стали. После гомогенизации из каждой пробы методом квартования вновь были приготовлены по три параллельных субобразца массой 200 г для гамма-спектрометрического определения ¹³⁷Cs, ²⁴¹Am.

В случае если измеренные концентрации ¹³⁷Cs или ²⁴¹Am в субобразцах расходились более чем на 10 %, субобразцы вновь объединялись и проводилось повторное истирание с целью дополнительной гомогенизации. После чего из каждой пробы квартованием вновь готовились три параллельных субобразца массой 200 г для гамма-спектрометрического определения ¹³⁷Cs, ²⁴¹Am.

Определение концентрации ¹³⁷Cs, ²⁴¹Am

Измерения проводились инструментальным гамма-спектрометрическим методом с использованием планарного германиевого детектора BE 2020 фирмы «Canberra», с углеродокомпозитным входным окном, энергетическое разрешение по линии 122,0 кэВ - 650 эВ. Время измерения, для сведения к минимуму статистической погрешности, варьировалось в зависимости от активности образцов от 3 часов до 3

суток. Правильность определения ²⁴¹Am и ¹³⁷Cs контролировалась периодическими измерениями стандартов МАГАТЕ (IAEA-134, IAEA-152, IAEA-300, IAEA-375).

Определение гранулометрического состава

Для количественной оценки качества используемой процедуры гомогенизации проб был исследован гранулометрический состав трех объединенных проб: SO-1 - фракция < 2,0 мм, SO-2 - пробы после первого и SO-3 - пробы после второго истирания. Гранулометрический состав определялся с использованием метода ситового анализа.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Результаты определения ²⁴¹Am и ¹³⁷Cs и расхождение результатов анализа между параллельными измерениями K, рассчитанное по формуле 1, приведены в таблицах 2-6. Результаты ситового анализа представлены в таблице 7. K рассчитывалось как:

$$K = \sigma \cdot 100\% / \chi_{\text{ср}} \quad (1)$$

где: $\chi_{\text{ср}}$ – среднее значение активности из трех параллельных измерений; σ – стандартное отклонение результатов трех параллельных измерений.

Общий анализ результатов показывает, что при использовании схемы пробоподготовки включающей в себя отсеивание фракции < 2,0 мм и подготовку аналитических образцов массой 200 г квартованием, расхождение результатов анализа между параллельными образцами, составляет менее 10 % для ¹³⁷Cs в 68 %, для ²⁴¹Am в 32 % случаев. В остальных случаях расхождение больше и достигает для ¹³⁷Cs до 58%, для ²⁴¹Am до 80%. Это свидетельствует о достаточно равномерном распределении ¹³⁷Cs в почве.

Таблица 2. Результаты определения ²⁴¹Am и ¹³⁷Cs и расхождение результатов анализа в пробах отобранных на участках СИП загрязненных в результате проведения наземных, воздушных взрывов, гидроядерных испытаний и испытаний боевых радиоактивных веществ

