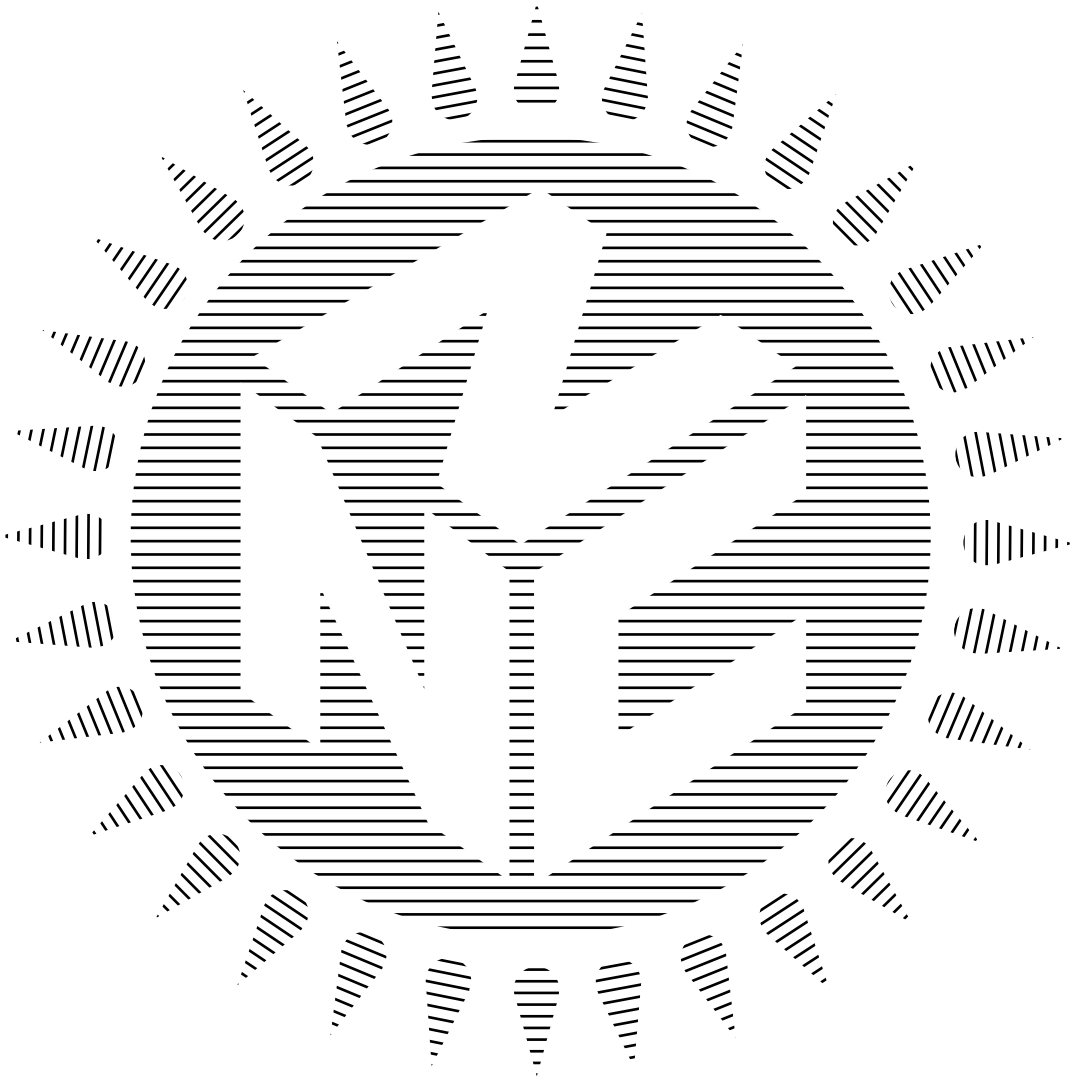
2000
ВЫПУСК 3

ВЕСТНИК НЯЦ РК

ПЕРИОДИЧЕСКИЙ НАУЧНО-ТЕХНИЧЕСКИЙ ЖУРНАЛ
НАЦИОНАЛЬНОГО ЯДЕРНОГО ЦЕНТРА
РЕСПУБЛИКИ КАЗАХСТАН



РАДИОЭКОЛОГИЯ. ОХРАНА ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

ВЕСТНИК НЯЦ РК

ПЕРИОДИЧЕСКИЙ НАУЧНО-ТЕХНИЧЕСКИЙ ЖУРНАЛ
НАЦИОНАЛЬНОГО ЯДЕРНОГО ЦЕНТРА РЕСПУБЛИКИ КАЗАХСТАН

Издается с января 2000 г.

ВЫПУСК 3 «РАДИОЭКОЛОГИЯ. ОХРАНА ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ», СЕНТЯБРЬ 2000

ГЛАВНЫЙ РЕДАКТОР – ЧЕРЕПНИН Ю.С.

НАУЧНЫЕ РЕДАКТОРЫ – ТУХВАТУЛИН Ш.Т., АХМЕТОВ М.А.

РЕДАКЦИОННАЯ КОЛЛЕГИЯ: АХМЕТОВ М.А., БЕЛЯШОВА Н.Н., ДОНБАЕВ К.М., ЖОТАБАЕВ Ж.Р., КАДЫРЖАНОВ К.К., КОНОВАЛОВ В.Е., ПИВОВАРОВ О.С., СИТНИКОВ А.В., ТАКИБАЕВ Ж.С., ТУХВАТУЛИН Ш.Т.

ҚР ҰЯО Жаршысы

"РАДИОЭКОЛОГИЯ. ҚОРШАҒАН ОРТАНЫ ҚОРҒАУ "

3 ШЫҒАРЫМ, ҚЫРҚҮЙЕК, 2000 ЖЫЛ

NNC RK Bulletin

"RADIOECOLOGY AND ENVIRONMENT PROTECTION"

ISSUE 3, SEPTEMBER 2000

СОДЕРЖАНИЕ

ПЕРСПЕКТИВЫ НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИХ РАБОТ ПО ПРОБЛЕМЕ РАДИАЦИОННОЙ ЭКОЛОГИИ В КАЗАХСТАНЕ **5**
Такибаев Ж.С.

ЯДЕРНЫЕ ИСПЫТАНИЯ НА СЕМИПАЛАТИНСКОМ ПОЛИГОНЕ И ИХ ВЛИЯНИЕ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ **9**
Логачев В.А.

ОСОБЕННОСТИ СОСТАВА, ФОРМ НАХОЖДЕНИЯ И РАСПРЕДЕЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ НА РАЗЛИЧНЫХ ПЛОЩАДКАХ СИП **15**
Кадыржанов К.К , Хажекбер С., Казачевский И.В., Солодухин В.П., Лукашенко С.Н.

РАДИАЦИОННЫЙ МОНИТОРИНГ ВОДОТОКОВ И ПРОБЛЕМЫ РЕАБИЛИТАЦИИ НА ГОРНОМ МАССИВЕ ДЕГЕЛЕН СЕМИПАЛАТИНСКОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ПОЛИГОНА **23**
Ахметов М.А., Артемьев О.И., Птицкая Л.Д., Синяев В.А.

РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ТЕРРИТОРИИ СЕМИПАЛАТИНСКОГО ПОЛИГОНА ОТ АТМОСФЕРНЫХ ЯДЕРНЫХ ИСПЫТАНИЙ **29**
Артемьев О.И., Ахметов М.А., Птицкая Л.Д.

СОВРЕМЕННАЯ РАДИАЦИОННАЯ ОБСТАНОВКА НА СЕМИПАЛАТИНСКОМ ИСПЫТАТЕЛЬНОМ ПОЛИГОНЕ **35**
Артемьев О.И., Стрильчук Ю.Г., Жумадилов К.Ш., Ларин В.Н.

ОПРЕДЕЛЕНИЕ КОНЦЕНТРАЦИИ РАДОНА В ШТОЛЬНЯХ ГОРНОГО МАССИВА ДЕГЕЛЕН **45**
Артемьев О.И., Субботин С.Б., Умаров М.А.

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ ОБСЛЕДОВАНИЕ НЕФТЕНОСНЫХ РЕГИОНОВ **49**
Дубинчин П.П.

ОБЪЕКТЫ "ЛИРА" – ПЕРВЫЕ РЕЗУЛЬТАТЫ ИЗУЧЕНИЯ СТЕПЕНИ И ХАРАКТЕРА РАДИОНУКЛИДНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТЕРРИТОРИИ **54**
Лукашенко С.Н., Солодухин В.П., Казачевский И.В., Позняк В.Л.,
Поденежко В.В., Резников С.В., Камберов И.М., Политиков М.И.

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ ОБСЛЕДОВАНИЕ ЮЖНОЙ ЧАСТИ ТЕРРИТОРИИ БЫВШЕГО СЕМИПАЛАТИНСКОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ПОЛИГОНА **58**
Жариков С.К.

ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ФЛОРЫ И СТЕПЕНИ ТРАНСФОРМАЦИИ РАСТИТЕЛЬНОСТИ ГОРНОГО МАССИВА ДЕГЕЛЕН **62**
Тулеубаев Б.А., Сейсебаев А.Т., Султанова Б.М., Джанин Б.Т.

ИЗМЕНЧИВОСТЬ НЕКОТОРЫХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ КРОВИ И КРОВЕТВОРНЫХ ОРГАНОВ У ГРЫЗУНОВ СИП **70**
Черных А.Б., Магда И.Н., Морозов А.Е., Понявкина А.Г.

ОБ ОСЕННЕМ ЗООПЛАНКТОНЕ ВОДОЕМОВ ЗОНЫ ВЛИЯНИЯ СЕМИПАЛАТИНСКОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ПОЛИГОНА **73**
Стуге Т.С.

КАРИОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ХИРОНОМИД GLYPTOTENDIPES SALINUS ИЗ ОЗЕРА "БАЛАПАН" **79**
Бахтин М.М., Сейсебаев А.Т., Рахимбаева К.Т., Айманова К.Г.

КАРИОТИП И ХРОМОСОМНЫЙ ПОЛИМОРФИЗМ CAMPTOCHIRONOMUS TENTANS (DIPTERA, CHIRONOMIDAE) **84**
Сейсебаев А.Т., Бахтин М.М., Рахимбаева К. Т.

ПРОГНОЗ ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ ПОЛИГОНОВ ДОБЫЧИ УРАНА **90**
Каюков П.Г., Вятченникова Л.С., Морозко В.Б.

ФАКТОРЫ ПОВЫШЕННОЙ РАДОНОНОСНОСТИ ТЕРРИТОРИИ КАЗАХСТАНА И ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОГО ИЗУЧЕНИЯ **101**
Хажекбер С., Казачевский И.В., Краснов Г.И.

К МЕТОДОЛОГИИ ИЗУЧЕНИЯ МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ В ЦЕПИ "ПОЧВА-РАСТЕНИЕ" **105**
Тулеубаев Б.А., Птицкая Л.Д.

ПОДГОТОВКА РУКОВОДСТВА ПО ОБРАЩЕНИЮ С РАДИОАКТИВНЫМИ ОТХОДАМИ **109**
Ефремов Г.Ф., Пасысаев В.А.

ОПРЕДЕЛЕНИЕ ЭФФЕКТИВНОЙ ДОЗЫ ИОНИЗИРУЮЩЕГО ИЗЛУЧЕНИЯ НА ПЕРСОНАЛ И НАСЕЛЕНИЕ **113**
Спатаев М.Б., Вдовиченко Г.Д., Кадыржанов К.К., Кудряшев В.А.

ИССЛЕДОВАНИЕ ПРЕПАРАТОВ РАСТИТЕЛЬНОГО ПРОИСХОЖДЕНИЯ НА РАДИОМОДИФИЦИРУЮЩИЕ СВОЙСТВА **121**
Кадырова Н.Ж., Карабалин Б.К., Сейсебаев А.Т., Бикбулатова Т.Н., Музычкина Р.А.

ПРОГНОЗ РАДИОЧУВСТВИТЕЛЬНОСТИ ЛАБОРАТОРНЫХ ЖИВОТНЫХ ПО ПОРОГАМ ЧУВСТВИТЕЛЬНОСТИ К ТЕПЛОВОМУ РАЗДРАЖИТЕЛЮ **131**
Лашкул Н.Н.

ЦИТОГЕНЕТИЧЕСКИЕ ЭФФЕКТЫ В ПОПУЛЯЦИЯХ, ПОДВЕРГШИХСЯ ВОЗДЕЙСТВИЮ ИОНИЗИРУЮЩЕГО ИЗЛУЧЕНИЯ В РЕЗУЛЬТАТЕ МНОГОЛЕТНЕЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ СЕМИПАЛАТИНСКОГО ПОЛИГОНА **135**
Абильдинова Г.Ж., Святова Г.С., Карабалин Б.К., Мукушев М.А.

КОНТУРНАЯ СТАТИСТИКА, ТОПОЛОГИЧЕСКОЕ САМОПОДОБИЕ И КОНЦЕПЦИЯ ПРЕДСТАВИТЕЛЬНОЙ ВЫБОРКИ В АНАЛИЗЕ ПЛОЩАДНЫХ ЗАГРЯЗНЕНИЙ **141**
Беляшов Д.Н., Бурмистров В.Р., Гринштейн Ю.А., Каримова Л.М., Макаренко Н.Г., Терехов А.Г.

ВЛИЯНИЕ СТАБИЛИЗАЦИИ ВОДНОГО РЕЖИМА НА ЭКОЛОГИЮ ГОРНОГО МАССИВА ДЕГЕЛЕН **148**
Коновалов В.Е., Пестов Е.Ю, Артемьев О.И., Ларин В.Н

БИОТЕСТИРОВАНИЕ - ЭКСПРЕСС-МЕТОД ОПРЕДЕЛЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО КАЧЕСТВА ПРИРОДНЫХ ВОД СИП **153**
Такибаев Ж.С., Ветринская Н.И.

ХАРАКТЕРИСТИКА ГАММА-ПОЛЯ, ГАММА-ИЗЛУЧЕНИЯ РАДИАЦИОННОГО ЗАХВАТА И ТЕПЛОВОГО ПОЛЯ УЧАСТКА "ЛИРА" ПО НАБЛЮДАТЕЛЬНЫМ И БОЕВЫМ СКВАЖИНАМ **158**
Гринштейн Ю.А., Мелентьев М.И.

СОВРЕМЕННАЯ РАДИОЛОГИЧЕСКАЯ ОБСТАНОВКА НА СЕМИПАЛАТИНСКОМ ИСПЫТАТЕЛЬНОМ ПОЛИГОНЕ В КАЗАХСТАНЕ В ОТНОШЕНИИ ПЛУТОНИЕВОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ **164**
Воит Г., Семиошкина Н., Додд Б., Говард Б.Дж., Карабалин Б.К,
Мукушева М.К, Роснер Дж., Санчес А., Странд П.

УДК 577.4.001.

ПЕРСПЕКТИВЫ НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИХ РАБОТ ПО ПРОБЛЕМЕ РАДИАЦИОННОЙ ЭКОЛОГИИ В КАЗАХСТАНЕ

Такибаев Ж.С.

Национальный ядерный центр Республики Казахстан

В статье коротко излагаются основные достижения НЯЦ РК по радиоэкологическим исследованиям на территории Казахстана и обсуждаются дальнейшие перспективные направления развития радиоэкологических работ.

Прежде всего, следует немного коснуться истории проведения работ по радиационной экологии в Казахстане. Конечно, многие исследователи, работающие в этой области, понимали исключительную серьезность проблемы в нашей стране - в стране, превращенной по существу в гигантский полигон для испытаний не только большого арсенала ядерного оружия, но и других видов оружия.

Что же касается радиоэкологической ситуации на Семипалатинском испытательном полигоне (СИП), то ею заинтересовались не только военные - по долгу службы, но и гражданские учреждения, причем заинтересованность проявилась уже в начальный период испытаний, т.е. в 50-е годы. Масштабы радиационного загрязнения были настолько велики, что тревогу стали бить не только общественность нашей страны, но также почти одновременно и специалисты за границей. В первое время радиоэкологией как на полигоне СИП, так и на других полигонах Республики стали заниматься не только специалисты, но и люди, не имеющие опыта и знаний, и прямого отношения к проблеме. Было время, это 80-е годы, когда даже представители средств массовой информации считали возможным выдавать какие-то цифровые данные, конечно, взятые, скорее всего “с потолка”. Нам, работающим в этой области, было в то время трудно навести порядок в этом потоке неточностей и в ряде случаев дезинформации; так как многие люди были не прочь использовать общую тенденцию боязни (радиационную боязнь – радиофобию) действия и последействия радиоизлучения на здоровье человека и вообще на состояние окружающей среды. Популизм процветал.

В связи с вышеизложенным, мы, т.е. сотрудники Национального ядерного центра Республики Казахстан (НЯЦ РК), работающие в области радиационной экологии, поставили перед собой задачу ужесточения требований к разным радиоэкологическим высказываниям и, в ряде случаев, даже к имеющимся в то время результатам измерений радиоактивности в разных средах. Нам пришлось в те годы требовать конкретные результаты, а не эмоции. Прежде всего, дискуссии и серьезные обсуждения могли быть только при условии наличия экспериментальных данных с подробным указанием места и времени проведения работ. При таком подходе многие “специалисты” отошли от дел и резко уменьшились всякие громкие, никому не нужные разговоры, например, о преувеличенных данных радиоактивных излучений или, наоборот, об отсутствии радиоактивности в тех местах, где на самом деле существует довольно высокий уровень радиоизлучения.

Иными словами, нам пришлось поднять всю сеть поиска и измерений радиоактивности на профессиональный уровень. За прошедший период, свыше 7-ми лет, мы провели много экспедиций, массу измерений радиоактивности на территории не только СИП, но и в Западном Казахстане, особенно, вблизи и непосредственно на месторождениях нефтепродуктов. Здесь очень важно знать места загрязнения радионуклидами в регионах, где в настоящее время добывается углеводородное топливо, как, например, месторождение угля Кара-Жыра, находящееся прямо на территории СИП, и вблизи крупного месторождения Карачаганак в Западном Казахстане.

В настоящее время наши Институты, т.е. Институты НЯЦ РК, вполне квалифицированно, как говорят, на уровне мировых стандартов, могут определять уровень радиоактивности радионуклидов в любом месте, причем не только радиоактивности широко известных изотопов ^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{14}C и многих других, но и Pu.

О методах измерений и количественного определения этих радионуклидов, следует отметить, что этими методами сейчас владеют лаборатории Института ядерной физики, Института атомной энергии, Института геофизических исследований и Института радиационной безопасности и экологии, точнее соответствующие лаборатории всех четырех институтов НЯЦ РК. Например, в Институте ядерной физики достигнут хороший уровень точности определения $^{239/240}Pu$. Методика совместного определения изотопов $^{239/240}Pu$, ^{90}Sr, ^{241}Am вполне удовлетворяет требованиям стандарта МАГАТЭ. В Институте радиационной безопасности и экологии

широко развита работа по выяснению содержания различных радиоактивных нуклидов в водах, выходящих из скважин, где проводились подземные ядерные взрывы, и в тех водах, которые имеют какие-то контакты с этими скважинами. Как известно, гора Дегелен была местом проведения различными способами подземных ядерных взрывов. В настоящее время в горном массиве Дегелен закрыты все штольни, на площадке Балапан закрыты все неиспользованные скважины.

В ряде случаев в штольнях и скважинах, где проводились подземные ядерные взрывы, происходит просачивание радионуклидов, особенно когда радионуклиды мигрируют или переносятся водой. Вода, таким образом, является одним из путей перемещения радионуклидов. Поэтому исследования следует проводить по водостокам, в устьях скважин и штолен Дегелена. Такую работу довольно успешно выполняет Институт радиационной безопасности и экологии. В эту же работу подключается Институт геофизических исследований.

В настоящее время в исследованиях по проблеме радиоэкологии Казахстана мы достигли определенного уровня, преодолев рубеж хаоса, мы существенно приблизились к профессиональному подходу, где все выводы основываются только на полученные экспериментальные результаты без всяких надуманных представлений. Это конечно хорошо, но недостаточно. Да мы умеем измерять, определять уровень радиации, что же дальше? Мы полагаем, что необходимо определить наиболее перспективные объекты, которые могут дать информацию с меньшими затратами во всех отношениях, т.е. с минимальными финансовыми, трудовыми и иными затратами. В результате обследования радиоактивности этих объектов мы предполагаем получить много новых данных о миграции радионуклидов, их взаимосвязи, аккумулировании и взаимодействии с окружающей средой и т.д.

Мы предполагаем сосредоточить внимание и усилия на следующих четырех или пяти направлениях, связанных с конкретными объектами.

1. Вода – то, что сам объект является жизненно важным, по-видимому, никто не будет возражать. Конечно, надо знать, что она содержит, тем более, содержит ли она радионуклиды, причем какие, а также степень их вредности для человека и окружающей среды. В условиях СИП очень важно знать возможность миграции радионуклидов по различным водным путям в крупную магистраль, особенно в реку Иртыш. Надо знать состав воды из водных источников с указанием всех выясненных в результате их изучения характеристик. В ряде случаев радиоэкологическая характеристика водной артерии региона может дать характер загрязнения радионуклидами большей части территории самого региона, и тем самым, отпадает надобность дополнительного дорогостоящего обследования большой территории этого региона. Одним словом, радиоэкологическая характеристика воды может дать очень хорошую информацию о загрязненности радионуклидами не только в устьях водных протоков, но и той территории, через которую проходит водная артерия. Вопрос миграции радионуклидов по воде с учетом ее естественного перемещения следует моделировать с применением уравнения переноса, куда войдут параметры, характеризующие физические свойства среды, через которые проходит вода. Такая задача возникает в том случае, когда мы интересуемся вопросами миграции радионуклидов из скважин, где производились подземные ядерные взрывы, особенно в тех местах, где происходит добыча углеводородного (нефтепродуктов или угля) сырья. В этом случае задача сильно усложняется, так как приходится решать сложные уравнения, включающие в себя не только движение воды, но и движение сложной смеси вода-нефтепродукты с учетом большого количества физических и химических параметров, характеризующих сложную структуру среды, через которую происходит миграция радионуклидов. Все эти процессы подлежат компьютерному моделированию, так как сложные уравнения переноса аналитически не решаются.

2. Плутоний (Pu) в промышленном масштабе производился только искусственным образом для нужд ядерной энергетики (плутониевый реактор) и для изготовления ядерной бомбы. В природе ^{239}Pu встречается в очень малом количестве $4x10^{-10} \div 12x10^{-10}$ % по отношению к урану (U) в урановых и ториевых рудах, где он образуется за счет взаимодействия урана с нейтронами от космических лучей, от спонтанного деления урана и от реакции (α,n). Следовательно, наличие Pu в организме человека, животных и в окружающей среде связано, в основном, с деятельностью человека, внесшего его в естественную среду в результате использования в ядерных установках типа военного изделия или плутониевого реактора. Поэтому наличие Pu в исследуемой среде является хорошим индикатором этой человеческой деятельности. Наши сотрудники с самого начала основания НЯЦ РК организовали поиск плутония, выяснили его содержание в пробах почв и дали распределение его содержания в почвах по территории СИП. Распределение Pu оказалось пятнистым, в настоящее время эта работа обязательно будет продолжена.

Обычно в результате непрерывного облучения нейтронами в указанных выше ядерных установках происходят следующие реакции:

$$^{239}\text{Pu}\ (n,\gamma)\ ^{240}\text{Pu}\ (n,\gamma)\ ^{241}\text{Pu} \rightarrow \beta \rightarrow\ ^{241}\text{Am}$$

Следовательно, в результате взрыва плутониевой бомбы или в активной зоне плутониевого реактора эта смесь должна присутствовать.

Методику совместного определения изотопов $^{239+240}$Pu , ^{90}Sr , ^{241}Am, разработанную в Институте ядерной физики следует использовать в работах и других институтов НЯЦ РК, чтобы иметь единый подход в измерениях и определениях содержания Pu в окружающей среде. Это очень важ-

но, так как мы обязаны знать содержание Pu в окружающей нас среде, и работу по этой проблеме будут проводить в той или иной степени все институты Центра. Надо знать и, конечно, многим это известно, что Pu, как всякий α-излучатель очень токсичен, особенно, если он попадет внутрь организма человека и животных.

Альфа-частицы, испускаемые при распаде $^{239}_{94}Pu \rightarrow \alpha \rightarrow {}^{235}_{92}U$ и распаде дочерних продуктов, например ^{235}U являются сильно ионизирующими частицами и, поэтому гораздо сильнее чем β и γ-частицы разрушают клетки, вплоть до повреждений фрагментов внутренней структуры, например, хромосом. Pu концентрируется в костях, в кровеносных сосудах, а так как ^{239}Pu является долгоживущим изотопом (24400 лет), то организм длительное время остается под внутренним облучением α-частицами. Способность плутония производить длительные радиационные нарушения в организме, обязывает нас вести серьезные комплексные научно-исследовательские работы с участием биологов и медиков. Эта работа должна быть приоритетной в деятельности НЯЦ РК.

3. Выяснение наличия радиоактивного загрязнения углеводородного топлива и очищение его от этой грязи является проблемой номер один. Эта проблема возникла и перед нами, она становится также приоритетной для нас, ибо, во-первых, Западный Казахстан является перспективным регионом по добыче нефти и природного газа, во-вторых, в этом регионе в ряде мест производились подземные ядерные взрывы в мирных целях и, что самое неприятное, скважины, где проводились эти взрывы, находятся в ряде случаев очень близко от месторождений нефти, и до сих пор некоторые из них пребывают в плохом состоянии, т.е. радиоактивное загрязнение, радиационный фон значительно (на порядки) превышают допустимый уровень радиации.

Сотрудники НЯЦ РК обследуют радиоэкологическую обстановку и создают мониторинг в местах проведения этих ядерных испытаний. Установлена радиационная безопасность проведения нефтегазовой операции на Карачаганакском нефтегазоконденсатном месторождении. Обнаружена большая радиация на объекте “Мангышлак” (плато Устюрт). Следует особо отметить превышение радиации от нормы на хвостохранилище “Кашкар-Ата”.

В настоящее время мы изучаем последствия ядерных испытаний в некоторых местах Западного Казахстана. Как известно, в Западном Казахстане было осуществлено 39 ядерных взрывов, из них 28 подземных взрывов (ПЯВ) на различных глубинах.

Все подземные полости от ПЯВ следует рассматривать как фактические могильники радиоактивных отходов (РАО) – продуктов ядерного взрыва, реализованные де-факто. Поэтому необходимо придерживаться критериев МАГАТЭ при разведке и последующей добыче углеводородных продуктов в указанных выше регионах. Необходимо обследовать тектонические, геологические и гидрогеологические условия в ареале подземных полостей. Анализ геологии и гидрогеологии куполов Азгир и Карачаганак, где были образованы подземные полости в результате ПЯВ, показал наличие интенсивной соляной тектоники, связанной с региональными разломами фундамента подсолевых пород, что может привести к разрушению полостей и нарушению изоляции радиоактивных отходов в них, а также ряда водоносных горизонтов в надсолевых породах. Галогенная толща этих куполов содержит линзы рассолов, которые могут стать источниками обводнения полостей и дальнейшим выходом радионуклидов на поверхность через гидравлические связи с водоносными горизонтами.

Исходя из этой ситуации, мы заключаем, что радиоэкологическая проблема в местах добычи углеводородного сырья является важной, не заниматься ею нам нельзя. К счастью, в самой очищенной нефти радионуклидов содержится мало, тогда как уголь, наоборот, в ряде случаев, содержит целый букет различных радионуклидов. Радионуклиды в сырой нефти и природном газе в значительной мере оседают на трубах и деталях различного оборудования. В конце концов, их надо собирать и захоранивать в соответствующих хранилищах. Поэтому вопрос захоронения радиоактивных отходов требует также своего решения.

4. Радон (^{222}Rn) - газ, основным источником радона являются урановые и ториевые руды, а так как в недрах Казахстана их много, то естественный радоновый фон довольно велик. Для того, чтобы выяснить радиоэкологическую обстановку, особенно α-радиоактивность, возникающую от искусственных источников (ядерные взрывы, ядерные реакторы и т.д.) в данном месте, необходимо знать фон радонового излучения. И это не все. Радон - α-излучатель, следовательно, он вреден, так как в случае попадания внутрь живого организма он разрушает клетки, происходит нарушение их структуры, функций и т.д. Поэтому необходимо иметь карту естественной распространенности радона на территории страны. Давно известно, что радон - тяжелый газ, выходящий из-под земли, концентрируется в низинах, в подвалах и, конечно, быстро мигрирует вместе с движением воздуха. В ряде стран, например, в США вместе с паспортом дома, жилого или офисного, обязательно выдается свидетельство с указанием распределения содержания радона по этажам, и продажная цена определяется наряду с другими характеристиками и этим свидетельством. Я думаю, что и в нашей стране со временем эта радиоэкологическая характеристика будет обязательной для каждого дома.

Таким образом, указанные выше четыре направления будут ориентиром для перспектив развития научно-исследовательских работ НЯЦ РК в области радиоэкологии.

Совершенно очевидно, что эти направления связаны между собой. Например, углеводородное сырье может быть радиоактивным. Природный газ

может содержать радон или долгоживущие продукты его распада. Следовательно, проблема радона переплетается с проблемой выяснения радиоактивности углеводородного сырья. Поэтому многие вопросы придется решать комплексно.

Қазақстандағы радиациалық экологияны "ғылыми-зерттеу жұмыстарыны" мәселері және болашағы

Такибаев Ж.С.

Қазақстан Республикасы Ұлттық ядролық орталығы

Мақалада Қазақстан аумағындағы радиоэкологиялық зерттеулер бойынша ҚР -ҰЯО негізі жетістіктері қысқаша баяндалады және радиоэкологиялық жұмыстары бұдан былай болашақта дамыту бағыты талқыланады.

Perspectives of R&D in Radiation Ecology Area in Kazakhstan

Takibaev Zh.S.

National Nuclear Center of Republic of Kazakhstan

This paper briefly describes the RK NNC basic achievements in the area of environmental studies of Kazakhstan territory and discusses promising directions of further investigations in the area.

УДК 623.454.8.001.4

ЯДЕРНЫЕ ИСПЫТАНИЯ НА СЕМИПАЛАТИНСКОМ ПОЛИГОНЕ И ИХ ВЛИЯНИЕ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ

Логачев В.А.

Государственный научный центр Российской Федерации - Институт биофизики Минздрава России

Представлены результаты ранжирования ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне по степени радиационной опасности. Сотрудниками Института биофизики Минздрава России создана база архивных данных с параметрами радиационной обстановки и составлен альбом следов. Утверждается, что на основе архивных данных с достаточной достоверностью можно оценивать дозы внешнего и внутреннего облучения населения во всех районах, прилегающих к Семипалатинскому полигону.

Введение

На Семипалатинском полигоне в период ядерных испытаний в атмосфере (1949-1962 гг.) было произведено 118 ядерных взрывов, включая 2 подземных. Из 116 взрывов в атмосфере 86 – воздушные и 30 – наземные [1]. Из 30 наземных ядерных взрывов 7 взрывов были осуществлены на башнях высотой от 8 до 30 м, один взрыв произведен на высоте 50-55м после сброса бомбы с самолета-носителя, остальные (22) – на различных подставках (платформах) небольшой высоты [2].

После 1962 года на Семипалатинском полигоне проводились только подземные ядерные испытания. Их было 340, последнее из которых осуществлено в 1989 году. Следует заметить, что при испытаниях ядерного оружия в недрах земли существовало различие в таких понятиях, как "ядерное испытание" и "ядерный взрыв". Связано это было с тем, что в одном испытании под землей могло быть осуществлено несколько ядерных взрывов. Поэтому количество ядерных испытаний не совпадало с количеством взрывов. Так, на Семипалатинском полигоне в 340 подземных испытаниях было взорвано 500 ядерных зарядов [3].

В число подземных ядерных испытаний, проведенных на этом полигоне, входят и 7 испытаний (9 взрывов), которые были осуществлены в интересах народного хозяйства (мирные ядерные взрывы) для решения различных технологических задач, в том числе для обработки специальных ядерных зарядов с максимальным энерговыделением за счет термоядерных реакций. Подземные ядерные испытания проводились на трех рабочих площадках Семипалатинского полигона:

- горный массив Дегелен (в штольнях),
- площадка Балапан (в скважинах),
- площадка Сары-Узень или Муржук (в скважинах).

Испытания ядерных зарядов под землей практически не приводили к радиоактивному загрязнению местности за пределами запретной территории полигона. Лишь после двух подземных ядерных взрывов с выбросом грунта, произведенных 15.01.1965 г. в скважине 1004 ("Чаган") и 14.10.1965 г. в скважине 1003, наблюдалось незначительное загрязнение объектов окружающей среды за пределами полигона.

При оценке радиологической обстановки на территории Семипалатинского полигона следует учитывать и степень влияния на окружающую среду так называемых гидроядерных экспериментов, проводимых для решения научных вопросов. Всего на этом полигоне, начиная с 1958 г. по 1989 г. было проведено 85 таких экспериментов. В течение 1960-1963 гг. в наземных гидроядерных опытах было израсходовано 11 кг плутония. Обращает на себя внимание то, что в ходе осуществления всех наземных ядерных взрывов на Семипалатинском полигоне было израсходовано 97 кг плутония [4].

Уже в период испытаний было известно, что наиболее сильное радиоактивное загрязнение окружающей среды с облучением населения в дозах, превышающих в отдельных случаях существовавшие санитарно-гигиенические нормативы, происходит при наземных ядерных взрывах.

Осуществление на Семипалатинском полигоне 30 наземных ядерных взрывов стало причиной радиоактивного загрязнения территорий, находящихся за пределами полигона. Это дало основание Президенту Республики Казахстан Н. А. Назарбаеву обратиться к мировой общественности с просьбой об оказании помощи в ликвидации ущерба, нанесенного населению и окружающей среде. На 19-й сессии Генеральной Ассамблеи ООН он сказал: *"Казахстан предлагает материализовать ответственность ядерных держав в виде международного фонда восстановления здоровья людей и природы в районах, пострадавших от последствий ядерных испытаний…"* [5].

Чтобы оценить радиационные последствия испытаний ядерного оружия на Семипалатинском полигоне, необходимо было провести большую ра-

боту по анализу и обобщению архивных материалов, содержащих результаты радиационных разведок, проводившихся после каждого испытания, сведения о масштабах и степени радиоактивного загрязнения окружающей среды и возможных дозах облучения населения, данные комплексных медицинских обследований жителей районов, расположенных вблизи Семипалатинского полигона, и др. Результаты анализа таких данных и, на их основе, результаты ранжирования ядерных испытаний по степени радиационной опасности представлены в данной работе.

Ранжирование наземных ядерных взрывов проводилось методом численного интегрирования распределения доз гамма-излучения на местности до полного распада продуктов взрыва (D) по площади следа (S) (параметр $M=\int_S D(x,y)*dxdy, Р*км^2$), что позволило оценить потенциальную опасность наиболее значимых в радиационном отношении ядерных испытаний.

Результаты обобщения данных о параметрах ядерных взрывов и инжектировании радионуклидов в окружающую среду

В последние годы появились квалифицированные научные издания, в которых представлены основные сведения о параметрах ядерных испытаний, проведенных на Семипалатинском полигоне [1-4]. Обобщенные данные о ядерных испытаниях и о количестве радионуклидов, выброшенных в атмосферу представлены в табл. 1.

Таблица 1. Краткие сведения о ядерных испытаниях, проведенных на Семипалатинском полигоне, их тротиловом эквиваленте и количестве ^{137}Cs, инжектированного в окружающую среду

Вид испытания	Количество испытаний	Энерговыделение (ТЭ), Мт	Количество ^{137}Cs, выброшенного в атмосферу, МКи
Воздушное	86	2,9	0,10
Наземное	30	3,4	1,10
Подземное	340	11,1	0,04
ВСЕГО	456	17,4	1,24

Примечания:
1. Количество ^{90}Sr, выброшенного в атмосферу, примерно в 1,5-1,7 раза меньше, чем ^{137}Cs.
2. К настоящему времени (более чем через 35 лет после окончания испытаний в атмосфере) осталось 40-42 % ядер ^{90}Sr и 42-44 % ядер ^{137}Cs.
3. Суммарное количество ^{90}Sr и ^{137}Cs, "наработанное" в ядерных испытаниях на обоих (Семипалатинском и Новоземельском) полигонах бывшего СССР, равно примерно 14 МКи [6].

По результатам анализа закономерностей образования радиоактивного загрязнения окружающей среды после ядерных взрывов различных видов было установлено, что распределение радиоактивных продуктов в разных средах после воздушных и наземных испытаний ядерных зарядов происходит неодинаково.

Так при наземных взрывах основная доля радиоактивных веществ (РВ) выпадает в районе воронки и на ближнем (локальном) следе, что приводит к сильному радиоактивному загрязнению окружающей среды, при этом дозы излучения на местности до полного распада РВ могут составлять 100 и более Гр. Радиоактивное загрязнение внешней среды после воздушных взрывов связано, главным образом, с глобальными выпадениями РВ практически на всей территории Северного полушария Земли.

При определении средних характеристик глобальных радиоактивных выпадений, обусловленных ядерными испытаниями, предполагается, что 20 % активности сосредоточено в местах локальных выпадений, т. е. вблизи районов ядерных испытаний, а 80 % входят в состав глобальных выпадений. На основании этого предположения можно констатировать, что средняя плотность глобальных выпадений ^{90}Sr за счет атмосферных ядерных взрывов, осуществленных СССР, составляет 8,5 мКи/км^2, а ^{137}Cs – 13 мКи/км^2.

Вклад ядерных испытаний СССР в масштабы и степень радиоактивного загрязнения Северного полушария Земли в результате проведения испытаний всеми ядерными державами мира (США, СССР, Великобритания, Франция, Китай) примерно составляет 40 %.

Дозы облучения жителей Северного полушария Земли за счет всех ядерных испытаний, осуществленных на Планете соответствуют дозам, которые могут быть получены при дополнительном воздействии природного радиационного фона примерно в течение 4 лет [8]. Следует признать, что наиболее высокой дозой облучения человека является доза от воздействия естественных источников радиации. Влияние радиации, связанное с развитием атомной энергетики и даже с испытаниями ядерного оружия в атмосфере, незначительно и составляет лишь малую долю радиационного воздействия.

Все это можно подтвердить результатами оценки степени загрязнения почвы такими биологически опасными радионуклидами, как ^{90}Sr и ^{137}Cs, "наработанными" в ходе атмосферных ядерных испытаний, проведенных в СССР. Так, при равномерном распределении этих радионуклидов в

верхнем слое грунта с массовой толщиной 10 г/см^2 удельная концентрация в нем глобальных выпадений ^{90}Sr составит 3,1 Бк/кг, а ^{137}Cs - 4,7 Бк/кг. Для сравнения следует отметить, что концентрация природного радиоактивного ^{40}K в почве составляет 400 Бк/кг. Активность других долгоживущих радионуклидов (^{125}Sb, ^{147}Pm, ^{155}Eu, ^{151}Sm и др) в 10-100 раз меньше суммарной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs.

Средняя плотность глобальных выпадений Pu составляет 0,5 мКи/км^2 или 0,2 Бк/кг грунта. При этом содержание природных альфа-активных радионуклидов в грунте в 500 раз превышает среднюю глобальную концентрацию Pu. Приведенные выше результаты оценки радиоактивного загрязнения справедливы для дальней от полигона зоны. Вблизи ядерного полигона, особенно на локальных следах наземных ядерных взрывов степень радиоактивного загрязнения окружающей среды может значительно превышать средние значения.

2. Ранжирование ядерных испытаний по степени радиационной опасности

По результатам анализа архивных материалов с данными радиационных разведок, проводившихся после каждого ядерного испытания, и сведениями о радиационной обстановке в районах, прилегающих к полигону, проведено ранжирование по степени опасности всех наземных ядерных взрывов, произведенных на Семипалатинском полигоне. В табл. 2 представлены параметры этих наземных ядерных взрывов, а также вклад каждого из них в формирование радиационной обстановки как на территории полигона, так и в районах, прилегающих к нему.

Таблица 2. Хронология, параметры и степень влияния на окружающую среду наземных ядерных взрывов, осуществленных на Семипалатинском полигоне [9,10].

№№ пп.	Дата проведения ядерного испытания	Энерговыделение (ТЭ), кт	Высота взрыва, м	Количество биологически значимых радионуклидов, "выброшенных" в атмосферу по состоянию на июнь 1994 г., Ки		
				^{90}Sr	^{137}Cs	$^{239/240}$Pu
1	29.08.1949	22	30	500	1400	360
2	24.09.1951 .	38	30	900	2500	300
3	12.08.1953	400	30	22000	29000	280
4	05.10.1954	4	0	100	280	105
5	19.10	0	15	0	0	215
6	30.10	10	50	250	700	100
7	29.07.1955	1,3	2,5	40	100	245
8	02.08	11,5	2,5	350	850	200
9	05.08	1,2	1,5	35	90	215
10	21.09	1,2	1,5	35	90	215
11	16.03.1956	13,2	0,4	650	1000	240
12	25.03	5,5	1	145	420	190
13	24.08	26,5	100	900	2000	90
14	09.09.1961	0,4	0	17	34	225
15	14.09	0.4	0	17	34	250
16	18.09	0,004	1	-	-	250
17	19.09	0,003	0	-	-	250
18	03.11	0 "	0	-	-	230
19	04.11	0,15	0	4,5	13	195
20	07.08.1962	9,9	0	370	870	200
21	22.09	0,2	0	7	17	280
22	25.09	7	0	270	610	205
23	05.11	0,4	15	16	35	190
24	11.11	0,1	8	3,2	8,6	210
25	13.11	0	0	-	-	210
26	24.11	0	0	-	-	140
27	26.11	0,03	0	-	-	210
28	23.12	0	0	-	-	210
29	24.12	0,007	0	-	-	250
30	24.12	0,03	0	-	-	295

Примечание. *Ядерные устройства не сработали в штатном (прогнозируемом) режиме при следующих испытаниях: 19.10.1954г., 03.11.1961г., 13.11.1962г. и 23.12.1962г.*

Проведение наземных испытаний было обусловлено временем, а также необходимостью выполнения дополнительного объема измерений при срабатывании различных узлов ядерного заряда, иметь фиксированную в пространстве точку взрыва для относительного точного измерения расстояний до ис-

следуемых объектов при определении степени поражающего действия взрыва на различные объекты внешней среды с учетом и без учета защитных мероприятий. Особое внимание при проведении этих испытаний уделялось организации медико-биологических исследований, связанных с изучением особенностей поражающего действия различных факторов ядерного взрыва на живой организм, а также степени радиоактивного загрязнения местности и различных объектов вблизи воронки и по следу движения облака взрыва. При воздушных взрывах наиболее сильное радиоактивное загрязнение местности происходит в районе эпицентра взрыва (активация грунта нейтронами), а относительно слабое - на некотором удалении от места взрыва в результате оседания мелких радиоактивных частиц, образующихся в основном из конструкционных материалов боеприпаса. Самый мощный воздушный ядерный взрыв на Семипалатинском полигоне был осуществлен 22.11.55 г. на высоте 1550 м с тротиловым эквивалентом 1600 кт. Это был прототип термоядерных зарядов, которые состояли на вооружении Армии СССР. После 1956 г. и до конца ядерных испытаний в атмосфере (1962 г.) для наземных испытаний использовались ядерные заряды лишь сверхмалой мощности, при взрыве которых радиоактивные следы формировались только в пределах территории полигона. Два наземных взрыва этого периода (взрыв 07.08.62 г. мощностью 9,9 кт и 25.09.62 г. мощностью 7 кт) были аварийными, поскольку они должны были быть воздушными. Произошли оба эти взрыва в штилевую погоду, что стало причиной незначительного загрязнения местности в районах, прилегающих к полигону. Таким образом, из всех указанных в табл. 2 наземных ядерных взрывов только 4 взрыва, осуществленные 29.08.49 г., 24.09.51 г., 12.08.53 г. и 24.08.56 г., внесли основной вклад в радиоактивное загрязнение окружающей среды и в формирование основной части дозовых нагрузок на население. Для сравнительных оценок вклада каждого ядерного взрыва, произведенного на Семипалатинском полигоне, в ожидаемую потенциальную величину коллективной дозы внешнего облучения населения был использован обобщенный показатель, определяемый соотношением

$$M=\int_S D(x,y)*dxdy,$$

где D(x,y) - распределение дозы гамма-излучения на местности до полного распада продуктов взрыва, Р; S - площадь локального радиоактивного следа, ограниченная изолинией 0,1 Р, км^2.

При условии равномерного распределения плотности населения в районах, прилегающих к полигону, величина коллективной дозы облучения населения будет пропорциональна величине параметра М. Методом численного интегрирования была проведена оценка величины параметра М, как для локальных следов всех наземных ядерных взрывов, произведенных на Семипалатинском полигоне, так и для самого мощного подземного взрыва (тротиловый эквивалент 140 кт, из которых примерно 8,5 кт по делению) с выбросом грунта и образованием воронки. Это взрыв "Чаган", произведенный 15.01.65 г. на приведенной глубине $H = 178/\sqrt[3]{140} = 34\ м/кт^{1/3}$ для создания искусственного водоема в засушливой степи. Результаты расчетов представлены в табл. 3.

Таблица 3. Величина параметра М для некоторых наземных ядерных взрывов и подземного взрыва "Чаган"

Дата проведения ядерного испытания	**Энерговыделение (ТЭ), кт**	**Высота (глубина)**	**Величина параметра М**
29.08.1949 г.	22	30	341000
24.08.1951 г.	38	30	199000
12.08.1953 г.	400	30	373000
24.08.1956 г.	26,50	100	100000
15.01.1965 г. (подземный экскавационный)	140	-178	22100

Использование параметра М позволяет разделить все ядерные взрывы, осуществленные в атмосфере на Семипалатинском полигоне, на четыре группы по степени радиоактивного загрязнения местности на локальных следах: "очень сильное загрязнение", "сильное", "слабое" и "очень слабое загрязнение". К ядерным взрывам, обусловившим "очень сильное" радиоактивное загрязнение окружающей среды (М>100000 Р*км^2), следует отнести 4 наземных взрыва, осуществленных 29.08.49 г., 24.09.51 г., 12.08.53 г. и 24.08.56 г. Следует отметить, что неблагоприятные метеорологические условия, а именно, сильный ветер и дождь, сопровождавшие первое в СССР ядерное испытание, способствовали тому, что радиоактивное загрязнение местности произошло далеко за пределами территории полигона. Так, например, в районе города Бийск Алтайского края, расположенного на расстоянии более 650 км от Семипалатинского полигона, доза излучения на местности была равна 0,3 Р. Масштабы радиоактивного загрязнения окружающей среды после первого ядерного испытания мощностью 22 кт были соизмеримы с масштабами загрязнения после взрыва мощностью 400 кт (величина параметра М равна, соответственно, 341000 и 373000 Р*км^2). Относительно "сильное" радиоактивное загрязнение окружающей среды (10000<М<100000) наблюдалось после наземных ядерных взрывов, произведенных 05.10.54 г,

30.10.54 г., 16.03.56 г. и 07.08.62 г., а также при взрыве "Чаган" 15.01.1965 г.

К испытаниям, обусловившим "слабое" радиоактивное загрязнение (M<10000), можно отнести наземные ядерные взрывы, осуществленные 02.08.55 г., 05.08.55 г., 25.03.56 г. и 25.09.62 г.