N	Образец	²⁴¹ Am						¹³⁷ Cs			
		< 2 мм		1-ое истирание		2-ое истирание		< 2 мм		1-ое истирание	
		Бк/кг	K, %	Бк/кг	K, %	Бк/кг	K, %	Бк/кг	K, %	Бк/кг	K, %
1	S62	46,3 ± 1,2	20,3	40,8 ± 1,1	6,4			188 ± 10	5,1	184 ± 10	0,9
2	S63	435 ± 41	9,5	480 ± 40	1,3			10250 ± 830	14,6	10000 ± 830	1,6
3	S64	156 ± 28	18,0	110 ± 17	4,4			122 ± 8	22,1	116 ± 8	3,6
4	S65	176 ± 41	23,5	149 ± 35	1,5			196 ± 10	25,8	203 ± 10	1,7
5	S66	3810 ± 207	4,3	3674 ± 203	0,6			346 ± 28	3,5	355 ± 28	0,9
6	S67	6,6 ± 1,7	25,0	4,6 ± 0,8	5,8			51,5 ± 6,4	12,4	52,7 ± 6,4	1,9
7	S68	33,9 ± 1,5	41	31,6 ± 1,1	10,4			37,6 ± 2,0	5,2	37,7 ± 2,0	1,6
8	S69	11,4 ± 1,1	22,5	10,1 ± 0,4	3,7			41,1 ± 5,4	13,1	40,2 ± 5,4	2,4
9	S70	69,6 ± 4,8	24,3	73,8 ± 1,9	2,6			117 ± 7	30,9	112 ± 7	3,9
10	S71	1,8 ± 0,2	11,4	2,0 ± 0,6	31,5			42,4 ± 5,1	0,1	42,4 ± 5,1	0,4
11	S92	552 ± 43,0	81	316 ± 15	4,7			117 ± 9	57,8	94 ± 9	3,7
12	S88	39,2 ± 2,6	35	44,8 ± 3,1	7,0	44,4 ± 1,1	2,4	143 ± 12	15,0	146 ± 12	3,8
13	S89	3220 ± 435	169	1177 ± 95	80,8	925 ± 87	64,1	161 ± 15	15,0	160 ± 15	4,5
14	S90	46,1 ± 5,1	36	61,1 ± 5,3	3,1			122 ± 9	32,4	151 ± 13	4,3
15	S91	586 ± 48	24,8	568 ± 47	1,9			59,7 ± 6,5	29,6	59,7 ± 6,5	1,0
16	S114	14,3 ± 1,2	8,1	12,7 ± 1,5	12,1	12,0 ± 2,0	16,7	55,7 ± 6,4	5,8	53,7 ± 6,4	4,3
17	S115	19,3 ± 1,5	13,0	18,7 ± 1,5	13,5	18,0 ± 1,7	9,6	44,7 ± 5,3	5,2	45,3 ± 5,3	7,7
18	S116	955 ± 74,0	0,9	1145 ± 80	2,8			1160 ± 83	3,0	1160 ± 83	1,8
19	S117	26,7 ± 1,8	7,8	26,0 ± 2,1	0,0			41,3 ± 4,0	9,8	40,0 ± 4,0	4,3
20	S118	700 ± 53	4,3	686 ± 52	0,9			1540 ± 84	5,5	1530 ± 84	1,1

**ИССЛЕДОВАНИЕ ВЛИЯНИЯ СХЕМЫ ПОДГОТОВКИ ОБРАЗЦОВ ПОЧВ СИЯП ДЛЯ
ГАММА-СПЕКТРОМЕТРИЧЕСКОГО АНАЛИЗА, НА ПРАВИЛЬНОСТЬ ПОЛУЧАЕМЫХ РЕЗУЛЬТАТОВ**

Таблица 3. Результаты определения ^{241}Am и ^{137}Cs и расхождение результатов анализа в пробах отобранных на участках СИП загрязненных в результате проведения эскавационных взрывов

N	Образец	^{241}Am						^{137}Cs			
		< 2 мм		1-ое истирание		2-ое истирание		< 2 мм		1-ое истирание	
		Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%
1	S99	3,2 ± 1,8	55,6	2,3 ± 1,5	13,1			161 ± 13	8,1	159 ± 13	0,7
2	S107	331 ± 27	0,5	344 ± 28	0,5			6280 ± 570	2,1	6230 ± 570	1,4
3	S108	1030 ± 93	2,1	1090 ± 94	0,3			14900 ± 1350	0,1	15000 ± 1350	0,8
4	S109	521 ± 62	4,5	533 ± 63	0,2			8500 ± 640	3,2	8500 ± 640	1,3
5	S110	2,9 ± 0,2	6,9	3,2 ± 0,2	4,8			101 ± 9	3,7	98 ± 9	5,2
6	S111	4,7 ± 1,3	26,4	7,4 ± 0,5	6,1			156 ± 11	3,9	59 ± 11	2,6

Таблица 4. Результаты определения ^{241}Am и ^{137}Cs и расхождение результатов анализа в пробах отобранных на участках СИП загрязненных в результате выпадения радиоактивных веществ при прохождении радиоактивного облака

N	Образец	^{241}Am						^{137}Cs			
		< 2 мм		1-ое истирание		2-ое истирание		< 2 мм		1-ое истирание	
		Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%
1	S74	22,3 ± 1,8	4,6	21,7 ± 2,0	4,8			63,7 ± 3,1	4,8	62,3 ± 3,1	1,9
2	S75	8,6 ± 1,1	20,6	9,4 ± 1,1	9,8			50,1 ± 4,8	9,6	51,3 ± 4,8	1,7
3	S76	9,2 ± 1,2	28,2	8,3 ± 0,9	6,6			44,7 ± 4,3	1,3	43,3 ± 4,3	5,8
4	S77	111 ± 16	14,9	117 ± 32	27,1	117 ± 32	20,1	79,7 ± 8,2	33,5	91,7 ± 8,7	8,8
5	S78	4680 ± 320	12,8	4730 ± 420	0,8			80,3 ± 8,4	3,6	78,7 ± 8,4	2,9
6	S79	847 ± 117	13,8	851 ± 24	2,8			110 ± 10	12	105 ± 10	3,1
7	S80	60,5 ± 5,4	41,4	62,3 ± 10,7	17,2			26,3 ± 2,4	20,9	24,3 ± 2,3	6,3
8	S81	62,0 ± 5,5	1,6	61,3 ± 1,5	2,5			572 ± 44	7,7	585 ± 45	0,7
9	S82	46,0 ± 4,3	2,4	44,9 ± 7,0	15,6	47,3 ± 5,0	10,5	972 ± 78	1,9	991 ± 80	0,2
10	S83	14,7 ± 1,5	38,7	13,5 ± 0,3	2,0			247 ± 15	0,7	243 ± 15	1,3
11	S84	98 ± 14	20,0	103 ± 12	11,6	107 ± 8	1,4	305 ± 20	6,7	306 ± 20	2,1
12	S85	7,4 ± 0,9	26,4	11,7 ± 10,5	89,1	10,0 ± 6,5	64,5	18,9 ± 1,9	23,6	21,6 ± 2,0	2,4
13	S87			6,8 ± 2,5	36,1	6,5 ± 0,9	13,0			51,6 ± 4,8	8,1

Таблица 5. Результаты определения ^{241}Am и ^{137}Cs и расхождение результатов анализа в пробах отобранных на фоновых участках СИП

N	Образец	^{241}Am						^{137}Cs			
		< 2 мм		1-ое истирание		2-ое истирание		< 2 мм		1-ое истирание	
		Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%
1	S72	10,9 ± 4,1	37,2	10,8 ± 1,4	10,2	12,3 ± 1,6	20,5	44,7 ± 3,5	3,4	45,7 ± 3,5	9,1
2	S73	13,7 ± 1,5	10,3	12,8 ± 1,4	4,1			68,3 ± 4,5	6,6	72,0 ± 4,6	3,7
3	S86	60,7 ± 5,3	77,8	46,4 ± 4,2	16,4	42,3 ± 3,8	5,6	39,7 ± 2,8	5,2	44,3 ± 3,0	1,3
4	S93	< 0,17		< 0,17				3,6 ± 0,3	7,3	4,7 ± 0,4	5,4
5	S106			3,7 ± 0,5	12,1					165 ± 14	4,2
6	S112	11,7 ± 1,6	13,2	11,3 ± 1,3	7,2			195,3 ± 18	2,9	196 ± 18	1,8
7	S113	0,22 ± 0,12	32,0	0,23 ± 0,12	15,7			53,2 ± 4,1	34,0	57,0 ± 4,2	2,2

Таблица 6. Результаты определения ^{241}Am и ^{137}Cs и расхождение результатов анализа в пробах отобранных на участках СИП загрязненных в результате выноса радионуклидов с водой, вытекающей из штолен