"Очень слабое" радиоактивное загрязнение возникало обычно после наземных взрывов зарядов сверхмалого калибра (энерговыделение меньше 1 кт), когда след почти полностью формировался в пределах запретной территории полигона, а также после воздушных взрывов, если приземное пылевое образование не соединялось с облаком взрыва. Примерно пропорционально параметру M изменялись и дозы внешнего облучения населения. Для восстановления доз облучения использовались имеющиеся в архивах данные службы радиационной безопасности полигона. При расчетах учитывались режимы жизнедеятельности населения и степень его защищенности. При отсутствии результатов "прямых" измерений параметров радиационной обстановки для оценки доз применялось либо экстраполирование данных, либо прогнозирование уровней воздействия излучения, основанное на моделях формирования следа с использованием соответствующих исходных характеристик. Однако следует признать, что наиболее надежной основой для ретроспективной оценки доз облучения населения являются архивные материалы различных ведомств. Вполне достаточно для определения уровней радиоактивного загрязнения окружающей среды и доз внешнего и внутреннего облучения населения иметь результаты радиационных разведок, проводившихся после каждого взрыва, а также специальных исследований и экспедиционных обследований.

В период ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне наиболее высокие дозы внешнего облучения (100-120 сЗв) были отмечены у жителей поселка Долонь, расположенного на следе первого наземного ядерного испытания, осуществленного СССР 29.08.49 г. Перед проведением этого испытания не имелось достоверных сведений о возможности образования локального радиоактивного следа, поэтому не было предпринято каких-либо мер по радиационной защите населения.

Результаты проведенной после взрыва радиационной разведки и изучения основных закономерностей формирования локального радиоактивного следа были использованы для разработки рекомендаций по снижению дозовых нагрузок на население, в частности, при необходимости рекомендовалось проводить предварительную эвакуацию населения из возможных зон загрязнения в безопасные районы. Так было при проведении испытаний 12.08.53 г. и 15.10.65 г., когда жителей ряда поселков отселяли на некоторое время в безопасные места.

Следует отметить, что, во всех населенных пунктах, находившихся вблизи границ полигона, степень радиоактивного загрязнения объектов внешней среды и величины доз их жителей никогда не превышали уровней радиоактивного загрязнения поселка Долонь.

В результате проведения сотрудниками Института биофизики Минздрава России большой работы по сбору, анализу, изучению и обобщению архивных материалов была создана база архивных данных с параметрами радиационной обстановки и составлен альбом следов. Результаты такой работы неоднократно докладывались на международных конференциях и совещаниях [11, 12]. В настоящее время можно утверждать, что имеется надежная база исходных данных, на основе которых с достаточной для практики достоверностью можно оценивать дозы внешнего и внутреннего облучения населения во всех районах, прилегающих к Семипалатинскому полигону.

Литература

1) Испытания ядерного оружия и ядерные взрывы в мирных целях. 1949-1990гг. // Кол. авторов под рук. В.Н. Михайлова., РФЯЦ-ВНИИЭФ, Саров, 1996г., 66 с.

2) Ядерные испытания СССР. Том 2, Технология ядерных испытаний СССР., Воздействие на окружающую среду. Меры по обеспечению безопасности. Ядерные полигоны и площадки. // Кол. авторов под рук. В.Н. Михайлова., Издание Begell-Atom, 1998г., 302 с., + иллюстр.

3) Ядерные испытания СССР. Семипалатинский полигон: обеспечение общей и радиационной безопасности ядерных испытаний. // Кол. авторов под рук. В.А. Логачева., М.: 2-я типогр., ФУ "Медбиоэкстрем" при Минздраве России, 1997г., 316 с. + иллюстр.

4) Ядерные испытания СССР. Гидроядерные эксперименты. Инвентаризация затрат плутония./ Кол. авторов под рук. В.Н. Михайлова., РФЯЦ-ВНИИЭФ, Саров, 1998г., 22 с.

5) Информация "ДОР", сообщение 9555, июль 1997г.

6) Андрюшин И.А., Чернышев А.К. Характеристики уровней глобальной наработки долгоживущих радионуклидов в атмосферных ядерных взрывах СССР. // Тезисы докл. на 2-й междунар. конф. специалистов по вопр. истории ядерного оружия, Вашингтон, 16-19 июня 1998г.

7) Ядерные испытания СССР. Новоземельский полигон: обеспечение общей и радиационной безопасности ядерных испытаний. // Кол. авторов под рук. В.А. Логачева., Печатается в издательстве ИздАТ.

8) Ядерная энергетика: вопросы и ответы. Вып. 7.// Сост. И.И. Бумблис, В.А. Качалов, В.С. Руденко.: издАТ, 1994г., 56 с.

9) Chapiro C.S., Kiselev V.I., Zaitsev E.V. Nuclear Tests. Long-Term Consequences in the Semipalatinsk // Altai Region. Springer. Published in coop. witnNATO. 1997.

10) Дубасов Ю.В., Зеленцов С.А., Красилов Г. А., Логачев В. А., Матущенко А.В. Хронология ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне и их радиационная характеристика. // Вестн. науч. пр. "Семипалатинский полигон – Алтай", 1994г, № 4, с. 78-86.

11) Logachev V.A. Features of an Evalution of the Radiation Doses Received bi the Population After Atmospheric Nuclear Testing at Semipalatinsk Test Site. Assessing the Radiological Impact of Past Nuclear activities and Events. JAEA, July 1994. - p. 25-32.

12) Logachev V.A. Comparison of the Exposure Doses Received bi the Public in the Russian Federation Following the Atmospheric Nuclear Test Conducted at the Testing Grounds of the Former USSR, and After the Chemobyl Assident/One decade after chernobyl. Vol 2. Vienna, 8-12 April 1996. - P. 608-616.

Қоршаған ортаға Семей полигонындағы ядролық сынақтың әсері

Логачев В.А.

Ресей ДСМ Биофизика институты - РФ мемлекеттік ғылыми орталығы

Семей полигонындағы ядролық сынақтың радиациялық қауыптілігінің дәрежесінің нәтижесі келтірілген . Ресейдің биофизикалық институтының қызметкерлерімен мұрағат мәліметтерінің базасы құрылған. Радиациялық жағдайдың өлшемі және іздерінің альбомы құрылған. Семей полигонына жақын орналасқан барлық аудандардың жұртшылығының ішкі және сыртқы сәулелену дозасын бекітілген мұрағат мәліметтерінің негізі бойынша нақтылы жеткілікті бағалауға мүмкін.

Nuclear tests at semipalatinsk test site and their environmental impact

Logachev V.A.

State Scientific Center of Russian Federation – Institute of Biophysics, Russian Ministry of Health

This paper present classification of nuclear tests conducted at the Semipalatinsk Test Site by their radiation hazard. The Institute of Biophysics of the Russian Ministry of Health established a data base of archival data on radiation situation parameters and compiled an album of radioactive plume footprints. The paper states that external and internal exposure doses received by population lived in the test site vicinity can be sufficiently reliably assessed using archival data.

УДК 504.054+539.163

ОСОБЕННОСТИ СОСТАВА, ФОРМ НАХОЖДЕНИЯ И РАСПРЕДЕЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ НА РАЗЛИЧНЫХ ПЛОЩАДКАХ СИП

Кадыржанов К.К., Хажекбер С., Казачевский И.В., Солодухин В.П., Лукашенко С.Н.

Институт ядерной физики

Представлены результаты изучения особенностей характера радионуклидного загрязнения различных площадок СИП в связи со спецификой проводимых испытаний. Приведены данные, отражающие содержания радионуклидов (а также формы их нахождения в объектах окружающей среды) на участках, причастных к воздушным и наземным ("Опытное поле"); подземным ("Дегелен"); экскавационным ("Атомное озеро") взрывам и на местах, на которых, предположительно, проводились гидроядерные эксперименты.

Введение

Семипалатинский испытательный полигон занимает около 18500 км^2. На этой территории расположены 5 испытательных зон, где проводились разнохарактерные ядерные взрывы. На «Опытном поле» проводились воздушные и наземные испытания, включающие как ядерные, так и гидроядерные взрывы. На остальных площадках проводились подземные испытания, включающие как камуфлетные, так и экскавационные ядерные взрывы. Каждый вид этих испытаний может характеризоваться количеством, составом радионуклидов, образованных в процессе ядерного взрыва, площадью их распространения, локализацией радионуклидов на различных участках, формами нахождения радионуклидов в почве.

Перенос продуктов воздушных и наземных ядерных взрывов воздушными потоками и их осаждение на поверхности земли образовали широкополосные и протяженные на сотни километров радиоактивные следы [1]. В результате гидроядерных экспериментов выброшено большое количество альфа-активных радионуклидов, входящих в состав ядерного заряда [2].

Кроме наземных и воздушных взрывов на радиационную обстановку территории СИП оказали влияние экскавационные взрывы с выбросом грунта. Такие испытания привели к интенсивному локальному загрязнению [3].

Другая зона локального загрязнения – горный массив Дегелен. Хотя основная масса продуктов ядерного взрыва очевидно сосредоточена в котловых полостях штолен, радионуклиды выносятся на дневную поверхность вместе с водами, поступающими в котловую полость штолен.

В статье изложены результаты работ, характеризующие особенности радионуклидного загрязнения местностей в зависимости от вида проводимых испытаний.

Материалы и методы

Для характеризации радионуклидного загрязнения от наземных и воздушных ядерных взрывов были выбраны участки, непосредственно прилегающие к эпицентру испытаний на «Опытном поле». Пробы для лабораторных исследований были отобраны по 8 лучам от эпицентра. Эти лучи проходили в основном по оси следов радиактивного выпадения, которые внесли основной вклад в загрязнение СИП. Подробное описание приведено в работе [4]. Для более детального изучения радиационной обстановки на участке, примыкающем с юго-запада к юго-востоку в районе 8-16 км от центра Опытного поля, отобраны пробы для исследования радионуклидного состава. Этот участок предположительно причастен к гидроядерным экспериментам.

На горном массиве «Дегелен» пробы отбирались вблизи порталов штолен и вдоль русел ручьев, вытекающих из них.

Радионуклидный состав образцов почвы вокруг Атомного озера исследован в пяти радиальных направлениях от котловин экскавационного взрыва в радиусе 400-1000 метров. При отборе проб для лабораторного анализа учитывался уровень радиоактивного загрязнения (МЭД).

При проведении гранулометрического анализа изучался, в основном, образец поверхностного слоя почвы (0÷5 см), поскольку подавляющая часть искусственных радионуклидов сосредоточена именно в этом слое [5, 6, 7, 8]. Отобранная проба высушивалась и просеивалась через сито с размером ячеек 2 мм. Из подготовленной пробы квартованием отбирались аналитические навески ~ 200 г для определения средней концентрации радионуклидов и 500÷1000 г для выделения гранулометрических фракций. Обобщенная проба (200г) истиралась на шаровой мельнице до 100÷200 меш. Гранулометрические фракции выделялись "мокрым" способом с набором сит от 2 мм до 0.05 мм. В промывных водах после отстаивания выделялась самая мелкая фракция <0.05 мм. Из высушенных фракций отбиралась магнитная компонента, поскольку в

предыдущих исследованиях [9] было обнаружено, что во многих образцах почвы СИП концентрация трансурановых элементов (Pu, Am) на несколько порядков превосходит "среднюю" концентрацию, а в некоторых случаях практически все трансураны находятся в магнитной фракции.

Определение радионуклидного состава подготовленных образцов гранулометрических фракций и "средней" пробы проводилось методами γ-спектрометрии, где определялась концентрация ^{137}Cs, ^{60}Co, $^{152, 152}$Eu, ^{241}Am. После радиохимической сепарации методами α- и β-спектрометрии определялись концентрации ^{238}Pu, $^{239+240}$Pu и ^{90}Sr. Массы образцов выделенных гранулометрических и магнитных фракций лежат в большом диапазоне от более 100 г до десятков миллиграмм, что создает определенные методические трудности в получении количественных результатов концентраций радионуклидов. Для γ-спектрометрических измерений эта трудность устранена разработкой программного обеспечения. Для радиохимического выделения и разделения ^{90}Sr и изотопов плутония из одной навески образца была разработана методика [10], основанная на экстракционной хроматографии с использованием изотопных меток ^{88}Y и ^{236}Pu для определения химического выхода аналитических радионуклидов. В некоторых случаях, при больших концентрациях плутония (<1000 Бк/кг), плутоний определялся без радиохимического выделения по L_x - излучению на γ - спектрометре с планарным Ge-детектором. Для определения концентрации радионуклидов в водах, вытекающих из штолен была разработана методика концентрирования и разделения ^{90}Sr, ^{90}Y, ^{137}Cs и изотопов плутония, в которой использовано соосаждение их на гидроксиде железа, ферроцианиде меди, карбонате кальция и экстракционно-хроматографическое выделение. Определение химического выхода проводилось с использованием изотопных меток.

Измерительная аппаратура включала γ-спектрометры с коаксиальными и планарными германиевыми детекторами "ORTEC" и "CANBERRA", сцинтилляционный β-спектрометр и α-спектрометр " CANBERRA". Калибровка аппаратуры проводилась по стандартным образцам МАГАТЭ и Госстандарта РК.

Основные результаты

Характер распространения радионуклидов от наземных и воздушных взрывов на Опытном поле

Результаты определения радионуклидного состава проб почвы, отобранных в различных направлениях и расстояниях от центра «Опытного поля», позволили характеризовать особенности распределения того или другого радионуклида на различных участках полигона.

На рис.1 представлена зависимость концентрации ^{137}Cs в почве в различных направлениях и расстояниях от «Опытного поля».

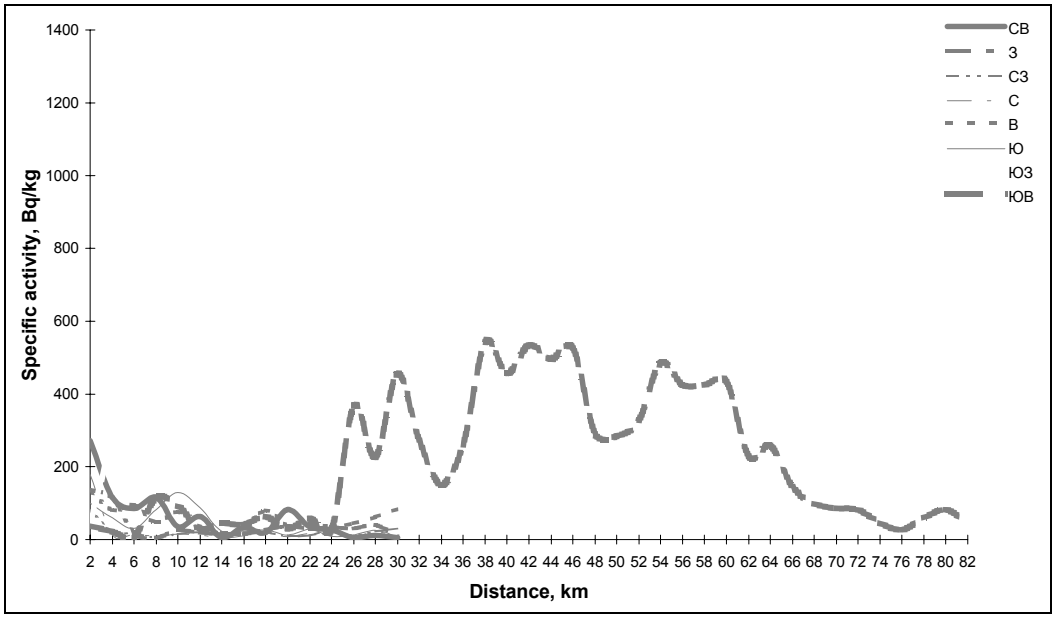


Рис. 1 Концентрация ^{137}Cs в почве на различных направлениях от «Опытного поля»

На Ю-З следе радиоактивного выпадения, образованного от испытания плутониевого ядерного заряда мощностью 38 кт, проведенного 24.09.1951 года, максимальное содержание ^{137}Cs доходит до 1300 Бк/кг. На Ю-В следе радиоактивного выпадения, образованного от термоядерного взрыва мощностью 400 кт, проведенного 12.08.1953 года, максимальное содержание, ^{137}Cs в промежутке 26-64 км от Опытного поля доходит до 570 Бк/кг. Для остальных шести направлений до 30 км и Ю-В - до 26 км свойственен общий характер распределения, при этом концентрация ^{137}Cs заключена в пределах до 100 Бк/кг. Характер распределения ^{90}Sr вдоль этих направлений в основном соответствует таковому для

^{137}Cs и отношение их концентраций $K_{Sr/Cs}$(0.1-10); концентрация ^{241}Am заключена в пределах до 200 Бк/кг. На Ю направлении обнаружено максимальное значение ^{241}Am, доходящее до 14700 Бк/кг.

Характер распространения $^{239+240}$Pu (далее ^{239}Pu) весьма разнороден и отличается от распределения других радионуклидов. Наименее загрязненным направлением является северное направление. В СВ, ЮВ и Ю направлениях от "Опытного поля" концентрация ^{239}Pu на 8÷20 км от эпицентра взрыва доходит до 128000 Бк/кг (пятно с большой активностью). На этих направлениях также имеются пятна с меньшей, но все же значительной, концентрацией плутония от 1000 до 4500 Бк/кг. На ЮЗ следе от произведенного на башне высотой 30 м взрыва, где выброс суммарного плутония составил 300 Ки [11, 12], характер распределения ^{239}Pu имеет несколько максимумов (от 2000 до 7000 Бк/кг) на расстояниях 8, 16, 22-24, 34 и 40 км от центра. Можно сказать, что загрязнение плутонием имеет пятнистый характер и распространено локально в Ю, СВ, ЮЗ, ЮВ, В и СЗ направлениях от «Опытного поля».

Радионуклидный анализ образцов почвы, отобранных с поверхности на участке, примыкающем с запада к Юго-западному следу в районе 8 – 16 км от центра Опытного поля, показал, что, радионуклидный состав различных мест сильно отличается. Для этого участка характерна значительная концентрация всех наблюдаемых искусственных радионуклидов. Максимальные концентрации радионуклидов составляют для ^{239}Pu – $3*10^5$ Бк/кг, ^{241}Am – $1.5*10^4$ Бк/кг, ^{137}Cs – $4*10^4$ Бк/кг, ^{90}Sr - $4*10^4$ Бк/кг, ^{60}Co – 300 Бк/кг, ^{152}Eu - 6000 Бк/кг, ^{154}Eu – 300 Бк/кг. Анализ соотношений и концентраций радионуклидов и сравнение их с другими участками СИП свидетельствует об отличии испытаний, сформировавших этот радионуклидный состав от других испытаний.

Характер распространения радионуклидов на приустьевых площадках штолен и вдоль русел ручьев

Для иллюстрации в таблице 1 выборочно показаны результаты определения радионуклидного состава почв, отобранных, в основном, на наиболее загрязненных приустьевых площадках штолен горного массива «Дегелен». Из данных следует, что удельная активность радионуклидов на этих площадках изменяется в широких пределах: ^{239}Pu от нескольких тысяч до $n*10^6$ Бк/кг; ^{90}Sr – от сотен до $n*10^5$ Бк/кг; ^{137}Cs – от $n*10^2$ до $n*10^6$ Бк/кг; ^{241}Am – от десятков до $n*10^5$ Бк/кг.

Таблица 1. Концентрации радионуклидов на наиболее загрязенных приустьевых площадках штолен и вдоль русел ручьев

Номер штолен, испытания	Место отбора пробы	^{239}Pu	^{90}Sr	^{137}Cs	^{241}Am
		Бк/кг			
Z-6 20-150 кт, ОПЗ,ВКП,1966 г.	5-6 м от портала штольни	$1.1\cdot10^3$	$3.7\cdot10^3$	$6.0\cdot10^6$	$2.8\cdot10^2$
139 0.001-20 кт, ВКП, 1989 г.	у портала штольни напротив штольни Ж-3	$8.6\cdot10^5$ $8.2\cdot10^6$	$6.9\cdot10^2$	$6.2\cdot10^2$ $1.6\cdot10^4$	$6.6\cdot10^4$ $4.3\cdot10^5$
511 до 20 кт, ОПЗ,ВКП, 1969 г.	23 м от портала	$1.1\cdot10^5$	$2.2\cdot10^5$	$2.9\cdot10^5$	---
504 < 0.001 кт, 1968 г.	40 м от портала 350 м от портала	$4.3\cdot10^4$ $2.9\cdot10^3$	90 $5.9\cdot10^3$	$1.7\cdot10^2$ $2.0\cdot10^5$	--- ---
506 до 20 кт, ОПЗ, ВКП, 1967 г.	20 м от портала	$1.2\cdot10^4$	$2.0\cdot10^4$	$3.1\cdot10^5$	$8.3\cdot10^2$
А-1Ш гидроядерное 1965 г.	у портала	$1.1\cdot10^4$	$2.3\cdot10^5$	$2.0\cdot10^5$	$8.9\cdot10^2$
609 до 20 кт, ВКП, 1971 г.	200 м от портала 20 м от портала	$8.5\cdot10^3$ $3.1\cdot10^5$	$1.4\cdot10^5$	$7.0\cdot10^6$ $2.2\cdot10^6$	 $3.0\cdot10^3$
А-1 до 20 кт, ВКП, 1965 г.	200 м от портала, русло ручья	$9.7\cdot10^3$	$5.8\cdot10^5$	$1.6\cdot10^5$	$1.4\cdot10^3$
18 2 заряда по 0.001-20 кт, ВНК, 1967 г.	припортальная площадка	$1.1\cdot10^6$	---	$3.4\cdot10^5$	$1.2\cdot10^4$
Ж-3/Ж-4 до 20 кт, ВНК (выброс во время испытания),1965 г.	на противоположном склоне в 100 м от портала	$9.6\cdot10^6$	---	$9.9\cdot10^4$	$9.8\cdot10^5$
169/1 гидроядерное, 1989 г.	русло к Узынбулаку	$6.8\cdot10^3$	$5.3\cdot10^2$	$2.7\cdot10^3$	35

Примечание: *ОПЗ – отработка промышленных зарядов, ВКП – взрыв камуфлетный полный, ВНК – взрыв неполного камуфлекта.*

Таблица 2 отражает изменение содержания ^{137}Cs в почве на различных расстояниях от портала вдоль русел ручьев, причастных к этим штольням. При удалении от портала концентрация радионуклида ^{137}Cs в некоторых случаях остается высокой. Это, может быть, вызвано рядом факторов: особен-

ностями ядерного заряда; нештатными (аварийными) ситуациями, сопровождающиеся выходом продуктов взрыва на дневную поверхность; количеством грунтовых вод, выходящих на дневную поверхность через котловые полости штолен; сорбционными и десорбционными способностями почв.

Таблица 2. Концентрация ^{137}Cs в образцах почвы, отобранных вдоль русел ручьев причастных к различным штольням, Бк/кг

Расстояние от портала, м	**Номера штолен**						
	609	**176**	**11**	**501**	**А-1**	**511**	**Z-6**
50	$2{,}2\cdot10^{6}$	$2.1\cdot10^{4}$	---	$9\cdot10^{3}$		$3.9\cdot10^{4}$	$9{,}5\cdot10^{5}$
100	$1\cdot10^{3}$	$8.1\cdot10^{4}$	---	$5.7\cdot10^{4}$	$1.4\cdot10^{5}$	---	---
150	$9\cdot10^{3}$	$1.6\cdot10^{4}$	$2\cdot10^{5}$	---	---	$5\cdot10^{4}$	---
200	$1\cdot10^{4}$		$9{,}5\cdot10^{5}$	$1.3\cdot10^{3}$	$1.6\cdot10^{5}$	---	$1{,}1\cdot10^{6}$
250	$7\cdot10^{6}$	$4\cdot10^{3}$	$8{,}2\cdot10^{5}$	$3\cdot10^{4}$	---	---	
300	$1\cdot10^{3}$	$5.5\cdot10^{3}$	$7\cdot10^{5}$	$8\cdot10^{2}$	---	$9\cdot10^{3}$	$1{,}7\cdot10^{6}$
450	$1{,}9\cdot10^{5}$	---	---	$3\cdot10^{3}$	---	---	$2{,}2\cdot10^{5}$
500	$3\cdot10^{3}$	$4.7\cdot10^{4}$	---	---	$4\cdot10^{5}$	$5.6\cdot10^{3}$	---
700	$3.5\cdot10^{3}$	$9.5\cdot10^{3}$	---	---	50	---	$5{,}6\cdot10^{5}$
1000	80	$2.5\cdot10^{5}$	$3\cdot10^{3}$	---	90	$1.7\cdot10^{3}$	$6{,}5\cdot10^{4}$
2000	100	---	55	---	---	---	---

Изучен характер изменения содержания радионуклидов в почве на различных расстояниях от портала штольни 609 вдоль русла ручья (рис.2). Обнаружено относительно высокое загрязнение плутонием, цезием и стронцием мест, достаточно удаленных от портала (до 2.5 км и дальше) штольни [4].

Оценивая результаты исследований на горном массиве Дегелен, можно сделать следующие выводы:

- Штольни с водопроявлениями являются основными источниками загрязнения прилегающих территорий.
- Загрязненность приустьевых площадок и русел ручьев радионуклидами очень высокая (в отдельных местах концентрации плутония достигают $9.6*10^{6}$, стронция- $5.8*10^{5}$ и цезия –$7*10^{6}$ Бк/кг).

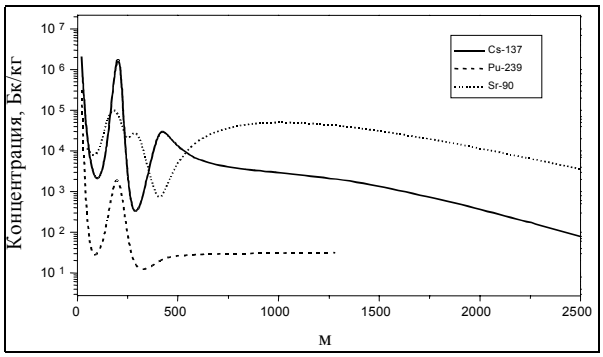


Рис.2 Распределение радионуклидов вдоль русла ручьев штольни 609

Характер распределения радионуклидов вокруг котловины атомного озера Балапан

Результаты радионуклидного анализа образцов почвы, отобранных в районе "Атомного озера", показывают значительное отличие по составу и характеру распределения радионуклидов от других площадок СИП. В частности, концентрация радионуклидов уменьшается почти до фоновых значений на расстояниях 1 - 2 км от гребня; очень велика концентрация радионуклидов - продуктов активации вещества почвы: ^{60}Co, ^{152}Eu, ^{154}Eu. Существует хорошая корреляция между концентрациями ^{239}Pu и ^{241}Am (R=0.89), ^{90}Sr и ^{137}Cs (R=0.98), ^{60}Co и изотопами европия (R=0.99). В тоже время, связь концентраций ^{241}Am с ^{60}Co, изотопами европия и ^{137}Cs менее выражена (R=0.6 -0.7). Однако для части образцов, отобранных по северному направлению, связь между активностями америция и цезия достаточно сильная (R=0.95).

Отношения активностей радионуклидов на этой площадке также сильно отличаются от отношений для других площадок. Так отношение ^{239}Pu/^{241}Am имеет величину от 1.4 до 4 (в большинстве других мест ~ 10 и более); ^{152}Eu/^{154}Eu 1.4÷1.8 (6÷20). Величина отношения активностей изотопов европия особенно удивительна, поскольку отношение активационных характеристик (сечение, распространенность, постоянная распада) при активации тепловыми нейтронами для изотопов европия равно 12.2. Этот факт можно объяснить, предположив, что активация почвы происходила нейтронами, имеющими очень жесткий спектр. Еще одним интересным обстоятельством для этой территории является присутствие в почве ^{207}Bi. Происхождение его в настоящее время не вполне понятно, т.к. оценка возможности его образования в реакции ^{209}Bi (n,3n) ^{207}Bi при активации вещества почвы приводит к значительно большей величине содержания стабильного висмута, чего не наблюдается. Кроме того, распределение ^{207}Bi лучше всего коррелирует с распределением ^{137}Cs (R=0.88) и практически отсутствует корреляция с ^{60}Co (R=0.52), т.е. ^{207}Bi связан с веществом заряда. Вопросы, связанные с распределением ^{207}Bi имеют определенное радиоэкологическое значение, т.к. ^{207}Bi относится к радионуклидам средней радиотоксичности (группа В) и накапливается в растениях (в золе растений, ото-

бранных вблизи "Атомного озера" концентрация ^{207}Bi достигает 400 Бк/кг.).

Характер форм нахождения радионуклидов на различных участках СИП

В таблице 3 приведены некоторые результаты распределения радионуклидов по гранулометрическим фракциям для ряда площадок СИП. Данные для фракций размером больше или меньше 0.5мм суммированы с учетом веса отдельных фракций (всего анализировалось 8 фракций для каждой из 47 проб) и показывают их вклад в общее содержание радионуклида в пробе массой 1кг. Приведенные результаты в определенной степени являются "типичными" для проб почвы "Опытного Поля" и "Атомного озера", хотя большое число и разнообразие испытаний привели к известной большой "пятнистости" радионуклидного загрязнения территории СИП.

Таблица 3. Распределение радионуклидов по гранулометрическим фракциям почвы для различных участков СИП.

Образец	фракция	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{239+240}$Pu	^{241}Am
		Беккерелей в 1 кг сходной пробы			
Ю-В след 12км	общая	520	190	4300	1100
Ю-В след 12км	<0.5мм	200	56	3100	300
Ю-В след 12км	>0.5мм	310	115	1345	640
Ю-В след 12км	магнит	3	2	300	28
Опытное поле ЮЮ-В 8 км	общая	5200	3000	98300	10200
Опытное поле ЮЮ-В 8км	<0.5мм	2941	1730	45300	3900
Опытное поле ЮЮ-В 8км	>0.5мм	2042	1160	24500	2000
Опытное поле ЮЮ-В 8км	магнит	65	50	17700	5430
Озеро Чаган Ю-З 0.5км	общая	1643	2240	392	164
Озеро Чаган Ю-З 0.5км	<0.5мм	1105	1640	162	68
Озеро Чаган Ю-З 0.5км	>0.5мм	451	615	210	88
Озеро Чаган С 0.7 км	общая	1921	2498	174	75
Озеро Чаган С 0.7км	<0.5мм	1640	2130	130	58
Озеро Чаган С 0.7км	>0.5мм	215	280	40	17

Как показывают результаты, приведенные в табл.3 и результаты анализа большого числа выполненных определений радионуклидного состава гранулометрических фракций почвы, для наиболее протяженного Юго-Восточного следа основная активность ^{137}Cs связана с достаточно крупными частицами ~ 0.3 мм. В тоже время, концентрация ^{137}Cs в самой мелкой фракции <0.05мм равна примерно 80 Бк/кг и слабо зависит от общей активности пробы. Для ^{90}Sr, ^{241}Am и изотопов плутония распределение представляется более равномерным. Изучение отдельных частиц крупных фракций электронной микроскопией [13] показало, что во многих случаях в силикатную почвенную частицу "вплавлена" "горячая" частица гораздо меньшего размера. На это же указывают результаты опытов по кислотному выщелачиванию плутония и америция из проб почвы, отобранных на "Опытном Поле" [7]. Магнитные фракции значительно отличаются по составу радионуклидов- в них отсутствуют ^{137}Cs и ^{90}Sr , но очень высока концентрация плутония и америция. Так, для образцов магнитных фракций, приведенных в табл.3 концентрация Pu составляет ~ 10^5 Бк/кг. В отличии от других фракций, магнитные фракции, в большинстве случаев, очень легко растворяются в HCl и HNO_3. Для пробы, отобранной на другом участке "Опытного Поля" (Ю-В направление от "Ground Zero"), наблюдается аналогичное распределение радионуклидов по фракциям. Иная картина распределения радионуклидов в образцах почвы, отобранных вблизи озера Чаган [3], образованного экскавационным взрывом. В этих пробах основная активность содержится в мелких фракциях. В магнитной фракции не наблюдается заметной активности трансурановых элементов, что вероятнее всего связано с отличием этого типа взрыва от испытаний, сформировавших радионуклидную ситуацию на "Опытном Поле".

Если для территории "Опытного Поля " и оз.Чаган имеются значительные аргументы для выводов о достаточно устойчивой форме нахождения радионуклидов и их слабой миграционной способности, то для массива Дегелен характерна иная ситуация. В ряде исследований [4, 14] показано, что испытания, проводившиеся в штольнях горного массива Дегелен привели к загрязнению территории приустьевых площадок штолен радионуклидами в достаточно подвижной форме нахождения. Во многих случаях загрязнение носит достаточно локальный характер, но имеет очень высокую концентрацию радионуклидов. В некоторых случаях удалось выделить из навески массой 0.5 кг одну - две "горячих" частицы, которые определяли общую активность всей пробы [4]. На рис.3 приведено относительное распределение ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239+240}$Pu в гранулометрических фракциях проб почвы, отобранных вблизи приустьевой площадки штольни 139. Для точки отбора пробы около штольни 139 концентрация ^{239}Pu имеет порядок 10 Мегабеккерелей в кг, при концентрации ^{137}Cs - 48 килобеккерелей.

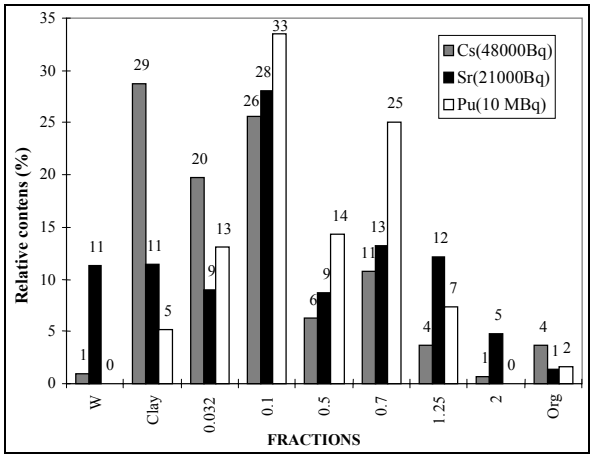


Рис.3 Относительное распределение радионуклидов во фракциях вблизи портала штольни 139.

Обозначение "вода - W", в данном случае, представляет фильтрат, собранный во время "мокрого" рассеивания (время рассеивания ~ 3 час.). Как видно, несмотря на очень большое различие в концентрациях полных проб, относительные распределения по фракциям имеют много общего. В водорастворимой фракции основная активность связана со ^{90}Sr. Основное содержание ^{137}Cs связано с мелкими фракциями ("глина" - 0.1мм). ^{239}Pu содержится, в основном, в достаточно крупных частицах (0.1-0.7мм).

О большой подвижности радионуклидов говорят также исследования содержания искусственных радионуклидов в растениях. Так, в одном из образцов мха, отобранного вблизи устья одной из скважин, концентрация радионуклидов достигала $10^5 \div 10^6$ Бк/кг. Однако основной проблемой для Дегелена является вода, вытекающая из штолен. Был выполнен анализ образцов воды, отобранной из 4 штолен на протяжении временного интервала "май -октябрь" (пробы отбирались совместно с сотрудниками ИРБЭ НЯЦ РК). Всего было проанализировано 33 пробы. Результаты определений приведены в таблице 4.

Таблица 4. Результаты определения концентрации ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239+240}$Pu в воде штолен Дегелена.

Штольня	Концентрация Бк/л								
	Sr -90			Cs-137			Pu-239+240		
	от	до	среднее	от	до	среднее	от	до	среднее
104	1500	300	1140	340	250	308	0.100	0.014	0.063
609	420	160	286	450	230	335	0.460	0.080	0.180
11	350	220	290	440	30	116	0.230	0.050	0.100
177	1120	620	810	30	5	20.00	7.3	0.9	3.3

Как видно, исследованные воды отличаются практически по всем параметрам: как по концентрациям (средним), так и по соотношению и разбросу концентраций для одной штольни. Форма нахождения радионуклидов в воде хорошо растворимая, поскольку перед радиохимической сепарацией образцы фильтровались. Детальное рассмотрение показало, что только для воды из штольни 177 имеется слабая отрицательная корреляция между концентрацией ^{90}Sr и плутонием, что возможно указывает на перенос плутония в виде карбонатного комплекса.

Заключение

В результате проведенных исследований получено распределение радионуклидов от наземных и воздушных ядерных взрывов в различных направлениях от центра «Опытного поля». Установлен локально-пятнистый характер распределения оружейного плутония.

Изучены степень загрязненности приустьевых площадок штолен и русел ручьев горного массива «Дегелен» и радионуклидный состав загрязнения. Установлена высокая миграционная способность радионуклидов, которая приводит к переносу радионуклидов на значительные расстояния.

Экскавационные взрывы («Чаган», «Телкем», «Муржик») характеризуются наличием высоких концентраций всех видов техногенных радионуклидов: трансурановых элементов ($^{239+240}$Pu, ^{241}Am), продуктов деления (^{137}Cs, ^{90}Sr) и продуктов активации (^{60}Co, ^{152}Eu и др.), концентрация радионуклидов по удалению от эпицентра спадает довольно быстро.

Основным негативным последствием от гидроядерных испытаний является интенсивное загрязнение трансуранами ^{239}Pu и ^{241}Am.

Исследован радионуклидный состав гранулометрических фракций образцов почвы, отобранных на различных участках территории СИП. Выявлены некоторые закономерности распределения радионуклидов. В частности, показано, что концентрация ^{137}Cs в самой мелкой фракции почвы " Опытного Поля" невелика (~ 80 Бк/кг) и слабо зависит от общей концентрации ^{137}Cs в почве. Из чего следует, что эта территория не может служить мощным источником вторичного ветрового загрязнения. Результаты исследования почвы в районе озера Чаган показывают, что основная активность содержится в мелких фракциях, в магнитной фрак-

ции не наблюдается заметной активности трансурановых элементов. В пробах почвы, отобранных на приустьевых площадках штолен горного массива "Дегелен", основное содержание ^{137}Cs связано с мелкими (< 0.1 мм) фракциями, ^{239}Pu – с крупными (0.1 – 0.7 мм), а ^{90}Sr – в основном с фракцией 0.1 мм (при равномерном распределении остатка по остальным фракциям, в том числе и водорастворимым).

Исследования по распределению радионуклидов в гранулометрических фракциях показывают различия в формах нахождения радионуклидов на разных участках территории СИП, связанные с различными типами испытаний.

Определение радионуклидного состава образцов воды, отобранных из водостоков штолен массива «Дегелен» показало, что радионуклиды переносятся водой в хорошо растворимой форме.

Работа выполнена большим коллективом сотрудников ИЯФ НЯЦ РК при участии сотрудников ИРБиЭ и ИАЭ НЯЦ РК, а также при поддержке со стороны Международных организаций МАГАТЭ и МНТЦ. Авторы приносят благодарность всем участникам этой работы.

Литература

1) Отчет о проведении комплекса аэрогеофизических работ в районе СИПа. // МКАЭ ПГО "Аэрогеология". 1990.

2) Андрюшин И.А. и др. Ядерные испытания СССР. Гидроядерные эксперименты. Инвентаризация затрат плутония. // РФЯЦ-ВНИИЭФ, ФТЦ, Саров, 1998, с. 22.

3) Ахметов А.М. и др. Характеристика исходных данных радиационного состояния эпицентральной зоны объекта «Чаган» – экскавационного подземного ядерного взрыва для создания искусственного водохранилища. // Известия НАН РК, №6, 1994, с. 79.

4) Кадыржанов К.К., Хажекбер С., Казачевский И.В., Лукашенко С.Н., Солодухин В.П. Морфология радионуклидного загрязнения Семипалатинского испытательного полигона. // В сб:. "Радионуклидное загрязнение территории Семипалатинского полигона" (Материалы научно-практической конференции по Проекту МНТЦ К-053), ИЯФ НЯЦ РК, - Алматы, 1999, с 36-50.

5) Burmistrov V.R., Kazachevskiy I.V., Tukhvatulin Sh.T. et. al, Field Measurements, Soil Sampling and Laboratory Analysis for Ten Areas on the Former Semipalatinsk Nuclear Test in the Republic of Kazakhstan. // NNC RK/DNA USA, Techn. Report DNA-TR-95-99, -Almaty/Alexandria, Sept. 1996.

6) Дубасов Ю.В. Современная радиационная обстановка на бывшем Семипалатинском полигоне и вокруг него. I . Некоторые результаты контрольно-методического обследования 1994 года. // Радиохимия, Т.39, вып.1, 1997, С.80.

7) Kazachevsiy I.V, Solodukhin V.P., Khajekber S., Smirin L.N., Chumikov G.N., Lukashenko S.N. Some aspects of determination of radionuclides at the former Semipalatinsk Nuclear Test Site, // Journal of Radioanalitical and Nuclear Chemistry, vol. 235, N 1-2 (1998) 145-149.

8) Tipton W.J., Kazakhstan in situ Radiation Survey, Rep.RSL-9401 September 1994; Tipton J. In situ surveys. // Techn.Rev.Confer. March 20-23, 1995. Las Vegas, Nevada.

9) Казачевский И.В., Солодухин В.П, Чумиков Г.Н., Лукашенко С.Н. и др. Способ выделения и концентрирования плутония и америция из почв Семипалатинского полигона. // Авторское свидетельство РК № 16082, 1995.

10) Kazachevskiy I.V., Lukashenko S.N. et all. Combined radiochemical procedure for determination of plutonium, americium and strontium-90 in the soil samples from SNTS. // Czechoslovak Journal of Physics, Vol.49(1999), Suppl. S1, pp445-460

11) Дубасов Ю.В. и др. Хронология ядерных испытаний в атмосфере на Семипалатинском полигоне и их радиационная характеристика. // Вестник научной программы "Семипалатинский полигон-Алтай".№4,1994.

12) Ядерные испытания СССР. - М., ИздАТ, 1997, с.304.

13) Чакров П.В. Электронно-микроскопическое исследование структуры и элементного состава "горячей" частицы. // В сб:."Радионуклидное загрязнение территории Семипалатинского полигона" (Материалы научно-практической конференции по Проекту МНТЦ К-053), ИЯФ НЯЦ РК, - Алматы, 1999 г.,С.45-51.

14) Субботин С.Б., Птицкая Л.Д., Ларин В.Н. Радиологическое исследование приустьевых участков штолен испытательной площадки "Дегелен". // В сб: "Радионуклидное загрязнение территории Семипалатинского полигона» (Материалы научно-практической конференции по Проекту МНТЦ К-053), - Алматы, 1999 г.,С.65-.73.

Семей сынақ полигонының аландарындағы радионуклидтердің құрамдық ерекшеліктері, құрылым түрлері мен таралуы

Қадыржанов Қ.Қ., Қажекбер С., Казачевский И.В., Солодухин В.П., Лукашенко С.Н.

ҚР ҰЯО Ядролық физика институты, Алматы

Жүргізілген ядролық сынақтар ерекшелігіне орай ССП-алаңдарының радионуклидтермен ластану сипатының ерекшеліктерімен зерттеу нәтижелері берілген. Ауаға және жер бетіне («Тәжірибе алаңы); жер астына (Дегелен); экскавациялық («Атом көлің) жарылыс жасалған аландарда және гидроядролық тәжірибелер жүргізілгені мүмкін деген жердегі радионуклидтердің мөлшерін (және де қоршаган орта объектілеріндегі олардың құрылым түрлерің) көрсететін деректер келтірілген.

Features of composition, its revealed forms and allocation at different snts platforms

Kadyrzhanov K.K., Khazhekber S., Kazachevskiy I.V., Solodukhin V.P., Lukashenko S.N.

NNC RK Institute of Nuclear Physics, Almaty

The results of study aimed at radionuclide character contamination features revealing at different SNTS platforms taking into account specificity of trials being carried out are shown. The data on radionuclides contents (as well as the forms of their being in environmental objects) at “Experimental site” (air and ground explosions), “Degelen site” (underground explosions), “Atomic lake” (excavation explosions) and other locales where the hydronuclear explosions are suspected to have been done.

УДК 504. 064. 36: 577. 4

РАДИАЦИОННЫЙ МОНИТОРИНГ ВОДОТОКОВ И ПРОБЛЕМЫ РЕАБИЛИТАЦИИ НА ГОРНОМ МАССИВЕ ДЕГЕЛЕН СЕМИПАЛАТИНСКОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ПОЛИГОНА

[1)]Ахметов М.А., [1)]Артемьев О.И., [1)]Птицкая Л.Д., [2)]Синяев В.А.

[1)]Институт радиационной безопасности и экологии
[2)]Институт химических наук

Показано, что после закрытия испытательных штолен на горном массиве Дегелен продолжается вынос радиоактивности из штолен с водопроявлениями и накопление радиоактивности по руслам постоянных и временных водотоков. Наличие загрязненных участков, с которых возможен смыв радиоактивных продуктов с паводковыми водами и атмосферными осадками в водные артерии региона, соединяющиеся с р. Иртыш, ставит вопрос о целесообразности создания специальных очистных сооружений и проведении мероприятий по реабилитации загрязненных территорий. Делается вывод о необходимости постоянного радиационного мониторинга водотоков, вытекающих из штолен и ручьев горного массива Дегелен.

Дегелен представляет собой горный массив, возвышающийся над окружающей местностью до 500 м, а абсолютные отметки вершин превышают 1000 м. Горный массив прорезан относительно неширокими долинами, имеющими сток в различных направлениях. Наиболее крупную площадь водосбора имеет долина ручья Узынбулак, текущего в юго-восточном направлении. В горах Дегелен также берут начало поверхностные водные системы ручья Карабулак, имеющего сток преимущественно в северном направлении, в южном направлении ручьи Байтлес, Тахтакушук. Трещинные воды горного массива Дегелен являются источником пополнения окружающих водоносных систем [1]. Состояние поверхностных, грунтовых и трещинных вод во многом зависит от экологической обстановки на горном массиве Дегелен.

С 1961 по 1989 гг. в штольнях горного массива Дегелен было проведено более 200 испытаний ядерных зарядов[2, 3]. В результате этого на сравнительно небольшой площади сконцентрировано огромное количество радиоактивных продуктов, представляющих большую опасность для окружающей среды. Радиоактивные продукты сосредоточены, в основном, в пределах полостей, образованных в результате взрывов и, на первый взгляд, вроде бы надежно законсервированы бетонными пробками. Но результаты обследований показывают, что из ~30 штолен вытекают ручьи, приуроченные к трещинно-жильным грунтовым водам; часть из них имеет сезонное проявление. Лабораторные анализы проб воды показывают, что вынос радионуклидов продолжается и в настоящее время. Грунтовые воды, протекая через полости взрыва, растворяют радиоактивные продукты взрыва с плоскостей трещин и переносят их, вследствие чего происходит накопление радионуклидов в определенных местах на дневной поверхности.

Практически во всех штольнях при проходке наблюдались водопроявления. После проведения испытаний появились техногенные трещины, приведшие к нарушению горной структуры и в итоге изменившие пути водной миграции. Новая система циркуляции, образующаяся за счет трещинных вод и атмосферных осадков, формируется за длительный период. Это привело к дополнительному просачиванию атмосферных осадков в зону аэрации. Поэтому водопроявления, их интенсивность и исчезновения будут происходить, пока не стабилизируется вся система. В настоящее время в нее дополнительно включаются камуфлетные полости, зоны техногенной трещиноватости и пространства самих штолен. В различных условиях они могут стать дренирующими системами, временными накопителями влаги, новыми путями водной миграции. Взрывы, проводимые в настоящее время для ликвидации штолен, тоже могут привести к изменению путей миграции воды и, как следствие, к появлению новых водопроявлений, в частности, в сухих штольнях.