N	Образец	^{241}Am						^{137}Cs			
		< 2 мм		1-ое истирание		2-ое истирание		< 2 мм		1-ое истирание	
		Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%
1	S94	1103 ± 157	14,3	940 ± 112	3,5			8990 ± 760	4,5	8400 ± 740	1,3
2	S95	887 ± 95	1,1	807 ± 91	0,9			17800 ± 1420	2,1	16000 ± 1370	1,7
3	S96			13,3 ± 2,1	30,9	5,5 ± 1,9	35,1			208 ± 18	0,6
4	S97			4,5 ± 1,0	47,1	4,0 ± 1,1	0,0			29900 ± 2300	1,6
5	S98			< 0,8		0,8 ± 0,5	7,5			96,8 ± 9,0	2,3
6	S100	410 ± 26	6,2	409 ± 26	2,6			260 ± 21	1,6	267 ± 21	3,8
7	S101	590 ± 48	19,6	746 ± 63	1,1			3610 ± 280	3,2	3400 ± 270	0,7
8	S102	96,7 ± 12,4	20,9	110 ± 13	3,2			5410 ± 360	15,1	5100 ± 340	0,5
9	S103	2,6 ± 1,5	26,6	2,8 ± 1,5	24,6	3,0 ± 1,0	33,3	26400 ± 2200	1,8	25900 ± 2100	2,4
10	S104			24,0 ± 5,6	91,4	11,0 ± 2,4	63,6			8800 ± 760	1,7
11	S105	5,1 ± 2,1	4,5	4,3 ± 2,1	26,6			83500 ± 7800	0,9	76900 ± 6900	0,4

При включении в схему пробподготовки истирания до того как основная масса пробы будет находиться во фракциях менее 0,112 мм, расхождение результатов анализа между параллельными составляет менее 5 % для: ^{137}Cs в 91 % случаев, для ^{241}Am в 50 %

случаев. В остальных случаях расхождение больше и достигает для ^{137}Cs до 10 %, для ^{241}Am до 90%.

Включение в схему пробподготовки дополнительного истирания проб, для которых расхождение результатов анализа ^{241}Am между параллельными

**ИССЛЕДОВАНИЕ ВЛИЯНИЯ СХЕМЫ ПОДГОТОВКИ ОБРАЗЦОВ ПОЧВ СИЯП ДЛЯ
ГАММА-СПЕКТРОМЕТРИЧЕСКОГО АНАЛИЗА, НА ПРАВИЛЬНОСТЬ ПОЛУЧАЕМЫХ РЕЗУЛЬТАТОВ**

составило более 10%, до фракций менее 0,025 мм, не привело к значительному уменьшению расхождения результатов анализа между параллельными измерениями. Это возможно свидетельствует о том что значительная часть активности ^{241}Am сконцентрирована в частицах размер которых значительно меньше 0,025 мм.

Анализ результатов по отдельно взятым площадкам, объединенным в группы по предполагаемому типу и механизму загрязнения показал, что наибольшему влиянию мешающих факторов подвержены места проведения наземных и воздушных взрывов, гидроядерных испытаний и испытаний боевых радиоактивных веществ.

Таблица 7. Результаты ситового анализа объединенных проб

№ п/п	Образец	Масса общая, г	Масса фракции >1.25, г	Масса фракции 1.25>f> 0.5, г	Масса фракции 0.5>f >0.28, г	Масса фракции 0.28>f> 0.112, г	Масса фракции 0.112>f> 0.04, г	Масса фракции 0.04>f> 0.025, г	Масса фракции 0.025> f, г
1	SO-1	1016	195,9	193,1	100,6	118,9	102,1	305,9	-
2	SO-2	471					164,2	37,7	269,8
3	SO-3	524					1,80	27,8	486,3

Учитывая, что участки для исследования были выбраны таким образом, чтобы охватить все наиболее характерные типы испытаний, т.е. выбраны места отбора проб с наибольшим влиянием мешающих факторов, можно говорить о том, что для проведения анализа ^{137}Cs вполне достаточно провести подготовку проб, включающую в себя отсев фракции < 2,0 мм и истирание пробы до размеров фракции меньше 0,112 мм. В случае определения ^{241}Am необходимо включать дополнительное истирание проб до размеров фракций значительно меньше 0,025 мм.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Для проведения гамма-спектрометрического анализа ^{137}Cs вполне достаточно провести подготовку проб, включающую в себя отсев фракции < 2,0 мм и истирание пробы до размеров фракции меньше 0,112 мм.

2. Для проведения гамма-спектрометрического анализа ^{241}Am необходимо провести подготовку проб, включающую в себя отсев фракции < 2,0 мм и истирание пробы до размеров фракции много меньше 0,025 мм.

ЛИТЕРАТУРА

1. Ядерные испытания СССР / кол. авторов под рук. Н. Михайлова. –М.: Издат, 1997. - 304 с.