Штольни с водопроявлениями расположены во всех частях горного массива Дегелен, оказывают непосредственное влияние на загрязнение прилегающих территорий. Так, общий приток воды с различной степенью содержания радионуклидов из штолен с водопроявлениями в 1996 г. составлял свыше 5000 л/мин.

Вдоль северного склона горного массива Дегелен на протяжении свыше 8 км расположены 8 штолен с водопроявлениями. Штольневые воды выносят радионуклиды, которые накапливаются на приустьевых участках и загрязняют их. Часть радионуклидов переносится по ручью Карабулак на расстояние свыше 30 км, откладываясь в донных отложениях. Объём воды, поступающей из этих штолен в ручей, составляет около 1000 л/мин.

В центральной и восточной части горного массива расположены 9 штолен, вода из которых в объёме 3000 л/мин попадает в ручей Узынбулак и переносится на расстояние свыше 20 км.

Четыре штольни на южных склонах своими водопроявлениями подпитывают два ручья – Байтлес и Тахтакушук, воды которых переносится на расстояние свыше 10 км. Объём поступающей воды составляет около 400 л/мин.

Воды остальных четырех штолен на западных склонах в объёме 600 л/мин переносится по пересыхающим руслам временных водотоков на расстояние свыше 8 км, это не исключает возможность распространения радиоактивного загрязнения за пределы горного массива.

Согласно данным обследования 1992 года, из 181 штольни горного массива Дегелен 36 являются водоносными. Обследованием, выполненным в 1993 году, зафиксировано 27 водоносных штолен [3]. Общее выявленное количество штолен с сезонными водопроявлениями (включая капеж, наледь и т.п.) по данным на 1996 год составляло 33 штольни (Рис. 1) [4]. Таким образом, процесс стабилизации водного режима на горном массиве Дегелен не завершен.

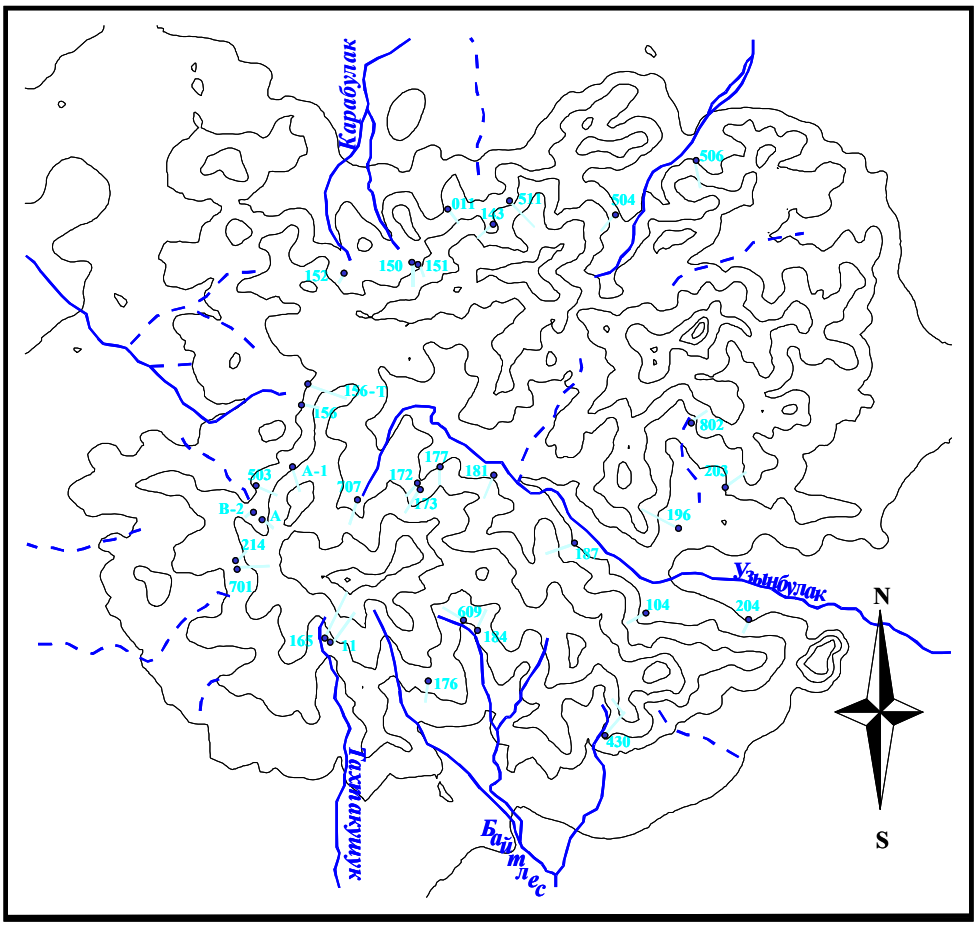


Рис. 1. Схема расположения штолен с водопроявлениями на горном массиве Дегелен

В разные годы, даже в течение одного года количество водоносных штолен меняется, так как некоторые водотоки являются временными. Под воздействием метеорологического фактора, при большом количестве атмосферных осадков, возможно появление сезонных водотоков.

Количество выносимых штольневыми водами радионуклидов напрямую зависит от дебита водотоков, которые, в свою очередь, в значительной степени зависят от количества атмосферных осадков. В то же время корреляционный анализ данных не выявил зависимости удельной активности радионуклидов в воде от дебита источника. Однако следует учесть тот факт, что водный мониторинг ведётся относительно недавно – 4 года, которые к тому же являются аномальными по количеству выпавших осадков. Так например, в летний период 1998 года выпало аномально большое количество атмосферных осадков, что увеличило дебит вод из штолен более чем в 2 раза по сравнению с зимним периодом, а в 1997 и 1999 годах ситуация меняется на противоположную, что является следствием засушливого летнего периода (Табл. 1).

Радиационный мониторинг штолен с водопроявлениями

Необходимо заметить, что радиоактивное загрязнение, связанное со штольневыми водами, является прогрессирующим во времени, в отличие от статического загрязнения на припортальных участках, где миграционные процессы практически отсутствуют или связаны с переносом поверхност-

ными или подземными водами. Начиная с 1996 года, на штольнях с водотоками проводился отбор проб воды для определения содержания техногенных радионуклидов ^{137}Cs и ^{3}H.

Известно, что трещинные воды, питаемые атмосферными осадками, формируют новую систему водной циркуляции. Вода, просачиваясь через зоны разрушения, в том числе эпицентральную, пополняет резервуар грунтовых вод или образует водотоки, выходящие на дневную поверхность.

При этом трещинные воды смывают радиоактивные вещества, осевшие на поверхностях образовавшихся трещин и локализованные в котловых полостях. Из таблицы 1 видно, что из всех штолен с водопроявлениями, наибольшая удельная активность трития сохраняется в течение всего периода наблюдений в штольне № 177 и достигает максимума в 1997 году – 1725 кБк/л. Аналогичная картина наблюдается и для ^{137}Cs, наибольшая удельная активность которого наблюдалась на протяжении 3 лет в штольне № 504 и достигала максимума также в 1997 году – 696 Бк/л. Однако, консервация штольни, проведённая в 1998 году, привела к исчезновению водопроявлений в этой штольне, и максимальная зарегистрированная удельная активность ^{137}Cs приходится на штольню № 165.

Попадая на дневную поверхность, растворенные в воде радионуклиды частично оседают на припортальных площадках, частично переносятся водотоком на большие расстояния, накапливаясь в донных отложениях. Радионуклиды, собираясь в грунте, выстилающем ложе ручья, формируют характер распределения радиоактивности.

Картина радиоактивного загрязнения имеет разный характер. У некоторых штолен обнаруживается накопление радионуклидов непосредственно у порталов. В руслах других водотоков обнаружено нарастание радиоактивных отложений по мере удаления от портала.

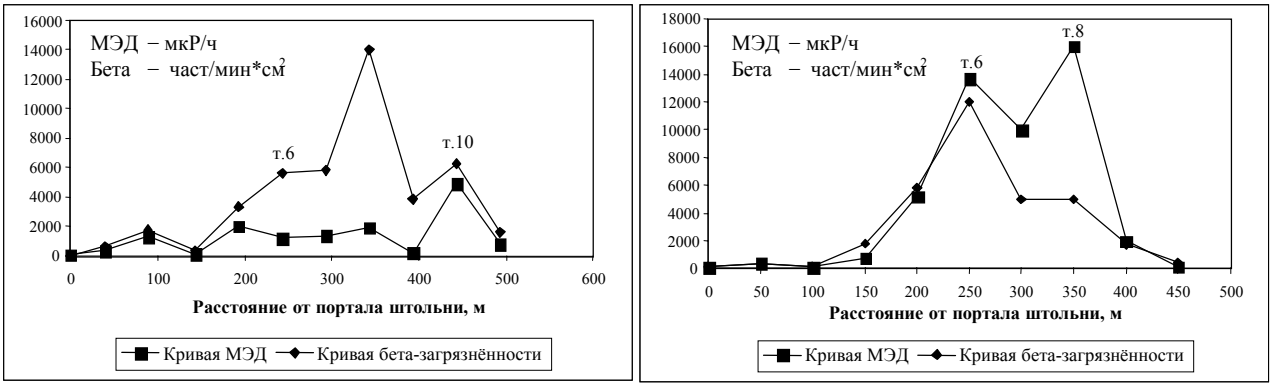
Выполнены специальные экспедиционные работы по обследованию русел временных и постоянных водотоков. Всего было обследовано 12 штолен Дегелена, из них 8 – водоносные, 4 – сухие. Кроме того, исследовались водотоки ряда других штолен. Суть обследований заключалась в следующем.

Через каждые 50 метров от портала штольни вдоль русла проводилось измерение мощности экспозиционной дозы и плотности поверхностного загрязнения. Точки обследования располагались, по возможности, в непосредственной близости от русла. От этих исследуемых точек по профилю, перпендикулярному руслу водотока, на расстоянии 10 метров друг от друга также проводились измерения радиационных параметров.

Распределения МЭД и бета-активности для сухой и водоносной штолен, представлены на Рис. 2. Очевидно, что загрязнения вдоль русел неравномерные. Отмечаются, как повышение, так и понижение уровней поверхностного загрязнения. По всей вероятности, это можно объяснить рельефом местности (во время снеготаяния и выпадения атмосферных осадков происходит смыв радиоактивных продуктов в низинные участки), характером грунта, степенью радиоактивной загрязненности территории, прилегающей к руслу.

Таблица 1. Водный дебит отдельных штолен с водопроявлениями и удельная активность радионуклидов в воде

Период изучения Изучаемые показатели			**Номер штольни**									
			104	**156-Т**	**165**	**176**	**177**	**503**	**504**	**511**	**609**	**А-1**
1996 г.	Приток воды, л/мин	холодный период	330	37,4	30	175	1250	120	340,6	119,4	135	187
		теплый период	1400	159	360	313,2	302,2	>500	117,6	315,6	361,8	192
	Удельная активность	^{137}Cs, Бк/л	230	18	354	78	8	188	622	144	313	296
		^{3}H, кБк/л	277	21	437	670	1281	193	435	204	42	338
		^{90}Sr, Бк/л							520	160		
1997 г.	Приток воды, л/мин	холодный период	361	33	49	166	37	147	59	215	83	34
		теплый период	282	14	48	181	25	94	76	206	88	27
	Удельная активность	^{137}Cs, Бк/л	330	19	343	84	4	206	696	158	421	229
		^{3}H, кБк/л	238	30	459	633	1725	184	519	425	48	252
1998 г.	Приток воды, л/мин	холодный период	710	18	20	291	165	42	126	138	113	41
		теплый период	687	290	213	487	286	78	561	495	571	47
	Удельная активность	^{137}Cs, Бк/л	222	14	205	62	16	139	419	116	224	34
		^{3}H, кБк/л	311	47	428	639	1253	246	407	323	33	241
1999 г.	Приток воды, л/мин	холодный период	872	0	10	112	207	27	0	12	0	0
		теплый период	508	0	1	140	227	26	0	27	47	0
	Удельная активность	^{137}Cs, Бк/л	227		247	70	4	137		62	102	
		^{3}H, кБк/л	233		349	511	1104	170		294	16	
		^{90}Sr, Бк/л	998		1375	229	1145	192		300	499	

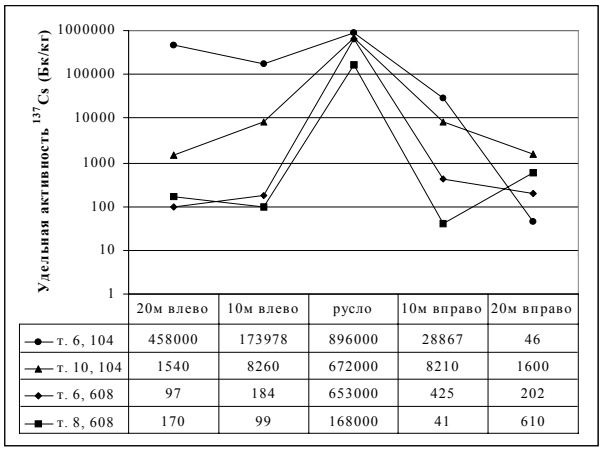


а) водное русло, шт. 104 б) сухое русло, шт. 608

Рис. 2. Распределение МЭД и бета-активности вдоль русел водотоков из некоторых штолен

Сравнение характера радиоактивного загрязнения сухого и водного русла показывают, что, в целом, оно аналогичное. Некоторое различие может быть обусловлено разнообразием природных факторов. В местах с временными водотоками особенно большое значение имеют низины, где происходит накопление воды. Здесь регистрируются максимальные уровни загрязнения. Там, где ручьи не имеют ярко выраженного русла, образуя заболоченную пойму, загрязнение более или менее равномерно распределяется по всей пойме.

Данные анализа на содержание проб донных отложений на различных расстояниях от русел штолен для ^{137}Cs приведены на рис.3. По мере удаления от русла концентрация ^{137}Cs уменьшается. Причем более существенное уменьшение происходит в сухом русле.



	20м влево	10м влево	русло	10м вправо	20м вправо
т. 6, 104	458000	173978	896000	28867	46
т. 10, 104	1540	8260	672000	8210	1600
т. 6, 608	97	184	653000	425	202
т. 8, 608	170	99	168000	41	610

Рис. 3. Содержание ^{137}Cs в пробах почвы, отобранных перпендикулярно руслу водотока

Русло постоянного водотока загрязнено больше, чем временного. Не исключено, что при прекращении водотока происходит ветровой перенос радиоактивных частиц, расположенных на поверхности донных отложений.

Проведённые наблюдения нельзя считать полными в связи с небольшим периодом наблюдений – 3 года.

После закрытия испытательных штолен на горном массиве Дегелен продолжается вынос радиоактивности из штолен с водопроявлениями и накопление радиоактивности по руслам постоянных и временных водотоков.

Проблемы реабилитации

Проблемы реабилитации, связанные с выносом радионуклидов с водотоками из штолен в открытую гидрографическую сеть горного массива Дегелен, в первую очередь, связаны с поиском эффективных и недорогих сорбентов для извлечения радионуклидов (^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{239,240}Pu) из воды.

Естественно, что с точки зрения доступности и дешевизны наиболее перспективны природные, либо модифицированные природные сорбенты. В этой связи, разработана программа по изучению сорбционных способностей местных глин и компонентов на их основе для очистки грунтовых и поверхностных вод от радиоактивных продуктов подземных ядерных взрывов на территории Семипалатинского ядерного полигона.

Цель работы – разработка эффективных сорбентов из природных материалов для очистки радиоактивно-загрязнённых вод.

Программа работ состоит из нескольких этапов:

- Оценка радиоактивного загрязнения грунтовых и поверхностных вод на Дегелене;
- Прогноз накопления радиоактивных продуктов подземных ядерных взрывов в результате их миграции с грунтовыми и поверхностными водами;
- Изучение сорбционных свойств агентов природной среды;
- Выработка предложений по оборудованию и размещению фильтрующих установок на территории СИП для очистки вод от долгоживущих, биологически опасных радионуклидов;
- Сведение к минимуму миграции радионуклидов в результате водного переноса на горном массиве Дегелен и в прилегающем к нему регионе.

При проектировании методов закрытия штолен горного массива Дегелен были предусмотрены меры уменьшающие вероятность накопление трещинных вод в штольнях. Для этого использовались

системы водоотлива из полостей штолен двух видов (Рис. 4):

- Водоотлив со щебеночным фильтром;
- Естественный водоотлив

При проведении на территории горного массива Дегелен природоохранных мероприятий осуществляется разработка конструкций фильтров для уменьшения количества радионуклидов, выносимых штольневыми водами, а также работа по изучению свойств модифицированных природных сорбентов на основе местных глин.

Рис. 4. Водоотлив из закрытых штолен

Изучение сорбционных свойств различных сорбентов

Для уменьшения выноса радионуклидов с водой из штолен с водопроявлениями и ареала их миграции проводится изучение свойств различных сорбентов. Предпочтение отдаётся, естественно, поиску и использованию природных сорбентов местного происхождения.

Так, в серии опытов, часть из которых были "модельными" (в воду вносились радиоактивные "метки"), а в другой – использовалась вода, отобранная на водотоках штолен, загрязнённая радионуклидами, изучались: белая элювиальная глина, в том числе модифицированная соединениями фосфора (Табл. 2, № 4), гипс и активированный уголь. Соотношение жидкой (вода) и твёрдой (сорбент) фаз было от 2:1 (Табл. 2, № 1, 2) до 20:1 (Табл. 2, № 3, 4). Условия сорбции приближены к естественным (статические, без перемешивания), время контакта с сорбентом от 12 до 24 часов. Результаты эксперимента приведены в таблице (Табл. 2.).

Таблица. 2. Результаты испытаний сорбентов

№ опыта	Вид сорбента	Изучаемый радионуклид	Исходная удельная активность, Бк/л	Время экспозиции, часы	Удельная активность в воде после опыта, Бк/л (% от исходной активности)
1	белая глина	^{137}Cs	640	12	4 (0,6%)
	гипс			12	4 (0,6%)
	активированный уголь			12	9 (1,4%)
2	белая глина	^{238}Pu*	87	12	3 (3,5%)
	активированный уголь			12	5,4 (6,2%)
	белая глина	^{90}Sr	1290	12	400 (31%)
	гипс			12	1300 (0%)
	активированный уголь			12	930 (72%)
3	белая глина	^{137}Cs*	$17{,}3*10^4$	24	$17{,}3*10^3$ (10%)
		^{90}Sr*	$19{,}1*10^4$	24	$21{,}9*10^3$ (11%)
4	белая глина	^{238}Pu*	632	24	8 (1,3%)

Примечание: * - *модельные эксперименты (радионуклид вносился в воду)*

Проведённые исследования показали, что местные природные сорбенты (белые глины) являются наиболее перспективными для очистки загрязнённых радионуклидами вод, вытекающих из штолен, в различных фильтрующих и дезактивирующих устройствах. Именно местные природные сорбенты должны использоваться в фильтрующих системах, конструкционная проработка которых только начинается.

Выводы

- Проведенные исследования показали, что после закрытия испытательных штолен на горном массиве Дегелен продолжается вынос радиоактивности из штолен с водопроявлениями и накопление радиоактивности по руслам постоянных и времен-

ных водотоков. Наличие загрязненных участков предполагает возможность смыва радиоактивных продуктов с паводковыми водами и атмосферными осадками в водные артерии региона, соединяющиеся с р. Иртыш.

- Необходим постоянный радиационный мониторинг водотоков, вытекающих из штолен и ручьев горного массива Дегелен.
- Для решения проблемы прекращения загрязнения горного массива Дегелен и прилегающего региона радиоактивностью требуется строительство специальных очистных сооружений, для которых в качестве сорбентов радионуклидов можно предложить местные природные сорбенты (белые глины).

Литература

1) Отчет ИГИ НЯЦ РК по контракту DTRA –0023/2. - Курчатов, 1999 г.

2) Горин В.В., Герасимов Г.А. и др. Семипалатинский полигон. Хронология подземных ядерных взрывов и их первичные радиационные эффекты (1961-1989 гг.). // Бюллетень центра общественной информации по атомной энергии, №9, спец. Выпуск, - Москва, ЦНИИ Атоминформ, 1993 г.

3) Итоговый отчёт по контракту № DNA 001-95-C-0179 "Программа характеризации штолен горного массива Дегелен". Руководитель работ Тухватулин Ш.Т.

4) Смагулов С.Г., Артемьев О.И., Ларин В.Н. /"Оценка радиоэкологической обстановки на территории Семипалатинского испытательного полигона и прилегающих к нему регионов". // Промежуточные и годовые отчеты ИРБЭ НЯЦ РК. - Курчатов, 1996-1998 гг.

Семей сынақ полигонының Дегелен тау бөктеріндегі суағындарының радиациялық мониторингінің оңалту мәселелері

[1)]Ахметов М.А., [1)]Артемьев О.И., [1)]Птицкая Л.Д., [2)]Синяев В.А.

[1)]ҚР ҰЯО Радиациалық қауіпсіздік және экология институты
[2)]Химиялық ғылымдар институты

Дегелен тау бөктеріндегі сынақ штольняларын жабқаннан кейін, зерттеулер жүргізілген радиоактивтің шығуы су арналарымен бірге әрқашан уақытша суаттарда радиоактивтің шоғырлануын көрсетеді. Радиоактивті өнімдермен ластанған бөлімдердің сумен айылуы атмосфералық қалдық ауданның сулы арналары Ертіс өзенімен бірігеді. Арнайы тазарту жабдықтардың құрлысын қажет етеді. Ластанған аймақтарды оңалтуға шара жүргізу. Дегелен тау бөктерінің штольняларынан ағып жатқан суағындарының радиациялық мониторингінің әрқашан қажеттілігін қортындылайды.

Radiation monitoring of water flows and rehabilitation of Degelen mountain massif at Semipalatinsk test site

[1)]Akhmetov M.A., [1)]Artemev O.I., [1)]Ptitskaya L.D., [2)]Sinyaev V.A.

[1)]NNC RK Institute of Radiation Safety and Ecology
[2)]Institute of Chemical Sciences

Studies performed found that the radioactivity is still being transported out from tunnels with water manifestation even after their closure and radionuclides are accumulating within the permanent and temporary streambeds. The presence of contaminated areas which serve as sources of radionuclides wash-off by thew water and atmospheric precipitation into streams and further into the Irtysh River urges constructing of special filtration barriers and taking measures on contaminated areas rehabilitation. The present article concludes that permanent radiation monitoring of Degelen tunnel water flows and streams is of great necessity.

УДК 504.054:539.16

РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ТЕРРИТОРИИ СЕМИПАЛАТИНСКОГО ПОЛИГОНА ОТ АТМОСФЕРНЫХ ЯДЕРНЫХ ИСПЫТАНИЙ

Артемьев О.И., Ахметов М.А., Птицкая Л.Д.

Институт радиационной безопасности и экологии

Показано, что основным фактором формирования радиационной обстановки на территории СИП (дневная поверхность) явились локальные выпадения из радиоактивных облаков наземных и воздушных взрывов. Проведенные исследования подтвержают "пятнистый" характер загрязнения радионуклидами территории полигона. Детально изучено радионуклидное загрязнение территории, прилегающей к эпицентру наземных ядерных взрывов.

Введение

Наземные и воздушные взрывы на СИП проводились на испытательной площадке "Опытное поле", где всего осуществлено 116 ядерных испытаний, из них воздушных – 86, наземных - 30. Основной вклад в радиоактивное загрязнение территорий внесли наземные ядерные взрывы, проводившиеся до 1963 года. Из них взрывы, проведенные 29 августа 1949 года (первое ядерное испытание), 24 сентября 1951 года и 12 августа 1953 года (первый термоядерный взрыв) образовали основные следы радиоактивного загрязнения. Мощность всех воздушных взрывов составила примерно 550 кт, экскавационных взрывов - 140 кт [1]. Максимальные площади загрязнения в пределах СИП создали след, образованный в результате проведения испытания первого термоядерного заряда 12 августа 1953 года. След загрязнения радионуклидом ^{137}Cs зафиксирован на всем протяжении по данным аэрогамма-спектрометрической съемки, проведенной в 1990-91 гг. Вместе с двумя другими следами радиоактивных выпадений (северо-восточным и южным), он образует значительную площадь загрязнения радионуклидами, в том числе $^{239/240}$Pu, которому при исследованиях уделяется особое внимание (рис. 1) [2, 3]. Мощность экспозиционной дозы в отдельных точках на площадке "Опытное поле" достигает 3000 мкР/ч [4].

Было проведено изучение радионуклидного загрязнения территории испытательной площадки "Опытное поле" и по следам радиоактивных выпадений. До начала проведения этих работ, изученность испытательной площадки "Опытное поле" ограничивалась лишь отдельными данными по загрязнению радионуклидами ^{137}Cs и, в значительно меньшей степени, ^{90}Sr. Практически отсутствовала информация о загрязнении ^{239,240}Pu. Маршруты проведения обследования начинались в районе эпицентра наземных взрывов и радиально расходились в различных направлениях. Они располагались как можно ближе к оси основных дозообразующих следов. В результате проведённых исследований определены концентрации долгоживущих радионуклидов более чем в 150 обследованных точках (рис. 1).

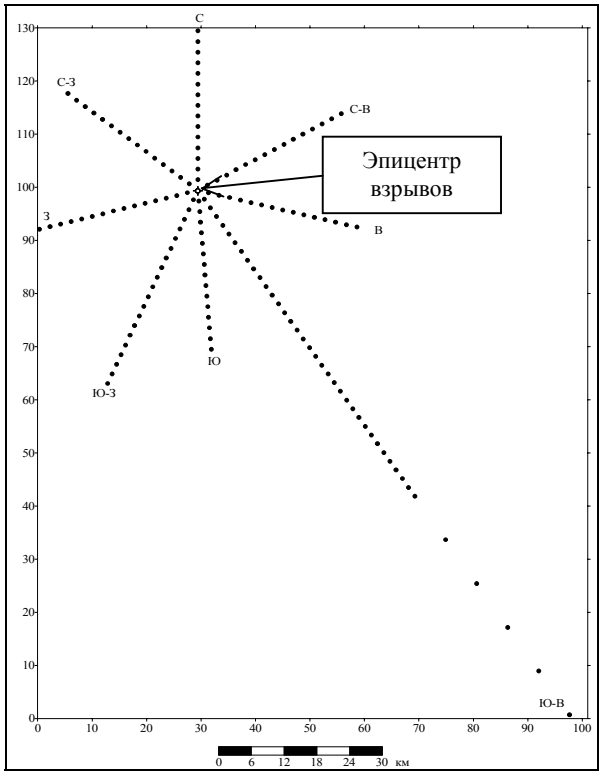


Рис. 1. Схема расположения точек отбора проб.

При проведении работ на "Опытном поле" и по следам радиоактивных выпадений мы исходили из необходимости решения следующих задач:

- изучение содержания радионуклидов, характера их распределения и форм нахождения в почве и шлаках на территории, прилегающей к эпицентру;
- изучение содержания, характера распределения и форм нахождения радионуклидов (особенно ^{239,240}Pu, ^{241}Am, ^{90}Sr, ^{137}Cs) вдоль фиксируемых аэрогамма-съемкой следов радиоактивных выпадений;

- изучение вопросов пространственного и вертикального распределения радионуклидов на этих площадях, как средство для понимания их миграционных свойств.

Характеризация радионуклидного загрязнения площадки "Опытное поле" и следов радиоактивных выпадений

При обследовании на местности производилось измерение мощности экспозиционной дозы, плотности потока α- и β-частиц, отбор проб грунта, топографическая привязка точек отбора проб и измерений. Пробы для лабораторных исследований были отобраны по следующим лучам эпицентра (Рис. 1):

1. ЮВ - вдоль юго-восточного следа до 115 км;
2. ЮЗ - вдоль юго-западного следа на протяжении 42 км;
3. З - западный луч - 30 км;
4. СЗ - северо-западный луч - 30 км;
5. С - северный луч - 30 км;
6. СВ - северо-восточный луч - 30 км;
7. В - восточный луч - 30 км;
8. Ю - южный луч - 30 км.

Максимальная концентрация (удельная активность) по северному маршруту ^{137}Cs – 179 Бк/кг была зарегистрирована в 2 км от эпицентра; ^{90}Sr – 450 Бк/кг (12 км от эпицентра); ^{239,240}Pu – 368 Бк/кг (2 км от эпицентра). В северо-восточном направлении максимальное содержание ^{137}Cs – 271 Бк/кг (2 км от эпицентра); ^{90}Sr – 269 Бк/кг (2 км от эпицентра); ^{239,240}Pu – 26600 Бк/кг (12 км от эпицентра). Максимум в восточном направлении ^{137}Cs – 135 Бк/кг (2 км от эпицентра); ^{90}Sr – 133 Бк/кг (2 км от эпицентра); ^{239,240}Pu – 5100 Бк/кг (2 км от эпицентра). В юго-восточном направлении максимальное содержание ^{137}Cs – 585 Бк/кг (26 км от эпицентра); ^{90}Sr – 394 Бк/кг (55 км от эпицентра); ^{239,240}Pu – 270 Бк/кг (55 км от эпицентра). Максимальные значения содержания в южном направлении ^{137}Cs – 129 Бк/кг (10 км от эпицентра); ^{90}Sr – 154 Бк/кг (10 км от эпицентра); ^{239,240}Pu – 128000 Бк/кг (8 км от эпицентра). В юго-западном направлении максимум ^{137}Cs – 1310 Бк/кг (10 км от эпицентра); ^{90}Sr – 542 Бк/кг (8 км от эпицентра); ^{239,240}Pu – 6700 Бк/кг (34 км от эпицентра). Максимальная концентрация в западном направлении ^{137}Cs – 137 Бк/кг (2 км от эпицентра); ^{90}Sr – 97 Бк/кг (2 км от эпицентра); ^{239,240}Pu – 810 Бк/кг (20 км от эпицентра). На северо-западном маршруте обследования максимум ^{137}Cs – 79 Бк/кг (2 км от эпицентра); ^{90}Sr – 106 Бк/кг (16 км от эпицентра); ^{239,240}Pu – 1790 Бк/кг (8 км от эпицентра).

Проводилось также определение содержания ^{241}Am в пробах почвы. Максимальное загрязнение ^{241}Am – 11112 Бк/кг было зарегистрировано по юго-восточному направлению (8 км).

На рисунке 2 представлены результаты лабораторных анализов проб грунта, отобранных на юго-восточном направлении, в виде графика зависимости величины активности от расстояния (от эпицентра). Наблюдаемые резкие изломы на графике указывают на то, что радиоактивное загрязнение является неравномерным и носит ярко выраженный "пятнистый" характер. Максимальные значения составили: по ^{137}Cs - 1,26 Ки/км^2, по ^{90}Sr - 1,12 Ки/км^2 и по ^{239,240}Pu - 5,62 Ки/км^2. Данное (юго-восточное) направление имеет максимальные площади загрязнения в пределах СИП и совпадает с направлением радиоактивного следа, образованного в результате проведения испытания первого термоядерного заряда 12 августа 1953 года.

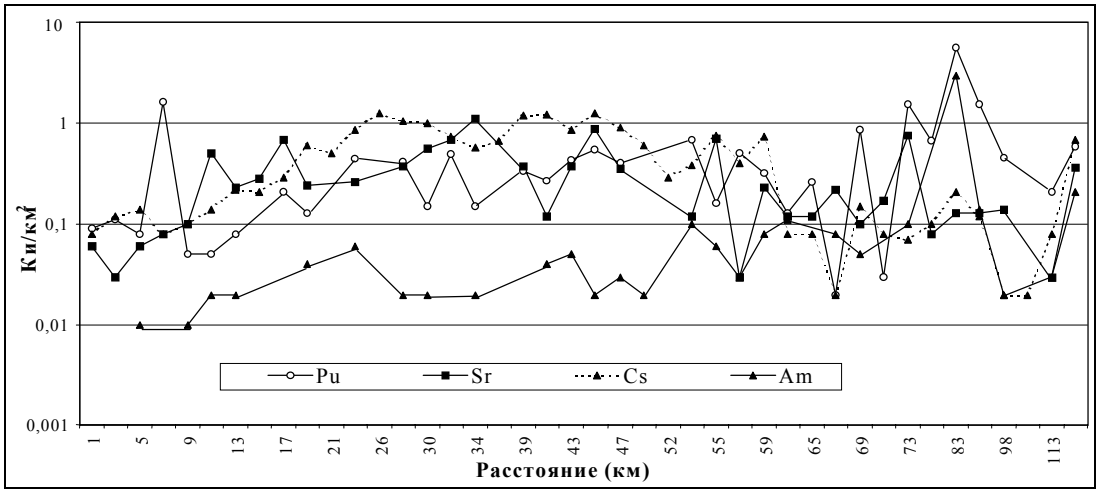
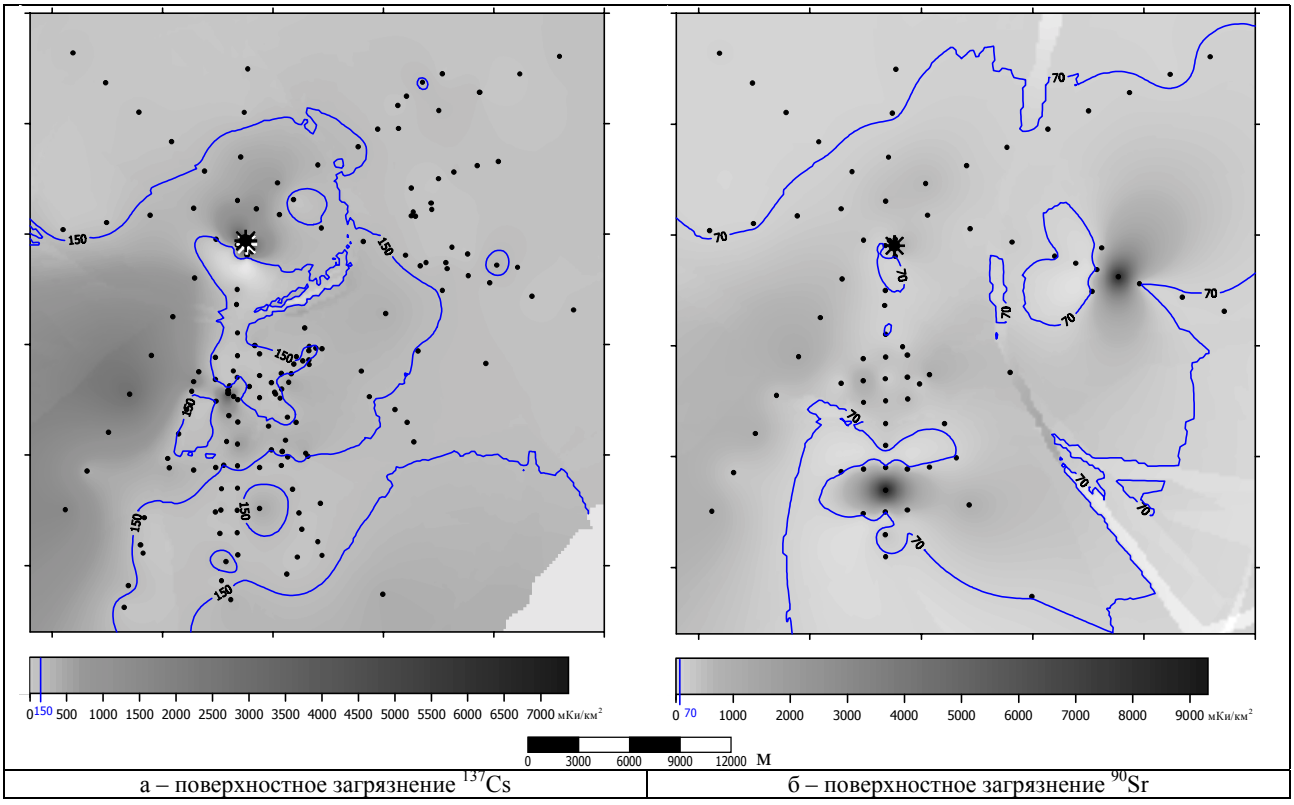


Рис. 2. Изменение поверхностного загрязнения ^{137}Cs , ^{90}Sr, ^{239,240}Pu и ^{241}Am вдоль следа термоядерного взрыва

Необходимо отметить ряд особенностей радиоактивного загрязнения полигона в юго-восточном направлении (рис. 3). В первую очередь, резкое возрастание радиоактивного загрязнения территории ^{239,240}Pu и ^{241}Am, начиная с 70 по 110 км. Кроме того, обращает на себя внимание отсутствие корреляции между содержаниями ^{239,240}Pu и ^{241}Am на отрезке от 5 до 10 км. Среднее отношение

$^{239,240}Pu/^{241}Am$ по этому направлению составляет 3,3. Загрязнение ^{137}Cs и ^{90}Sr носит равномерный характер без резких возрастаний и спадов. Среднее отношение $^{137}Cs/^{90}Sr$ равно 2, что близко по значению к теоретическому соотношению выходов этих продуктов деления по цепной ядерной реакции.



а – поверхностное загрязнение ^{137}Cs | б – поверхностное загрязнение ^{90}Sr

Рис. 3. Участок детального обследования на площадке "Опытное поле". ✱ *– эпицентр наземных испытаний*

Изучение поверхностного радиоактивного загрязнения наиболее загрязненного участка

В результате проведенного обследования установлено, что значительное радионуклидное загрязнение находится в сегменте от северо-восточного до юго-западного направления. Однако, полученных данных было недостаточно для представления полной картины о распределении радионуклидов, поэтому в 1999 г. было проведено дополнительное обследование с отбором проб, максимально приближенное к площадному.

Получены карты-схемы площадного загрязнения обследованной территории испытательной площадки "Опытное поле" радионуклидами ^{137}Cs и ^{90}Sr (рис. 3 а, б соответственно). Изолинии ограничивают территории, на которых плотность поверхностного загрязнения превышает уровень глобальных выпадений радионуклидов для средних широт северного полушария равный по ^{137}Cs – 150 мКи/км^2, по ^{90}Sr – 70 мКи/км^2. Точками на рисунках отмечены места отбора проб. Видно, что необходима ещё более густая сеть данных для определения площадного загрязнения. Также заметно, что загрязнения носят пятнистый характер. В целом, участки загрязнения практически совпадают с данными аэрогаммаспектрометрической съёмки. На представленных картах места повышенного содержания данных радионуклидов совпадают со следами выпадений от испытаний, проведённых 29 августа 1949 года, 24 сентября 1951 года и 12 августа 1953 года.

На карте распределения плотности поверхностного загрязнения ^{137}Cs изолинии уровня глобальных выпадений ограничивают загрязнение в двух направлениях следов радиоактивных выпадений – вдоль южного и юго-восточного следов (рис. 3 "а"). Распределение изолиний загрязнения ^{90}Sr пролегает вдоль всех трех следов – южного, юго-восточного и северо-восточного (рис. 3 "б").

Загрязнение $^{239,240}Pu$ на испытательной площадке "Опытное поле" вблизи эпицентра взрывов на этом же участке происходило от локального загрязнения радиоактивными шлаками и в результате выпадения "горячих" частиц, которые содержат большие удельные активности (до 10^5 и выше) $^{239,240}Pu$, поэтому распределение по плотности поверхностного загрязнения отобразить невозможно. На рис. 3"в" представлена карта-схема удельного содержания $^{239,240}Pu$ в точках отбора проб.

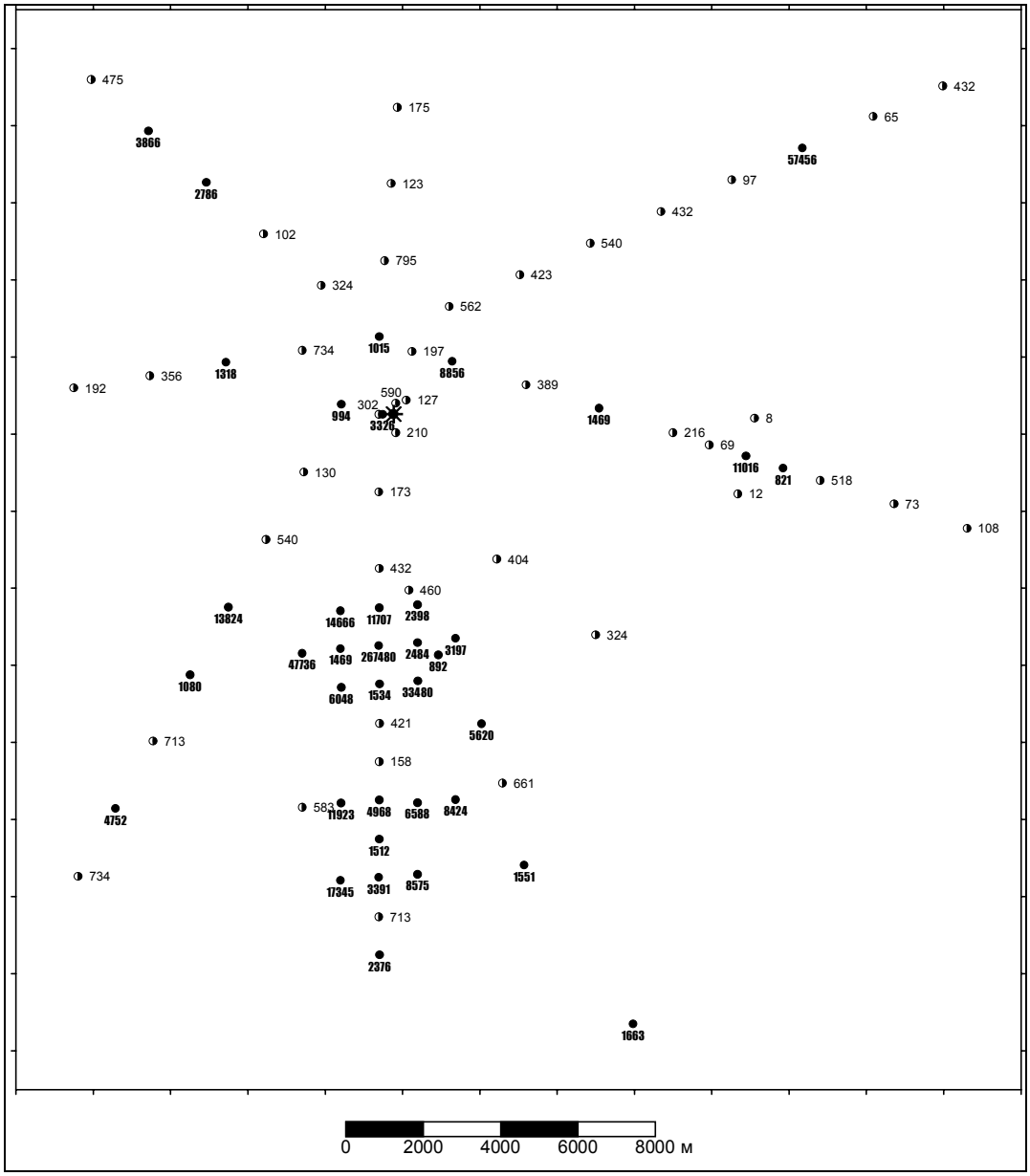


Рис. 3. "в" - Поверхностное загрязнение $^{239,240}Pu$

Данные, приведенные на рис. 3 "в" показывают, что загрязнения $^{239,240}Pu$ в эпицентральной зоне также находится, в основном, в выделенной для дополнительного исследования сегментной области.

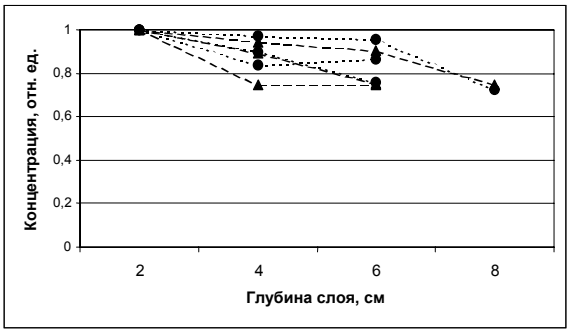
В эпицентральной зоне (зоне максимального, радиоактивного загрязнения) на различном расстоянии от эпицентра 5 наземных ядерных взрывов были отобраны послойные пробы для изучения вертикальной миграции радионуклидов.

Распределение радионуклидов по глубине

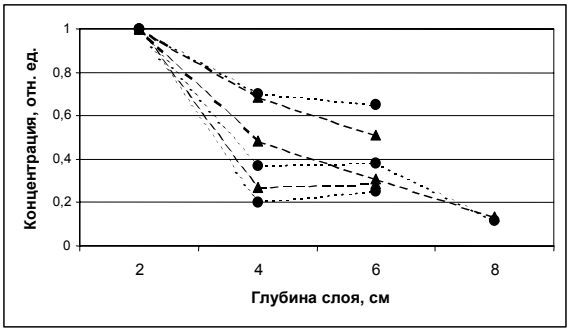
Лабораторный анализ отбираемых на полигоне проб грунта показал наличие ядерного материала и продуктов деления – $^{239,240}Pu$, ^{241}Am, ^{137}Cs, ^{90}Sr, а также радионуклидов – продуктов активации грунта и конструкционных материалов – ^{152}Eu, ^{154}Eu, ^{60}Co. Отмечается разное проникновение радионуклидов в почву. На рис. 4 (а, б, в) представлены графики изменения содержания радионуклидов по глубине почвы. Можно выделить 3 группы радионуклидов по механизму их образования:

1. ^{152}Eu и ^{60}Co (продукты активации грунта) – заметная слабая зависимость изменения концентрации от глубины;
2. ^{241}Am (вещество заряда) и ^{137}Cs (продукт деления вещества заряда) – концентрация достаточно сильно изменяется с глубиной;
3. ^{154}Eu (продукт деления вещества заряда + продукт активации грунта) - средняя зависимость содержания от глубины.

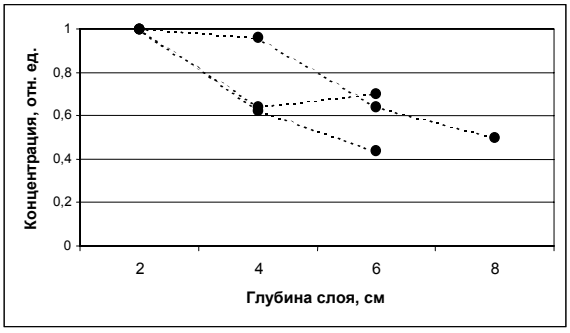
Для определения содержания гамма-излучающих радионуклидов применялись германиевые детекторы с высоким энергетическим разрешением. Определения радионуклидов бета- и альфа-излучателей выполнялись с использованием радиохимических методов.



а) ^{152}Eu, ^{60}Co



б) ^{137}Cs, ^{241}Am



в) ^{154}Eu

Рис. 4. Изменение концентрации радионуклидов в зависимости от глубины

Радиохимический анализ применялся как для количественного определения ^{90}Sr, ^{239,240}Pu в объектах природной среды, так и для исследования миграции этих радионуклидов. Для оценки поведения и возможной миграции ^{239,240}Pu и ^{90}Sr в экологических системах по "пищевой цепочке" была проведена серия опытов по выщелачиванию этих радионуклидов.

Анализировалась проба грунта, отобранная на площадке "Опытное поле" с концентрациями ^{239,240}Pu – 2600 Бк/кг и ^{90}Sr – 6500 Бк/кг.