**АЛЫНАТЫН НӘТИЖЕЛЕРДІҢ ДӘЛДІГІНЕ ГАММА-СПЕКТРОМЕТРИЯЛЫҚ ТАЛДАМА ЖАСАУ
ҮШІН СЯСП ТОПЫРАҚТАРЫНЫҢ ҮЛГІЛЕРІН ДАЙЫНДАУ СҮЛБАСЫНА ӘСЕР ЕТУІН ЗЕРТТЕУ**

¹Каширский В.В., ¹Лукашенко С.Н., ¹Суботин С.Б., ²Кияткина Н.Г., ²Мильц О.С.

¹ҚР ҰАО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты, Курчатова, Қазақстан
²ҚР ҰАО Ядролық физика институты, Алматы, Қазақстан

Бұл мақалада сынама дайындаудың таңдап алынған сұлбасы бойынша Семей ядролық сынақ полигонынан іріктеп алынған үлгілердегі топырақ сынақтарынан паралель өлшеулер арасындағы талдамалардың нәтижелерінің айырмашылығы мен ^{137}Cs және ^{241}Am анықтау нәтижелері ұсынылды.

**STUDY ON THE INFLUENCE OF PREPARATION PROCEDURE OF SOIL SAMPLES FROM STS FOR
GAMMA-SPECTROMETRIC ANALYSIS ON THE ACCURACY OF RESULTS OBTAINED**

¹V.V. Kashirskiy, ¹S.N. Lukashenko, ¹S.B. Subbotin, ²N.G. Kiyatkin, ²OS Milts

¹Institute of Radiation Safety and Ecology NNC RK, Kurchatov, Kazakhstan
²Institute of Nuclear Physics, Almaty, Kazakhstan

This paper presents the results of the determination of ^{137}Cs and ^{241}Am and divergency of results between measurements of parallel probes in the soil samples taken at the Semipalatinsk nuclear test site, depending on the chosen procedure for sample preparation.

СПИСОК АВТОРОВ

- Айдарханов А.О., 115
Амиров А.А., 124
Апсаликов К.Н., 111
Артемьев О.И., 131
Батырбеков Э.Г., 5
Белихина Т.И., 111
Бердинова Н.М., 124
Бобылев А.И., 88
Бозорова Н., 55, 58
Бондарева Л.Г., 10, 23
Бондарь Ю.И., 62
Борисенко А.Н., 5
Брянцева Н.В., 138
Галинская И.А., 95
Галич Б.В., 111
Гулиев Н.И., 95
Дерягин В.В., 68
Дубасов Ю.В., 29
Дубинчин П.П., 88
Жадыранова А.А., 138
Желтгов Д.А., 124
Забродский В.Н., 62
Ильинских Е.Н., 37, 43
Ильинских И.Н., 37, 43
Ильинских Н.Н., 37, 43
Калинин В.Н., 62
Караева Е.Н., 48
Каширский В.В., 145
Каюков П.Г., 88
Кияткина Н.Г., 145
Козлова С.А., 37, 43
Коржавин А.В., 73, 80
Костюченко В.А., 68
Левина С.Г., 68
Лисовских В.Г., 73, 80
Лукашенко С.Н., 115, 124, 138,
145
Мигунов В.И., 80
Мильц О.С., 145
Михайловская Л.Н., 48
Молчанова И.В., 48
Муртазаев А., 55, 58
Муртазаев Х., 55, 58
Николкин В.Н., 73, 80
Панин М.С., 98
Пасысаев В.А., 88
Перемыслова Л.М., 68
Позолотина В.Н., 48
Попова И.Я., 68
Романов Ю.В., 29
Садчиков В.И., 62
Солодухин В.П., 124
Субботин С.Б., 115
Суботин С.Б., 145
Сутягин А.А., 68
Тарасов О.В., 48
Ткаченко В.В., 95
Топорова А.В., 138
Трапезников А.В., 73, 80
Трапезникова В.Н., 73, 80
Уханов С.В., 5
Цай Е.Е., 5
Чередниченко О.Г., 107
Чубаров Я.Г., 80
Шишков И.А., 88
Эдомин В.И., 115
Юркин А.Ю., 37, 43

ТРЕБОВАНИЯ К ОФОРМЛЕНИЮ СТАТЕЙ

Статьи предоставляются в виде электронной (на гибком диске или по электронной почте присоединенным (attachment) файлом) в формате MS WORD и печатной копии.