Для определения исходной удельной активности ^{239,240}Pu и ^{90}Sr в пробе использовались методики полного количественного выделения этих радионуклидов из любых анализируемых проб. Аликвотные навески указанной пробы подвергались воздействию различных сред: H_2O; 0,05М HCl; 6М HCl; 7М HNO_3.

Из таблицы видно, что растворимость в воде ^{90}Sr и ^{239,240}Pu, находящихся в пробе, составляет порядка 0,1%. Это говорит о слабой миграции этих радионуклидов в обычных условиях. При обработке пробы 0,05М HCl (имитация желудочного сока) растворимость плутония остается примерно на том же уровне, а стронция возрастает в 50 раз. Этот факт настораживает, т.к. многие участки бывшего полигона, включая и "Опытное поле", бесконтрольно используются для выпаса скота. При обработке навесок растворами 6М HCl и 7М HNO_3, которые используются для определения глобальных загрязнений стронцием и плутонием, растворимость этих радионуклидов возрастает и достигает в среднем 10%. Следовательно, можно предположить, что на территории площадки "Опытное поле" около 90% ^{90}Sr и ^{239,240}Pu находятся в шлаках и остеклованных частицах и связаны с "локальными" выпадениями во время ядерных испытаний.

Таблица. Растворимость радионуклидов в различных средах.

Радионуклид	Содержание радионуклида, %				
	Аликвотные навески	H_2O	0,05М HCl	6М HCl	7М HNO_3
^{239,240}Pu	100	0,1	0,13	13,5	9,4
^{90}Sr	100	0,07	3,5	7,3	4,1

Выводы

Данные исследований подтверждают "пятнистый" характер загрязнения радионуклидами территории полигона. Относительно "чистые" точки обследования по всей длине маршрутов чередуются с сильно загрязнёнными. Нельзя не отметить также тот факт, что в целом радиоактивное загрязнение по обследованным маршрутам проявляется, начиная с 4-6 км от эпицентральной зоны. По-видимому, это в немалой степени связано с большим количеством работ, проводившихся в эпицентральной зоне после испытания.

Основным фактором формирования радиационной обстановки на территории СИП (дневная поверхность) явились, безусловно, локальные выпадения из радиоактивных облаков наземных и воздушных взрывов. Выпавшие радионуклиды с течением времени проникают в горизонт почвы, измеряемый сантиметрами. Время этого проникновения может быть весьма значительным, учитывая относительно слабую выщелачиваемость радионуклидов из верхнего слоя грунта.

Литература

1) Ядерные испытания СССР. - Москва. ИздАТ. 1997 г.

2) Артемьев О.И., Ахметов М.А., Птицкая Л.Д. Исследование очагов загрязнения природной среды на территории Семипалатинского испытательного полигона. // "Вестник университета "Семей", 1998, № 3-4, С. 111-113.

3) Стрильчук Ю.Г., Артемьев О.И. Изучение радиационной обстановки в районе бывшего Семипалатинского полигона. // "Вестник университета "Семей", 1998, № 3-4. С. 174-179.

4) Артемьев О.И., Ларин В.Н., Жумадилов К.Ш. Радионуклидный анализ в Институте радиационной безопасности и экологии. // Nuclear Physical Methods in Radioecological Investigations of Nuclear Test Sites. Advanced Research Workshop. - Almaty. June 7-10, 1999. P. 20-25.

Семей полигонының аймағының атмосфералық ядролық сынақтан радиоактивті ластану

Артемьев О.И., Ахметов М.А., Птицкая Л.Д.

ҚР ҰЯО Радиациалық қауіпсіздік және экология институты

ССПның аймағында радиациялық жағдайдың негізгі құрылу факторы /күндізгі қабат/ радиоактивті бұлттардан, жер асты және ауадағы жарылыстардан түскен ластану. Полигон аймағының радионуклидтермен *дақты* мінез ластануын зерттеулердің мәлметтері растайды. Тексерудегі *Таза* нүктелер ұзыннан-ұзақ алмасып өте ластанған. Эпицентрге жақын аймақтың жерүсті ядролық сынақтардан радионуклидпен ластануы нақтылы тексерілді.

Radioactive contamination of Semipalatinsk test site territory due to atmospheric nuclear tests

Artemev O.I., Akhmetov M.A, Ptitskaya L.D.

Institute of radiation safety and ecology NNC RK

It was found that the local fallout of radioactive plumes after above-ground and air tests was the major factor contributing to the radiation situation at the STS territory. Study results confirm the presence of local contaminated areas within the STS territory, so called “radioactive spots”, which alternate with relatively “clean” areas. The radionuclide contamination of areas surrounding epicenters of above-ground explosions have been studied in detail.

УДК 577.391С574.44

СОВРЕМЕННАЯ РАДИАЦИОННАЯ ОБСТАНОВКА НА СЕМИПАЛАТИНСКОМ ИСПЫТАТЕЛЬНОМ ПОЛИГОНЕ

Артемьев О.И., Стрильчук Ю.Г., Жумадилов К.Ш., Ларин В.Н.

Институт радиационной безопасности и экологии

Выполнено повторное радиационное обследование 10 мониторинговых площадок в пределах СИП, включающее полевую радиометрию и гамма-спектрометрию, отбор проб почвы. Получены данные по распределению радионуклидов в пределах исследованных площадок и по глубине почвенных разрезов (до 20 см). Проведено сравнение полученных данных с результатами исследований проведенных в 1994 году. Анализ результатов радиологических исследований свидетельствует, в целом, об уменьшении радионуклидной загрязненности этих мониторинговых площадок.

Введение

Рассматривая вклад радиоактивных веществ в загрязнение внешней среды Семипалатинского испытательного ядерного полигона, следует сказать, что наземные и экскавационные взрывы внесли больший вклад в локальное (100-150 км) загрязнение по сравнению с высотными ядерными взрывами, обусловившими глобальное загрязнение [1, 2]. При высотных воздушных взрывах приземной пылевой столб, образующийся в эпицентральной зоне, не соединялся с облаком взрыва, поэтому радиоактивное загрязнение, как правило, было незначительным.

Масштаб загрязнения ядерными взрывами зависит от механизмов переноса радиоактивности в окружающей среде [3]. К основным механизмам переноса активности относятся следующие:

- вынос образовавшихся радиоактивных продуктов под действием ядерных взрывов в верхние слои атмосферы;
- напорное истечение радиоактивных веществ из полости взрыва под действием избыточного давления;
- конвективное движение нагретых от тепла взрыва газов в поле тяжести Земли;
- осаждение мелкодисперсных фракций аэрозолей вследствие атмосферной диффузии;
- ветровой перенос радиоактивной пыли в приземном слое воздуха;
- перенос радионуклидов поверхностными и грунтовыми водами.

В настоящее время в формировании загрязнения радионуклидами территории региона доминируют последние два механизма.

После создания НЯЦ РК, в 1994 году на основе соглашения между правительствами США и РК была выполнена работа по изучению радионуклидной загрязненности бывшего СИП, исключая испытательную площадку "Дегелен". В процессе этой работы были выбраны 10 экспериментальных площадок на территории бывшего СИП, на которых проведены полевые измерения уровней радиации альфа-, бета-, и гамма-излучений(включая и гамма-спектральные измерения). Были также отобраны пробы грунта в заранее оговоренных точках на всех 10 площадках и проведены лабораторные гамма-спектральные и радиохимические исследования этих проб на содержание радионуклидов [4].

Обследование проводила совместная экспедиция специалистов РК, РФ и США. Отобранные пробы анализировались в институтах НЯЦ РК, других исследовательских центрах РК, а также в Радиевом институте им. Хлопина в РФ. Через 5 лет была поставлена задача повторить эти исследования на базе ИРБЭ НЯЦ РК.

1. Экспериментальная часть

В период с октября по ноябрь 1999 года была проведена радиологическая оценка 10 площадок (рис. 1) в пределах территории бывшего СИП, ранее обследованных в 1994 году. При выполнении работ была использована полученная из США мобильная лаборатория TRAC. Исследования были проведены с целью сравнения результатов 1994 и 1999 и отработки методик in situ гамма-спектрометрии.

1. Исследования включали в себя следующие этапы:
2. Поиск экспериментальных площадок и их разметка для проведения дальнейших исследований;
3. Проведение полевой радиометрической съёмки;
4. Проведение полевой гамма-спектрометрии in situ;
5. Отбор проб почвы;
6. Проведение лабораторных гамма-спектрометрических и радиохимических анализов отобранных образцов почв.

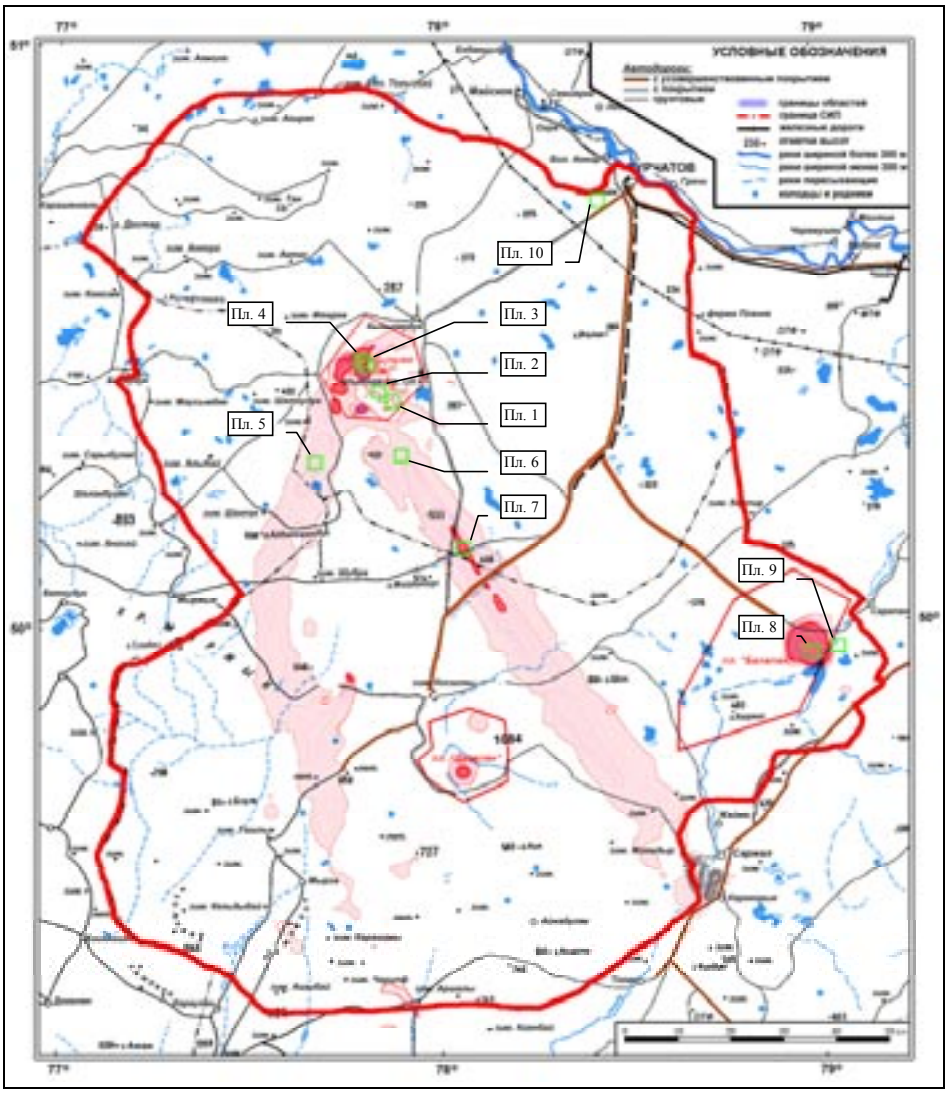


Рис. 1 . Схема расположения 10 экспериментальных площадок

1.1. Полевые радиометрические исследования и отбор проб

Местоположение экспериментальных площадок определялось спутниковым GPS-приемником GeoExplorer II по известным координатам (таблица 1). Из 10 площадок точно были идентифицированы площадки № 1; 5; 7; 8; 9, на которых сохранились центральные металлические колышки. Местоположение центров площадок № 2; 3; 4; 6; 10 было определено по известным координатам спутниковым GPS-приемником, так как следов ранее проведенной разметки обнаружить не удалось. Ошибка при определении координат могла достигать 100-150 метров, поэтому местоположение этих площадок, возможно, не совпало с площадками, определенными в 1994 году.

На каждой площадке размером 180 х 240 метров была проведена разметка по сетке 4 х 5 точек через 60 метров согласно ранее использованной схемы (рис. 2). На площадках № 7 и 8 удалось восстановить ранее произведенную разметку. Таким образом, можно считать, что на этих площадках обследование было проведено точно в тех же самых точках, что и в 1994 году.

Таблица 1. Географические координаты центров 10 экспериментальных площадок.

Номер площадки	Географические координаты					
	Широта			Долгота		
1	50°	23′	18″	77°	53′	30″
2	50	24	19	77	51	18
3	50	27	10	77	49	16
4	50	27	21	77	48	32
5	50	17	18	77	40	54
6	50	17	54	77	54	42
7	50	08	32	78	04	18
8	49	56	53	79	00	11
9	49	57	12	79	03	40
10	50	43	16	78	26	22

Радиометрическое обследование каждой площадки заключалось в проведении измерений плотности потока α- и β- частиц, а также мощности эквивалентной дозы (МЭД) в 20 точках и в центре согласно схеме (рис. 2).

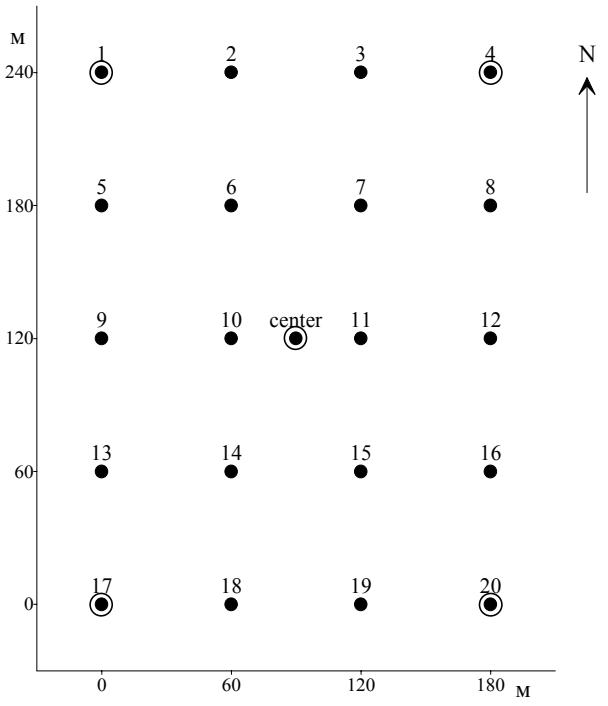


Рис. 2. Схема обследования площадок

Измерение мощности экспозиционной дозы осуществлялось прибором "Синтэкс". Контроль поверхностного загрязнения β-излучателями осуществлялся радиометром КРБ-1. Плотность потока α-частиц определялась прибором МКС-01Р.

Отбор проб грунта проводился согласно схеме, показанной на рисунке 2. Точки отбора проб на схеме обведены окружностью. На каждой площадке было отобрано 6 проб:

- Почвенная проба, смешанная из проб, отобранных в точках по 4 углам площадки и в центре (точки №№ 1, 4, 17, 20, центр), площадь отбора 100 х 100 мм, глубина отбора 0 – 50 мм;
- Почвенная проба, смешанная из проб, отобранных в точках по 4 углам площадки и в центре (точки №№ 1, 4, 17, 20, центр), площадь отбора 100 х 100 мм, глубина отбора 0 – 200 мм;
- Послойные пробы, отобранные в центре площадки (точка "центр"), площадь отбора 200 х 200 мм, интервалы отбора проб 0-50 мм, 50-100 мм, 100-150 мм, 150-200 мм.

Ввиду отсутствия специальных пробоотборников, использовавшихся при отборе проб почвы по контракту DNA 001-94-C-0122, отбор проб производился имеющимся в Институте пробоотборным инструментом.

1.2. Методика полевой гамма-спектрометрии

Для полевой гамма-спектрометрии были использованы два гамма-спектрометра с детекторами из сверхчистого германия: гамма-спектрометр с детектором CANBERRA GX1020, с многоканальным анализатором CANBERRA InSpector и компьютером HiNote 2000, а также гамма-спектрометр с детектором ORTEC GEM 60195-P, многоканальным анализатором NOMAD Plus и компьютером GATEWAY 2000 SOLO.

Проведение полевой гамма-спектрометрической съемки ("in situ" гамма-спектрометрии) заключается в непосредственных измерениях на местности гамма-спектрометром. Преимущество "in situ" гамма-спектрометрии в том, что она проводит оценку степени загрязнения на площади в ходе измерений в поле, к тому же, направляя процесс отбора пробы. Это также позволило существенно уменьшить число образцов, которые нужно отобрать и последовательно проанализировать.

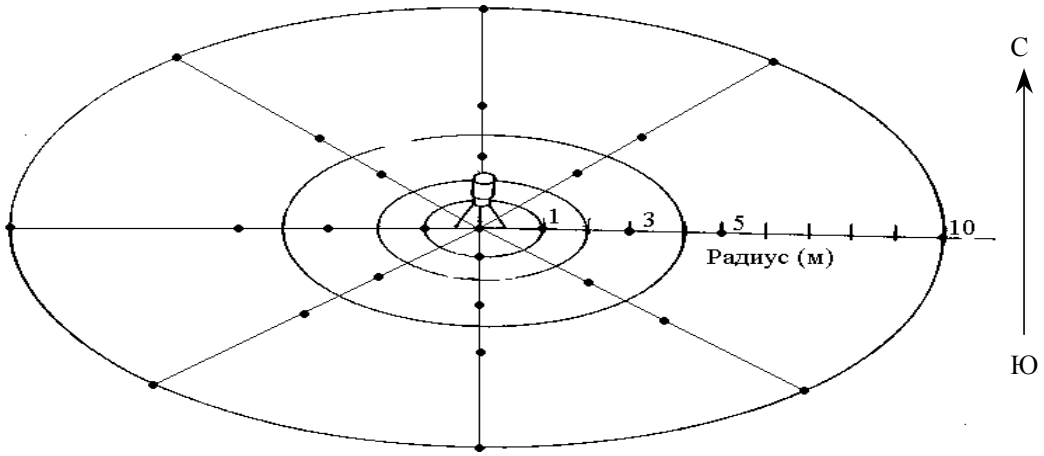


Рис. 3. Схема разбивки калибровочной площадки в районе "Опытного поля"

Для обеспечения калибровки детекторов CANBERRA GX1020 (с разрешением 2 кэВ на линии 1332 кэВ ^{60}Co) и ORTEC GEM 60195-P (с разрешением 1,9 кэВ на линии 1332 кэВ ^{60}Co) была выбрана площадка на территории “Опытного поля” с известным радионуклидным содержанием из ранее полученных результатов. Вокруг выбранной точки была разбита площадка радиусом 10 м (рис 3), где были отобраны пробы в двадцати девяти точках на глубину 0-5 см и 5-10 см с площадью точки отбора 100 см^2

в каждой точке для определения удельной активности. После отбора пробы были проанализированы в лаборатории на гамма-спектрометрах и были получены результаты по каждой точке. Удельные активности были пересчитаны (по известной формуле) на плотность поверхностного загрязнения (Ки/км^2). Активности по нуклидам ^{137}Cs и ^{241}Am были усреднены. В центре круга был снят спектр с временем экспозиции 9000 секунд для CANBERRA GX1020 и 2400 секунд для детектора ORTEC GEM 60195-P. Площади пиков полного поглощения ^{137}Cs и ^{241}Am были пересчитаны на время экспозиции 1 секунда. Это было проделано с целью определения плотности поверхностного загрязнения в любой другой точке, где будет проводиться съемка полевым гамма-спектрометром, по полученному спектру и рассчитанной площади пика какого-либо нуклида. Были получены данные, что ^{137}Cs 57 Бк/кг соответствует 1,28 имп/с для CANBERRA GX1020 и 6,452 имп/с для ORTEC GEM 60195-P. По этим данным рассчитывается площадная активность проведенного измерения. Такие соответствия были получены по всем радионуклидам.

1.3. Методики лабораторных радиоаналитических исследований

Для определения содержания отдельных радионуклидов гамма-излучателей использовались полупроводниковые детекторы с высоким энергетическим разрешением на базе многоканальных анализаторов импульсов. Обработка гамма-спектров – идентификация и количественная оценка радионуклидов, осуществлялась по специализированным программам, реализованным на ПЭВМ. Спектрометры калибровались образцовыми гамма-спектрометрическими источниками ОСГИ. Для точной калибровки использовались стандартные калибровочные источники разной геометрии. Методика позволила определить низкие концентрации радионуклидов (4-6 Бк/кг с суммарной погрешностью ±20% при 95% доверительной вероятности).

Для определения ^{90}Sr применялась методика щелочного "вскрытия" проб. Радиоактивный стронций переводился в раствор методом щелочного плавления пробы грунта в фарфоровом тигле с последующим выщелачиванием плава. Основная задача при определении нуклида стронция состояла в отделении его от других элементов и последующей очистке от сопутствующих радионуклидов других элементов. После выделения в радиохимически чистом состоянии раствор стронция выдерживался в течение 15 суток для достижения радиоактивного равновесия в системе ^{90}Sr + ^{90}Y. Препарат иттрия наносился на подложку и измеряелся на радиометре. Активность ^{90}Sr определялась по активности дочернего ^{90}Y. Химический выход стронция определялся на рентгенофлюоресцентном спектрометре "Спектроскан". Данная методика обеспечивала определение удельной (объёмной) активности ^{90}Sr на уровне 3 Бк/кг.

Радиохимическая методика определения ^{239,240}Pu в объектах природной среды включала: первичную подготовку проб к анализу; перевод плутония в растворимое состояние; концентрирование; отделение от других радионуклидов и химических элементов; выделение в виде тонкослойных образцов, отвечающих требованиям α-спектрометрии.

Подготовка к выполнению измерений заключалась в переводе плутония из пробы в азотнокислый раствор, из которого хроматографическим методом осуществлялось отделение плутония от прочих элементов, мешающих измерениям, с последующим получением спектрометрического источника данного радионуклида. Измерение удельной активности плутония выполнялось методом, основанным на регистрации α-излучения детектором, с последующим анализом α-спектра. Предел обнаружения радионуклида ^{239,240}Pu составлял 1 Бк/кг.

2. Результаты исследований

2.1 Полевая радиометрия

В результате обследования 10 экспериментальных площадок были проведены измерения радиационных параметров в 210 точках.

Для наиболее и наименее загрязненных площадок данные радиометрических измерений были визуализированы в виде карт-схем распределения радиационных параметров. Экспериментальную площадку № 10, расположенную вблизи г. Курчатова, можно считать фоновой, так как она максимально удалена от мест проведения ядерных испытаний и основных дозообразующих следов радиоактивных выпадений. Это подтверждается данными, полученными в результате проведенного обследования: плотность потока α- и β-частиц – ниже предела обнаружения, максимальное значение МЭД – 0,17 мкЗв/час. Распределение мощности эквивалентной дозы на площадке показано на рисунке 4 (а).

Площадка № 8 является наиболее загрязненной по всем радиационным параметрам: МЭД от 0,76 до 2,89 мкЗв/час, что превышает нормы НРБ-96 (0,6 мкЗв/час) в ~4 раза; плотность поверхностного загрязнения α- излучателями - от 1 до 3,5 част/мин*см^2; плотность поверхностного загрязнения β- излучателями - от 22 до 241 част/мин*см^2. Эта площадка является единственной, где было зарегистрировано загрязнение α- излучателями. Повышенная плотность поверхностного излучения может быть обусловлена нестандартными условиями проведения измерения, которое проводилось во время и после дождя. Карты-схемы распределения радиационных параметров представлены на рисунках 4 (б) и 5 (а, б).

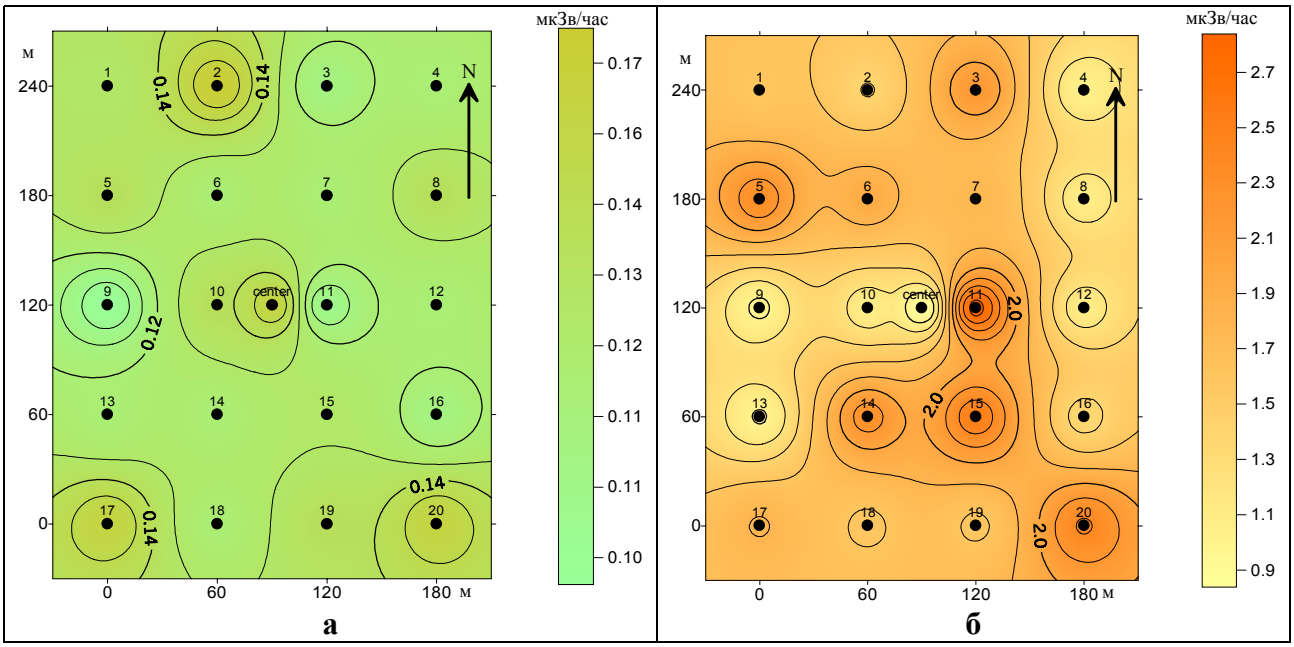


Рис. 4. Распределение МЭД на экспериментальных площадках № 10 (а) и № 8 (б).

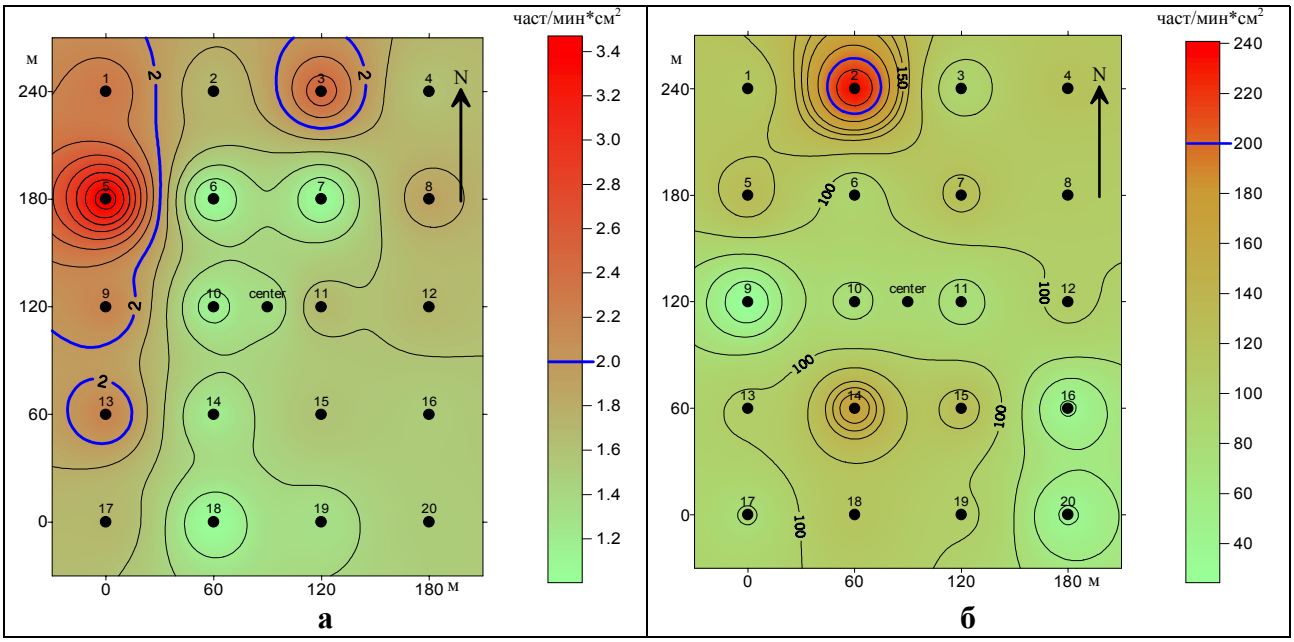


Рис. 5. Распределение плотности поверхностного загрязнения α- излучателями (а) и β- излучателями (б) на экспериментальной площадке № 8.

2.2. Полевая гамма-спектрометрия

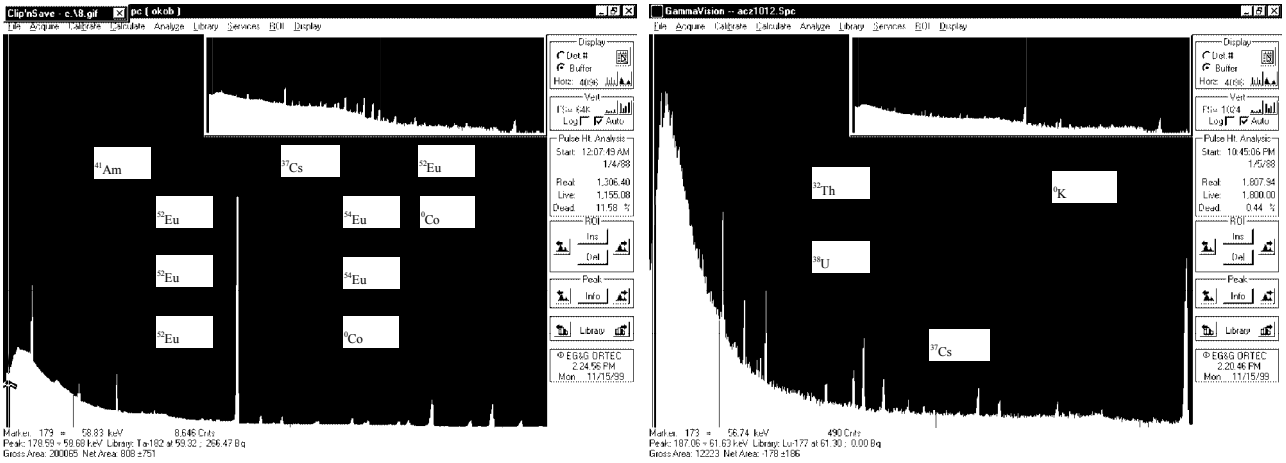
Измерения на площадках проводились на высоте 1 м от поверхности земли. Детекторы устанавливались на специальные треноги во вниз смотрящем положении. Время экспозиции колебалось от 600 секунд до 3600 секунд в зависимости от интенсивности гамма-излучения. После истечения времени измерения спектр записывался на винчестер компьютера для последующей обработки спектра в лабораторных условиях. На рисунке 6 (а, б) показаны аппаратурные гамма-спектры, измеренные в точке №12 экспериментальных площадок № 8 и №10 соответственно.

На территории 10 экспериментальных площадок были зарегистрированы как естественные радионуклиды, так и радионуклиды техногенного происхождения такие как: ^{137}Cs, ^{241}Am, ^{60}Co, ^{152}Eu, ^{154}Eu. Превышение активности ^{137}Cs составила в несколько раз от фона глобального выпадения, а именно по площадке № 8 в 130 раз.

Максимальное значение по ^{137}Cs составило 18 Ки/км^2 на площадке № 8 в точке 10, ^{241}Am – 613 мКи/км^2 в точке 14 площадки № 4. На площадке № 10, выбранной как фоновая, ^{137}Cs был зарегистрирован на пределе обнаружения и ниже значения фона глобального выпадения (100-150 мКи/км^2).

Идентификация изотопов ^{137}Cs, ^{241}Am, ^{60}Co, ^{152}Eu, ^{154}Eu проводилась по энергии гамма-излучения: 661,66 кэв - ^{137}Cs; 26,3 кэв, 59,6 кэв - ^{241}Am; 1173.24 кэв, 1332 кэв - ^{60}Co; 121.78 кэв, 244,7 кэв, 344.28 кэв, 411,12 кэв, 778,9 кэв, 867,38 кэв, 963,48 кэв, 1085,83 кэв, 1112,08 кэв, 1212,94 кэв, 1408,03 кэв - ^{152}Eu; 123,07 кэв, 248,04 кэв, 591,75 кэв, 723,3 кэв, 756,8 кэв, 873,21 кэв, 996,35 кэв, 1004 кэв, 1274 кэв - ^{154}Eu.

Расчет количеств ^{137}Cs, ^{241}Am, ^{60}Co, ^{152}Eu, ^{154}Eu проводился по интенсивности фотопиков: 661,66 кэв - ^{137}Cs, 59,6 кэв - ^{241}Am, 1332 кэв - ^{60}Co, 344,28 кэв и 1408,03 кэв - ^{152}Eu, 723,31 кэв и 1274 кэв - ^{154}Eu.



а **б**

Рис 6. Аппаратурный гамма-спектр, измеренный в точке №12 экспериментальных площадок № 8 (а) и № 10 (б).

2.3. Лабораторные исследования

В результате проведения лабораторных измерений были идентифицированы радионуклиды как естественные – ^{40}K, ^{238}U, ^{232}Th, так и техногенные – ^{137}Cs, ^{241}Am, ^{60}Co, ^{152}Eu, ^{154}Eu. Содержание ^{40}K и радионуклидов уран-ториевого ряда составило 300 - 800 Бк/кг и 25-70 Бк/кг соответственно, что является естественным для данных типов почв. Доминирующим во всех пробах явился ^{137}Cs. Содержание ^{137}Cs изменялось в пределах от 6 Бк/кг на площадке №10 до 8103 Бк/кг в центральной точке площадке №8, что превышает значения на площадке №10, выбранной нами в качестве фоновой, в 1000 раз. В отдельных пробах, отобранных с исследуемых площадок, встречался ^{60}Co, ^{152}Eu, ^{154}Eu, а также ^{241}Am, что свидетельствует о содержании в почве плутония.

На площадке №1 идентифицированы радионуклиды - ^{137}Cs, ^{241}Am, ^{152}Eu. Содержание ^{137}Cs в пробах изменялось в пределах от 12 Бк/кг в слое 15-20 см, до 103 Бк/кг в смешанной пробе на глубину 0-5 см и превышает фоновые значения по площадке №10 почти в 10 раз. Содержание в пробах ^{241}Am зарегистрировано в смешанной пробе на глубину 0-5 см.

Площадка №2 по своему радионуклидному составу аналогична предыдущей. Здесь также обнаружены, кроме естественных радионуклидов - ^{40}K, ^{238}U, ^{232}Th, техногенные - ^{137}Cs и ^{241}Am. Содержание ^{137}Cs изменялось в пределах от 5 Бк/кг в слое 15-20 см в послойной пробе, до 116 Бк/кг в смешанной пробе на глубину 0-5 см, что превышает фоновые значения по площадке №10 почти в 12 раз. Для ^{241}Am максимальное значение составило 192 Бк/кг в смешанной пробе на глубину 0-5 см.

На площадке №3 кроме ^{137}Cs и ^{241}Am обнаружены также ^{152}Eu и ^{154}Eu. Максимальная концентрация радионуклидов на данной площадке составила: ^{137}Cs – 436 Бк/кг в слое 0-5 см послойной пробы, что превысило фоновое значение по площадке №10 почти в 50 раз, для ^{241}Am – 148 Бк/кг также в слое 0-5 см послойной пробы.

На площадке №4 ^{241}Am обнаружен лишь в смешанной пробе на глубину 0-5 см, его концентрация составляет 130 Бк/кг. ^{137}Cs присутствует во всех пробах, отобранных с данной площадки. Его максимальная концентрация – 340 Бк/кг в слое 0-5 см послойной пробы.

Максимальные уровни загрязнения гамма-излучающими радионуклидами на площадках №5 и №6, расположенных на следе радиоактивных выпадений, составили для ^{137}Cs в пределах 270 Бк/кг в смешанной пробе на глубину 0-5 см, отобранной на площадке №5, а для ^{241}Am – в пределах 278 Бк/кг в слое 0-5 см послойной пробы, отобранной на площадке №6.

На исследовательской площадке №7 максимальная концентрация ^{137}Cs в пробе, отобранной в центре площадки на глубину 0-5 см превысила значения, полученные на фоновой площадке, в 60 раз и составила 539 Бк/кг. Для ^{241}Am в центральной точке удельная активность составила 22 Бк/кг для слоя 0-5 см послойной пробы, а для смешанной – 23 Бк/кг.

Из десяти испытательных площадок максимальные концентрации зарегистрированы на пло-

щадке №8, что может быть объяснено близостью расположения к "Атомному" озеру. Ее территория явилась самой загрязненной из всех исследуемых площадок. Концентрация ^{137}Cs достигла 8103 Бк/кг в слое 0-5 см послойной пробы. Это превышает значения фоновой площадки в 900 раз. Также надо отметить присутствие здесь других радионуклидов, не обнаруженных на других площадках – ^{60}Co и ^{154}Eu. Максимальная концентрация ^{60}Co на площадке №8 составила 797 Бк/кг. Для ^{152}Eu и ^{154}Eu эти значения составили 1084 Бк/кг и 631 Бк/кг соответственно в слое 0-5 см послойной пробы. Удельная активность ^{241}Am составила 107 Бк/кг также в верхнем слое послойной пробы.

Оставшиеся площадки №9 и №10 можно считать чистыми, так как концентрация ^{137}Cs здесь в большинстве точек не достигла предела обнаружения, то есть составила <6 Бк/кг. Экспериментальную площадку №10, расположенную вблизи города Курчатова, можно считать фоновой, так как она максимально удалена от мест проведения ядерных испытаний и основных дозообразующих следов радиоактивных выпадений.

3. Обсуждение результатов

Результаты радиометрических измерений на экспериментальных площадках подтвердили сделанные ранее выводы о неравномерности загрязнения территории полигона даже в пределах небольших площадей (рис. 4, 5). Так, радиационные параметры в пределах площадки №8 изменялись (max/min) до 3 раз по МЭД и до 10 раз по плотности поверхностного загрязнения β– частицами.

3.1. Сравнительный анализ результатов

а) Полевые и лабораторные исследования загрязнения γ–излучающими радионуклидами в 1999 году

Исследование каждой площадки проводилось комплексным методом, который включал в себя два вида измерений: прямые измерения гамма-спектрометром (полевой метод) и анализ проб в лаборатории (лабораторный метод). Для оценки точности исследования результаты, полученные двумя этими методами, были сравнены между собой (табл.2).

Таблица 2. Сравнение результатов удельной активности ^{137}Cs и ^{241}Am, полученных полевой и лабораторной гамма-спектрометрией

№ площадки	^{137}Cs (Бк/кг)			^{241}Am (Бк/кг)		
	лабораторные	полевые	лаб./пол.	лабораторные	полевые	лаб./пол.
1	103	61,67	1,67	61	31,5	1,94
2	116	99,67	1,16	192	114	1,68
3	388	403	0,96	95	105,33	0,9
4	257	465,67	0,55	130	160,83	0,81
5	271	142,17	1,91	20	13	1,54
6	171	111,5	1,53	250	151	1,66
7	739	310,5	2,38	23	8,5	2,71
8	4546	2402,33	1,89	72	71,67	1
9	23	15,67	1,47	12	10,6	1,13
10	7	6,67	1,05		6,5	

Для сравнительного анализа результатов измерений, полученных двумя методами (полевым и лабораторным), были взяты значения удельной активности обобщенных проб ^{137}Cs и ^{241}Am (глубина 0-5 см) и среднее значение полевых измерений, взяты в 6 точках (точки 1, 4, 17, 20, 10 и 11). Из таблицы видно, что численные значения результатов двух измерений отличаются друг от друга примерно в 1,5 раза. Это можно объяснить тем, что полевые гамма-спектрометры калибровались в точке, где условия загрязнения местности могли отличаться от условий загрязнения экспериментальных площадок, а также тем, что данные, полученные в результате полевой гамма-спектрометрии, характеризуют участок местности площадью около 300 м^2, а площадь отбора пробы составляет всего 100 см^2. Поэтому расхождения между полученными результатами можно считать удовлетворительными.

На рисунке 7 показана сравнительная диаграмма значений удельных активностей ^{137}Cs в пробах, отобранных на глубину 0-5 см, и средних значений удельных активностей, полученных полевым методом.

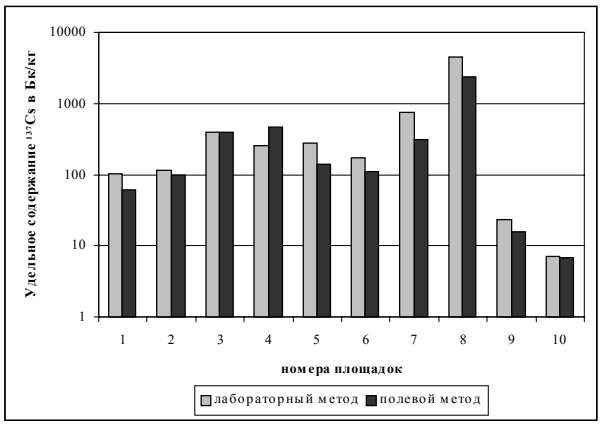


Рис. 7. Сравнительная гистограмма.

б) Полевые гамма-спектрометрические измерения 1994 и 1999 годов

Для сравнительного анализа результатов измерений полученных полевыми гамма-спектрометрами в 1994 и 1999 годах были взяты средние значения активностей ^{241}Am и ^{137}Cs по каждой экспериментальной площадке. В таблице 3 показаны средние значения и их соотношения. По ^{241}Am была получена лучшая сходимость данных, чем по ^{137}Cs.

Таблица 3. Соотношение средних значений активностей, определенных полевыми гамма-спектрометрами в 1994 и 1999 гг.

№ площадки	^{241}Am (Бк/кг)		^{137}Cs (Бк/кг)		Соотношение данных 1994 и 1999 гг	
	1994 г	1999 г	1994 г	1999 г	^{241}Am	^{137}Cs
1	67	32,6	109,4	64,7	2,06	1,69
2	124,8	102,8	191,8	98	1,21	1,96
3	126	124,2	750,9	377,6	1,01	1,99
4	200,2	173,7	774,4	479,5	1,15	1,62
5	29	11,9	410,3	146,4	2,44	2,8
6	154,5	144	212,5	118,7	1,07	1,79
7	27,8	13,8	817	286	2,01	2,86
8	190,3	85,4	7347,5	2335,8	2,23	3,15
9	20,6	11,5	85,3	13,1	1,79	6,51
10	17,6	4,3	15,2	6,9	4,09	2,2
Среднее					1,906	2,657

Если считать (не принимая во внимание вертикальную и горизонтальную миграцию, ветровой перенос и другие факторы), что изменение активности радионуклидов за прошедшие 5 лет происходило только в результате их естественного распада, то полученные значения соотношения данных должны быть гораздо меньше – 1,01 по америцию и 1,13 по цезию. Одно из возможных объяснений расхождения полученных значений с ожидаемыми это проведение измерений разными гамма-спектральными установками. В 1994 году американская группа использовала для полевых измерений смонтированный на автомобиле гамма-спектрометр с 2 планарными детекторами большого размера, которые являлись испытательными образцами для автогамма-съемки, а сотрудники Волковгеологии использовали сцинтилляционные детекторы. Поэтому, проводя сравнительный анализ результатов 1994 года и данных, полученных в ходе экспедиции 1999 года, в которой применялись современные гамма-спектрометры с германиевыми детекторами, можно говорить о сходимости результатов лишь в пределах порядка, что является наиболее приемлемым для сравнения.

в) Лабораторные определения ^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{239,240}Pu в образцах почвы

Для сравнения лабораторных исследований, проведенных различными организациями в 1994 году, и данными, полученными ИРБЭ в 1999 году, были взяты результаты определения ^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{239,240}Pu в смешанных пробах, отобранных на глубину 0-20 см. В таблицах 4, 5 представлены данные, полученные в лабораториях ИРБЭ, ИЯФ, ЦЛВ и РФ (представленные Радиевым институтом им. Хлопина). Лучшая сходимость по определению удельной активности ^{137}Cs была получена с данными центральной лаборатории Волковгеологии (среднее расхождение между данными – 5%, максимальное – 74%). Данные лабораторных радиохимических анализов на определение удельного содержания ^{90}Sr и ^{239,240}Pu в большей степени сходятся с данными Института ядерной физики (среднее расхождение между данными – 9% и 5%), максимальное – 84% и46% по стронцию и плутонию соответственно). При этом в обработку не были приняты данные по плутонию с площадок №6 и №9, которые значительно отличаются от данных других организаций.

Таблица 4. Содержание ^{137}Cs (Бк/кг) в смешанных пробах (глубина 0-20 см)

№ площадки	ИРБЭ (1)	ИЯФ (2)	ЦЛВ (3)
1	39	80	20
2	27	57	32
3	131	154	180
4	77	75	76
5	52	67	72
6	39	45	10
7	102	107	94
8	1000	2207	1390
9	10	24	4
10	8	14	3

Таблица 5. Содержание ^{90}Sr (Бк/кг) и ^{239,240}Pu (Бк/кг) в смешанных пробах (глубина 0-20см)

№ площадки	ИРБЭ		ИЯФ		ЦЛВ		РФ	
	^{90}Sr	^{239,240}Pu	^{90}Sr	^{239,240}Pu	^{90}Sr	^{239,240}Pu	^{90}Sr	^{239,240}Pu
1	190	73	37	43	210	90	27	57
2	64	213	25	160	330	380	77	285
3	311	650	70	830	500	770	380	490
4	120	9,5	36	370	280	320	160	210
5	157	136	21	93	160	116	170	76
6	41	1320	40	270	130	680	130	117
7	85	124	72	67	590	27	120	25
8	3210	126	1220	160	2650	200	990	163
9	25	615	28	6	150	17	5	5
10	11	15	18	12	15	12	5	3

г) Послойное распределение радионуклидов в почвах полигона

На рисунке 8 показаны графики распределения содержания (в %) радионуклидов ^{137}Cs (а), ^{90}Sr (б), ^{239,240}Pu (в) по глубине в центральной точке каждой из обследованных площадок (в условных обозначениях к графикам цифрами указаны номера площадок).

Гамма-спектрометрические данные послойных проб свидетельствуют о том, что максимальное количество ^{137}Cs (от 44 % до 94 %) находится в верхнем 5–ти сантиметровом слое почвы и, по мере заглубления до 20 см, его удельное содержание значительно падает. На площадке №6 содержание цезия падает. На площадке №6 содержание цезия в двух верхних слоях составляет 44% и 40%. Такое распределение можно объяснить двумя причинами: первая – более высокая миграционная способность цезия в почвах в районе данной площадки, вторая – площадка №6 была расположена частично на склоне холма, а точка отбора пробы у его подножья, что могло привести к меньшему содержанию радионуклида в верхнем слое в результате поверхностного смыва загрязненного грунта.

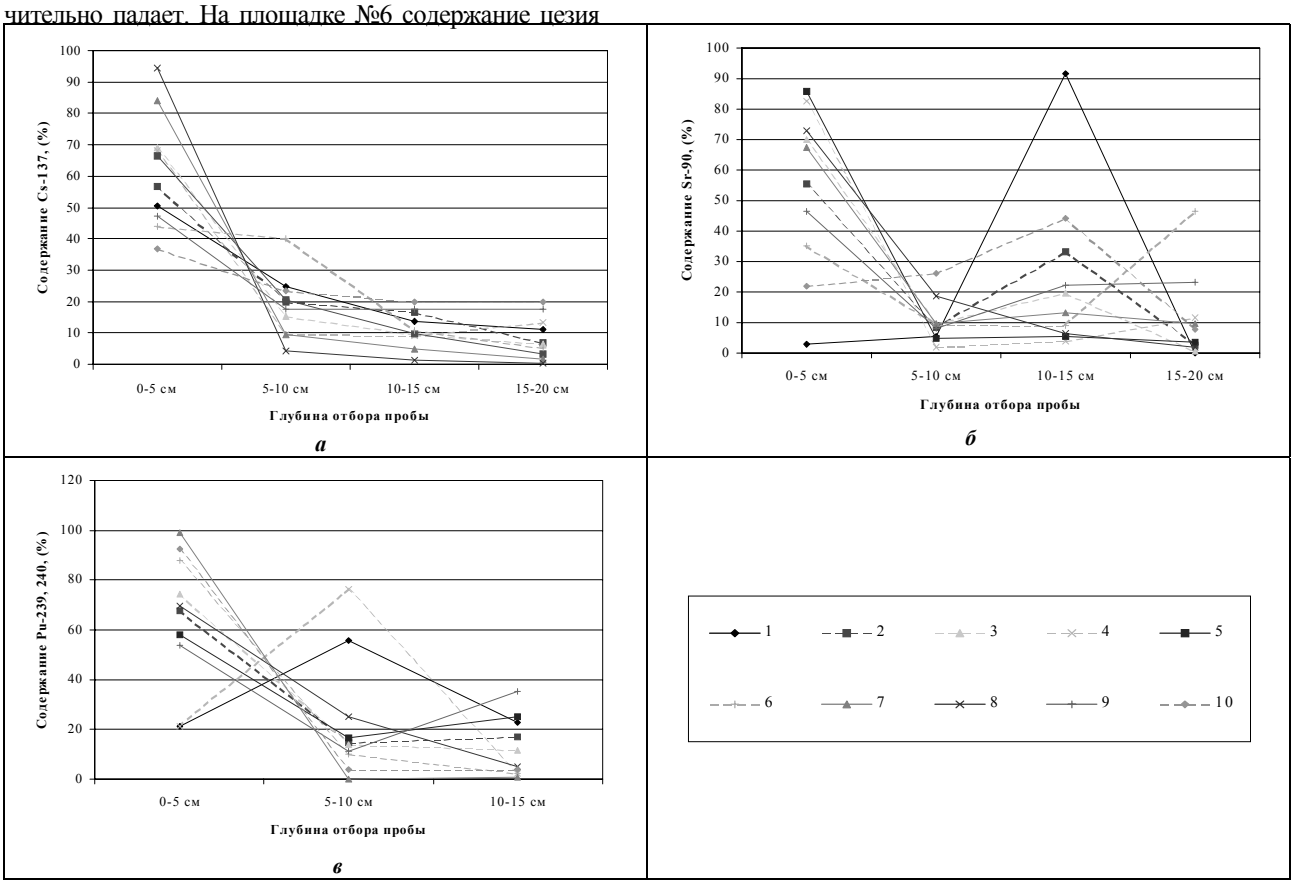


Рис. 8. Распределение радионуклидов по глубине

Распределение ^{90}Sr носит более сложный характер. В основном, прослеживается распределение подобно цезию – до 86% стронция находится в верхнем слое. Вместе с тем, в некоторых случаях содержание стронция в слое 10-15 см и 15-20 см больше чем в слое 5-10 см. Это можно объяснить тем, что растворимая часть стронция мигрирует на большую глубину и сорбируется на глинистой фракции почвы. Подобное распределение, если оно не является результатом ошибок, ярко выражено в пробах с площадок №1 и №6.

В связи с низкими миграционными способностями $^{239,240}Pu$ его содержание в слое 15-20 см не определялось. Основная часть плутония находится в верхнем слое почвы до 99%. На экспериментальных площадках №1 и №4, расположенных на испытательной площадке "Опытное поле", были получены данные, согласно которым большая часть плутония (56% и 76%) находится в слое почвы на глубине 5-10 см, что можно объяснить только механическим переносом грунта.

Выводы

Выполнено повторное изучение радиационной обстановки (полевая радиометрия и гамма-спектрометрия, отбор проб для последующих лабораторных исследований) 10 площадок на территории СИП через 5 лет после совместного (РФ, США и РК) радиационного обследования этих площадок. Получены данные по распределению радионуклидов в пределах исследованных площадок и по глубине почвенных разрезов (до 20 см). Эти данные по распределению радионуклидов в почвах Семипалатинского полигона подтверждают ранее проведенные исследования.

Полученные данные свидетельствуют в целом об уменьшении радионуклидной загрязненности этих мониторинговых площадок. Результаты расчетов показывают, что динамика этого процесса не может быть объяснена только естественным радиоактивным распадом.

Литература

1) Ядерные испытания СССР. // Москва, Изд АТ, 1997г.
2) Ретроспективный анализ радиационной обстановки на бывшем Семипалатинском испытательном полигоне. // Отчет по проекту МНТЦ К-053, 1989г.
3) Изучение радиационной обстановки на бывшем СИП. // Итоговый отчет по контракту № DNA 001-94-C-0031, Алматы, 1994г.
4) Полевые измерения, отбор проб почвы и их лабораторный анализ для десяти площадок на бывшем Семипалатинском испытательном ядерном полигоне в Республике Казахстан. // Итоговый отчет по контракту №DNA001-94-C-0122, Алматы, 1995г.

Семей сынақ полигонының қазіргі радиациялық жағдайы

Әртеміов Ә.І., Стрілшүк Ю.Г., Жұмаділов Қ.Ш., Ларын В.Н.

ҚР ҮЯО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты

1994 ж. РФ АҚШ ҚРның мамандарының біріккен радиациялық тексеруден кейін 5 жылдан соң 10 алаңшада полигон аймағында таңдалып алынған радиациялық жағдайды қайта тексеруі жүргізілді. Радиометрия және спектрометрия лабораториялық зерттеуге талдау таңдалып алынды. Алынған мәлметтер зерттеу жүргізілген алаңшаларда радионуклидтердің үлестірілуін жер қыртысының 20 см. дей тереңдігінде. 1994 жылы өткізілген зерттеулердің нәтижесімен салыстыру жүргізілді. Талдау нәтижесі бұл мониторингті алаңшалардың радионуклидті ластанудың азайғанын көрсетеді.

Present radiation situation at semipalatinsk test site

Artemev O.I., Stril'chuk Yu.G., Zhumadilov K.Sh., Larin V.N.

NNC RK Institute of Radiation Safety and Ecology

10 monitoring sites located within the Semipalatinsk Test Site have been re-surveyed. The survey included field radiometry and gamma spectrometry and environmental sampling for laboratory analysis. Data have been obtained on radionuclides distribution within the sites and over the soil depth (down to 20 cm). Data obtained have been compared to the results of the 1994 survey. Data analysis showed that the radionuclide contamination of these monitoring sites generally decreased.

УДК 504. 064: 546.296

ОПРЕДЕЛЕНИЕ КОНЦЕНТРАЦИИ РАДОНА В ШТОЛЬНЯХ ГОРНОГО МАССИВА ДЕГЕЛЕН

Артемьев О.И., Субботин С.Б., Умаров М.А.

Институт радиационной безопасности и экологии

Проведено определение концентрации радона в штольнях испытательной площадки "Дегелен", при консервации которых требовалось выполнение работ внутри их полостей. Показано, что применение вентиляции при работах внутри штолен снижает концентрацию радона до нормативных уровней, а использование средств индивидуальной защиты органов дыхания позволяет свести практически до минимума риск переоблучения не только от радиоактивной пыли, но и от короткоживущих дочерних продуктов распада радона.

В период с 1996 по 1999 гг. на территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона (СИП) проводились работы по ликвидации ядерной инфраструктуры в соответствии с Соглашением между Республикой Казахстан и Соединенными Штатами Америки.

Объектами, отнесенными к ядерным инфраструктурам и подлежащими ликвидации на территории СИП, являлись 12 неиспользованных скважин, 13 шахтно-пусковых установок (ШПУ) на площадке "Балапан" и 181 штольня на площадке "Дегелен".

Для обеспечения радиационной безопасности работ, связанных с ликвидацией этих объектов, Институтом радиационной безопасности и экологии (ИРБЭ) проводилось радиологическое сопровождение работ. Обеспечение радиационной безопасности начиналось с предварительного радиационного обследования закрываемых объектов.

Ликвидация штолен горного массива Дегелен сопровождалась большим комплексом работ по радиационному контролю. Это было вызвано особенностями радиационной обстановки в местах работы персонала. Одной из особенностей являлось возможное наличие больших концентраций радона в полостях штолен, и, в связи с этим, возникала необходимость определения количественного содержания радона в штольнях и принятия эффективных мер по предотвращению возможного переоблучения персонала.

Проектом закрытия некоторых штолен предусматривалось ведение работ внутри них (буровзрывные, бетонные работы и др.). Поскольку все штольни горного массива Дегелен были пройдены в скальных породах, а большинство из них в гранитах, то в штольнях фиксировалась концентрация радона, часто превышающая нормативные уровни. При этом, концентрация радона в воздухе штолен находилась в пропорциональной зависимости: а) от коэффициента эманирования, т.е. отношения количества эманации, выделившейся из данного вещества, ко всему количеству, образовавшемуся в нем за тот же промежуток времени, и б) от содержания в породе радия. Коэффициент эманирования варьирует в широких пределах – от 0,05 до 95 – 98% [1]. Величина его зависит, главным образом, от степени пористости пород и их дезинтеграции; чем больше пористость и чем более разрушены породы, тем больше доля радона (при прочих равных условиях), которая, не успевая распадаться, выделяется в поры пород и в дальнейшем достигает полостей штолен. Более 200 ядерных взрывов, проведенных в штольнях горного массива Дегелен, в значительной мере разрушили слагающий его массив горных пород. Дробление горного массива, в конечном итоге, привело к повышению коэффициента эманации радона с последующей его эксхаляцией в полости штолен. Так, при измерении концентрации радона на штольнях, закрытых в 1998 году, значения эквивалентной равновесной объемной активности (ЭРОА) колебались в интервале от 214 до 28261 Бк/м^3 (шт. № В-1). Предельно допустимая среднегодовая концентрация радона в воздухе зоны дыхания для персонала группы А, то есть лиц, работающих с техногенными источниками, равна 1240 Бк/м^3 [2].

Поведение радона и его продуктов распада на открытом воздухе и внутри помещений не отличается. Однако, заслуживает особого внимания вопрос об уровнях облучения внутри помещений, в данном случае штолен (из-за отсутствия интенсивного атмосферного разбавления).

Поскольку газообразный радон и продукты его распада обладают различными физическими свойствами, необходимо рассматривать соотношение "концентрация – доза" раздельно. Будучи благородным газом, радон при вдыхании постоянно находится в воздушном объеме легких в концентрациях, равных концентрациям его во вдыхаемом воздухе. Некоторая часть Rn растворяется в мягких тканях. Если принять коэффициент растворимости в мягких тканях равным 0,4 и предположить, что короткоживущие дочерние продукты претерпевают распад в тех же тканях, что и газообразный радон, то согласно [3], для мягких тканей (исключая легкие) получим следующее соотношение:

$$Д_{м.тк.} = 0{,}005 * C, \quad (1)$$

где $Д_{м.тк.}$ – мощность поглощенной дозы для мягких тканей, нГр/ч;

С – объемная активность радона в воздухе, Бк/м^3.

Рассматривая облучение легких, следует учитывать радон, не только растворенный в легочной ткани, но и содержащийся в воздушном объеме легких. Если допустить, что а) объем легких эталонного человека равен 3,2 * 10^{-3} м^3 и б) короткоживущие дочерние продукты остаются в легких, то мощность дозы, обусловленная α-излучением, будет выражаться в виде:

$$Д_{легк.} = 0{,}04 * C, \quad (2)$$

где $Д_{легк.}$ – мощность поглощенной дозы для легких, нГр/ч;

С – объемная активность радона в воздухе, Бк/м^3.

Если принять коэффициент качества для α-излучения равным 20, а весовые коэффициенты для легких и для остальных мягких тканей равными 0,12 и 0,88 соответственно, то мощность эффективной эквивалентной дозы можно рассчитать по формуле:

$$Н_{эфф.} = 0{,}18 * C, \quad (3)$$

где $Н_{эфф}$ – мощность эффективной эквивалентной дозы, нЗв/ч;

С – объемная активность радона в воздухе, Бк/м^3.

Для короткоживущих дочерних продуктов радона, согласно [3], мощность эффективной эквивалентной дозы определяется как:

$$Н_{эфф.} = 9 * С_{экв.}, \quad (4)$$

где $Н_{эфф}$ – мощность эффективной эквивалентной дозы, нЗв/ч;

$С_{экв.}$ – эквивалентная равновесная объемная активность радона в воздухе, Бк/м^3.

Связь между объемной активностью радона и эквивалентной равновесной объемной активностью по дочерним продуктам определяется коэффициентом равновесия F, который равен отношению ЭРОА радона к его концентрации (активности). Обследования, проведенные в разных странах, показывают, что средние значения F лежат в интервале 0,3 – 0,8, причем большинство значений группируется вблизи нижней границы указанного интервала. В этом приложении средний коэффициент равновесия для продуктов распада радона внутри помещений принят равным 0,4 [4]. Результаты измерений концентрации радона, проведенные специалистами ИРБЭ, показывают, что коэффициент равновесия внутри штолен равен в среднем 0,5.

Исходя из вышесказанного, при расчете доз, получаемых от радона и продуктов его распада, дозой от газообразного радона можно пренебречь, так как данная величина будет почти в 20 раз меньше дозы полученной от дочерних продуктов распада.

Контроль за содержанием радона осуществлялся путём измерения эквивалентной равновесной объемной активности короткоживущих дочерних продуктов распада радона и торона. Для этого использовался переносной радиометр "RAMON-01" (рис. 1).

Рис. 1. Монитор радоновый "RAMON-01"

С помощью воздухозаборного устройства производился отбор аэрозолей альфа-излучающих дочерних продуктов радона и торона. Измерения ЭРОА радона и торона заключаются в отборе аэрозолей дочерних продуктов распада радона и торона на аэрозольные фильтры, измерение активности α-излучателей (RaA, RaC^1) и (ThC^1), где RaA – дочерний продукт радона ^{218}Po (полоний), RaC^1 - дочерний продукт радона ^{214}Po, ThC^1 - дочерний продукт торона ^{212}Po. Захват дисперсной фазы аэрозолей выполняется фильтрами типа АФА-РСП-20. Регистрация импульсов альфа-частиц от дочерних продуктов, содержащихся на фильтре, осуществляется с помощью полупроводникового детектора альфа-частиц площадью 20 см^2. Импульсы напряжения, образующиеся при попадании альфа-частиц на детектор, усиливаются усилителем и дискриминируются пороговым устройством.

Управление всеми режимами работы прибора осуществляется микроконтролером (память для результатов составляет 900 измерений).

Измерения радона проводились только в тех штольнях, в которых требовалось выполнение работ внутри полостей, и необходимость измерений зависела от использования метода ликвидации штолен.

Для определения степени радиационной опасности при проведении работ внутри штолен горного массива Дегелен, нами была рассчитана мощность эффективной эквивалентной дозы для штольни В-1, в которой ЭРОА радона составляла порядка

30000 Бк/м^3. Рассчитанная мощность эффективной эквивалентной дозы ~равна 0,25 мЗв/ч. При продолжительности работы 1700 часов в год для персонала группы А эффективная эквивалентная доза за год составит 425 мЗв, что более чем в 20 раз выше предельно допустимой (20 мЗв/год НРБ-96).

Однако, следует отметить, что данные значения эффективной эквивалентной дозы рассчитаны без учета применения персоналом индивидуальных средств защиты органов дыхания и мероприятий по снижению концентрации радона (подключение системы принудительной вентиляции, установка герметичных перемычек и др.).

На рисунке 2 представлен график изменения концентрации радона в зависимости от применения системы принудительной вентиляции. На графике не отмечены штольни, где содержание радона в штольнях было значительно ниже допустимых НРБ-96 значений и соответственно не было необходимости использования вентиляции. Как видно из рисунка, снижение концентрации радона произошло практически во всех исследуемых штольнях. Исключение составила штольня 207, где использование вентиляционной системы не привело к желаемым результатам – концентрация радона не стала ниже допустимой нормы. В связи с этим, время пребывания персонала в штольне было сокращено.

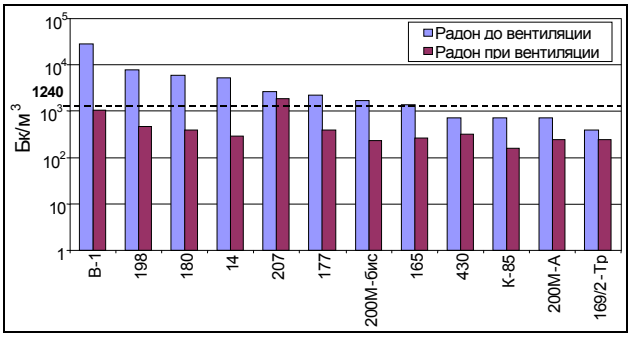


Рис. 2. Изменения концентрации радона в штольнях до и после их принудительной вентиляции

Еще одним фактором, позволяющим снизить риск переоблучения, является использование индивидуальных средств защиты органов дыхания. При работе в штольнях, персонал ТОО Дегелен использовал респираторы типа «Лепесток-200», позволяющие эффективно задерживать не только крупные частицы пыли, но и радиоактивные тонкодисперсные и среднедисперсные аэрозоли, в которых содержатся дочерние продукты распада радона. Специалистами ИРБЭ проведены исследования по определению эффективности применения респираторов. Для определения эффективности поглощения измерялась ЭРОА путем прокачки воздуха через фильтр (обычный способ) и прокачки воздуха через фильтр, изолированный испытываемым респиратором. Результаты исследований показывают, что среднее значение поглощения аэрозолей ~ равно 80%. По паспортной характеристике респиратора «Лепесток-200» его защитная эффективность равна 99,9% [5]. Небольшие расхождения, вероятно, связаны с действием газообразного радона, а не продуктов его распада.

Комплекс проведенных ИРБЭ работ, начиная от обследования штолен и прилегающих к ним территорий до разработки мероприятий по радиационной защите и проведению работ по обеспечению радиационного и индивидуального дозиметрического контроля, позволил обеспечить радиационную безопасность персонала группы А. В результате этого дозы облучения не превысили допустимых уровней.

В заключение необходимо отметить, что проблема радона особенно актуальна для Казахстана в виду геологических особенностей расположения его значительных территорий, где распространены изверженные горные породы с повышенным содержанием естественных радионуклидов. Обширные территории входят в зоны тектонических разломов. Зоны с повышенной радиоактивностью и тектонические разломы с повышенным эманированием приводят к значительному увеличению концентраций радона и его дочерних продуктов распада в помещениях и их действие становится доминирующим в коллективной дозе населения.

Выводы

1. Высокие концентрации радона в полостях штолен горного массива Дегелен зависят от ряда факторов, таких как скорость эксхаляции, атмосферное разбавление. Применение системы вентиляции при работах внутри штолен привело к снижению содержания радона до допустимых уровней.
2. Использование средств индивидуальной защиты органов дыхания позволяет свести практически до минимума риск переоблучения не только от радиоактивной пыли, но и от короткоживущих дочерних продуктов распада радона.

Литература

1) Суражский Д.Я. Методы поисков и разведки месторождений урана. // Москва, "Атомиздат", 1960, с. 240.

2) Нормы радиационной безопасности НРБ-96. // Алматы, 1997, с. 85.

3) Limits for inhalation of radon daugthers by workers. // ICRP Publication 32, Annals of the ICRP, Vol. 6, No. 1 (1981).

4) Источники, эффекты и опасность ионизирующей радиации. // Доклад Научного комитета ООН по действию атомной радиации Генеральной Ассамблее за 1988 г. - Москва, "Мир", Том 1, 1992, с. 552.

5) Защитная техника. // Всесоюзное объединение "Изотоп".- Москва, "Атомиздат", 1964, с. 190.

Дегелен тау бөктеріндегі штольнядарындағы радон қосымшасын анықтау

Артемьев О.И., Субботин С.Б, Умаров М.А.

ҚР ҰЯО Радиациалық қауіпсіздік және экология институты

Радонның қосымшасын анықтау кезінде Дегелен алаңшасындағы сынақ штольнясындағы тау жұмыстарын жүргізгенде жұмысшылардың радиациялық қауыпсізденбеу жағдайының әдісі келтірілген. Желдеткішті қолдану штольняның ішіндегі жұмыстардың радонның қосымшасының жеткілікті деңгейге шекті төмендетеді, тыныс алу органдарын қорғайтын жекеше құрал радиоактивті шаңнан және қысқа өмірсүретін радиоактивті өнімдерден радонның ыдырауын төмендетеді.

Radon concentrations in tunnels of Degelen mountain massif

Artemev O.I., Subbotin S.B., Umarov M.A.

Institute of radiation safety and ecology NNC RK

The article describes methods for radon concentration determination used to provide personnel radiation safety during mining operations in tunnels of the Degelen technical field. It was found that ventilation accompanying interior operations lowered radon concentration down to admitted levels and application of individual breath protection equipment reduced risk of exposure by radioactive dust and short-lived daughter products of radon decay down to the minimum value.

УДК 551.510.72: 553.982.2 (574.1)

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ ОБСЛЕДОВАНИЕ НЕФТЕНОСНЫХ РЕГИОНОВ

Дубинчин П.П.

ОАО "Волковгеология"

Радиоэкологическими исследованиями на участках добычи нефти в Мангистауской и Атырауской областях в 1992-97г.г. охвачено 50 месторождений нефти общей площадью 3370 км^2, при этом выявлено 275 участков радиоактивного загрязнения. Загрязнение окружающей среды в процессе добычи нефти природными радионуклидами: ураном, радием и торием с концентрациями, в десятки и сотни раз превышающими радиационный фон – связано с пластовыми водами, извлекаемыми из недр вместе с нефтью.

Радиоэкологические работы, проведенные в 1992-97г.г. в Западном Казахстане, выявили множество техногенных радиоактивных загрязнений, формирующихся на участках нефтепромысловых работ в Мангистауской и Атырауской областях.

Суть проблемы – загрязнение окружающей среды и технологического оборудования в процессе производства работ природными радионуклидами – ураном, радием и торием с концентрациями в десятки и сотни раз превышающими природный радиационный фон.

Шестилетними исследованиями радиоэкологической обстановки на участках добычи нефти Западного Казахстана охвачено 53 месторождения на 31 участках работ общей площадью 3370 км^2, при этом выявлены 275 участков радиоактивного загрязнения (УРЗ), требующие проведения дезактивационных работ.

На этих участках, наряду с замазучиванием почв, нефтяными и газовыми испарениями, выявлены техногенные радиоактивные загрязнения, представляющие дополнительную опасность для здоровья производственного персонала и населения близлежащих поселков.

Загрязнение окружающей среды сбросами ядовитых отходов нефтедобычи усиливается действием радиации, а комплексное воздействие этих неблагоприятных факторов – так называемый "синергизм" усиливает их отрицательное воздействие на здоровье человека. Особенность этого явления заключается в том, что даже слабые дозы радиации провоцируют и усиливают ряд заболеваний общей паталогии. Канцерогенный характер нефтяных испарений с "дополнительным" радиоактивным облучением, может давать весьма широкий спектр заболеваний человека.

Объектами радиоэкологических исследований являлись участки отдельных и групповых месторождений нефти и газа в Западном Казахстане на территориях деятельности АО "Мангистаумунайгаз", "Эмбамунайгаз", "Тенгизмунайгаз" и "Узеньмунайгаз".

Основной вид исследований участков добычи нефти – аэрогамма-спектрометрическая съемка (АГСС), общий объем которой составил 3370 км^2, в том числе 3343 км^2 в масштабе 1:10000 и 27 км^2 в масштабе 1:20000.

Кроме участков нефтепромыслов, на территориях областных центров – гг. Актау и Атырау и прилегающих промышленных зон проведен полный комплекс работ по выявлению участков техногенного, радиоактивного загрязнения и изучению радиоэкологической обстановки.

Все участки нефтепромысловых работ расположены в малонаселенной полупустынной местности. Редкие населенные пункты – районные центры: Макат, Кульсары; базовые и вахтовые поселки нефтепромыслов: Аккыстау, Забурунье, Комсомольский, Кашкар, Байчунас, Косчагыл, Каратон, Сарыкамыс (Атырауская область) и гг. Новый Узень, Жетыбай, поселки Мунайши, Тенге, Каламкас (Мангистауская область) построены на базе нефтепромыслов и расположены вблизи участков добычи нефти. Общая численность проживающего там населения составляет 100-110 тыс. чел.

Районы нефтепромыслов прилегают к прибрежной зоне Каспийского моря и входят в состав двух нефтегазоносных провинций: Прикаспийской и Северо – Кавказско - Мангышлакской, в которых, в свою очередь, выделяются соответственно Южно - Эмбинская (северная), Южно-Мангышлакская (южная) нефтегазоносные области и самостоятельный нефтегазоносный район - Бузачинский свод.

Объектами радиоэкологических исследований в Прикаспийском регионе являлись также областные центры Мангистауской и Атырауской областей и промышленной зоны на прилегающих к ним территориях.

Город Актау – промышленный центр и морской порт с населением более 146 тыс. человек. В прилегающей промышленной зоне развита горнорудная уранодобывающая и перерабатывающая промышленность АО "Каскор" (бывший Прикаспийский горно-химический комбинат), деятель-

ность профилирующего направления которого была прекращена в результате конверсии производства. Карьерные разработки АО "Каскор" находятся в 30 км северо-восточнее и восточнее г. Актау и соединены с химико-технологическим производством автомагистралями и ж/д ветками. Жидкие производственные отходы уранового производства сбрасывались в хвостохранилище Кошкар-ата, гипсометрический уровень поверхности которого составляет – 38м. Хвостохранилище расположено в 7,5 км от побережья Каспия. Энергетика города базируется на Мангышлакском атомном энергокомбинате (МАЭК) с реактором на быстрых нейтронах (БН - 350), имеющиеся здесь же опреснительные установки морской воды обеспечивают город пресной водой.

Город Атырау – центр нефтеперерабатывающей промышленности Прикаспийского региона. Площадь в границах города составляет 168 км^2, городской застройки – 48 км^2, население – более 150 тыс. человек. В промышленной зоне города расположены нефтеперарабытывающий, нефтехимический заводы, станция перекачки нефти, вдоль дороги Атырау – Махамбет проложен нефтепровод Кульсары – Атырау – Куйбышев. Кроме того, в городе имеется машиностроительный завод им. Петровского, предприятия строительной индустрии и пищевой промышленности. Опасным радиационным фактором в городе является наличие (данные на 1995г) 390 источников ионизирующего излучения (преимущественно Cs^{137}) производственного назначения; их суммарная радиоактивность составляет 36855 кюри. Другим вероятным источником радиоактивного загрязнения слаборадиоактивными техногенными отходами на станциях перекачки нефтепродуктов могут быть разливы нефти в системе трубопроводной транспортировки и нефтешлам.

Экологически опасными видами хозяйственной деятельности (по перечню ОВОС-93 [22]) в регионе являются следующие:

1. Атомная промышленность (отходы перерабатывающего производства урановых руд, г. Актау).
2. Энергетика (функционирование АЭС в г. Актау).
3. Нефтехимия, нефте- и газопереработка (гг. Атырау и Новый Узень).
4. Химические производства, в том числе производство минеральных удобрений (г. Актау).
5. Добыча полезных ископаемых, включая нефть и газ (в т.ч. транспортировка последних по трубопроводам).

В данный перечень по опыту радиоэкологических работ необходимо включить транспортировку, хранение и использование в хозяйственной деятельности радиоизотопных источников.

Большинство УРЗ по уровням МЭД гамма-излучения, по классификации СПОРО-85 и Концепции обращения с радиоактивными отходами в Республике Казахстан, относятся к низкоактивным отходам 1 категории (МЭД от 100 до 30000 мкР/час).

К категории аномалий отнесены объекты с МЭД от 60 до 100 мкР/час, эту группу производственных отходов можно отнести к условно-активным, не подлежащим дезактивации.

Фактическим источником радиоактивного загрязнения всех УРЗ являются пластовые воды зоны водонефтяных контактов; первичным источником природных радионуклидов, поступающих в пластовые воды, являются вмещающие породы. В частности, в районе нефтепромыслов прикаспийского района источником радионуклидов могут быть, в первую очередь, фосфоритовые залежи в разрезе туронского яруса меловых отложений западного фланга Актюбинского фосфоритоносного бассейна.

В Жетыбай – Узеньском районе источником природных радионуклидов так же, вероятно, являются фосфоритосодержащие породы сеноманского и туронского ярусов меловых отложений и породы "рыбной" свиты палеогена. Радионуклиды поступают из пород в пластовые воды при десорбционном процессе особенно при хлоридно-натриево-кальциевом типе вод, характерных для подземных вод нефтеносных горизонтов и всего разреза пермо-мезозойских пород.

Дополнительным источником поступления радионуклидов, и в первую очередь Ra^{226}, могут быть пластовые воды более глубоких горизонтов, поступающие по тектоническим нарушениям и краевым разломам соляно-купольных структур в вышележащие залежи.

Пластовые воды нефтяных месторождений содержат наибольшее количество радия (10^{-8}-10^{-11} %) по сравнению со всеми известными пластовыми водами, кроме вод урановых залежей.

Республиканской СЭС проведены гамма – спектрометрические исследования (1991г.) радионуклидного состава проб нефти и пластовых вод из скважин Тенгизского, Эмбинского, Жетыбайского, Узеньского, а также газового конденсата Карачаганского месторождений. В результате установлено, что концентрация Ra^{226} в технических водах превышает допустимые для воды уровни (ДУ=4,5 Бк/кг), установленные НРБ-96, от 4 до 15 раз, а концентрация тория превышает (ДУ=5,4 Бк/кг) – в 2-3 раза.

Аномалии и УРЗ обусловлены, в основном, концентрациями природных радионуклидов: урана, радия и тория, поступающими с пластовыми водами нефтяных месторождений и осаждающимися на углеводородном геохимическом барьере промстоков и сбросов нефтевод, а также на стенках технологического оборудования и трубопроводов.

Все выявленные на участках нефтепромыслов радиоактивные аномалии и участки радиоактивного загрязнения по характеру формирования подразделяются на пять основных типов.

Первый тип УРЗ. Сбросы нефтевод на "поля испарений", нефтяные амбары.

В натуре данный тип УРЗ представлен участками замазученного грунта с нефтью, нефтешламом и радиоактивными растворами пластовых вод, образованными в результате их сброса при бурении скважин, планово-предупредительных ремонтах оборудования, аварийных порывах участков систем технологических трубопроводов, в том числе нефтепропроводов и водяных напорных коллекторов.

Учитывая проницаемость грунта, представленного песчаными фракциями, пропитка его водно-нефтяной эмульсией наблюдается до глубины 0,5-1 м, где отмечена мощность экспозиционной дозы (МЭД) до 200-300 мкР/час.

Аномальные участки замазученного грунта имеют площадь до десятков тысяч кв.метров с МЭД от 30 до 100 мкР/час при природном фоне 8-11 мкР/час. Грунт бурового цвета, часто покрыт пленкой сухой нефти.

На участках объемных или многократных сбросов средний уровень радиоактивного загрязнения по гамма-излучению составляет 250-600 мкР/час на площадях в десятки и сотни кв. метров, с локальными максимальными значениями до 1000-2800 мкР/час.

Радиоактивные загрязнения данного типа со значительным по площади загрязнением грунта распространены преимущественно на месторождениях конечных и средних стадий разработки, где имели место многократные сбросы пластовых вод.

Данный тип загрязнения представлен 179 УРЗ, что составляет 67 % их общего количества.

Второй тип УРЗ. Скопления нефтешлама, ржавчины, солей; отработанные наполнители фильтров обратной закачки пластовых вод.

Данный тип составляют 10-12 % от всех зарегистрированных.

По данным исследования пластовых вод (ВНИИХТ 1991г. месторождение Жетыбай) показано, что при нагревании пластовой воды до +40 +600С из нее выпадает маслянистый осадок темно-бурого цвета в виде нефтешлама, который сорбирует природные радиоактивные элементы.

Нефтешлам скапливается на внутренних стенках насосно-компрессорных труб, днищах и стенках сборных емкостей, резервуаров, замерных установок, нефтепроводов, водяных напорных коллекторов, печей подогрева нефти и другого оборудования. Здесь же скапливаются соли, ржавчина, окалина. Соли представлены смесью сульфата кальция – бария – радия- тория- калия.

УРЗ с нефтешламом и солями на поверхности грунта представлены чаще всего локальными скоплениями площадью от единиц до первых десятков кв. метров с МЭД от 300 до 5000-6000 мкР/час.

Радиоактивные скопления нефтешлама и других сорбентов – солей ржавчины, окалины образуются при чистке, ремонте и демонтаже производственного оборудования. Скопления отработанных фильтров обратной закачки пластовых вод, представленные материалом песчано-щебенистой фракции, сцементированной нефтешламом, с радиоактивностью до 5000 мкР/час, локализуются на участках бурения и имеют размеры 10х20 м.

Третий тип УРЗ. Металлоотходы.

К этой группе относятся производственные металлоотходы –обрезки труб, листовой металл, перегородки печей подогрева нефти, буровые и насосно-компрессорные трубы, емкости, установки дозирующих отстойников и другое оборудование, имевшее контакт с нефтью и пластовыми водами.

Внутренние стенки оборудования и днища резервуаров сохраняют осадок нефтешлама и солей с высоким содержанием радионуклидов. Радиоактивность металлоотходов на внешней поверхности составляет от 400 до 10000 мкР/час.

Производственные металлоотходы чаще всего встречены на неорганизованных свалках металла.

Всего зарегистрированы > 40 УРЗ этого типа (16 % от общего количества УРЗ), на участках других типов УРЗ отмечены десятки случаев нахождения, как отдельных труб, так и их скоплений.

Четвертый тип УРЗ. Неконтролируемые источники ионизирующих излучений.

На территории НГДУ "Узеньнефть" (участок Новый Узень) в 1992г. выявлены четыре аномалии, обусловленные излучением искусственного радионуклида Cs^{137}.

Данные УРЗ связаны с производственными утратами типовых (ампульных) источников с МЭД 7,7 Р/час, 29 Р/час, 30 и 50 Р/час. Такие источники используются в блоках гамма-излучения радиоизотопных установок (РИП) в качестве уровнемеров на буферных емкостях.

Пятый тип УРЗ. Действующее технологическое оборудование нефтепромыслов, трубопроводы.

На всех участках нефтедобычи, преимущественно средних и конечных стадий разработки, действующее технологическое оборудование, трубопроводы загрязнены природными радионуклидами. Характер загрязнения тот же, что и в третьем типе УРЗ, источник – пластовые воды, циркулирующие вместе с нефтью.

Контрольные измерения активности производились на поверхности систем водяных напорных коллекторов, установках дозирующих отстойников, насосно-компрессорных труб, печей подогрева нефти, буферных емкостей, действующих трубопроводов. Максимальная радиоактивность зарегистрирована на третьем участке добычи нефти Сагиз (АО "Эмбамунайгаз"), где на днищах замерных мерников (емкостей) измеренные МЭД составляют 6800 и 1700 мкР/час (УРЗ № 1).

По результатам проведенных работ и анализа полученных данных о радиоактивных загрязнениях наибольшей опасности подвергаются жители 12 городов и поселков Мангистауской и Атырауской областей. Общая численность жителей этих

населенных пунктов, проживающих в условиях крайне неблагоприятной окружающей среды, отравленной выбросами и отходами нефтедобычи, и вдобавок усиленной действием радиации, сопоставимой с ее уровнем на территориях "урановых объектов", составляет около 100 тысяч человек без областных городов. Общая площадь участков радиоактивного загрязнения, где уровень мощности дозы гамма-излучения превышает 100 мкР/час, составляет 650 га, а объем радиоактивных отходов – 1,3 млн. куб. м.

Одним из опасных факторов радиоактивного воздействия на жителей приведенных населенных пунктов является образование пыли на участках радиоактивного загрязнения и перенос ее в поселки ветрами соответствующих направлений.

Опасность радионуклидного загрязнения с поверхностными и грунтовыми водами зависит в каждом конкретном случае от направлений водостока.

К радиационно-опасным факторам относится так же внешнее гамма-облучение при нахождении людей на загрязненных площадях и использование в личном хозяйстве радиоактивно – загрязненных производственных металлоотходов (трубы, емкости и др.).

Несколько слов об областных городах региона.

Г. АКТАУ

При изучении радиационной экологической обстановки в г.Актау и на прилегающих территориях на общей площади 365 км^2, в 1992-93гг. зарегистрированы и оценены на стадиях оперативной проверки 45 аномалий, в том числе 40 УРЗ, с МЭД от 120 до 243 000 мкР/час.

Основными источниками экологического, в том числе радиационного загрязнения территории являются отходы урановорудного производства, сбросы которого направляются в промотстойник – озеро Кошкар-ата. По данным радиометрических съемок природный радиационный фон территории составляет 10-12 мкР/час. Концентрация в поверхностном слое почвы искусственного радионуклида цезия-137 определена на уровне 0,04 кюри/км^2 и соответствует глобальному фону. Радиационному загрязнению подверглись собственно производства и промзоны уранoперерабатывающего комбината (ПГХК), промстоки и отстойник (южная часть озера Кошкар-ата); а также система трубопроводного оборудования, связывающая урано-перерабатывающий и азотно-туковый комбинаты. Уровень МЭД на загрязненных участках составляет первые сотни мкР/час, достигая в отдельных точках 6-8 тысяч мкР/час. На поверхности загрязненного трубопроводного оборудования МЭД составляет 2700 мкР/час. Повышенный радиационный фон отмечен также в районе реактора на складе твердых отходов МАЭК.

Эти площади радиоактивных загрязнений расположены в пределах санитарно-защитных зон предприятий и контролируются местными радиологическими службами. Однако потенциальной опасностью для населения является возможность распространения радионуклидного загрязнения с поверхностными и грунтовыми водами, (особенно в связи с поднятием уровня Каспийского моря), и пылеобразование на сухих участках сброса промотходов, отстойников.

Радиационно – опасным фактором является также использование населением в хозяйственных целях радиоактивно-загрязненного оборудования снятого с производства (трубы, шланги и пр.).

Г. АТЫРАУ

Методами радиоэкологического обследования в 1993г. в г.Атырау, промзоне и на пригородной территории зарегистрированы 23 аномалии, из числа которых 15 по результатам оперативной проверки классифицированы как участки радиоактивного загрязнения (УРЗ). Неблагоприятная радиационная обстановка бала выявлена также в средней школе пос.Еркин-Кала, где в строительных конструкциях межэтажных перекрытий, между 1-м и 2-м этажами, на поверхности балки обнаружена радиоактивность с МЭД до 35000 мкР/час. Аномалия ликвидирована при контроле радиоэкологическим отделом областной СЭС.

Районы нефтепромыслов Западного Казахстана, по результатам радиоэкологических исследований и ряда публикаций в литературе и печати, являют собой зоны кризисных экологических ситуаций, обусловленных техногенными факторами, включая загрязнение и замазученность почв, газовые и нефтяные испарения, радиоактивные загрязнения, следствием которых являются деградация земель, разрушение почв, опустынивание и нарушение экобиоценозов, и как следствие, ухудшение качества здоровья населения с возможными долговременными мутационно -генетическими последствиями.

С целью определения уровней содержания и изотопного состава природных радионуклидов, поступающих с пластовыми водами, на ряде месторождений Доссорского, Кульсаринского и Жетыбай-Узеньского нефтегазоносных районов были опробованы грунт полей испарения, нефтешлам, гидроокислы железа на стенках оборудования, отходы отработанной массы фильтров обратной закачки пластовых вод.

Данные поинтервального опробования шурфов показали, что радиоактивное загрязнение почв радионуклидами из сбросовых нефтевод может распространяться на глубину 0,5 м и более и зависит от состава подстилающих грунтов. В соровых впадинах, где грунт имеет свойства водоупора (уплотненные алевролиты и алевриты), проникновение наблюдается на глубину до 0,25-0,5м. В песчаном грунте (месторождение Каламкас) пропитка нефтеводяной эмульсией распространяется на глубину 0,5-1,0 м. с последующим выходом в нормальный радиационный фон 17-28 мкР/час.

Исследованиями НИИПИ Мунайгаз было установлено, что на замазученных грунтах и амба-

рах происходят значительные изменения почвенного слоя: разрушается структура грунта, до сотых долей снижается содержание азота и фосфора, плотные битумные корки лишают землю влагопроницаемости, в итоге почва лишена возможности самоочищения, а применяемые методы рекультивации не эффективны.

Интенсивное засолонение почв нефтяными водами ведет к образованию устойчивых в данных условиях солончаков, развиваются процессы гудронизации почв, отакыривания и, как следствие, опустынивание окружающей среды, мутации дикорастущей флоры и организмов.

Одной из важных проблемных ситуаций в экологии окружающей среды районов нефтепромыслов Западного Казахстана является трансгрессия Каспийского моря.

За период с 1978г. по 1996г. уровень моря поднялся более чем на 2 метра от минус 29 м, превысив отметку минус 27м. В 1994г. нагонные воды в районе месторождений Мартыши и Юго-восточное Камышитовое достигли отметки минус 26,5м, подходя к границам нефтепромыслов.

Поля испарения месторождений расположены вблизи зоны затопления, из-за высокой проницаемости грунтов сточные воды с полей испарения попадают в акваторию Каспия.

Таким образом, в Казахстане в 1992-97 г.г. проведено широкомасштабное изучение радиационной экологической обстановки в нефтегазоносных районах республики.

В результате радиоэкологических исследований отчетливо проявилась масштабность проблемы техногенных, радиоактивных загрязнений, связанных с производственными отходами.

Известно, что в республике Казахстан всего разведано 138 месторождений нефти и газа, разрабатываются не более 20 % (около 27 месторождений) с добычей 17 млн. тонн нефти, что менее 1 % разведанных запасов. В связи с намечающимся вводом в эксплуатацию новых и увеличением добычи на действующих месторождениях нефти, при существующей технологии производства, следует ожидать наращивания объемов радиоактивных отходов и увеличения площадей загрязнения окружающей среды.

Мұнай өндірілетін аймақтардың радиоктивтігін зерттеу

Дубинчин П.П.

ААҚ "Волковгеология"

1992-97 жылдарда Маңғыстау мен Атырау облыстарындағы жалпы ауданы 3370 км^2 болатын 50 мұнай орыны радиоэкологиялық зерттеулермен қамтылды. Зерттеулер нәтижесінде 275 орынның радиоактивтік ластанғаны анықталды. Бұл ластану табиғи радионуклидтерге − уранға, радийға және торийға байланысты. Ал, олардың концентрациясы табиғи фоннан ондаған, жүздеген рет жоғары. Бұл радионуклидтер жер астынан мұнаймен бірге су шығады.

Radioecological investigation in oil production regions

Dubinchin P.P.

ISC "Volkovgeologiya"

Radioecological investigations covered 50 oil deposits with total area 3350 square kilometers on oil production sites in Mangistau and Arytau regions in 1992-97. They revealed 275 radioactive contaminated sites. The contamination due to natural radionuclides - uranium, radium and thorium - which overcome background values tens and thousands times is connected with stratal water pumped out with oil by production process.

УДК 504.054+539.163

ОБЪЕКТЫ "ЛИРА" – ПЕРВЫЕ РЕЗУЛЬТАТЫ ИЗУЧЕНИЯ СТЕПЕНИ И ХАРАКТЕРА РАДИОНУКЛИДНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТЕРРИТОРИИ

[1)]Лукашенко С.Н., [1)]Солодухин В.П., [1)]Казачевский И.В., [1)]Позняк В.Л., [1)]Поденежко В.В., [1)]Резников С.В., [2)]Камберов И.М., [2)]Политиков М.И.

[1)]Институт ядерной физики
[2)]Институт геофизических исследований

Представлены результаты работ по изучению уровня и характера радионуклидного загрязнения территории объектов "Лира", выполненных в 1998-1999 гг. Приведены данные, отражающие распределения ^{137}Cs по площади и глубине почвенного слоя на отдельных участках, а также в донных осадках и пойме реки Березовка. Рассмотрены возможные механизмы формирования радионуклидного загрязнения изучаемой территории.

Введение

На территории газоконденсатного месторождения "Карачаганак", с целью создания подземных емкостей, в соляном куполе на глубине около 1 км было произведено 6 ядерных взрывов. Объекты получили название ЛИРА. В настоящее время 4 емкости-хранилища (1ТК÷4ТК) заполнены газоконденсатом. Одна из емкостей 5ТК находится в аварийном состоянии – заполнена водой. Состояние емкости 6 ТК неизвестно из-за завала скважины. Газоконденсатное месторождение интенсивно разрабатывается Международной промышленной организацией. Обострившаяся в последнее время радиофобия и возросшие, в связи с этим, требования к степени риска и условиям труда вблизи от источника радиоактивности, а также к чистоте добываемого сырья вызвали необходимость детальной информации о радиационной обстановке на этих объектах и в их окрестностях. Эпизодические и противоречивые сведения (в виде сообщений и отзывов [2]), по отдельным результатам изучения уровня загрязненности этих территорий радионуклидами в период до 1998 г., не позволяют создать целостное представление о радиационной обстановке в этом районе. В связи с этим, в 1999 г. перед НЯЦ РК была поставлена задача по детальному изучению радиоэкологической ситуации на территориях объектов ЛИРА и прогнозированию ее дальнейшего развития. В настоящей статье представлены отдельные результаты радиоэкологических исследований на территории объектов ЛИРА, а также анализ возможных механизмов формирования сложившейся радиационной обстановки.

Методы и аппаратура

Для решения поставленных задач в основном были использованы радиометрические и спектрометрические методы. Мощность экспозиционной дозы измерялась радиометрическими полевыми приборами СРП-68, MKS-04 и РУП-1. Гамма-спектрометрия осуществлялась на четырех спектрометрах, основанных на современных Ge-детекторах:

- "Ortec" GEM-20180 (коаксиальный, эффективность 20 %, разрешение 1.7 кэВ по ^{60}Co - 1332 кэВ);
- "Canberra" GX-1520 (коаксиальный, эффективность 15%, разрешение 1,7 кэВ по ^{60}Co – 1332 кэВ);
- "Ortec" GLP-25325 (планарный, разрешение 319эВ по ^{241}Am - 59,54 кэВ);
- "Canberra" GLP-1010R (планарный, разрешение 231 эВ по ^{241}Am - 59.54 кэВ).