Текст печатается на листах формата А4 (210×297 мм) с полями: сверху 30 мм; снизу 30 мм; слева 20 мм; справа 20 мм, на принтере с высоким разрешением (300-600 dpi). Горизонтальное расположение листов не допускается.

Используются шрифт Times New Roman высотой 10 пунктов для обычного текста и 12 пунктов для заголовков. Пожалуйста, для заголовков используйте стили (Заголовок 1, 2...) и не используйте их для обычного текста, таблиц и подписуемых подписей.

Текст печатается через одинарный междустрочный интервал, между абзацами – один пустой абзац или интервал перед абзацем 12 пунктов.

В левом верхнем углу должен быть указан индекс УДК. Название статьи печатается ниже заглавными буквами. Через 3 интервала после названия, печатаются фамилии, имена, отчества авторов и полное наименование, город и страна местонахождения организации, которую они представляют. После этого, отступив 2 пустых абзаца или с интервалом перед абзацем 24 пункта, печатается основной текст.

Максимально допустимый объем статьи – 10 страниц.

При написании статей необходимо придерживаться следующих требований:

- Статья должна содержать аннотации на казахском, английском и русском языках (130-150 слов) с указанием названия статьи, фамилии, имени, отчества авторов и полного названия, города и страны местонахождения организации, которую они представляют;
- Ссылки на литературные источники даются в тексте статьи цифрами в квадратных [1] скобках по мере упоминания. Список литературы следует привести по ГОСТу 7.1-2003;
- Иллюстрации (графики, схемы, диаграммы) должны быть выполнены на компьютере (ширина рисунка 8 или 14 см), либо в виде четких чертежей, выполненных тушью на белом листе формата А4. Особое внимание обратите на надписи на рисунке – они должны быть различимы при уменьшении до указанных выше размеров. На обороте рисунка проставляется его номер. В рукописном варианте на полях указывается место размещения рисунка. Рисунки должны быть представлены отдельно в одном из форматов *.tif, *.gif, *.png, *.ps, *.dxf с разрешениями 600 dpi.
- Математические формулы в тексте должны быть набраны как объект Microsoft Equation или MathType. Химические формулы и мелкие рисунки в тексте должны быть вставлены как объекты Рисунок Microsoft Word. Следует нумеровать лишь те формулы, на которые имеются ссылки.

К статье прилагаются следующие документы:

- рецензия высококвалифицированного специалиста (доктора наук) в соответствующей отрасли науки;
- выписка из протокола заседания кафедры или методического совета с рекомендацией к печати;
- акт экспертизы (экспертное заключение);
- на отдельном листе автор сообщает сведения о себе: фамилия, имя, отчество, ученая степень, должность, кафедра и указывает служебный и домашний телефоны, адрес электронной почты.

Текст должен быть тщательным образом выверен и отредактирован. В конце статья должна быть подписана автором с указанием домашнего адреса и номеров служебного и домашнего телефонов, адрес электронной почты.

Статьи, оформление которых не соответствует указанным требованиям, к публикации не допускаются.

Ответственный секретарь д.т.н. М.К. Мукушева
тел. (722-51) 2-33-35, E-mail: MUKUSHEVA@NNC.KZ

Технический редактор А.Г. Кислухин
тел. (722-51) 2-33-33, E-mail: KISLUHIN@NNC.KZ

Адрес редакции: 071100, Казахстан, г. Курчатов, ул. Тәуелсіздік, б.
<http://www.nnc.kz/vestnik>

© Редакция сборника «Вестник НЯЦ РК», 2001.

Регистрационное свидетельство №1203-Ж от 15.04.2000г.
Выдано Министерством культуры, информации и общественного согласия Республики Казахстан

Тираж 300 экз.

Выпуск набран и отпечатан в типографии
Национального ядерного центра Республики Казахстан
071100, Казахстан, г. Курчатов, ул. Тәуелсіздік, б.