Определение макросостава почвы проводилось методом РФА с ампульным источником ^{109}Cd и Si-детектором "Ortec" GLP-10180 (разрешение 180 эВ для K_{α}Fe -6,4 кэВ).

В отдельных случаях, для определения ^{239}Pu и ^{90}Sr, использовалась комплексная радиохимическая методика, разработанная специалистами института [1]. Часть проб проанализирована методом ртутометрии на газортутном анализаторе АГП-01.

Ведутся интенсивные работы по аппаратурной и методической оснащенности низкофоновой лаборатории. Осваиваются методы жидкосцинтилляционной спектрометрии и масс-спектрометрии для определения ультра малых количеств ^{36}Cl. Ведется адаптация к задачам мониторинга традиционных химических методов (спектрофотометрия, вольтамперометрия и т.д.), АЭС-ИСП, газовой хроматографии. Разрабатываются методы концентрирования радионуклидов из образцов воды значительных объемов – более 10 л.

Основные результаты

Проведено предварительное широкомасштабное обследование радиационной обстановки на территории объектов ЛИРА. Радиометрическая съемка территории показала, что МЭД, за некоторыми исключениями, находится в интервале 10-15 мкр/час. На площадке ТК-5 выявлены два пятна 0.5 х 1 м, для которых МЭД составляет 20-30 мкр/час, а непосредственно около скважины ТК-4 МЭД равна 50 мкр/час. Методом

гамма-спектрометрии изучен радионуклидный состав образцов почвы, отобранных на разных участках. Установлено, что для большинства из них концентрация ^{137}Cs находится в пределах n·10 Бк/кг. Вместе с тем были выявлены отдельные места с содержанием этого радионуклида >100 Бк/кг – вероятнее всего технологическое загрязнение. На основании этих результатов были выполнены работы по ремедиации наиболее загрязненных участков.

Значительный интерес представляют результаты анализа почвы из поймы р. Березовка. Относительно высокие и относительно стабильные концентрации ^{137}Cs (35 ÷125 Бк/кг) дают основание для предположения о том, что этот радионуклид концентрируется в пойме реки за счет его вымывания с большой площади талыми и дождевыми водами. В связи с этим, изучено распределение Hg и ^{137}Cs в донных отложениях (интервалы глубин: 0-25 см и 25-50см) р. Березовка. Установлено плавное повышение их концентраций (рис. 1 – для ^{137}Cs) по течению реки, что, вероятнее всего, подтверждает механизм площадного смыва и накопление радионуклидов на дне реки.

Проведено специальное исследование радионуклидного состава образцов почвы, отобранных из разных глубин в пойме р. Березовка, вдоль ее русла. Результаты распределения ^{137}Cs представлены на рис. 2. Из рисунка следует, что в верховьях реки, по сравнению с ее низовьем, относительная концентрация этого радионуклида больше в нижних слоях, чем в верхних. Кроме того, в непосредственной близости от реки ^{137}Cs сосредоточен, в основном, в нижних слоях отложений, а по мере удаления от русла его концентрация в поверхностных слоях нарастает. Существует несколько предположений относительно таких распределений. Ведутся работы по уточнению возможных механизмов поступления и перераспределения радионуклидов в пойме р. Березовка.

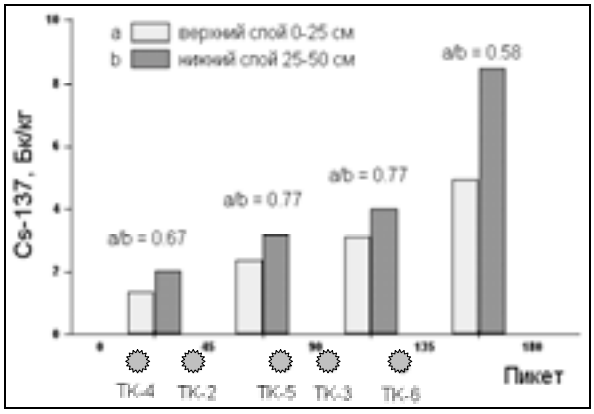


Рис.1 Распределение Cs-137 в донных отложениях р. Березовка

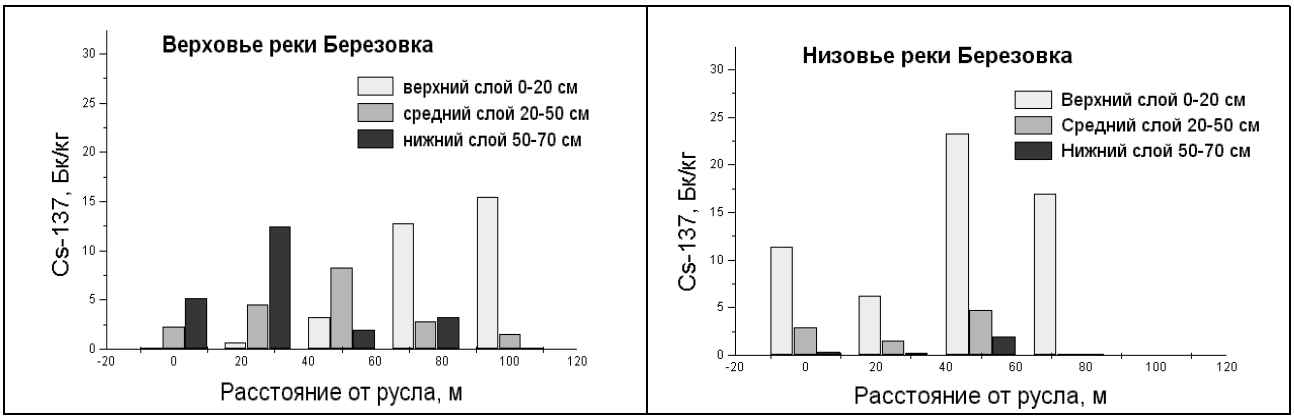


Рис.2 Содержание ^{137}Cs (усредненные значения) в различных слоях почвы поймы реки Березовка в зависимости от расстояния от русла

Выполнены работы по исследованию характера распределения ^{137}Cs как по площади, так и по глубине, на отдельных участках территории объектов ЛИРА. Критерием выбора участков служила степень их причастности к геологическим разломам и к зонам разуплотнения пород. Были обследованы два массива: А - удаленный от зоны разлома и В - причастный к этой зоне. Результаты представлены на рис.3. Из рисунка видно, что распределение этого радионуклида по глубине почвенного слоя для обоих массивов имеет одинаковый характер. Вместе с тем, его концентрация в зоне предполагаемого разлома несколько выше. В результате выполнения этой работы был выявлен отдельный участок, для которого отмечено заметное повышение концентрации ^{137}Cs с глубиной почвенного слоя.

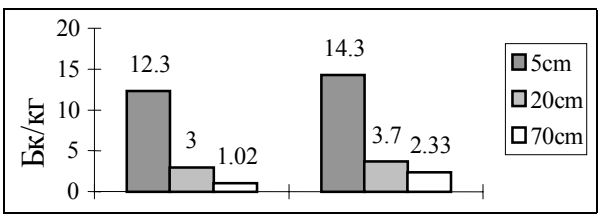


Рис. 3 Распределение ^{137}Cs (усредненные значения) по глубине слоя почвы для двух массивов

На этом участке для лабораторных исследований были отобраны пробы почвы на глубину до 1,6 м. Результаты анализа этих проб представлены на рис. 4. Из рисунка следует, что ни в одном из проанализированных образцов почвы, отобранных

с глубины более 60 см, не обнаружено значимых концентраций ^{137}Cs. Полученные результаты, наиболее вероятно, свидетельствуют о механизме миграции этого радионуклида с поверхности вглубь почвы, нежели наоборот.

В целях исследования миграционных свойств ^{137}Cs изучено его распределение по гранулометрическим фракциям в трех образцах почвы (Lk-6, Lk-14 и Lk-19). Навески, массой около 1 кг, после размачивания рассеивались мокрым способом на 6 фракций: >2 мм, >0,71 мм, >0,5 мм, >0.2 мм, >0,05 мм и фракцию "глина", которая выделялась из промывной воды после отстаивания. Из промывной воды, объем которой был 22-28 л, отбиралась проба 10 л в которой проводилось концентрирование ^{137}Cs и ^{90}Sr.

По результатам гамма-спектрометрических измерений в образцах фракций определялось содержание ^{137}Cs и естественных радионуклидов. В таблице приведены данные о массах фракций и результаты определений содержания ^{137}Cs (Бк в 1 кг пробы), а также относительные величины содержания ^{137}Cs (в % от полной активности).

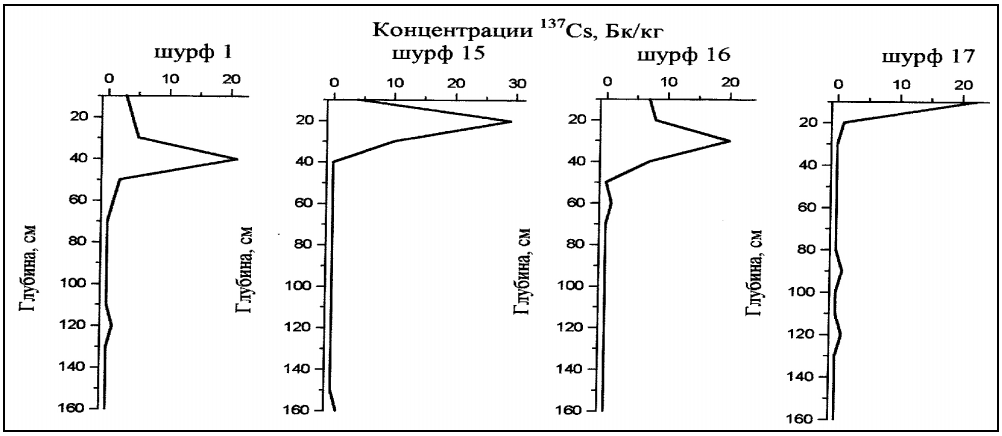


Рис. 4 Распределение ^{137}Cs по глубине почвенного слоя для различных мест отбора проб

Таблица. Распределение содержания ^{137}Cs по гранулометрическим фракциям

	Lk-06 M=1171г ; Вода - 22л			Lk-14 M=868г ; Вода - 24л			Lk-19 M=993г ; Вода - 28л		
Фр., мм	**М(фр), г**	**^{137}Cs, Бк**	**^{137}Cs, %**	**М(фр), г**	**^{137}Cs, Бк**	**^{137}Cs, %**	**М(фр), г**	**^{137}Cs, Бк**	**^{137}Cs, %**
>2.0	15	0.37	0.8	3	0..08	0.2	5	0.10	0.2
>0.75	19	1..00	2.1	10	0.50	1.3	5	0.31	0.7
>0.5	4.0	0.30	0.6	3	0.21	0.5	1	0.05	0.1
>0.2	42	3.44	7.1	35	2.74	6.9	10	0.78	1.9
>0.05	5	0.29	0.6	192	8.63	21.8	77	1.09	2.6
глина	1008	43.13	88.9	609	27.43	69..5	866	38.81	94.7

Как показывают результаты измерений, практически весь ^{137}Cs находится во фракции "глина". Значительное (~22%) содержание ^{137}Cs во фракции >0,05 мм для пробы Lk-14 связано с качественным отличием этой пробы почвы от проб Lk-06 и Lk-19. На это указывает и различие в распределение масс по фракциям и наличие во фракции (>0,05мм) пробы Lk-14 большого количества частиц с плотностью ~1г/см^3, которые наблюдаются при взмучивании в воде. Возможно это органическая компонента почвы, концентрирующая ^{137}Cs. Измерения осадков ферроцианидов меди, выделенных из промывных вод, показали, что в водную фазу переходит менее 0,01 % ^{137}Cs, находящегося в пробе, т.е. ^{137}Cs в исследованных образцах находится в связанном состоянии. Вместе с тем, вероятность механического переноса этого радионуклида ветром и водой довольно таки значительная, поскольку он, в основном, сосредоточен в мелкой фракции.

Выводы

Проведено предварительное широкомасштабное обследование радиационного состояния территории объектов ЛИРА. Выявлены и дезактивированы отдельные небольшие участки. Установлено, что концентрация ^{137}Cs на обследованной территории незначительно превышает фоновые значения, характерные для этого региона.

Изучен характер распределения ^{137}Cs на отдельных участках как по площади, так и по глубине почвенного слоя. Полученные результаты свидетельствуют о значительной локальной неравномерности в распределении этого радионуклида, при относительной стабильности усредненных значений его содержания на обследованных участках. Изучен характер распределения ^{137}Cs в донных отложениях и в пойме р. Березовка. Выявлены особенности, требующие дальнейшего уточнения.

В целом, полученные первые результаты наводят на мысль о том, что основным механизмом

загрязнения поверхности почвы на объекте ЛИРА радионуклидами ^{137}Cs и возможно, ^{90}Sr является выход на поверхность, сразу вслед за взрывом, инертных газов ^{137}Xe и ^{90}Kr, генетически являющихся предшественниками этих радионуклидов. Вместе с тем имеет право на существование и гипотеза о постоянном притоке этих радионуклидов на поверхность из котловых полостей по зонам разуплотнения и трещиноватостей в земной коре. Уточнение этих возможных механизмов требует проведения дальнейших исследований.

Литература

1) Kazachevskiy I.V., Lukashenko S.N., Chumikov G.N., Chakrova E.T., Smirin L.N., Solodukhin V.P., Khazhekber S., Berdinova N.M., Ryazanova L.A., Bannyh V.I., Muratova V.M. Combined Radiochemical Procedure for Determination of Plutonium, Americium and Strontium-90 in the Soil Samples from SNTS. // Czechoslovak Journal of Physics, Vol.49, Suppl.S1,p.445-460.

2) Radiometric survey of the Karachaganak field. AGIP S.p.a. National Institute of Radiation Protection (Ministerial Decree 23-5-84). Vol.I-1993, Vol.II-1994, Vol.III-1997.

«Лиран объектілері - аумақтық радионуклидтік ластану дәрежесі мен сипатын зерттеудің алғашқы нәтижелері

[1)]Лукашенко С.Н., [1)]Солодухин В.П., [1)]Казачевский И.В., [1)]Позняк В.Л., [1)]Поденежко В.В., [1)]Резников С.В., [2)]Камберов И.М., [2)]Политиков М.И.

[1)]ҚР ҰЯО Ядролық физика институты, Алматы
[2)]ҚР ҰЯО Геофизикалық зерттеулер институты, Курчатов

«Лиран объектілері - аумақтарының радионуклидтермен ластану деңгейімен сипатын зерттеу бойынша 1998-1999 жылдары орындалған жұмыс нәтижелері берілген. Жекелеген аулалар, топырақтың үстінгі қабатының тереңдігі бойынша, және де Березовка Өзенінің суы жайлымымен түнбаларындағы ^{137}Cs таралуын көрсететін деректер келтірілген. Зерттелген аумақта радионуклидтік ластануы қалыптасуының жағдайлары қарастырылған.

Lira objects: first results of territory radionuclide contamination level and character study

[1)]Lukashenko S.N., [1)]Solodukhin V.P., [1)]Kazachevskiy I.V, [1)]Posnyak V.L., [1)]Podenezhko V.V., [2)]Kamberov I.M., [2)]Politikov M.I.

[1)]NNC RK Institute of Nuclear Physics, Almaty
[2)]NNC RK Institute of Geophysical Research, Kurchatov

The results of work whose aim is to study the level and character of radionuclide contamination of territory of LIRA objects, done in 1998-1999 are shown. The data on area and depth of ^{137}Cs spreading in the soil of some sites as well as the bottom sediment and water meadow of the Berezovka river is adduced. The possible mechanisms of radionuclide contamination formation of studied territory are examined.

УДК 577.4.001.

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ ОБСЛЕДОВАНИЕ ЮЖНОЙ ЧАСТИ ТЕРРИТОРИИ БЫВШЕГО СЕМИПАЛАТИНСКОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ПОЛИГОНА

Жариков С.К.

Институт радиационной безопасности и экологии

Рассматриваются результаты обследования радиационной обстановки на выбранной местности в южной части СИП. Приводятся расчеты возможного годового поступление радионуклидов (цезия-137, стронция-90 и плутония-239/240) в организм человека вместе с продуктами животноводства местного производства.

Многолетние ядерные испытания на бывшем Семипалатинском испытательном полигоне (СИП) привели к рассеиванию значительного количества радиоактивных веществ. В настоящее время наиболее потенциально опасными из них являются радионуклиды ^{137}Cs, ^{90}Sr, а также изотопы урана и плутония. В ряду трансурановых загрязнителей особое место занимают изотопы ^{238,239,240,241}Pu и ^{241}Am, как имеющие высокую степень радиотоксичности.

Радионуклидное загрязнение территории СИП сильно отличается от глобальных выпадений, как по составу и уровню концентрации радионуклидов, так и по формам их нахождения в объектах окружающей среды. Это связано с большим разнообразием испытаний (вид заряда, условий взрыва, географические координаты испытаний и т.д.), проведенных на полигоне.

После закрытия полигона в 1991 году началось интенсивное хозяйственное освоение его территорий, в значительной степени стихийное, неконтролируемое. На отдельных участках полигона проводятся различные не санкционированные хозяйственные работы, в том числе выпас скота, заготовка сена, сбор лекарственных трав, отлов диких животных, птиц и использование земель для орошения. В связи с этим увеличилась вероятность неблагоприятного воздействия радиационно-загрязненной природной среды на здоровье людей, проживающих на территории полигона и его окрестностях. Поэтому радиоэкологическое исследование территорий полигона и передача земель в хозяйственное пользование является актуальной задачей, не только в научном, но и в практическом плане.

В последние годы на территории СИП активно проводились работы по изучению последствий испытания ядерного оружия. Пока еще недостаточно данных о пространственном распределении некоторых радионуклидов, окончательной их форме нахождения в почвах, миграционной способности, корреляции их содержания с вещественным и структурным составом почвенных фракций.

Проблемы изучения состояния и научного обоснования прогноза развития радиоэкологической обстановки на СИП, а также реабилитации и ремедиации его отдельных участков также требуют дополнительных исследований с привлечением разнообразных методов обследования.

В связи с этим в 1998 году совместно с Восточно-Казахстанским областным фондом охраны окружающей среды и Институтом радиационной безопасности и экологии была предпринята попытка решить некоторые задачи по радиоэкологическому обследованию на площади 200 км^2 в южной части территории полигона, которая реально использовалась жителями близлежащих регионов для сельского хозяйства с временным проживанием.

Наряду с наземными полевыми радиометрическими измерениями на обследуемой площади, для лабораторного анализа отбирались пробы природной среды (почва, надземная и корневая часть растений и вода).

По результатам радиометрического обследования не зафиксировано повышенное поверхностное α- и β–загрязнение почвы на этих участках, а максимальное значение мощности экспозиционной дозы на поверхности почвы, измеренных на всех точках отбора, не превышало 0,24 мкЗв/час.

В то же время, лабораторный анализ отобранных проб показал в пробах растительности относительно высокую концентрацию ^{137}Cs. Так на одной части обследованного участка концентрация ^{137}Cs в растениях (наземной части) изменялась до 700 Бк/кг при среднем значении 80,5 Бк/кг, в то время, когда средняя удельная активность ^{137}Cs в почве составляла 12,7 Бк/кг.

Наибольшее содержание ^{90}Sr в растениях составило 29,0 Бк/кг (среднее значение 7,3 Бк/кг), при содержании его в почве не более 19,0 Бк/кг. Среднее значение запаса ^{90}Sr в почве составляла 4,19 Ku/км^2, что превышает характерный уровень для этих широт северного полушария – 0,13 Ku/км^2 [1].

Если учесть количество выброшенного в экосистему плутония в результате всех испытаний на СИП, становится понятным, почему изучение загрязнения плутонием почв и его движение по пищевой цепочке, является задачей более, чем ак-

туальной. Свой вклад в эту проблему вносят и глобальные выпадения плутония.

Известно, что среднее содержание $^{239/240}$Pu в почвах бывшего СССР составило в 1982 году 1,15 Бк/кг, а удельная активность $^{239/240}$Pu вследствие техногенной деятельности варьировало 0,1 – 10 Бк/кг [2]. Результаты проведенного нами исследования показали, что среднее содержание $^{239/240}$Pu на обследованном участке в почве составило 55,4 Бк/кг. При этом значения изменялись в интервале от 3,0 до 150 Бк/кг. Кроме того, отмечается, что $^{239/240}$Pu концентрируется в верхних слоях почвы и более медленно мигрирует в глубину, чем радионуклиды Cs^{137} и Sr^{90}. Содержание $^{239/240}$Pu в растениях изменяется в пределах от 1 до 50 Бк/кг (на единицу сухого веса растений).

При решении вопросов, связанных с сельскохозяйственным использованием земель полигона, необходимо обратить особое внимание на животноводство. В первую очередь это связано с тем, что, одним из существенных путей проникновения радионуклидов в организм человека является пищевая цепь почва – растение - животные (молоко, мясо и т.д.) - человек. Учитывая, что в настоящее время местное население, в основном, земли полигона использует для выпаса скота и заготовки сена, рассмотрение пищевой цепочки и поступления радионуклидов в организм человека через животноводческие продукты является важным.

Радионуклиды могут поступать в живые организмы также через органы дыхания и поверхность кожи. Имеющиеся данные о содержании радионуклидов в воздухе для населенных пунктов вокруг полигона, а также факт, что рассматриваемые участки расположены на достаточном удалении от наиболее загрязненных мест СИП, позволяют сделать вывод, что механизмами поступления радионуклидов через органы дыхания и через кожу можно пренебречь, если на выделенных участках отсутствуют пыльные бури. Однако исключить полностью радиационной опасности вторичного пылеобразования нельзя, т.к. в некоторых местах полигона содержание радионуклидов в почве превышает фоновые уровни глобальных выпадений в сотни раз.

Таким образом, при современных условиях пользования пастбищ на территории полигона, первоочередное внимание должно быть обращено на максимально возможное снижение поступления радионуклидов в организм животных. Прежде всего, речь идет о жвачных животных, которым требуются грубые и сочные корма. В пастбищный период корова в течение суток может поедать траву с площади 100-300 м^2, при этом вместе с травой она частично потребляет дернину. При выпасе животных на низкопродуктивных пастбищах вероятность потребления почв с травой возрастает.

Используя количественные результаты по определению содержания ^{137}Cs, ^{90}Sr и $^{239/240}$Pu в кормовой растительности, а также учитывая условия содержания животных на пастбищах полигона и известные факты выведения и накопления этих радионуклидов в органах животных, можно провести оценки годового поступления вышеназванных радионуклидов в организм животных и предварительно оценить допустимые уровни загрязнения кормовой растительности (или фуража) вышеуказанными радионуклидами.

Несмотря на отсутствие в настоящее время в Казахстане утвержденных нормативных актов по загрязнению почвы радионуклидами, нами на основании расчета годового поступления радионуклидов из продуктов животноводства в организм человека была сделана попытка оценки опасности радиоактивного загрязнения территории СИП. Результаты вычислений представлены в таблице 1.

Как известно, основное количество ^{137}Cs содержится в молоке и мышцах коровы. Максимальная расчетная величина ^{137}Cs составила при выпасе животных на обследуемом участке 385,0 и 14,5 Бк/кг, соответственно. При производстве и потреблении молока и молочных продуктов в этих условиях, величина годового поступления ^{137}Cs в организм человека составит 73214 Бк/год, что на 5% ниже величины предельного годового поступления.

При вычисленном максимальном содержании ^{90}Sr в костной ткани животных 6,9 Бк/кг, расчетное поступление ^{90}Sr с пищей (с бульоном) в организм человека составит 125,9 Бк/год, что значительно ниже допустимого уровня годового поступления. Также известно, что значительная часть ^{90}Sr переходит в молоко и оно является одним из основных источников поступления ^{90}Sr в организм человека. Но даже при максимальном содержании ^{90}Sr в кормовом рационе животных 29 Бк/кг, его расчетная концентрация в молоке даст годовое поступление в организм человека ниже допустимого уровня в 2,7 раза.

Расчетное распределение $^{239/240}$Pu (при максимальном содержании его в растениях - 46 Бк/кг) в органах коровы составил: в скелете – 0,042 Бк/кг, в мягкой ткани (в целом) – 0,002 Бк/кг. Расчет показывает невозможность сверхнормативного облучения людей $^{239/240}$Pu. Допустимые уровни для $^{239/240}$Puв пище согласно НРБ-96 - 5 Бк/кг, а годовое поступление - 4000 Бк [3].

Результатами лабораторных анализов проб воды, отобранных в местах возможного использования воды в хозяйственной деятельности и питьевых нужд на участках обследования, показало, что удельная активность техногенных радионуклидов для ^{137}Cs – 4 Бк/кг, для ^{90}Sr – 19 Бк/кг, что ниже допустимых значений (^{137}Cs – 96 Бк/кг, ^{90}Sr – 45 Бк/кг).

Таблица 1. Концентрация радионуклидов ^{137}Cs, ^{90}Sr, $^{239/240}Pu$ в органах и тканях коровы и расчетное годовое поступление их в организм человека с пищей

Радионуклид	**Допустимое ПГП*$_{нас}$, Бк/год**	**Содержание РН** в растениях (Бк/кг)**	**Поступление РН в ЖКТ*** животного, Бк/сутки**	**Содержание РН в ткани и молоке животного, Бк/кг**		**Расчетное ГП$_{нас}$ с пищей, Бк/год**
^{137}Cs	77000	700 (максимум)	14000	в мягких тканях	125,7	9406
				скелет	10,4	190
				молоко	3347,9	636653
		80,5 (среднее на участке А)	1610	в мягких тканях	14,5	1085
				скелет	1,2	22
				молоко	385,0	73214
		19,2 (среднее на участке Б)	384	в мягких тканях	3,45	258
				скелет	0,29	5,3
				молоко	91,8	17457
^{90}Sr	36000	29 (максимум)	580	в мягких тканях	0,072	5,4
				скелет	6,9	126
				молоко	16,4	3121
		7,3 (среднее на участке А)	146	в мягких тканях	0,018	1,35
				скелет	1,74	32
				молоко	4,13	785
		5,6 (среднее на участке Б)	112	в мягких тканях	0,014	1,04
				скелет	1,33	24
				молоко	3,17	603
$^{239/240}Pu$	4000	46 (максимум)	920	в мягких тканях	0,0007	0,052
				в печени	0,013	
				в стенках ЖКТ		
				скелет	0,042	0,77
				молоко	0,0014	0,262
				в мягких тканях в целом	0,002	0,17

Примечание: ** $ПГП_{нас}$ – предел годового поступления радионуклидов для населения*
*** РН - радионуклиды*
**** ЖКТ – желудочно-кишечный тракт*

Оценки одновременного действия нескольких радионуклидов на организм человека показывают, что их годовое поступление не превышает допустимого уровня, хотя и близко к предельным значениям. Следует подчеркнуть, что по проведенным оценкам уровни поступления радионуклидов в организм животных превышают уровни, установленные нормами радиационной безопасности.

В целом, по результатам обследования территорий можно сделать следующие выводы:

1. Обследованные участки можно использовать без ограничения в животноводческой деятельности, если не происходит деградация растительного покрова почвы при регулярном выпасе животных.
2. При проведении любых сельскохозяйственных работ на территории полигона, необходимо проводить регулярные радиационные измерения травы, скошенного сена и выращиваемых сельскохозяйственных культур (определение радионуклидов ^{137}Cs - постоянно, ^{90}Sr и $^{239/240}Pu$ - выборочно).
3. Участки обследования не желательно использовать для выращивания сельскохозяйственных культур.
4. При проведении исследований, подобных проведенному, следует делать основной упор на измерение биологических проб (растения и животные).

Литература

1) Константинов И.Е. и др. Модель вертикальной миграции цезия-137 в почвах и прогнозирование экспозиционной дозы. // Документ НКДАР А/АС, 82/G/L. 1606. -М., Атомиздат, 1979 г.

2) Федорова З.М. и др. Содержание плутония в почвах Советского Союза. // АЭ, т.59, вып.5, ноябрь 1985 г.

3) Нормы радиационной безопасности (НРБ-96). Межгосударственные гигиенические нормативы ГН 2.6.1.054-96. - Алматы. 1997 г.

Бұрынғы Семей сынақ полигонының өңтүстік аймағының радиациалық жағдай тексеру

Жарықов С.К.

ҚР ҰЯО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты

ССПның оңтустік аймағының белгіленген жерлерінде радиациялық жағыдайы тексеріліп нәтижесі қарастырылды. Адам организіміне бір жылда жергілікті мал шаруашылығының азық-түлік өнімдерінен түсуі ықтимал радионуклидтердің (цезийдің −137, стронцийдың-90 және плутонийдың 239/240) есебі келтірілген.

Environmental survey of southern part of former semipalatinsk test site

Zharikov S.K.

NNC RK Institute of Radiation Safety and Ecology

The present paper discusses results of the environmental survey performed in selected areas of the STS southern part and gives calculations of possible annual radionuclide (Cs-37, Sr-90 and Pu-239/240) intake due to local husbandry products.

УДК 581. 524. 34: 528.9 (574.3)

ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ФЛОРЫ И СТЕПЕНИ ТРАНСФОРМАЦИИ РАСТИТЕЛЬНОСТИ ГОРНОГО МАССИВА ДЕГЕЛЕН

[1)]Тулеубаев Б.А., [1)]Сейсебаев А.Т., [2)]Султанова Б.М., [1)]Джанин Б.Т.

[1)]Институт радиационной безопасности и экологии
[2)]Институт ботаники и фитоинтродукции МОиНРК

Представлено современное состояние растительного покрова горного массива Дегелен и оценен характер нарушенности растительности в местах проведения подземных ядерных взрывов. Изучены особенности трансформации флоры, выявлен видовой и ценотический состав, структура и пространственное распределение растительности ОЭП "Дегелен".

Введение

В результате проведенных (1961-1989 г.г.) более 200 подземных ядерных взрывов на территории горного массива Дегелен были сформированы экстремальные экологические условия, обусловленные наличием локальных участков с повышенным содержанием радиоактивных веществ и нарушением установившегося равновесия между почвой, растительностью и подстилающими породами. В этой связи исследование современного состояния флоры, выявление особенностей состава, структуры и процессов восстановления растительности и изучение антропогенной трансформации растительности в местах проведения ядерных взрывов актуально как в практическом, так и в теоретическом отношениях.

Объекты и методы исследований

Основным объектом была растительность ОЭП Дегелен в местах проведения ядерных взрывов после закрытия штолен, а также ее состав, структура, пространственное распределение, антропогенная нарушенность и особенности восстановления. Изучение растительности в периоды экспедиционных выездов проводилось как при маршрутных, так и в полустационарных условиях (приустьевых площадках штолен) путем сбора и анализа гербарного материала, определения количественного и качественного состава видов и флористического спектра ведущих семейств, а также составлением списка флоры горного массива Дегелен [1-3].

На приустьевых площадках выбранных (исследуемых) штолен заложены экологические профили (определено 7 ключевых участков) в целях выявления ценотического состава растительного покрова на фоне изменившихся экологических условий и уровня радиационного загрязнения по отработанной методике [4]. Особо важным была методическая отработка поисковой работы по определению радиоэкологического диапазона произрастания растительности того или иного вида. Для этой цели проведены серии измерений мощности экспозиционной дозы гамма-излучения на поверхности почвы в конкретном экотопе.

Методика изучения растительного покрова включала также и картографическую методику, изложенную в указаниях [1,2]. Формирование современного растительного покрова территории опытно-экспериментальной площадки «Дегелен» бывшего СИП в условиях длительного ионизирующего излучения накладывает специфические особенности в методику их изучения. Поэтому применялась методика, разработанная в Институте ботаники и фитоинтродукции МН-АН РК [5].

Особенности восстановления естественной растительности приустьевых площадок демилитаризованных штолен изучались на ключевых участках, расположенных в разных частях горного массива Дегелен. Выбор ключевых участков определен следующим принципом: участок должен содержать набор компактно расположенных экосистем в разной степени подвергшихся действию антропогенных факторов. На ключевых участках размерами 100х100м, охватывающих приустьевые площадки штолен и часть склонов сопок с фрагментами слабонарушенной естественной растительности, было проведено картографирование растительности в масштабе 1:1000. В условиях техногенной трансформации растительности крупномасштабная геоботаническая карта является важным и точным документом современного состояния биоты.

Анализ трансформации флористического разнообразия ОЭП Дегелен основан на сравнении флор естественных (слабонарушенных) и техногенных ядерных экотопов. Техногенные ядерные экотопы - это местообитания, не имеющие природных аналогов, с МЭД гамма-излучения более 60 мкР/ч. Трансформированная флора включает виды всех пионерных и сериальных сообществ, участвующих в естественном зарастании техногенных ядерных экотопов. Проделанный анализ видового состава естест-

венных слабонарушенных и техногенных ядерных экотопов по флористическим спектрам, таксономической структуре, экобиоморфам, встречаемости, радиоэкологическому диапазону произрастания позволил наметить характерные особенности флоры исследуемой территории.

Результаты исследований

По ботанико-географическому районированию территория ОЭП Дегелен относится к подзоне сухих типчаково-ковыльных степей. Однако горный массив Дегелен, возвышающийся над уровнем окружающей территории, определенным образом искажает картину зонального распределения растительности. Ценотический состав растительного покрова горного массива Дегелен отличается значительным разнообразием. Чрезвычайная неоднородность, пестрота сложения и динамичность растительного покрова связаны с широкой дифференциацией экологических условий произрастания растительности. Отличительной особенностью структуры растительного покрова горного массива Дегелен является высотная поясная смена растительности.

На подгорных равнинах, окружающих хребты, и пологих делювиально-пролювиальных шлейфах сопок распространены, преимущественно, маршалловополынно-типчаково-тырсовые *(Stipa capillata, Festuca valkesiaca, Artemisia marschalliana)* ценозы с участием *Caragana pumila, Spiraea hypericifolia*. Подгорные равнины плавно переходят в увалы мягких очертаний с отдельными куполообразными сопками. Здесь представлены в основном полынно-типчаково-тырсовые ценозы на темно-каштановых щебнистых почвах. На каменистых обнажениях по склонам сопок сформированы петрофитноразнотравно-кустарниковые *(Caragana pumila, Spiraea hypericifolia, Orostachis spinosa, Sedum hybridum, Ajania fruticulosa)* ценозы. Межсопочные ложбины стока и русла временных водотоков прорезают подгорные равнины по всему периметру горного массива. Режим увлажнения в первую очередь влияет на ценотический состав растительности.

Нижняя часть склона плавно переходит в долину пересыхающего ручья. Безымянный ручей протяженностью 14 км берет начало у гранитных скал основного южного хребта и заканчивается в 2 км от северо-западного профиля. Границы долины окаймлены узкой прерывистой полосой чингильника *(Halimodendron halodendron)*. В травяном ярусе чингиловых зарослей встречается *Achnatherum splendens, Leymus paboa*nus. На более возвышенных, хорошо дренируемых участках слабо разработанной долины ручья на луговых почвах развиты злаковые, разнотравно-злаковые, злаково-разнотравные и разнотравные ценозы с доминированием *Calamagrostis epifeios, Leymus angustus, Alopecurus arundinaceus, Poa trivialis, Glycyrhiza uralensis, Medicago falcata, Achillea asiatica, Sanguisorba officinale, Galatella biflora*. Эти сообщества отличаются богатой видовой насыщенностью. В составе сообществ отмечены 42 вида - среди которых *Matricaria recutita, Sonchus arvensis, Geranium collinum, Tanacetum achileifolium, Eringium planum, Iris sibirica, Senecio erucifolium, Phleum phleoides* и др. Увалы и куполообразные сопки плавно сливаются с низкогорными хребтами. Увалы, высокие и низкие куполообразные сопки, низкогорные хребты и долины в периферийной части горного массива сглаженной формы. Они обычно осложнены каменистыми обнажениями и выходами гранитных плит. Очень часто гранитные плиты наложены стопкой друг на друга, образуя матрацевидные отдельности. Поверхность гранитных плит испещрена выемками и трещинами. Скопления дресвы и мелкозема в трещинах матрацевидных плиточных гранитов осваивают кустарниковые *(Spiraea trilobata, S.hypericifolia, Cotoneaster oliganthe, Lonicera microphilla, Rosa spinosissima Pentaphyloides parvifolia, Berberis sibirica)* и петрофитноразнотравные группировки из *Orostachis spinosa, Sedum hybridum, Patrinia intermedia, Potentila acaulis, Gypsophilla patrinii, Libanotis buchtarmensis, Artemisia latifolia.*

По вершинам и склонам куполообразных сопок на темно-каштановых малоразвитых и неполно развитых щебнистых почвах преобладают полынно-типчаково-тырсовые *(Stipa capillata, Festuca valesiaca, Artemisia frigida, A.albida)* ценозы, иногда с участием кустарников *(Caragana pumila, Spiraea hypericifolia*) и змеевки *(Cleistogenes squarrosa)*. Среди сопутствующих видов здесь отмечены *Ephedra dystachia, Convolvulus ammani, Galium ruthenicum, Leonurus glaucescens, Veronica spuria, Eremurus altaica, Iris scariosa, Crinitaria tatarica, Phlomis tuberosa, Gypsophilla stepposa, Diantus rigidus, D.leptopetalis, Ferula tatrica, Reum nana* и др. По межсопочным ложбинам и вогнутым частям склонов возрастает роль кустарников *(Spiraea hypericifolia, Caragana pumila)* и разнотравья *(Galium ruthenicum, Phlomis tuberosa, Salvia stepposa, Leonuris glaucescens)*.

Низкогорные хребты переходят в высокие, сложенные гранитами и граносиенитами. Наиболее возвышенные участки образуют гребни с остроконечными пиками, разделенные глубокими V- образными долинами. Во время проведения ядерных испытаний гребни основных хребтов и их боковые отроги были разрушены многократным воздействием ударных волн. Техногенные осыпи зачастую охватывают участки склонов вплоть до порталов штолен. В “зонах откола”, образовавшихся в верхних частях гребней, отмечены единичные растения *Solanum dulcamara, Urtica urens, Setaria viridis, Agropyron cristata, Artemisia latifolia, Talicrtum foetidium.* Техногенные осыпи также практически не осваиваются растениями. Иногда только по нижней кромке техногенных осыпей в тенистых ущельях развиваются кустарниковые заросли с участием *Rosa spinosissima, R.laxa, Spiraea trilobata, Lonicera microphilla, Berberis sibirica, Ribes saxatile.* В некоторых из них отмечены *Crataegus altaicus, Padum avium, Betula pendula, Populus tremola.*

На сравнительно ненарушенных участках вершин гребней фрагментарно распространены петрофитно-луговые ценозы из Orostachis spinosa, Sedum hybridum, S.purpurea, Patrinia intermedia, Gypsophila patrinii, Artemisia latifolia, A.rupestris, Silene suffrutescens, Carex Festuca valesiaca, Poa stepposa, Agrostia vinealis, Calamagrostis purpurea, Stipa kirgisorum.

Внутренние подгорные слабоволнистые щебнистые равнины вдоль тектонической долины р. Узун-Булак заняты преимущественно карагановохолоднополынно-тырсовыми (Stipa capillata, Artemisia frigida, Caragana pumila) ценозами.

Крупные тенистые ущелья гранитных низкогорий обычно отличаются богатым видовым и ценотическим разнообразием. В ущельях низкогорья Дегелен сохранились небольшие участки подобной растительности. По вогнутым частям склонов с темно-каштановыми неполно развитыми щебнистыми почвами встречаются злаково-богаторазнотравные ценозы. В их составе отмечено до 54 видов сосудистых растений. Среди них *Helictotrichon desertorum, Stipa capillata, S.kirgisorum, Festuca valesiaca, Agropyron cristatum, Poa stepposa, P.angustus, Fragaria viridis, Talictrum foetidium, Bupleurum aureum, Leonurus glaucescens, Delfinium dyctiocarpum, Phlomis tuberosa, Carex pediformis* и др.

Кустарниковые заросли в ущельях дифференцируются по местообитаниям. Одни характерны для склонов ущелий. В их составе Rosa spinosissima, *Lonicera microphilla, Cotoneaster oliganthe, Spiraea trilobata,* иногда *Berberis sibirica, Padum avium, Ribes nigra* или *R.saxatille*. Травяной ярус отличается высокой видовой насыщенностью.

Кустарниковые заросли в слабо разработанных долинах ручьев имеют другой состав. Вдоль ручьев характерны ивняки *(Salix cinerea, S.triandra, S. viminalis, S.fragile)*. На более высоких участках кустарниковые заросли из *Rosa laxa, R.majalis, Lonicera tatarica, Salix cinerea, Crataegus altaica, Padus avium* перемежаются с небольшими осиново-березовыми рощицами.

Луговые ценозы в низкогорье Дегелен приурочены к ущельям и межсопочным понижениям с выходами родников. Обобщенный микропоясной ряд сообществ в слабо разработанных долинах ручьев можно представить следующим образом:

Гигрофитно-разнотравные (Eleocharis acicularis, Carex melanostachia, Sparganium stoloniferum, Typha angustifolia, Butomus umbellatus).

1. Злаковые (Phragmites australis, Calamagrostis epigeios, C. arundinacea, Phleum phleoides) с разнотравьем (Filipendula ulmaria, Epilobium parviflorum, Rumex aquaticus).
2. Ивовые (Salix cinerea, S.viminalis, S.triandra)
3. Разнотравно-злаковые (Elytrigia repens, Alopecurus pratensis,Hordeum brevisubulatum , Glycyrrhiza uralensis, Inula britannica, Chamerion angustifolium)
4. Злаково-разнотравные (Sanguisorba officinalis, Thalictrum flavum, Bromus innermis, Poa angustus)
5. Березово-осиново-кустарниковые (Rosa laxa, R.majalis, Lonicera tatarica, Crataegus altaicus, Padus avium, Populus tremola, Betula pendula) со злаково-разнотравным (Galium boreale, Angelica deccurens, Veronica longifolia, Melica transsilvanica, Poa trivialis, Agrostis giganthea) травяным ярусомРазнотравные (Galatella biflora, Achillea asiatica, Potentilla virgata, Medicago falcata) с участием злаков (Leymus angustus, Achnatherum splendens).

Галофитная растительность в низкогорном массиве Дегелен не имеет широкого распространения и ограничена межсопочными понижениями в основном в северной периферийной части. Здесь на лугово-солончаковых почвах небольших разливов р. Карабулак встречаются группировки с участием *Salicornia europaea, Suaeda prostrata, S.physophora, Plantago maritima, Sausurea amara, Limonium gmelinii, L.suffruticosum.* Оценка таксономического разнообразия флоры горного массива Дегелен, количественного и качественного набора видов, родов и семейств отражает специфические черты, присущие флоре горного массива восточной части Центрально-Казахстанского мелкосопочника. Для этого мы рассмотрим 15 наиболее ведущих таксонов, расположенных в последовательно ранжированном ряду по числу входящих видов. Набор и соотношение ведущих семейств, наиболее общие черты флоры, как составной части растительного покрова, присущее данному району (табл. 1).

Наибольшее флористическое разнообразие отмечено для гранитного низкогорья Дегелен. Формирование флоры техногенных экотопов влечет за собой коренные изменения в спектрах семейств и родов региональной флоры. Здесь возрастает доля ксерофитов и мезоксерофитов. Сохранение во флоре техногенных экотопов доли растений, требующих избытка влаги, связана с формированием радиоактивных ручьев. В трансформированной флоре изменяется соотношение жизненных форм: на техногенных экотопах резко снижается роль кустарников и возрастает доля травянистых растений. Высокая представленность кустарников на отдельных участках горного массива связана с присутствием здесь кустарникового пояса. И все же на техногенных ядерных экотопах ОЭП Дегелен естественное зарастание осуществляется в основном травянистыми видами на 87,7 %. В этих экотопах в почти в 2 раза возрастает доля сорных и адвентивных видов (от 12 до 23%), кроме них большое участие принимают виды местной флоры. Поселяющиеся на техногенных ядерных экотопах аборигенные виды иногда претерпевают значительные изменения: варьируют размеры растений, до предела сокращается онтогенез, изменяется фенология, происходят изменения в анатомическом строении.

Таблица 1. Флористический спектр ведущих семейств горного массива Дегелен

Семейство	Число видов	Место (ранг) по флоре
Сложноцветные	64	1
Злаковые	48	2
Бобовые	35	3
Розоцветные	26	4
Маревые	20	5
Гвоздичные	17	6
Крестоцветные	16	7
Зонтичные	13	8-9
Губоцветные	13	8-9
Норичниковые	12	10-11
Бурачниковые	12	10-11
Лютиковые	10	12
Осоковые	9	13
Лилейные	8	14
Гречишные	7	15

Рассмотрим более подробно пространственное распределение растительного покрова некоторых приустьевых площадок штолен. Ключевой участок № 1 заложен у закрытой штольни № 802 и охватывает часть приустьевой площадки штольни, нижнюю часть склона сопки и отрезок межсопочной ложбины. Штольня № 802 находится в узком ущелье горного массива Дегелен на высоте 630 м. Устье штольни располагается в нижней части склона западной экспозиции. По склону сопки на малоразвитых темно-каштановых щебнистых почвах представлены типчаково-тырсовые *(Stipa capillata, Festuca valesiaca)* ценозы. На некоторых участках склона в составе этих ценозов возрастает фитоценотическая роль кустарников - караганы низкой (Caragana pumila) и спиреи зверобоелистной (*Spiraea hypericifolia).* На каменистых обнажениях по склону, в трещинах с мелкоземом, развиваются группировки с участием караганы низкой и петрофитного разнотравья *(Orostachis spinosa, Sedum hybridum, Patrinia intermedia, Ajania fruticulosa).* Мощность экспозиционной дозы меняется от 30 до 70 мкР/ч. Межсопочная ложбина стока пересекает с севера на юг центральную часть ключевого участка. Для северной половины межсопочной ложбины характерны разнотравно-злаковые *(Bromus innermis, Calamagrostis epigeios, Leymus angustus, Glycirrhiza uralensis, Thalictrum foetidium, Lathyrus pratensis)* сообщества на лугово-каштановых почвах. Мощность экспозиционной дозы в этой половине варьирует от 80 до 120 мкР/ч. В южной половине ключевого участка межсопочная ложбина расширяется и включает слаборезанную пойму и русло ручья, вытекающего из-под нижней части закрытого устья штольни № 802. На увлажняемых им участках на смеси гранитной щебенки и лугово-каштановых почв, при МЭД 100 мкР/ч, сформировался микропоясной ряд группировок: a) *Juncus gerardii, Heleocharis unigulmis*; b*) Carex omskiana, Alissum gramineum, Chenopodium rubrum;* c) *Polygonum patulum,Lactuca tatarica, Lythrum boristenicum; d) Medicago falcata, Fumaria vailantii, Artemisia sieversiana*. В пойме ручья на лугово-вых почвах самые низкие уровни заняты разнотравно-тростниковыми *(Phragmites australis, Epilobium teragonum, Filipendula ulmaria*) сообществами; разнотравно-злаковые *(Glycirrhiza uralensis, Sanguisorba officinalis, Calamagrostis epigeios, Leymus angustus)* сообщества характерны для более пологих микропонижений; злаково-разнотравные *(Galatella biflora, Melilotus falcata, Lactuca tatarica, Leymus angustus, Poa angustifolia)* занимают средний уровень; на антропогенных микроповышениях отмечены кострецово-полынные *(Bromus innermis, Artemisia sieversiana, Artemisia austriaca)* группировки. МЭД в этой части участка колеблется от 30 до 90 мкР/ч.

Наружная часть устья штольни закрыта гранитной щебенкой. Естественное зарастание закрытого устья штольни № 802 характеризуется стадией единичных растений: паслен горько-сладкий *(Solanum dulcamara*), марь *(Chenopodium urbicum),* чертополох *(Carduus nutans*), кохия венечная (*Kochia scoparia*), полынь венечная *(Artemisia scoparia).* МЭД зарегистрирована на 120 мкР/ч.

На месте порталов штольни на смеси гранитной щебенки и темно-каштановых почв сформировались две группировки растений: с участием *Berteroa incana*, *Tanacetum achillefolium, Chenopodium glaucum, Medicago falcata* по верхней части, МЭД 80 мкР/ч, и с участием *Galatella angustissima, Achillea nobilis, Talictrum foetidium* в нижней, МЭД 120 мкР/ч.

Восточную часть ключевого участка ограничивают высокие отвалы из штольневой щебенки. На крутом склоне в нижней и средней части отвалов произрастают отдельные растения *Solanum dulcamara, Amaranthus retroflexus, Achillea nob*ilis. На эрозионных ложбинах стока, особенно в нижней части, количество мелкозема возрастает и потому площадь, освоенная растениями, больше. Здесь представлены группировки с участием *Urtica urens, Setaria viridis, Agropyron cristatum*. МЭД не превышает 20 мкР/ч.

На приустьевой площадке дифференциация растительных группировок зависит от микрорельефа и состава почвогрунтов, представленных смесью гранитной щебенки, темно-каштановых почв и строительного мусора. Мощность экспозиционной дозы в диапазоне 20-80 мкР/ч не оказывает существенного влияния на распределение растительных группировок на приустьевой площадке. По микроповышениям развиты группировки с участием *Galatella biflora, Artemisia scoparia, Acroptylon repens, Centaurea scabiosa,* по ровным участкам представлены *Artemisia sieversiana, Medicago falcata, Chenopodium polyspermum, Lepidium obtusifolium*, по микропонижениям – *Melilotus dentatus, Polygonum patulum, Potentilla virgata, Tanacetum vulgaris*; на участках с более высоким содержанием гранитной щебенки господствуют люцерново-полынные группировки с участием *Artemisia sieversiana, A.austriaca, Medicago falcata.*

Вокруг заброшенного строения, в северной части ключевого участка, при МЭД 40-60 мкР/ч, на смеси лугово-каштановых почв и строительного мусора сформировались зарослевые группировки растений с участием *Rosa spinosissima, Solanum dulcamara, Chamanerion angustifolium, Medicago falcata, Phlomis tuberosa.*

Через ключевой участок проходит дорога. Естественное зарастание вдоль полотна дороги и межколейного пространства представлено стадией зарослевых группировок из *Lepidium obtusifolium, Convolvulus arvensis, Acroptylon repens, Psathyrostachis juncea*. На колее отмечены редкие единичные растения *Dodartia orientalis, Chondrilla laticoronata*. МЭД на дороге меняется от 20 до 50 мкР/ч.

Ключевой участок № 2 располагается ниже в этом же ущелье, где на склоне сопки юго-западной экспозиции пройдена штольня № 203. Высота над уровнем моря примерно 600 м. С восточной и южной стороны ключевой участок ограничивается сопками с караганово-типчаково-тырсовыми ценозами на темно-каштановых щебнистых малоразвитых почвах. На каменистых обнажениях, на склонах сопок представлены петрофитно-кустарниковые группировки. Межсопочные ложбины, примыкающие к приустьевой площадке отличаются разной степенью трансформированности растительного покрова. На слабонарушенных участках представлены кустарниково-разнотравно-злаковые (*Stipa capillata, Festuca valesiaca, Helictotrichon desertorum, Galium ruthenicum, Phlomis tuberosa, Spiraea hypericifolia, Rosa spinosissima)* на лугово-каштановых почвах и разнотравно-злаковые *(Bromus innermis, Leymus angustus, Poa trivialis, Glycyrrhza uralensis, Galatella angustissima)* на луговых. Здесь начаты работы по биорекультивации. Высажены саженцы нескольких видов деревьев и высеяна травосмесь. Дифференция растительности на межсопочных понижениях связана с микрорельефом, увлажненностью и степенью нарушенности почвенного покрова. Уровень МЭД гамма-излучения в пределах нормы от 20 до 40 мкР/ч.

Таблица 2. Дифференциация растительного покрова по элементам рельефа и эдафотопу (штольня № 203)

Эдафотоп Микрорельеф	**Гранитная штольневая щебенка (гшщ)**	**Грунтосмесь (почва+гранитная щебенка)**	**Слабонарушенный почвенный слой**
Устья штолен	*ЕР*Solanum dulcamara+ Carduus nutans+ Ferula tatarica*		
Порталы штолен	*ЕР Amaranthus retroflexus+ Ephedra dystachia+ Chenopodium urbicum*	*РГ** Galatella angustissima+ Tanacetum achelleifolium Talictrum simplex*	
Микроповышения	*ЕР Acroptylon repens + Ceratocarpus arrenarius+ Atriplex centraloasiatica*	*РГ Berteroa incana+ Kochia prostrata+ Lepidium latifolium*	*РГ Artemisia sieversiana+ Dodartia orientalis+ Leymus ramosus*
Ровные участки	*ЕР Achillea nobilis+ Dodartia orientalis+ Fumaria vailantii*	*РГ Artemisia scoparia+ Tlaspi arvense+ Dodartia orientalis*	*РГ Artemisia dracunculus+ Medicago falcata+ Poa angustifolia*
Микропонижения	*ЕР Urtica urens+ Setaria viridis+ Agropyron cristataum*	*РГ Tanacetum vulgaris Potentilla bifurca+ Leymus angustus*	*МФ***Stipa capillata+ Artemisia austriaca+ Festuca valesiaca*

Примечание: **ЕР-единичные растения,*
***РГ-разреженные группировки,*
****МФ-микрофитоценозы.*

На приустьевой площадке восстановление растительности начинается с поселения единичных растений сорных и адвентивных видов *Amaranthus retroflexus, Ceratocarpus arrenaria, Artemisia scoparia, Kochia scoparia, Acroptylon repens, Fumaria vailantii*. Сингенетическую сукцессию на приустьевой площадки при относительно одинаковом радиационном фоне можно представить следующими стадиями:

1. поселение единичных растений

2. дифференциация по субстрату и микрорельефу.

Восстановление растительности на приустьевых площадках штолен №№ 034, 162, 163, 164 имеет много общего. Все штольни расположены в одном ущелье на нижних частях склонов восточной экспозиции. При естественных условиях зональные сообщества –типчаково-тырсовые с участием кустарников на темно-каштановых щебнистых почвах. Штольни пройдены в трещиноватых гранитах.

Штольня № 164 расположена в самом начале ущелья, на высоте около 750 м над уровнем моря. Естественное зарастание здесь находится на стадии единичных растений из *Artemisia latifolia, Tlaspi arvense, Achillea nobilis, Chamerion angustifolia*. Приустьевая площадка почти сплошь завалена гранитной штольневой щебенкой и ограничена скалистыми склонами. Здесь сформировались разреженные группировки с доминированием *Rosa spinosissima, Spiraea trilobata, S.hypericifolia, Cotoneaster oliganthe, Artemisia latifolia, A.rupestris, A.frigida*. Радиационный фон достигает местами до 500 мкР/ч.

Штольня № 163 расположена ниже по ущелью на отметке примерно 740 м над уровнем моря. Особенностью этого ключевого участка является образование фильтрационных водоемов среди штольневых отвалов. Фильтрационные водоемы и родники, вытекающие из-под гранитной скалы, способствовали формированию боярышниково-осиново-березового ценоза в нижней части крутого скалистого склона гранитной сопки. В межотвальных понижениях и вокруг боярышниково-осиново-березовой рощицы произрастают злаковые и разнотравно-злаковые ценозы с доминированием *Phtagmites australis, Bromus innermis, Poa trivialis, Glycyrrhiza uralensis, Angelica deccurens.* На ключевом участке высажены саженцы деревьев и посеяна травосмесь.

Штольня № 034 находится на высоте около 700 м над уровнем моря. На ключевом участке, в связи с различной степенью трансформированности эдафотопов, представлены и различные стадии восстановления естественной растительности – от стадии единичных растений до заключительных стадий восстановления зональной растительности. Следующий ключевой участок заложен на приустьевой площадке штольни № 162, расположенной на северо-восточном склоне сопки на высоте примерно 680 м над уровнем моря.

На этом ключевом участке хорошо представлены стадии восстановления естественной растительности на каменистых склонах сопок. Радиационный фон относительно невысокий и потому существенного влияния на пространственное распределение растительности не оказывает.

Таблица 3. Дифференциация растительного покрова по элементам рельефа и эдафотопу (штольня №162)

Эдафотоп Микрорельеф	**Гранитная штольневая щебенка (гшщ)**	**Грунтосмесь (почва+гранитная щебенка)**	**Слабонарушенный почвенный слой**
Устья штолен	*ЕР*Tlaspi arvense+ Amaranthus retroflexus+ Lactuca serriola+ Fumaria vailantii*		
Порталы штолен	*ЕР Veronica incana+ Artemisia obtusiloba+ Ziziphora clinopodioides*	*РГ Artemisia marschalliana+ Stipa capillata+ Leonurus glaucescens*	*РГ Artemisia dracunculus+ Psathyrostachis Juncea+ Melilotus dentatus*
Микроповышения	*ЕР Artemisia sieversiana+ Artemisia vulgaris+ Eringium planum*	*РГ Thymus serphyllum+ Veronica incana+ Atrtemisia dracunculus*	*РГ Tanacetum vulgare+ Artemisia austriaca+ Festuca valesiaca*
Ровные участки	*ЕР Polygonum aviculare+ Berteroa incana+ Artemisia scoparia+ Artemisia dracunculus*	*РГ Lepidium latifolium+ Chenopodium acuminatum+ Achillea asiatica*	*МФ***Achillea nobilis+ Medicago falcata+ Stipa capillata*
Микропонижения	*РГ**Urtica urens+ Medicago falcata+ Talictrum foetidium*	*РГ Agropyron cristatum+ Solanum dulcamara+ Chamareion angustifolium*	*МФ Artemisia frigida+ Artemisia marschalliana+ Stipa capillata+ Festuca valesiaca*

Примечание: **ЕР-единичные растения,*
***РГ-разреженные группировки,*
****МФ-микрофитоценозы.*

Таблица 4. Дифференциация растительного покрова по элементам рельефа и эдафотопу (штольня 204)

Эдафотоп Микрорельеф	**Гранитная штольневая щебенка (гшщ)**	**Грунтосмесь (почва+гранитная щебенка)**	**Слабонарушенный почвенный слой**
Устья штолен	*EP*Lactuca serriola+ Chorispora tenella+ Euphorbia humilis*		
Порталы штолен	*EP Ephedra dystachia+ Artemisia obtusiloba+ Ceratoides papposa*		
Микроповышения	*EP Goniolimon speciosum+ Ceratocarpus arrenarius+ Artemisia vulgaris*	*РГ Artemisia scoparia+ Galatella divaricata+ Dodartia orientalis*	*РГ Ceratoides papposa+ Artemisia scoparia+ Kochia prostrata*
Ровные участки	*РГ**Artemisia sieversiana+ Ceratoides papposa+ Verbascum phoenicum*	*РГ Artemisia dracunculus+ Medicago falcata+ Lepidium ruderale*	*МФ***Artemisia gracilescens+ Artemisia sericea+ Psathyrostachis juncea*
Микропонижения	*РГ Acroptylon repens+ Kochia sieversiana+ Isatis costata*	*РГ Phlomis tuberosa+ Galium ruthenicum+ Hyoscuamus nigra*	*МФ Stipa capillata+ Artemisia albida+ Artemisia frigida*

Примечание: **ЕР-единичные растения,*
***РГ-разреженные группировки,*
****МФ-микрофитоценозы.*

Штольни №№ 203, 204,205 располагаются в нижней части отрогов основного южного хребта и выходят на внутреннюю слабоволнистую подгорную равнину, смыкающуюся с долиной Узун-Булака. Особенностью естественного зарастания на техногенных экотопах данных участков является то, что участвует гораздо меньшее число видов. Естественное зарастание представлено, в основном, стадиями единичных растений и разреженных группировок. Приживаемость высаженных саженцев деревьев и высеянной травосмеси намного ниже, чем у штолен № 203 и № 163. Виды, осваивающие техноэдафотопы, в основном, ксерофиты.

Закрытие штолен привело к формированию новых техногенных экотопов на приустьевых площадках штолен и изменению режима увлажнения в поймах большинства радиоактивных ручьев. Нарушение растительности на приустьевых площадках редко бывает частичным, влияющим на его структуру, в основном, очень сильным, когда растительный покров удаляется почти полностью, или катастрофическим, когда нарушается установившееся равновесие между почвой, растительностью и подстилающими породами.

Заключение

Проведение более 200 ядерных испытаний на территории ОЭП Дегелен вызвало антропогенную деградацию экосистемы горного массива и обусловило трансформацию растительного покрова, его видового и ценотического состава. Растительный покров гранитного низкогорья Дегелен был уничтожен в зонах откола, на техногенных осыпях и приустьевых площадках штолен.

Трансформация флоры под воздействием хронического ионизирующего излучения сопровождается коренными изменениями в систематической структуре, в спектре семейств и родов региональной флоры, представленности монотипных таксонов разного ранга, соотношении ценотических групп и жизненных форм.

Растительность горного массива Дегелен отличается чрезвычайной неоднородностью, пестротой сложения и динамичностью. Здесь выделены следующие типы растительности – степной, кустарниковый, луговой, пустынный.

Антропогенная трансформация флоры техногенных ядерных экотопов ОЭП Дегелен характеризуется следующими процессами: физическим уничтожением и исчезновением ряда видов; обеднением генофонда местных видов; заносом и экспансией адвентивных видов; возникновением морфологических и анатомических изменений.

Естественное восстановление растительности на приустьевых площадках экспериментальных штолен имеет много общего, а именно естественное зарастание начинается с появления или поселения единичных растений или разреженных группировок, в основном из сорных и адвентивных видов растительности. На отдельных штольнях (№ 034), в зависимости от степени трансформированности эдафотопов сложились различные стадии восстановления естественной растительности - от стадии единичных растений до заключительных стадий восстановления зональной растительности.

Литература

1) Программа для геоботанических исследований. Изд. АН СССР, Л., 1932 г.

2) Методика полевых геоботанических исследований. Изд. АН СССР, М., Л., 1938 г.

3) Флора Казахстана, т. 1-5, 1956-1961 гг.

4) Тулеубаев Б.А. Экологическое профилирование и картирование для мониторинга агроэкосистемы Прииртышья, ЦНТИ, Павлодар, 1998 г.

5) Определение экологической структуры фитоценоза, изучение видового состава популяций растений в местах с различным фоном радиации на территории СИП – Отчет ИБ МН-АН РК, Алматы, 1994 г.

6) Султанова Б.М. Критерии оценки современного состояния растительности Семипалатинского испытательного полигона. // Сб. межд. конф. Радиационная безопасность и социально-экологические проблемы Казахстана. - Караганда, Ғылым, 1998. с. 94-101.

Дегелен таулы аймағындағы флора күйін және өсімдіктер қауымының трансформациялану дәрежесін бағалау

[1)]Тулеубаев Б.А., [1)]Сейсебаев А.Т., [2)]Султанова Б.М., [1)]Джанин Б.Т.

[1)]ҚР ҰЯО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты
[2)]ҚР БҒМ Ботаника және фитоинтродукция институты

Дегелен таулы өңіріндегі өсімдіктер жамылғысының қазыргі күйі жан-жақты баяндалған. Жер астында жүргізілген ядролық сынақтардың салдарынан болған өсімдіктер қауымының бұзылу сипаттамасы бағаланған. Дегелен тәжірибе алаңында ядролық сынақ өткізілген аумақтардағы өсімдіктер қауымының түрлері және ценотикалық құрамы, кеңістікте орналасуы және антропогендік өзгеруі зерттелген.

Assessment of flora condition and transformation extent at the degelen mountain massif

[1)]Tuleubaev B.A., [1)]Seisebaev A.T., [2)]Sultanova B.M., [1)]Dzhanin B.T.

[1)]NNC RK Institute of Radiation Safety and Ecology
[2)]RK MES Institute of Botany and Phytoinduction

The article describes current condition of vegetation at the Degelen Mountain Massif and assessment of vegetation disturbance in areas of underground nuclear testing. It also presents results of studying flora transformation, species and cenotic composition, structural and spatial distribution within the Degelen technical site.

УДК 591.5

ИЗМЕНЧИВОСТЬ НЕКОТОРЫХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ КРОВИ И КРОВЕТВОРНЫХ ОРГАНОВ У ГРЫЗУНОВ СИП

Черных А.Б., Магда И.Н., Морозов А.Е., Понявкина А.Г.

Институт зоологии МОН РК

Проведено изучение некоторых показателей крови и кроветворных органов лесной мыши, обитающей на двух участках территории СИП. Предварительный анализ первоначальных данных по средним абсолютным значениям и изменчивости указанных признаков позволил выявить ряд особенностей грызунов полигона, требующих дальнейшего углубленного исследования.

Одним из основных критериев для обнаружения биологического действия ионизирующей радиации на организм животных традиционно считаются изменения количественных и качественных показателей крови и кроветворных органов. В литературе имеются многочисленные данные об изменениях этих параметров (в том числе, и в отдаленные сроки) в результате длительного облучения млекопитающих малыми дозами ионизирующей радиации в лабораторных условиях [1, 2]. Наряду с этим, сведений о подобных процессах, происходящих в организме животных, в течение десятков поколений проживающих в биогеоценозах с повышенной естественной радиоактивностью или подвергшихся радионуклидному загрязнению, до настоящего времени накоплено несравнимо меньше. При этом следует иметь в виду, что на характер и степень изменений морфологических показателей животных в природных условиях существенным образом оказывает влияние климат, сезон, видовые и биологические особенности зверьков, длительность их проживания в радиоактивной среде, своеобразие комплекса действующих факторов на данной территории и т.п. [3-5], воспроизвести которые в модельных опытах не представляется возможным.

Как правило, влияние факторов внешней среды на популяции животных оценивается путем сопоставления средних значений отдельных признаков или свойств сравниваемых групп. В то же время, показано [3,6,7], что не менее важным критерием оценки воздействия экологических факторов является изменчивость или разнокачественность состава популяций, отражающая адаптивные возможности отдельных организмов и характеризующаяся коэффициентами вариации (CV). Следует, однако, отметить, что особенности влияния радиационного фактора на степень изменчивости показателей позвоночных животных в целом изучены еще недостаточно. В особенности, это касается таких характеристик, как параметры крови и состояние кроветворных органов.

Многолетнее воздействие на территорию СИП ионизирующей радиации в значительной мере определило ее экологическую уникальность. Это обусловливает необходимость изучения стратегии адаптации популяций млекопитающих к комплексу сложившихся здесь к настоящему времени условий существования. Классическим объектом исследований в радиоэкологии являются мышевидные грызуны. Имея тесный контакт с поверхностными слоями почвы, они, даже при незначительном повышении фона, испытывают более сильное воздействие ионизирующей радиации по сравнению с другими млекопитающими на той же территории. Кроме того, грызуны отличаются многочисленностью, широким распространением и частой сменой поколений. Это дает возможность в настоящее время изучать показатели жизнедеятельности примерно сотого поколения (от момента начала ядерных испытаний) животных полигона и сравнивать их с аналогичными характеристиками у грызунов – обитателей “чистых” территорий.

В связи с изложенным, в настоящей работе проведено изучение ряда показателей периферической крови и кроветворных органов и их изменчивости у грызунов (на примере широко распространенного вида лесной мыши) из некоторых участков зоны СИП. Исследованию подвергали лесных мышей, отловленных на территории СИП в летне-осенний период (август – октябрь). Первый участок располагался в долине реки Узунбулак (горный массив Дегелен), а второй – в долине реки Шаган, ниже впадения в нее реки Ащису. Контролем служили грызуны того же вида, обитающие в долине реки Бугаз на границе Аксуатского и Кокпектинского районов. В момент отлова наземный радиационный фон на всех участках был в пределах нормы. Далее по тексту перечисленные участки обозначаются просто как “Дегелен”, “Шаган” и “Бугаз”. Приведенные в работе гематологические параметры и общую клеточность костного мозга в объеме бедренной кости грызунов определяли согласно [8]. Индекс селезенки вычисляли как отношение массы органа к массе тела и выражали в промилле [6]. Все первичные резуль-

таты вносили в базу данных и обрабатывали при помощи стандартных методов математической статистики. Оценку внутривидовой изменчивости признаков производили по коэффициенту вариации.

В таблице 1 представлены средние абсолютные значения основных количественных показателей крови костного мозга и селезенки, а также коэффициенты их вариации у лесных мышей (Apodemis sylvaticus), обитающих на обследованных нами участках.

Таблица 1. Средние значения (M±m) и коэффициенты вариации ($Cv\pm S_{CV}$) некоторых показателей крови, костного мозга и селезенки у лесной мыши СИП и контрольной территории

Показатель	Бугаз (n=32)	Шаган (n=43)	Дегелен (n=15)
Количество эритроцитов, млн/1мл крови, M±m	10,06±0,32	11,01±0,51	12,79±0,68 ***
$Cv\pm S_{CV}$, %	18,4±2,6	28,0±3,6 *	20,6±4,1
Количество лейкоцитов, тыс/1мл крови, M±m	2,44±0,21	7,75±0,75 ***	11,71±0,80 ***
$Cv\pm S_{CV}$, %	47,4±7,6	35,6±4,7	25,4±5,4 *
Содержание гемоглобина, г/л, M±m	141,8±5,3	157,0±4,2 *	168,6±4,0 ***
$Cv\pm S_{CV}$, %	13,4±2,1	16,2±2,0	9,3±1,8
Содержание гемоглобина в 1 эритроците, пг,M±m	15,3±0,9	15,0±0,7	13,5±0,5
$Cv\pm S_{CV}$, %	19,1±4,2	30,6±4,0	16,0±3,1
Общая клеточность костного мозга, млн, M±m	18,2±0,8	23,4±1,1 **	24,6±2,0 **
$Cv\pm S_{CV}$, %	24,5±3,3	31,8±3,8	28,9±6,4
Индекс селезенки, промилле, M±m	1,4±0,2	3,0±0,2 ***	4,4±0,3 ***
$Cv\pm S_{CV}$, %	67,6±12,1	32,5±5,4 *	25,4±5,5 **

Примечание: *Различия от контроля достоверны: * - $P < 0,05$; ** - $P < 0,001$; *** - $P < 0,0001$.*

В приведенной таблице обращает на себя внимание повышение у животных зоны СИП средних значений практически всех изученных показателей, наиболее выраженное у грызунов Дегелена. Особенно резко (в несколько раз) возрастало у них количество лейкоцитов и индекс селезенки. Рост числа эритроцитов у мышей полигона сопровождался увеличением содержания гемоглобина в крови, так что среднее содержание его в каждом эритроците не претерпевало существенных изменений. Отмечено также повышение клеточности костного мозга.

Наряду с довольно единообразной тенденцией к повышению у грызунов СИП средних значений всех исследованных характеристик, коэффициенты вариации этих же показателей менялись по-разному. Однако во всех случаях вариабельность признаков у мышей дегеленской популяции оказалась ниже, чем у шаганских. Этот факт заслуживает особого внимания, потому что изменчивость показателей признается более чувствительным критерием загрязнения биогеоценозов, чем средние значения тех же признаков. При этом, для животных, обитающих на загрязненных участках, обычно характерно увеличение амплитуды изменчивости признаков, что повышает адаптивные возможности популяции и имеет эволюционное значение [9]. Подобное расширение пределов варьирования, например, размеров селезенки обнаружено ранее у грызунов, обитающих на территории ураново-радиевой провинции [10], а рост среднего числа и изменчивости лейкоцитов и эритроцитов - у мышей и полевок на участке, загрязненном ^{90}Sr [3]. Такое же увеличение амплитуды варьирования ряда изученных нами признаков наблюдается и у лесных мышей шаганской популяции (см. табл.1). Сужение пределов изменчивости важнейших показателей жизнедеятельности при одновременном росте их средних абсолютных значений (как это отмечается у грызунов Дегелена) теоретически является признаком более серьезных процессов, происходящих в популяции, и требует дальнейшего тщательного исследования.

Лейкоцитарная формула крови и соответствующие коэффициенты вариации у лесных мышей Шагана, по сравнению с грызунами Бугаза, не претерпевали каких-либо существенных изменений. У зверьков дегеленской популяции отмечалось повышение процента нейтрофилов (сегментоядерных – с 24,6±1,2 до 27.0±3.0 и палочкоядерных – с 7,6±0,5 до 13,0±1,8) за счет уменьшения процента лимфоцитов (с 67,3±1,3 до 59,8±3,8). Однако эти показатели не выходят за пределы нормы для мышевидных грызунов. Изменчивость указанных признаков также не претерпевала существенных колебаний.

Таким образом, достаточно общий анализ первоначальных данных по средним значениям и изменчивости некоторых показателей крови и кроветворных органов позволил выявить ряд уникальных особенностей лесных мышей зоны СИП. Указанная специфика касается, прежде всего, сужения пределов изменчивости важнейших характеристик крови и кроветворных органов при одновременном росте их средних абсолютных значений у грызунов Дегелена, а также возрастания вариабельности большинства признаков у зверьков шаганской популяции. Указанной спецификой обитатели СИП заметно отличаются от описанных в литературе грызунов (в том числе и лесной мыши), обитавших на загрязненных радионуклидами территориях более короткое время [3]. Все это указывает на необ-

ходимость дальнейшего набора материала и углубленного анализа процессов, происходящих в популяциях млекопитающих в зоне СИП в настоящее время.

Литература

1) Москалев Ю.И., Стрельцова В.Н. Отдаленные последствия радиационного поражения. Неопухолевые формы. // Итоги науки и техники. Радиационная биология. М.: ВИНИТИ, 1987, т.6. –211с.

2) Илюхин А.В., Шашков В.С., Бурковская Т.Е. и др. Цитокинетика и морфология кроветворения при хроническом облучении. -М.: Энергоиздат, 1982. – 136 с.

3) Ильенко А.И., Крапивко Т.П. Экология животных в радиационном биогеоценозе. -М.: Наука, 1989. – 224 с.

4) Монастырский О.А. Влияние естественного уровня ионизирующей радиации на морфофизиологические показатели некоторых видов грызунов.// Вопросы зоологии. Томск, 1966. С. 223-224.

5) Монастырский О.А. Исследование радиоустойчивости животных из районов с нормальным и повышенным естественным фоном ионизирующей радиации.: Автореф.дис. канд. биол. наук. -Новосибирск, 1968. – 20 с.

6) Шварц С.С., Смирнов В.С., Добринский Л.Н. Метод морфофизиологических индикаторов в экологии наземных позвоночных. -Свердловск, 1968. – 387 с.

7) Межжерин В.А., Емельянов И.Г., Михалевич О.А. Комплексные подходы в изучении популяций мелких млекопитающих. -Киев.: Наукова думка, 1991. – 204 с.

8) Лабораторные методы исследования в клинике. Под ред. проф. В.В.Меньшикова. -М.: Медицина, 1987. – 368 с.

9) Шварц С.С. Экологические закономерности эволюции. -М.: Наука, 1969. – 493 с.

10) Маслова К.И. Влияние экологического фактора повышенной естественной радиоактивности на организм мышевидных грызунов.// Радиоэкология позвоночных животных. -М.: Наука, 1978. С. 33-59.

Семей сынақ полигонындағы кемірушілеріні” қандарымен қан жаратылыс мүшелеріні” кейбір көрсеткіштеріні” өзгергіштіктері

Черных А.Б., Магда И.Н., Морозов А.Е., Понявкина А.Г.

ҚР БҒМ Зоология институты

ССП территориясыны” қарастырылған екі участкесіндегі орман тышқаныны” қан құрамдарыны” және қан жаратылыс мүшелеріні” кейбір көрсеткіштері зерттелді. Алынған көрсеткіштерді және оларды” өзгерістерін талдау арқасында, Семей полигонында мекендейтін кемірушілерді” бірқатар ерекшеліктері айқындалып, оларды келешекте тере”ірек зерттеу қажеттігі анықталды.

The variability of semipalatinsk test site rodents some blood and haemopoetic organs indices

Chernyh A.B., Magda I.N., Morozov A.E., Ponyavkina A.G.

RK MES Institute of Zoology

The investigation of some blood and haemopoetic organs indices of forest mice inhibiting two plots of Semipalatinsk test site was carried out. The preliminary analysis of above mentioned signs mean values and variability allowed to reveal number of these mice peculiarities requiring the further careful investigations.

УДК 591.524 (574.41)

ОБ ОСЕННЕМ ЗООПЛАНКТОНЕ ВОДОЕМОВ ЗОНЫ ВЛИЯНИЯ СЕМИПАЛАТИНСКОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ПОЛИГОНА

Стуге Т.С.

Институт зоологии МОН РК

Исследован осенний зоопланктон шести водоемов с широким диапазоном минерализации – от 0,27 до 343,0 г/л. Три из них расположены на территории Семипалатинского испытательного полигона, остальные – в зоне, непосредственно примыкающей к полигону. Определен видовой состав и ряд структурных характеристик сообщества. По показателям видового разнообразия, численности, биомассы, возрастной и половой структуры, плодовитости массовых видов, соотношению биомасс хищных и мирных форм состояние зоопланктонного сообщества в исследованных водоемах в целом характеризуется как вполне благополучное. У отдельных видов ракообразных и коловраток обнаружено увеличение размеров тела по сравнению со стандартным для этих видов, что требует дополнительных исследований.

Район Семипалатинского испытательного полигона (далее СИП) до недавнего времени оставался недоступным для эколого-фаунистических исследований, между тем сведения по составу и развитию его водной фауны могут быть использованы для оценки современной экологической ситуации в регионе.

Первая возможность провести такие исследования представилась в сентябре 1993 г. при комплексном радиационном и гидробиологическом обследовании шести водоемов зоны влияния СИП, имеющих разный генезис и минерализацию. Непосредственно на территории полигона отбор проб проводили из трех водоемов: 1 – р. Узунбулак – одна из главных водных артерий горного массива Дегелен, на склонах гор речной долины здесь расположены серии штолен с отвалами, где проводились ядерные испытания; 2 – водоем-воронка Дегелен, представляющий из себя воронку с площадью около 8,0 тыс.м^2, образованную подземным ядерным взрывом и заполненную водой; 3 – водохранилище Шаган, образованное в 1965 г. направленным ядерным взрывом в среднем течении р. Шаган в месте слияния ее с притоком Ащису. Остальные три водоема расположены в зоне, непосредственно примыкающей к территории СИП. Это верховье р. Шаган, оз Балыктыколь, расположенное в пойме р. Шаган на ее левобережье (площадь 6,08 км^2) и оз. Карабастуз (пл. 7,5 км^2), расположенное юго-западнее оз. Балыктыколь и не имеющее сообщения с р. Шаган.

Отбор проб проводили общепринятыми в гидробиологии методами на 20 условных станциях планктонными сетями Джеди и Апштейна (мельничный газ № 72) [1]. Гидрохимический анализ вели по О.А.Алекину [2]. Радиометрические измерения выполнены в Физико-техническом Институте МО и Н РК.

Исследованные водоемы имеют широкий диапазон минерализации воды – от пресной до рапы: р. Узунбулак – 0,27 г/л (карбонатный класс, группа Ca), р. Шаган – 0,79 г/л (карбонатный класс, группа Na), оз. Балыктыколь – 9,98-10,01 г/л (хлоридный класс, группа Na), в-ще Шаган –15,9-17,9 г/л (с неоднородным химсоставом воды хлоридного класса натриевой либо магниевой группы), оз. Карабастуз – 343,0 г/л (хлоридный класс, группа Na, дно покрыто толстой коркой соли, слой воды над ней не выше 0,3 м).

Радиоэкологические измерения показали, что уровни содержания долгоживущего радионуклида Cs^{137} в воде и биопробах (водная растительность, личинки хирономид, зоопланктон, рыбы) не превышают $2,3 - 2,5 \times 10^{-10}$ кюри/л (кюри/кг), что значительно ниже установленных ПДК для Cs^{137} в воде. Основным депо Cs^{137} в водоемах являются донные грунты, где его концентрации в основном находятся в пределах $2,0-9,9 \times 10^{-10}$ кюри/кг. Повышенные концентрации Cs^{137} отмечаются в донных осадках водохранилища Шаган в зоне, прилегающей к атомной воронке (до $125,0 \times 10^{-10}$ кюри/кг) и в отдельных пробах ила из р. Узунбулак ($27,0 \times 10^{-10}$ кюри/кг).

Температура воды в период с 20 по 24 сентября изменялась от 12,5 до 8,0^o С, прозрачность от 0,3 до 0,5 м. При этих условиях, характерных для конца вегетационного сезона, видовой состав зоопланктона был небогат и включал 25 таксонов водных беспозвоночных: коловраток 9 видов, ветвистоусых рачков 8 видов, веслоногих рачков также 8 видов. Кроме них, в планктонных пробах встречались ближе не определенные раковинные амебы, гидры, бокоплавы, ракушковые рачки, нематоды, личинки насекомых. Впервые для водоемов Семипалатинской области указываются виды Brachionus calyciflorus, Hexarthra fennica, Hexarthra sp., Moina mongolica, Metadiaptomus asiaticus, Eurytemora affinis.

Состав зоопланктона и его распределение по водоемам приведены в табл.1. Наибольшей частотой встречаемости и обилием характеризуются в это время года веслоногие ракообразные A. salinus, E. affinis, M. viridis, являющиеся галобионтами или эвригалинными формами. Они в массе развиваются во всех исследованных водоемах, кроме рек Шаган и Узунбулак, где веслоногие представлены другим видом E. serrulatus. Из ветвистоусых повсеместно присутствует солелюбивая M. mongolica, из коловраток в массе развиваются галофилы B. plicatilis и H. fennica.

Таблица 1. Состав зоопланктона водоемов зоны влияния Семипалатинского полигона

Название таксона	р. Шаган	в-ще Шаган	оз. Балыктыколь	оз. Карабастуз	р. Узунбулак	Водоем-воронка, Дегелен
Rotatoria						
Keratella quadrata (Mũller)	-	+	-	-	+	+
Brachionus plicatilis Mũller	-	+	+	-	-	-
B. quadridentatus Hermann	-	+	+	+	-	-
B. calyciflorus Pallas	+	-	-	+	-	-
Notholca acuminata Ehrenberg	-	+	-	-	-	-
Hexarthra fennica Levander	-	+	+	-	-	-
Hexarthra sp.	-	+	+	-	-	-
Pompholyx sulcata Hudson						
Rotatoria sp.	-	+	-	-	-	-
Cladocera						
Diaphanosoma sp.	+	-	-	-	-	-
Daphnia longispina O.F.Mũller	+	+	+	+	-	-
Daphnia sp.	-	-	-	+	-	-
Moina mongolica Daday	-	+	+	+	+	+
Chydorus sphaericus (O.F..Mũller)	-	-	-	-	+	+
Alona rectangula Sars	-	-	-	+	+	-
A. quadrangularis (O.F.Mũller)	+	-	-	-	-	-
Pleuroxus uncinatus Baird	+	-	-	-	-	-
Copepoda						
Arctodiaptomus salinus Daday	-	+	+	+	+	+
Metadiaptomus asiaticus (Uljanin)	-	+	-	+	+	+
Eurytemora affinis (Poppe)	-	+	+	+	+	+
Megacyclops viridis (Jurine)	-	+	+	+	+	+
Eucyclops serrulatus (Fischer)	+	-	-	-	+	-
Mesocyclops leuckarti (Claus)	-	+	+	+	-	+
Cletocamptus retrogressus Schman.	-	+	+	+	-	-
Harpacticoida gen. sp.	-	+	+	+	+	+

Наиболее богатой по видовому составу в это время года оказалась зоопланктофауна в-ща Шаган – 16 видов беспозвоночных, наиболее бедна фауна р. Шаган – всего 7 видов. Остальные водоемы по числу видов занимают промежуточное положение.

Водохранилище Шаган. Характеризуется наиболее высокими показателями количественного развития организмов, численность зоопланктеров по станциям составляет 62,68-198,78 тыс.экз./м^3, биомасса 3,15-9,48 г/м^3. Среди коловраток преобладает H. fennica с показателями 8,93-37,08 тыс.экз./м^3 и 19,63-81,40 мг/м^3. Несколько ниже показатели численности B. plicatilis – 4,40-18,53 тыс. экз./м^3. Эти виды и Hexarthra sp. имеют массовое развитие по всей акватории (на шести станциях). Распространение других видов коловраток носит ограниченный характер (на одной-двух станциях). Из ветвистоусых в водоеме в массе развита популяция одного вида M. mongolica – 3,60 - 19,11 тыс.экз./м^3 и 0,39-1,90 г/м^3. Популяция моин в сентябре представлена партеногенетическими самками, имеющими в выводковой камере от 2 до 6 эмбрионов (ср. 4,67), эфиппиальными самками, эфиппиум которых содержит всего одно яйцо (численность всех самок составляет 75,2-92,5% от общего числа особей вида), самцами (4.4-19,0% численности) и молодью (3,2-24,8%). Единичными особями на станции в устье р. Ащису встречена также D. longispina. Преобладающее положение по количественным показателям занимают веслоногие ракообразные, представленные 7 видами. Доминирует по всему водохранилищу A. salinus (табл. 2) с общей численностью от 28,84 до 87,00 тыс.экз./м^3. Популяция арктодиаптомуса представлена всеми стадиями развития (табл. 3), но молодь к концу сентября на большинстве станций составляет не более 30%. Плодовитость самок A. salinus в водохранилище высока для этого вида (5-18 яиц, ср. 11,77) и почти в три раза превышает плодовитость балхашского арктодиаптомуса. Вторым доминантом является эвригалинный циклоп M. viridis, численность взрослых особей которого достигает

7,33 тыс.экз./м^3, а плодовитость самок 71 яйца. По количественным показателям ему лишь немного уступает E. affinis – обитатель вод с повышенной минерализацией, вплоть до морских. Другие представители копепод имеют гораздо более низкие показатели (M. asiaticus – 4,40 тыс.экз./м^3, M. leuckarti – 1,87 тыс.экз./м^3) и ограниченное распрост-ранение (ст.6), либо встречены единичными особями.

Таблица 2. Распределение доминантов зоопланктона по акватории водохранилища Шаган (% от общей численности)

№№ станции	A.salinus	M.viridis	H.fennica	E.affinis	B.plicatilis	M.mongolica
I	25,44	19,60	9,50	22,98	11,90	10,56
2	43,58	15,09	10,44	12,13	7,80	10,40
3	38,75	5,35	17,20	10,04	20,10	6,87
4	45,79	11,15	14,30	8,80	8,80	8,33
5	39,43	11,40	18,6	11,33	9,30	9,60
6	28,32	22,34	5,50	9,43	2,70	2,20
Среднее по водоему	36,89	14,16	2,59	12,45	10,10	7,99

Таблица 3. Состав популяции A.salinus в водохранилище Шаган (тыс. экз./м^3)

Возрастные стадии	Станции					
	I	2	3	4	5	6
Самки	15,27	36,36	10,81	37,69	29,67	22,27
Самцы	12,09	9,09	9,92	15,96	33,33	13,33
Копеподиты	6,09	6,09	5,41	7,26	3,67	17,73
Науплии	6,09	6,09	2,70	8,70	20,33	11,13
♀♀ : ♂♂	I : 0,79	I : 0,25	I : 0,9 I	I : 0,42	I : I, I 3	I : 0,60
Соотношение взрослых и молоди	I : 0,45	I : 0,27	I : 0,39	I : 0,30	I : 0,38	I : 0,8 I

Оз. Балыктыколь. По показателям количественного развития зоопланктона занимает второе место в изучаемом регионе. Средняя численность зоопланктеров здесь составляет 109,61 тыс.экз./м^3, биомасса 2,03 г/м^3. Видовой состав организмов сходен с таковым в водохранилище, меньшее видовое разнообразие наблюдается в группе коловраток. Доминантный комплекс зоопланктона состоит почти из тех же видов, что и в водохранилище, но степень их значимости иная (табл. 4).

Таблица 4. Распределение доминантов зоопланктона в оз. Балыктыколь (% от общей численности)

№№ станций	E. affinis	A. salinus	M. leuckarti	M. mongolica
2 поверхностная	58,82	33,76	22,71	11,70
2 тотальная	31,87	18,56	7,97	19,60
3 поверхностная	21,17	22,55	22,15	19,60
3 тотальная	21,26	22,22	20,68	8,26
4 поверхностная	31,23	24,64	19,90	5,80
4 тотальная	26,35	22,77	24,21	3,21
Среднее по водоему	31,78	24,08	19,60	11,36

Основным доминантом в озере является E. affinis с численностью до 57,61 тыс.экз./м^3, а арктодиаптомус становится субдоминантом с максимумом 49,79 тыс.экз./м^3. В группу доминантов также входит M. leuckarti, показатели количественного развития этого вида здесь в 5-9 раз выше, чем в водохранилище (до 16,66 тыс.экз./м^3). Основу кладоцерного комплекса, как и в Шагане, составляет M. mongolica (6,65-7,01 тыс.экз./м^3), но процент молоди в популяции гораздо выше – 18,7-42,9, показатели плодовитости партеногенетических самок также имеют более высокие значения (2-9 яиц, ср. 5,32). Напротив, крупные циклопы M. viridis здесь составляют всего от 0,4 до 8,2% общей численности зоопланктона и не входят в доминантный комплекс, что приводит к снижению величины биомассы, по сравнению с водохранилищем, более чем в 3 раза.

Водоем-воронка Дегелен. Число видов зоопланктона в этом водоеме снижается до 10, численность организмов не превышает 46,50 тыс.экз./м^3, а биомасса равна 2,7 г/м^3. Доминантом зоопланктона в этом водоеме является A. salinus с численностью до 22,40 тыс.экз./м^3, субдоминантами M. leuckarti и E. affinis. В состав зоопланктонного комплекса, как и в водохранилище Шаган, здесь входит M. asiaticus – веслоногий рачок, способный переносить очень вы-

сокую степень минерализации воды, при которой начинается садка солей. Численность его составляет 1500 экз./м^3. Группы ветвистоусых и коловраток насчитывают в этом водоеме по 2 вида (см. табл. 1).

Оз. Карабастуз. Исследование ультрагалинного оз. Карабастуз показало большое сходство его фауны с вышеперечисленными водоемами. Максимальные показатели плотности здесь имеют копеподитные стадии диаптомусов (5,0 тыс.экз./м^3), циклопов (4,0 тыс.экз./м^3) и младшие личиночные стадии веслоногих nauplii – 3,17 тыс.экз./м^3.Из половозрелых ракообразных максимальная численность отмечена для арктодиаптомуса – 1,67 тыс.экз./м^3 и моины – 1,66 тыс. экз./м^3, несколько ниже показатели харпактицид – 1,33 тыс.экз./м^3 и коловраток B. quadri-dentatus – 1,0 тыс.экз./м^3. У остальных видов показатели ниже на порядок, численность циклопов M. leuckarti и M. viridis равна соответственно 0,50 и 0,32 тыс.экз./м^3, коловраток B. calyciflorus-0,33 тыс.экз./м^3. Общая численность зоопланктеров равна 20,54 тыс.экз./м^3, биомасса 0,504 мг/м^3.

Реки Шаган и Узунбулак. Речная зоопланктофауна в конце сентября была гораздо беднее, чем в водохранилище и озерах. Солелюбивые формы коловраток отсутствовали в речном планктоне и ротаторный комплекс был представлен в р. Узунбулак монокультурой K. quadrata, в р. Шаган двумя видами: B. calyciflorus и P. sulcata. Кладоцерные комплексы в исследованных реках представлены разными видами (см. табл. 1), численность ветвистоусых была невысока, составляя в сумме 90-110 экз. / м^3. Среди веслоногих относительно высокие показатели наблюдались у E. serrulatus –100-920 экз. / м^3 и A. salinus – 650 экз. / м^3. Общая численность зоопланктона в реках измеряется величинами от 0,24 до 1,93 тыс. экз. / м^3, биомасса от 12,41 до 74,07 г / м^3.

В табл. 5 показаны количественные характеристики зоопланктонного сообщества в целом и составляющих его групп по всем исследованным водоемам.

Таблица 5. Количественное развитие зоопланктона водоемов зоны влияния СП (числитель – численность, тыс. экз./м^3; знаменатель – биомасса, мг/м^3)

Водоемы, станции	Коловратки	Ветвистоусые рачки	Веслоногие рачки	Всего
р. Шаган	0,03 0,06	0,11 6,78	0,10 5,57	0,24 12,41
В-ще Шаган				
ст. 1	27,27 287,73	13,45 1308,61	86,91 4839,11	127,63 6435,45
ст. 2	21,45 183,18	12,09 1079,37	82,27 6402,01	115,82 7664,56
ст. 3	24,32 241,59	4,35 434,88	34,00 2476,91	62,67 3153,38
ст. 4	30,43 241,09	10,96 1145,74	90,09 6498,63	131,48 7885,46
ст. 5	55,56 400,56	19,11 1899,11	124,11 7188,25	198,78 9487,92
ст. 6	14,53 96,76	4,27 417,33	143,47 5715,66	162,27 6229,75
Среднее по водоему	28,93 241,82	10,70 1047,51	93,47 5520,09	133,11 6809,42
оз. Балыктыколь				
ст. 2	0,76 1,73	6,65 347,45	26,51 976,49	33,92 1325,67
Ст. 3	14,54 27,29	6,30 285,17	55,43 1365,47	76,27 1677,93
Ст. 4	27,27 43,64	7,01 341,77	184,36 2697,54	218,64 3082,95
Среднее по водоему	14,19 24,22	6,65 324,80	88,77 1679,83	109,61 2028,85
оз. Карабастуз	1,33 1,66	1,70 105,37	17,51 397,71	20,54 504,74
р. Узунбулак	0,03 0,02	0,09 3,22	1,81 70,83	1,93 74,07
Водоем-воронка, Дегелен	0,50 0,44	3,00 208,20	43,00 2542,82	46,50 2751,46

Таблица 6. Информационные характеристики зоопланктона водоемов зоны влияния СИП

Показатели	**р. Шаган**	**В-ще Шаган**	**оз. Балыктыколь**	**оз. Карабастуз**	**р. Узунбулак**	**Водоем-воронка, Дегелен**
Общее число видов	7	16	12	13	10	10
Коловратки	2	7	4	2	1	2
Ветвистоусые рачки	4	2	2	4	3	2
Веслоногие рачки	1	7	6	7	6	6
N – общ. численность (тыс. экз./м^3)	0,24	133,11	109,61	20,54	1,93	46,50
B – общ. биомасса (мг/м^3)	12,41	6809,43	2028,85	504,74	74,07	2751,46
W – средняя масса особи, мг	0,052	0,052	0,025	0,025	0,038	0,059
B хищников / B фильтраторов	0,815	0,115	0,128	0,164	0,304	0,128
d – d – индекс видового разнообразия Маргалефа	0.73	0,55	0,68	1,01	0,92	0,74
H′ - информативный индекс Шеннона-Уивера	1,92	2,40	2,50	2,99	1,95	2,02
S – индекс сапробности Пантле-Букка	1,90	1,82	1,71	1,77	1,81	1,64

Структурные показатели планктонных зооценозов отражены в табл. 6. Трофическая структура сообществ, выраженная индексом Bх/Bф, благополучна в водоемах всех типов, повсюду в осеннее время мирная часть зоопланктонного сообщества преобладала над хищной. Величины индексов видового разнообразия Маргалефа (d) и Шеннона (H) объективно отражают упрощенную структуру сообщества в сентябре. Для объективной характеристики их изменений в течение вегетационного сезона необходимы наблюдения весной и летом. Что касается сапробности исследованных вод, то по преобладающим в составе фауны бетамезосапробным организмам (они составляют примерно 63% от общего числа таксонов) исследованные водоемы могут характеризоваться как умереннозагрязненные. Аналогичная оценка степени загрязнения водоемов получена и при расчислении индекса сапробности Пантле-Букка [3], учитывающего не только сапробную валентность, но и количественное развитие индикаторных организмов. Индексы сапробности в исследованных водоемах колебались от 1,64 до 1,90 и находились в пределах одной бетамезосапробной зоны, также характеризуя умеренную степень загрязнения.

В итоге проведенного исследования впервые выявлен видовой состав зоопланктона водоемов зоны СИП. Установлено, что в осеннее время основу зоопланктофауны водоемов составляют солелюбивые или эвригалинные виды коловраток и микроракообразных. По показателям количественного развития зоопланктона водохранилище Шаган характеризуется как эвтрофный водоем, оз. Балыктыколь и водоем-воронка Дегелен как мезотрофные, а реки Шаган и Узунбулак как олиготрофные водотоки. По структурным показателям состояние зоопланктонного сообщества можно считать благополучным. Обращает на себя внимание увеличение размеров у отдельных видов коловраток (p. Hexarthra) и веслоногих (A. salinus), так у самок последнего вида отмечено увеличение средней длины тела у самок на 17%, у самцов на 6% по сравнению с приведенными в литературе [4, 5]. Для выявления причины этого явления необходим сбор дополнительного материала в разные сезоны года.

Литература

1) Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зоопланктон и его продукция. // Л., 1984г., с. 34.

2) Алекин О.А., Семенов А.Д., Скопинцев Б.А. Руководство по химическому анализу вод суши. // Л.: Гидрометеоиздат. 1973г. с. 268.

3) Унифицированные методы исследования качества вод. // М., 1975г. Ч.3, с. 176.

4) Кутикова Г.А. Коловратки фауны СССР. // Л., Наука, 1975г., с. 650.

5) Боруцкий Е.В., Степанова Л.А., Кос Н.С. Определитель Calanoida пресных вод СССР. // С., Пб., 1991г., с. 503.

Семей полигоныны” әсері тиетін аймақтардағы суаттарды” күздік зоопланктондары

Стуге Т.С.

ҚР БҒМ Зоология институты

Минералдану мөлшері 0,27-ден 343,0 г/л-ге дейінгі диапазондағы алты суаттардан күздік зоопланктондар зерттелді. Оларды” түрлеріні” құрамы анықталды және жәндіктер тобына бірқатар құрылымдық мінездеме берілді. Даму көрсеткіштеріне қарағанда зоопланктонны” күйі жақсы бағаланды. Rotatoria және Calanoidaны” кейбір түрлеріні” денелері ұлғайғаны байқалды. Бұл көрсеткіш оларды жылды” басқа мерзімдерінде де зерттеуді қажет етеді.

On autumn zooplankton of semipalatinsk test site waterbodies

Stuge T.S.

RK MES Institute of Zoology

The autumn zooplankton in six waterbodies with mineralization diapason from 0,27 to 343,0 g/l was investigated. The species composition and number of structural characteristics were determined. The state of zooplankton community by biodiversity and development indices is determined as normal. The observed increase of body dimensions in some species of Rotatoria and microcrustacea requires the additional research.

УДК 577. 391:504.53.06 (574.41)

КАРИОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ХИРОНОМИД GLYPTOTENDIPES SALINUS ИЗ ОЗЕРА "БАЛАПАН"

[1)]Бахтин М.М., [1)]Сейсебаев А.Т., [2)]Рахимбаева К.Т., [3)]Айманова К.Г.

[1)]Институт радиационной безопасности и экологии
[2)]Государственный университет "Семей"
[3)]Институт цитологии и генетики СО РАН

Представлены цитогенетические данные о кариотипе и о хромосомном полиморфизме Glyptotendipes salinus, обнаруженного в атомном озере Балапан на территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона. В популяции G. salinus найдена редкая инверсионная последовательность дисков хромосом (p/ sal C3), не встречающаяся в других регионах. Выявлены также ряд гомозиготных и гетерозиготных инверсий, а также гетерозигота по размеру блока центромерного гетерохроматина в плече G.

Введение

Открытые водоемы как составная часть биосферы служат своеобразным конденсатором искусственных радионуклидов, образующихся при ядерных взрывах и нуждаются в регламентации радиационных загрязнений. Особо важным является оценка последствий радиоактивного загрязнения среды на природные популяции организмов, обитающих в водоемах [1].

Озеро "Балапан" (в народе его называют Атомное озеро) – искусственный водоем, образованный в результате опытно-промышленного экскавационного ядерного взрыва, произведенного 15 января 1965 года в урочище Балапан в месте слияния рек Шаган и Ащису. Целью эксперимента явилось создание искусственного водохранилища в засушливой степи с помощью мощного подземного ядерного взрыва и перекрытия русла реки Шаган насыпной плотиной в месте ее слияния с рекой Ащису. В результате взрыва сформировалась воронка глубиной около 100 м и объемом 6 млн. м^3, а выброшенная вследствие взрывной экскавации порода образовала в эпицентральной зоне по контуру воронки навал грунта высотой 20-25 м, который перекрыл русло реки Шаган. Для заполнения воронки водой весенних паводков реки Шаган в марте-апреле 1965 года через навал грунта был прорыт канал. В итоге образовались два больших водоема: внутренний – в воронке – Атомное озеро (объем – 7 млн. м^3, площадь водной поверхности – 0,15 км^2, средняя глубина – 43 м, максимальная глубина – до 100 м) и внешний – озеро Шаган, за счет заполнения водой пойм рек Шаган и Ащису (объем 10 млн. м^3, площадь водной поверхности – 3,5 км^2, средняя глубина 22 м), так как навал грунта перекрыв русла рек, стал выполнять роль плотины [2].

Цитогенетический мониторинг природных популяций хирономид в условиях радиоактивного загрязнения окружающей природной среды является одним из наиболее адекватных и простых методов изучения генетических последствий ядерных испытаний на территории Семипалатинского испытательного полигона.

В настоящей работе приводятся данные о кариотипе и хромосомном полиморфизме хирономид Glyptotendipes salinus, обитающих в атомном озере "Балапан".

Материал и методика

Объектом исследования служили личинки хирономид (Diptera, Chironomidae). Хирономиды - одно из наиболее многочисленных процветающих ныне семейств насекомых. Их личинки обитают практически во всех водоемах, они обычно доминируют в бентосе по численности и биомассе, являясь основным кормом промысловых рыб и водоплавающих птиц и играют важную роль в биологической продуктивности водоемов и самоочищении воды [3,4]. Хирономиды выбраны одним из модельных объектов Международной программы ЮНЕСКО "Человек и биосфера". Личинки хирономид, обитая в донных отложениях, концентрирующих радионуклиды и тяжелые металлы, и строя из них свои домики, постоянно подвергаются воздействию загрязнения. Наличие у них политенных хромосом позволяет проводить высокоразрешающий цитогенетический анализ и оценивать последствия воздействия радиации на хромосомном уровне [5].

Сборы личинок хирономид проводили по общепринятой гидробиологической методике [6,7]. В местах сбора личинок хирономид были отобраны пробы воды, ила и водных растений для последующего радиоспектрометрического анализа на содержание радионуклидов. Для кариологического анализа личинок фиксировали в смеси 96%-ного этилового спирта и ледяной уксусной кислоты (3:1). Давленные препараты политенных хромосом слюнных

желез готовили по стандартной ацетоорсеиновой методике [7].

В озере «Балапан» основные грунты - камень, земляной песок, в отдельных местах глина. Мощность экспозиционной дозы гамма-излучений (МЭД) на берегу озера составляет в пределах 1000-2900 мкР/ч. У кромки воды в местах сбора личинок хирономид МЭД на высоте 1м составляла 1000 мкР/ч. В сборе, кроме личинок хирономид, встречались бокоплавы, водомерки и гладыши. Температура воды 11-13°С, РН воды - 5,0.

Для сравнительного анализа в качестве контроля выбрано озеро Балыкты кол, которое расположено в 50 км северо-западнее озеро «Балапан». Дно озеро Балыкты кол илистое, температура воды в момент сбора личинок хирономид составляла 15°С. Кроме личинок хирономид озеро богато личинками других беспозвоночных животных: комаров, стрекоз, водных жуков, водных клопов и др. МЭД гамма-излучений в точке сбора хирономид составляет в пределах 10-13 мкР/ч., РН воды - 5,0.

Результаты исследования

Цитотаксономический анализ позволил выявить в озере «Балапан» и озере Балыкты кол только один вид - G. salinus. Исследования показали, что личинки G. salinus длиной до 15 мм, темно-красные. Вентральные отростки хорошо развиты, но более короткие, чем у G. barbipes. Голова личинок имеет светлую окраску. Базальный членик антенны с небольшим вздутием близ кольцевого органа или почти прямой. AR=1. Сенсилла антенны доходит до основания четвертого членика. Четвертый нижний зубец мандибулы желтый или светло-коричневый.. Передний край основания максиллы с внешней стороны с зубчиками. Средний зубец ментума в 1.4-1.5 раза шире первого бокового, четвертый боковой зубец значительно уже и короче пятого. Вентроментальные пластинки шире ментума с редко сидящими зубчиками по переднему краю, расстояние между внутренними углами пластинок больше ширины среднего зубца. Щупик максиллы с тремя двухчленниковыми, четырьмя одночленниковыми хетоидами и одной щетинкой.

G. salinus имеет новый ранее не описанный кариотип 2n=8. Сочетание хромосомных плеч AB (I), CD (II), EF (III), G (IV). Крупные хромосомы - субмета- (мета) центрики, короткая - телоцентрик. Центромерные районы очень крупные и гетерохроматизированы. Вид полинуклеарен. Ядрышек три, они локализованы в хромосомах I, II, III. Колец Бальбиани два, они локализованы в плече G (Рис. 1).

При кариологическом анализе инверсионные последовательности дисков обозначались согласно принятому правилу с указанием сокращенного названия вида, символа хромосомного плеча и номера последовательности, например, salC1, salC2 и т. д. [8]. При картировании в качестве стандарта использовались политенные хромосомы близкого вида G .barbipes. Поскольку G. salinus известен пока только в Палеарктике, то для обозначения последовательностей дисков, выявленных в этой зоогеографической зоне, использовали дополнительный символ “p” - для палеарктических последовательностей, например, p′sal D1, p′sal A2.

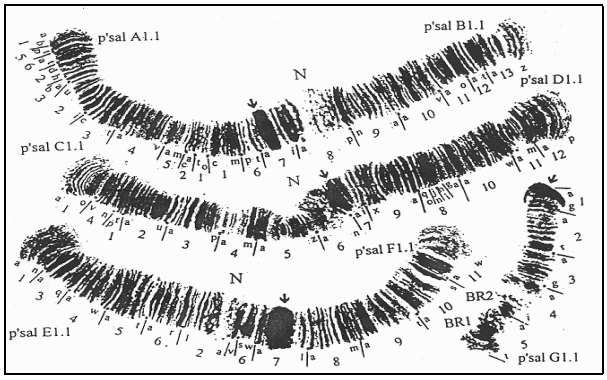


Рис. 1 Кариотип Glyptotendipes salinus. A, B, C, D, E, F и G – хромосомные плечи; N - ядрышко; BR – кольца Бальбиани; ↓ - центромеры

Рисунок дисков политенных хромосом G. salinus был определен во всех хромосомных плечах, в сравнении с рисунком дисков G. barbipes. Кариотипы этих двух видов хорошо различаются по рисунку дисков в плечах A, C, D и E. Наиболее важным кариотипическим маркером G. salinus служит сложная инверсия в плече A. Мы установили, что в кариотипе G .salinus сильно полиморфным является плечо C, в плече G обнаружены две инверсии, остальные плечи оказались мономорфными. В дальнейшем при описании последовательностей дисков инверсионные участки будут подчеркнуты.

В исследованных нами популяциях G .salinus обнаружены следующие последовательности дисков хромосом:

p'sal A1 1ab 5n-t 6a-n 2d-h 3ba 2u-i 3c-t 4a-v 5a-m 2cba 1t-n 1c-m 6c-m 7a-s
p'sal B1 13z-a 12t-a 11o-a 10v-a 9n-a 8p-a 7s-a
p'sal C1 1a-o 4v-n 1p-r 2a-n 3a-p 4a-m 5a-z 6a-n 7a-i
p'sal C2 1a-o 5k-a 4m-a 3p-a 2n-a 1r-p 4n-v 5l-z 6a-n 7a-i
p'sal C3 1a-o 5k-a 4m-a 3p-a 2n-a 4u-n 1p-r 4v 5l-z 6a-n 7a-i
p'sal D1 12p-a 11m-a 10w-a 8a-g 8i-h 8k-j 8o-q 9a-x 7i-a
p'sal E11a-u 3a-q 4a-w 5a-t 6a-r 21-a 1v 6s-w 7a-l
p'sal F1 11w-a 10s-a 9t-a 8m-a 7l-a
p'sal G1 5t-a 4i-a 3q-a 2r-a 1g-a
p'sal G2 5t-a 4i 2b-r 3a-g 4a-h 2a 1g-a

Всего в популяциях G. salinus было выявлено 10 инверсионных последовательностей дисков. Установлено, что в хромосомных плечах A, B, D и E найдены по одной последовательности дисков, тогда как в плечах C и G имеются соответственно 3 и 2 последовательности дисков. Последовательность дисков p′sal C2 отличается от p′sal C1 простой ин-

версией, а последовательность p′sal C3 - тоже одной простой инверсией от p′sal C2.

Ниже представлены данные по частоте встречаемости инверсионных последовательностей дисков (Табл. 1) и их генотипических сочетаний (Табл. 2) для 2-х популяций G.salinus. Анализ полученных данных показал, что в популяции G.salinus, собранной из атомного озера “Балапан” выявлена редкая последовательность дисков p′sal C3 не встречающаяся в других регионах. Эта инверсия затрагивает очень малые участки хромосом. Число личинок, имеющих гетерозиготные инверсии, в данной популяции составляло 42%, а среднее число гетерозиготных инверсий на особь равнялось 0,28. Кроме того, у G.salinus из атомного озера “Балапан” наблюдалась повышенная частота гетерозигот по центромерному гетерохроматину в плече G.

Таблица 1 Частота встречаемости инверсионных последовательностей *G.salinus*

Последовательность дисков	**Атомное озеро “Балапан” 7.05.98 г., n=65**	**Озеро Балыкты кол 9.05.98 г., n=43**
p′sal A1	1,000	1,000
p′sal B1	1,000	1,000
p′sal C1	0,185	0,128
p′sal C2	0,807	0,872
p′sal C3	0,008	0,000
p′sal D1	1,000	1,000
p′sal E1	1,000	1,000
p′sal F1	1,000	1,000
p′sal G1	0,976	0,953
p′sal G2	0,024	0,047
% гетерозигот по инверсиям	42	23
Среднее число гетерозиготных инверсий	0,28	0,21
% гетерозигот по центромерному гетерохроматину в плече *G*.	39	25

Таблица 2 Частота генотипических сочетаний инверсионных последовательностей в двух природных популяциях *G.salinus*

Генетическое сочетание	**Атомное озеро “Балапан” 7.05.98 г., n=65**	**Озеро Балыкты кол 9.05.98 г., n=43**
A1.1	1,000	1,000
B1.1	1,000	1,000
C1.2	0,185	0,209
C2.2	0,800	0,781
C2.3	0,015	0,000
D1.1	1,000	1,000
E1.1	1,000	1,000
F1.1	1,000	1,000
G1.1	0,954	0,953
G1.2	0,046	0,047

Изучение хромосомного полиморфизма у популяций *G. salinus* из озеро Балыкты кол позволило выявить 9 последовательностей дисков. Причем 23% личинок оказались гетерозиготными по инверсиям с 0,21инверсией на особь.

В исследованных популяциях G.salinus выявлены ряд гетерозиготных (p′sal C1.2, p′sal C2.3) и гомозиготных (p′sal C2.2) инверсий, а также гетерозигота по размеру блока центромерного гетерохроматина (Рис. 2).

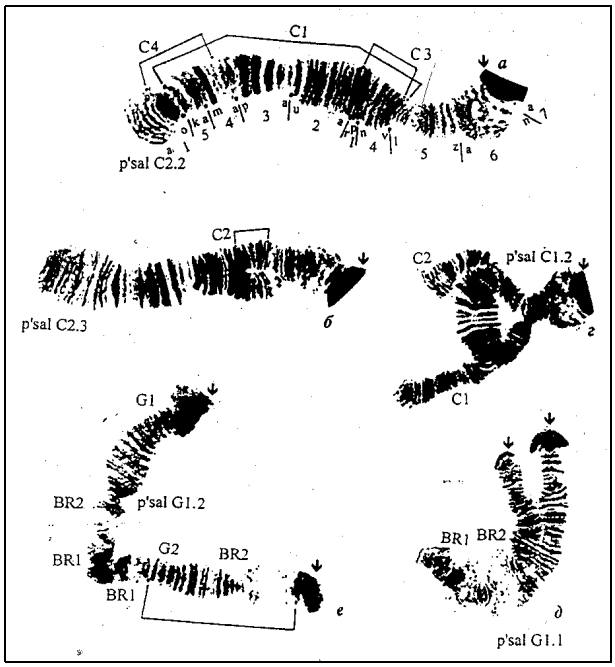


Рис. 2 Хромосомный полиморфизм у Glyptotendipes salinus. Гомозиготная инверсия: а-p'salC2.2; Гетерозиготные инверсии: б-p'salC2.3; г- p'salC1.2; е-p'salG1.2; д-гетерозигота по размеру блока центромерного гетерохроматина

Заключение

Проведено детальное изучение тонкой структуры политенных хромосом клеток слюнных желез личинок G.salinus. В популяции из атомного озера «Балапан» впервые обнаружена редкая инверсионная последовательность дисков хромосом (p′sal C3), не встречающаяся в других регионах; обнаружены также гомозиготная (p′sal C2.2) и гетерозиготные (p′sal C1.2, p′sal C2.3,) инверсии, а также гетерозигота по размеру блока центромерного гетерохроматина в плече С.

В дальнейшем, при проведении мониторинга предстоит выяснить связано ли появление уникальной последовательности дисков хромосом, гетерозиготных инверсий, а также повышенная частота гетерозигот по центромерному гетерохроматину с радионуклидным загрязнением атомного озера «Балапан».

Литература

1) Айманова К. Г., Блинов А. Г., Кикнадзе И. И., Бахтин М. М., Сейсебаев А. Т., Рахимбаева К. Т. Изучение природных популяций хирономид водоемов бывшего Семипалатинского испытательного полигона. // Международная конференция по проблемам нераспространения ядерного оружия., Тезисы докладов, 14-17 сентября 1998г., Курчатов, 1998г., с. 97.

2) Мирное использование ядерных взрывов. // Атомная наука и техника в СССР., М., 1977г., с. 103-135.

3) Панкратова В. Я. Личинки куколки комаров подсемейства Chironomidae фауны СССР (Diptera, Chironomiodae - Tendipedidae). // Определитель по фауне СССР., Л., Наука, 1983г., с. 134-309.

4) Кикнадзе И. И., Истомина А. Г., Гундерина Л. И. и др. Цитогенетический мониторинг природных популяций хирономид Алтая в условиях антропогенных загрязнений. // Генетические эффекты антропогенных факторов среды., Выпуск 1. Исследования последствий радиационных загрязнений районов Алтайского края., Новосибирск, 1993г., с. 62-79.

5) Шумный В. Н., Дыгало И. Н, Осадчук Н. Д. и др. Генетические эффекты радиационных и других антропогенных загрязнений на животных и растениях Алтая. // Вестник научной программы "Семипалатинский полигон - Алтай", 1994г., №3, с. 48-62.

6) Шилова А. И. Хирономиды Рыбинского водохранилища. // Л., Наука, Ленинградское отделение, 1976г., с. 252.

7) Кикнадзе И. И., Шилова А. И., Керкис И. Е. и др. Кариотипы и морфология личинок трибы Chironomini. // Атлас-Новосибирск, Наука, 1991г., с. 115.

8) Keyl H. G. Chromosomenevolution bei Chironomus. // Chromosomenumbanten und phylogenetische Beziehungen der Arten Chromosoma. 1962., Vol. 13., No 4, P. 464 -514.

Балапан көліндегі Glyptotendipes salinus хирономидіне кариологиялық сипаттама

[1)]Бахтин М.М., [1)]Сейсебаев А.Т., [2)]Рахимбаева К.Т., [3)]Айманова Қ.Ғ.

[1)]ҚР ҰЯО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты
[2)]"Семей" мемлекеттік университеті
[3)]Цитология және генетика институты РҒА СБ

Бұрынғы Семей сынақ полигонындағы Балапан аңғарының атом көлі су қоймасында кездесетін Glyptotendipes salinus жұлдыз құртының кариотипі және осы түрге тән хромосомдық полиморфизм құбылысы зерттелді. G. salinus табиғи популяциясында басқа аймақтарда кездеспеген хромосомадағы жаңа инверсиялық қатар (p/ sal C3) табылды. Осы түрге тән бірнеше гомозиготалы және гетерозиготалы инверсиялар, G иығындағы орталық гетерохроматиннің көлемдік гетерозиготасы анықталды.

Karyologic Description Of Chironomini *Glyptotendipes Salinus* Collected From Atomic Lake Balapan

[1)]Bakhtin M.M., [1)]Seisebaev A.T., [2)]Rakhimbaeva K.T., [3)]Aimanova K.G.

[1)]NNC RK Institute of Radiation Safety and Ecology
[2)]Semei State University
[3)]RAS SB Institute of Cytology and Genetics

This paper presents cytogenetic data on karyotype and chromosomal polymorphism of Glyptotendipes salinus collected from Atomic Lake Balapan at the former Semipalatinsk Test Site. A rare inverse sequence of chromosomal disks (p/ sal C3) never observed in Chironomini from other regions was found in population *G. salinus*. Besides, this population was found to possess a series of homozygous and heterozygous inversions and a heterozygote equal in size to centromeric heterochromatin block in G arm.

УДК 577 391:504.53.06 (574.41)

КАРИОТИП И ХРОМОСОМНЫЙ ПОЛИМОРФИЗМ CAMPTOCHIRONOMUS TENTANS (DIPTERA, CHIRONOMIDAE)

[1)]Сейсебаев А.Т., [1)]Бахтин М.М., [2)]Рахимбаева К.Т.

[1)]Институт радиационной безопасности и экологии
[2)]Государственный университет "Семей"

Исследованы особенности хромосомного полиморфизма и цитогенетической дифференциации трех природных популяций Camptochironomus tentans Семипалатинского региона. Показано, что среди популяции C. tentans Дегеленского сбора впервые найдены редко встречающиеся уникальные инверсионные последовательности дисков хромосом (p/ten B5, p/ten D3, p/ten CK, p/ten FK,) и выявлены ряд специфических для данной популяции гомозиготных (p/ten C1.1,; p/ten D2.2), и гетерозиготных (p/ten B1.5; p/ten D1.2; p/ten D1.3; p/ten F1.3; p/ten F1.K) инверсий, присутствие которых можно связать с адаптацией к условиям радиоактивного загрязнения окружающей среды.

Введение

Camptochironomus tentans - один из наиболее широко распространенных видов хирономид в Полеарктике. Он встречается как в Старом, так и в Новом Свете [1]. Его кариотип и хромосомный полиморфизм описаны для Европейских [2-4] и североамериканских [5] популяций. В России изучены популяции данного вида из ее Европейской части [6], Западной [7] и Восточной Сибири [8], Алтая [1], Якутии [9]. В работах [9-10] сведены данные о частоте инверсионных последовательностей дисков хромосом и гетерозиготности хирономид для Уральской, Алтайской, Якутской, Западносибирской, Восточносибирской, Европейской, Североамериканской и Казахстанской (из озеро Султан Кельди и реки Нура Акмолинской области) популяции C. tentans.

До наших исследований на территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона никому не приходилось работать с хирономидами. Между тем хирономиды (Diptera, Chironomidae) являются уникальным модельным тест-объектом для изучения последствий радиоактивного загрязнения водоемов.

Хирономиды имеют ряд существенных преимуществ перед другими водными организмами при изучений антропогенных загрязнений. Во-первых, их личинки постоянно обитают в донных отложениях, концентрирующих радионуклиды и тяжелые металлы; они строят свои жилые домики из этих отложений и, следовательно, подвергаются постоянному воздействию загрязнений. Во-вторых, личинки хирономид обладают исключительной способностью концентрировать в своей гемолимфе радионуклиды и различные химические вещества. В - третьих, личинки хирономид имеют в большинстве своих тканей клетки с гигантскими политенными хромосомами, позволяющими проводить высокоразрешающий цитогенетический анализ, невозможный у других водных организмов [1].

Последствия радиационного загрязнения водоемов после Чернобыльской и Кыштымской катастроф, а также после ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне обнаружены при изучении цитогенетической структуры популяции хирономид в зоне Чернобыля [11] и Алтайского края [1, 12].

Исследование уровня естественного мутационного процесса у хирономид в местах проведения ядерных испытаний представляет для нас исключительный научно-практический интерес.

Материал и методы

Материалом для настоящей работы послужили выборки личинок 4-го возраста C. tentans из следующих местообитаний: в водоемах на площадке Д-3 горного массива Дегелен, где проводились подземные ядерные взрывы в штольнях (Д-3); в водоеме у поселка "Балапан" (Б-п) и за пределами полигона в водоеме-карьера у поселка Майское Павлодарской области (М-п).

Водоемы на площадке Д-3 небольшого размера, образованы в результате сбора воды, истекающих из штолен с водопроявлениями № 176, 609 и скважин Д-3. Дно водоемов илистое. Мощность экспозиционной дозы гамма-излучений (МЭД) на берегу водоемов на высоте 1 м составляла в пределах 15-30 мкР/ч. Температура воды в момент сбора личинок хирономид 15-18 0С, РН воды-4,5.

Водоем у поселка Балапан находится в 130 км севернее площадки Дегелен и 35 км южнее опытно-экспериментальной площадки Балапан. Дно водоема илистое, МЭД в точках взятия проб составляла 17-19 мкР/ч, температура воды 220С, РН воды-5,5. МЭД в местах сбора личинок хирономид 12 мкР/ч.

Сборы личинок хирономид проводили по общепринятой гидробиологической методике [7]. В

местах сбора личинок хирономид были отобраны пробы воды, ила и водных растений для последующего радиоспектрометрического анализа на содержание радионулидов. Личинки хирономид фиксировали в полевых условиях в смеси 96%-ного спирта и ледяной уксусной кислоты (3:1). Давленные препараты политенных хромосом слюнных желез готовили по стандартной ацетоорсеиновой методике [7].

Для картирования политенных хромосом C.tentans использовали систему обозначения дисков Беермана [4]. Инверсионные последовательности дисков обозначались согласно принятому правилу с указанием сокращенного названия вида, символа хромосомного плеча и номера последовательности [4, 13]. При этом использован дополнительный символ “p” - для палеарктических последовательностей, например, p′ten C1, p′ten C2 и т. д. [9]. Для описания морфологических признаков личинок C.tentans применялась общепринятая методика препарирование и изготовление препаратов [7].

Результаты исследования

В результате морфологического анализа установлено, что личинка *C. tentans* длиной 18-27 мм, ярко-красная. Голова яйцевидная, ее длина немного больше ширины; дорзально светло - коричневая с четко выделяющимся коричневым или темно-коричневым фронтальным склеритом; вентрально в передней половине близ ментума желтая и темно пигментирована в задней, близ затылочного склерита; за основаниями вентральных пластинок темное, удлиненной формы пятно, задний край которого немного не доходит до уровня затылочного склерита; ширина головы 840-895 мм. II-VII брюшные сегменты длиннее своей ширины. На VII сегменте имеется пара коротких латеральных отростков; на VIII - две пары вентральных отростков, которые всегда значительно длиннее подталкивателей. Длина базального членика антенны 164 - 204 мкм, третий членик едва короче четвертого; AR= 2,1-2,3. На эпифаринксе семь-восемь латеральных хетоидов. Премандибула с двумя короткими широкими равными вершинными зубцами. Мандибула с тремя хорошо развитыми черными нижними зубцами; четвертый зубец значительно меньше третьего и светлее окрашен. Ментум с одним широким срединным и шестью парами боковых зубцов; добавочные зубцы срединного зубца маленькие, почти в 2,5 раза короче основного, основной зубец сужен к вершине, края прямые, общая ширина срединного и первого-второго боковых зубцов обеих сторон в 2,1-2,3 раза превышает общую ширину третьего - шестого зубцов одной стороны; вентральные пластинки с гладким передним краем, их ширина немного превышает ширину ментума [7].

Исследования показали, что Семипалатинские популяции C.tentans имеют типичный кариотип: 2n=8. Сочетание хромосомных плеч: CF(I), AB(II), ED(III) и G(IV) - характерное для цитокомплекса Camptochironomus. Соотношение длин хромосом I>II>III>IV. Хромосомы I и II - метацентрики, III - субметацентрик, IV - телоцентрик. Ядрышек два: в хромосомах AB(II) и ED(III). Хромосома IV (плечо G) короткая, несет три кольца Бальбиани.

В исследованных нами популяциях C. tentans обнаружены следующие последовательности дисков:

p′ten A1 20CBA 19CBA 18CBA 17CBA 16CBA 15CBA 14CBA 13CBA 12CBA
p′ten A2 20CBA 19CBA 18CB 12C 13ABC 14ABC 15ABC 16ABC 17ABC 18A 12BA
p′ten B1 1ABC 2ABC 3ABC 4ABC 5ABC 6ABC 7ABC 8ABC 9ANBC 10ABC 11ABC
p′ten B2 1A 9CBNA 8CBA 7CBA 6CBA 5CBA 4CBA 3CBA 2CBA 1CB 9C 10ABC 11ABC
p′ten B3 1A 9CBNA 8CB 1C 2ABC 3ABC 4AB 1C 8A 7CBA 6CBA 5CBA 4C 1B 9C 10ABC 11ABC
p′ten B4 1AB 4C 5ABC 6ABC 7ABC 8A 1(C)B 4BA 3CBA 2CBA 1C 8BC 9ANBC 10ABC 11ABC
p′ten B5 1AB 6BC 7A 8A 1C 2ABC 3ABC 4ABC 5ABC 6AB 7BC 1BC 8BC 9ANBC 10ABC 11ABC
p′ten C1 1ABC 2ABC 3ABC 4ABC 5ABC 6ABC 7ABC 8ABC 9ABC 10ABC
p′ten C2 1ABC 2ABC 3ABC 4ABC 8A 7CBA 6CBA 5CBA 8BC 9ABC 10ABC
p′ten CK 1ABC 2ABC 3A 9CBA 8CB 5ABC 6A 8BA 7CBA 6CB 4CBA 3CBA 9C 10ABC
p′ten D1 1ABC 2ABC 3ABC 4ABC 5ABC 6ABC 7ABC 8ABC 9ABC 10ANBC
p′ten D2 1ABC 2A 8CBA 7CBA 6CBA 5CBA 4CBA 3CBA 2CB(A) 9ANBC 10ANBC
p′ten D3 1ABC 2A 8A 7CBA 6CBA 5CBA 4CBA 3CBA 2CB(A) 8BC 9ABC 10ABC
p′ten D4 1A 4C 5ABC 6ABC 7ABC 8A 2BA 1CBA 4CBA 3CBA 2C 8BC 9ABC 10ANBC
p′ten E1 16CBA 15CBA 14CBA 13CBA 12CBA 11CBA 10CBA
p′ten E2 16CBA 15CBA 14CBA 13CBA 12CBA 11CBA 10CBA
p′ten F1 20CBA 19CBA 18CBA 17CBA 16CBA 15CBA 14CBA 13CBA 12CBA 11CBA
p′ten F2 20CBA 19CBA 18C 12BC 13ABC 14ABC 15ABC 16ABC 17ABC 18AB 12A 11CBA
p′ten F3 20CBA 19CBA 18CB 13C 14ABC 15ABC 16ABC 17ABC 18A 13BA 12CBA 11CBA
p′ten FK не картирована
p′ten G1 1ABC 2ABC 3ABC 4ABC 5ABC 6ABC
p′ten G2 1A 6BA 5CBA 4CBA 3CBA 2CBA 1CB 6C

Ниже представлены данные по частоте встречаемости инверсионных последовательностей дисков (Табл. 1) и их генотипических сочетаний (Табл. 2) для трех Семипалатинских популяций *C. tentans.*

Таблица 1 Частоты встречаемости последовательностей дисков и гетерозиготность трех природных популяций *C. tentans.*

Последовательность дисков	**D-3 7.07.1999 г. n=28**	**Б-п 17.07.1998 г. n=35**	**М-п 14.07.1999г. n=51**
p′ten A1	0,196	0,243	0,471
p′ten A2	0,804	0,757	0,529
p′ten B1	0,696	0,243	0,177
p′ten B2	0,037	0,071	0,100
p′ten B3	0,107	0,586	0,616
p′ten B4	0,053	0,100	0,107
p′ten B5	0,107	0,000	0,000
p′ten C1	0,196	0,019	0,059
p′ten C2	0,786	0,981	0,941
p′ten CK	0,018	0,000	0,000
p′ten D1	0,607	0,514	0,333
p′ten D2	0,125	0,014	0,039
p′ten D3	0,161	0,000	0,000
p′ten D4	0,107	0,472	0,628
p′ten E1	0,839	0,786	0,865
p′ten E2	0,161	0,214	0,135
p′ten F1	0,411	0,243	0,100
p′ten F2	0,428	0,743	0,900
p′ten F3	0,143	0,014	0,000
p′ten FK	0,018	0,000	0,000
p′ten G1	0,804	1,000	0,986
p′ten G2	0,196	0,000	0,014
Гетерозиготы по инверсиям %	100,0	94,0	86,0
Среднее число гетерозиготных инверсий на особь	3,1	2,8	2,3

Анализ полученных данных показал, что в семи плечах хромосом у изученных популяций C. tentans в общей сложности обнаружены 22 последовательности дисков, 16 из них были общими для всех популяций (p′ten A1, p′ten A2, p′ten B1, p′ten B2, p′ten C1, p′ten D4 и др.), а последовательность p′ten F3 была обнаружена в популяции D-3 и Б-п, P′ten G2 выявлена в популяции D-3 и М-п. 4 инверсионных последовательностей дисков (p′ten B5, p′ten CK, p′ten D3 и p′ten FK) найдены только в популяции D-3. Сравнение частоты последовательностей дисков, общих для трех популяций показало, что значимые межпопуляционные различия по этому параметру наблюдаются по частотам последовательности p′ten B1, p′ten C1, p′ten D2, p′ten D4 и p′ten F1. В отдельных плечах встречаются как крупные, так и мелкие инверсии.

Установлено, что для всех изученных популяций C. tentans характерен высокий уровень хромосомного полиморфизма, связанный с наличием гомо, - и гетерозиготных парацентрических инверсий. 86-100 % были гетерозиготными по инверсиям с 2,3 - 3,1 инверсией на особь. Полиморфными оказались все хромосомные плечи, но наибольшее число последовательностей зарегистрировано в плечах B и D. Их частоты находились в равновесном состоянии, соответствующем распределении Харди- Вайнберга.

Следует подчеркнуть, что в популяции C. tentans, обитающей в водоеме D-3 горного массива Дегелен нами найдены редко встречающиеся инверсионные последовательности дисков хромосом (p′ten B5, p′ten D3, p′ten FK), которые ранее были обнаружены только в радиоактивно - загрязненных водоемах Челябинской области, содержащих радионуклиды после Кыштымской аварии на территории производственного объединения "Маяк" [9,11]. Интересна также последовательность p′ten F3, так как она идентична неарктической последовательности p′ten F1, которая до сих пор считалась уникальной для популяции Европы и Северной Америки [7].

Таблица 2. Частоты генотипических сочетаний инверсионных последовательностей трех природных популяций *C. tentans*

Последовательность дисков	**D-3 7.07.1999 г. n=28**	**Б-п 17.07.1998 г. n=35**	**М-п 14.07.1999г. n=51**
p′ten A1.1	0,000	0,057	0,171
p′ten A1.2	0,393	0,372	0,571
p′ten A2.2	0,607	0,571	0,258
p′ten B1.1	0,393	0,057	0,029
p′ten B1.2	0,072	0,086	0,059
p′ten B1.3	0,214	0,257	0,157
p′ten B1.4	0,107	0,029	0,057
p′ten B1.5	0,214	0,000	0,000
p′ten B2.3	0,000	0,057	0,109
p′ten B2.4	0,000	0,000	0,039
p′ten B3.3	0,000	0,343	0,400
p′ten B3.4	0,000	0,171	0,150
p′ten C1.1	0,107	0,000	0,000
p′ten C1.2	0,214	0,029	0,071
p′ten C2.2	0,643	0,971	0,929
p′ten C2K	0,036	0,000	0,000
p′ten D1.1	0,321	0,229	0,171
p′ten D1.2	0,072	0,000	0,000
p′ten D1.3	0,321	0,000	0,000
p′ten D1.4	0,178	0,571	0,486
p′ten D2.2	0,072	0,020	0,000
p′ten D2.4	0,036	0,029	0,084
p′ten D4.4	0,000	0,171	0,259
p′ten E1.1	0,678	0,571	0,667
p′ten E1.2	0,322	0,400	0,333
p′ten E1.4	0,000	0,029	0,000
p′ten F1.1	0,178	0,000	0,025
p′ten F1.2	0,143	0,486	0,270
p′ten F1.3	0,286	0,486	0,000
p′ten F1.K	0,036	0,028	0,000
p′ten F2.2	0,357	0,000	0,705
p′ten G1.1	0,607	1,000	0,902
p′ten G1.2	0,393	0,000	0,098

Результаты исследования также показали, что частоты генотипических сочетаний инверсионных последовательностей дисков хромосом у изученных популяций C. tentans разнообразны. Выявлены всего 33 генотипических сочетаний, из них в популяции D-3 обнаружены -26, а в популяциях Б-п и М-п соответственно -23 и 24 сочетаний. Вызывает несомненный интерес факт высокой частоты встречаемости генотипических сочетаний p′ten C2.2, p′ten E1.1, p′ten G1.1 и p′ten A2.2, а также гетерозиготных (p′ten D1.2, p′ten D1.3, p′ten B1.5, p′ten F1.K, n/ ten F1.3 и др.) инверсий, специфических для данных популяций.

Для природных популяций представителей рода Chironomus Meig, являющегося центральным в подсемействе Chironominae, характерен довольно значительный хромосомный полиморфизм, проявляющийся в существовании различных инверсий [14, 15, 16]. Предполагают, что инверсии, наиболее распространенный тип хромосомных перестроек в природе, могут быть адаптивно нейтральными. Большинство авторов, оценивая общую роль хромосомных перестроек в эволюционном процессе у двукрылых, отмечает адаптивное значение инверсий. Определенные типы инверсий создают лучшую приспособленность их обладателей к локальной среде обитания по сравнению с особями, несущими стандартную последовательность генов [17, 18, 19].

Ценная информация об адаптивном значении инверсий была получена в лабораторных экспериментах с дрозофилой [20, 21]. Оказалось, что популяции с высоким уровнем хромосомного полиморфизма в сравнении с мономорфными продуцируют значительно большую биомассу, более жизнеспособны, особенно при смене температуры.

Адаптивное значение инверсий связывают с "фиксацией" в инвертированных участках хромо-

сом определенных комплексов генов, так как при инверсиях здесь затрудняется кроссинговер. При наличии очень высокого уровня инверсионного полиморфизма в природных популяциях хирономид и других двукрылых фертильность заметно не снижается. Это связано с тем, что эволюционно в популяциях отбираются такие инвертированные последовательности, в которых действительно "запрещен" кроссинговер и соответственно не проявляются гаметы с нарушенным балансом хромосом [9]. Гетерозиготные инверсии, обладающие повышенной адаптивной ценностью могут служит эффективным механизмом повышения степени приспособления популяции к экстремальным факторам [22].

Заключение

Впервые исследованы природные популяции C. tentans из водоемов Семипалатинского полигона. Изучен хромосомный полиморфизм, определены спектры и частоты инверсионных последовательностей дисков и их генотипических сочетаний для трех популяций: D-3, Б-п и М-п.

Полученные данные, подтверждающие повышенный уровень хромосомного полиморфизма у C. tentans, обитающего в радиоактивно -загрязненных площадках горного массива Дегелен, наличие у них уникальных последовательностей дисков, увеличение частоты генотипических сочетаний и среднего числа гетерозиготных инверсий на особь по сравнению с другими популяциями указывают на последствия ядерных испытаний и адаптацию популяции D-3 к условиям радиоактивного загрязнения окружающей среды.

Литература

1) Кикнадзе И. И., Истомина А. Г., Гундерина Л. И. и др. Цитогенетический мониторинг природных популяций хирономид Алтая в условиях антропогенных загрязнений. // Генетические эффекты антропогенных факторов среды., Выпуск 1, Исследования последствий радиационных загрязнений районов Алтайского края., Новосибирск, 1993г., с. 62-79.

2) Acton A.B. Selective values of chromosome inversions in Chironomus // Proc. Phyb. Soc. Edinburgh, 1955, Vol. 24, P 10-14.

3) Acton A.B., Chromosome inversions in natural populations of Chironomus tentans // J. Genet., 1957, Vol. 4., P. 61-94.

4) Beermann W. Cytologische Analise eines Camptochironomus. Artbastardskreuzungergebnisse und die Evolution des Karyotypus // Chromosoma., 1955, Vol. 7, N3, P. 198-259.

5) Acton A.B., Scuder G.E. The zoogeography and races of Chironomus. // Limnologica., 1971, Bd. 8, H.1, P. 83-92.

6) Белянина С.И. Кариотипический анализ хирономид Фауны СССР. // Автореферат дис. доктора биол. наук., Саратов, 1983г., с. 39.

7) Кикнадзе И. И., Шилова А. И., Керкис И. Е. и др. Кариотипы и морфология личинок трибы Chironomini. // Атлас-Новосибирск, Наука, 1991г., с. 115.

8) Бухтеева Н.М. Кариотипическая характеристика массовых видов бентоса водоемов Прибайкалья // Автореф. дис. канд. биол. наук., Иркутск, 1980г., с. 125.

9) Кикнадзе И. И., Истомина А. Г., Гундерина Л. И., Салова Т. А., Айманова К. Г., Саввинов Д. Д. Кариофонды хирономид криолитозоны Якутии // Новосибирск, Наука, 1996г., с. 166.

10) Гундерина Л.И., Кикнадзе И.И., Айманова К.Г. и др. Цитогенетическая дифференциация природных и лабораторных популяции Camptochironomus tentans (Chironomidae: Diptera). // Генетика, 1996, том 32, №1, с. 53-67.

11) Петрова Н.А. Хромосомные перестройки трех видов хирономид из зоны Чернобыля. // Генетика, 1991г., т.27, №5. с. 836-848.

12) Шумный В. К., Дыгало И. Н, Осадчук А. В. и др. Генетические эффекты радиационных и других антропогенных загрязнений на животных и растениях Алтая. // Вестник научной программы "Семипалатинский полигон - Алтай", Новосибирск, Изд. АО "Офсет", 1994г., №3, с. 48-62.

13) Wulker W. Basic patterns in the chromosome evolution of the genus Chironomus (Diptera). // Z. zool. Syst. Evolutionforsh., 1980, Bd 18, P. 112-123.

14) Дубинин Н.П., Соколов Н.Н., Тиняков Г.Г. Внутривидовая хромосомная изменчивость. // Биологический журнал. 1937г., том 6., № 5-6, с. 1007-1054.

15) Blaylock B.G. Chromosomal aberrations in a natural population of Ch. tentans oxposed to chronic low-level radiation. // Evolution., 1965, V.19, P. 421-429.

16) Martin J., Wulker W. Inversion polymorphism in Chironomus staegeri Lundbeck. // Canad. J. genet. cytolog., 1971, v. 13. P. 306-321.

17) Дубинин Н.П., Тиняков Г.Г. Климат и распространение инверсии по ареалу вида Drosophila Funebris. // ДАН СССР, 1947г., том 56, №3, с. 965-980.

18) White M.J.D. Chromosomal rearrangements and speciation in animals. // Ann. rev. genet, 1969, v.3, P. 75-98.

19) Чубарева Л.А. Хромосомный полиморфизм в природных популяциях кровососущих мошек и некоторых других двукрылых насекомах. // Цитология, 1974г., том.16. №3, с. 267-280.

20) Dobzhansky Th. Genetics of the evolutionary process. N.Y. // Columbia: Univ. Press, 1970, P. 505.

21) White M.J.D. Animal cytology and evolution. 3 rd ed O; N.Y. // Melbourne: Cambridge Univ. Press, 1977, P. 961.

22) Шербаков Е.С. О разнохромосомном размещении гетерозиготных инверсий как механизме повышения адаптации популяции. // Генетика, 1968г., том 4, №6, с. 182-184.

Camptochironomus tentans (diptera, chironomidae) кариотипі мен хромосомдық полиморфизмі

[1)]Сейсебаев А.Т., [1)]Бахтин М.М., [2)]Рахимбаева К.Т.

[1)]ҚР ҰЯО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты
[2)]"Семей" мемлекеттік университеті

Семей өңіріндегі ашық су қоймаларында кездесетін Camptochironomus tentans табиғи популяцияларының хромосомдық полиморфизм құбылысы және цитогенетикалық ерекшелігі зерттелді. Дегелен популяциясына ғана тән сирек кездесетін хромосом дискілерінің кезектесіп ауысу ерекшелігі мен инверсиялық қатарлары (p/ten B5, p/ten D3, p/ten CK, p/ten FK) анықталды. Тек осы популяцияға тән гомозиготалы (p/ten C1.1,; p/ten D2.2) және гетерозиготалы (p/ten B1.5; p/ten D1.2; p/ten D1.3; p/ten F1.3; p/ten F1K) инверсиялары табылды. Осындай құбылыстардың болуын қоршаған ортаның радиоактивті ластану әсеріндегі адаптивтік селекциясымен байланыстыруға болады.

Karyotype and chromosomal polymorphism of camptochironomus tentans (diptera, chironomidae)

[1)]Seisebaev A.T., [1)]Bakhtin M.M., [2)]Rakhimbaeva K.T.

[1)]NNC RK Institute of Radiation Safety and Ecology
[2)]Semei State University

Particular features of chromosomal polymorphism and cytogenetic differentiation have been studied in three natural populations of Camptochironomus tentans affecting the Semipalatinsk Test Site. For the first time C. tentans population from water bodies of the Degelen Mountain Massif was found to contain a unique rarely observed inverse sequence of chromosomal disks (p/ten B5, p/ten D3, p/ten CK, p/ten FK,) and a series of special homozygous (p/ten C1.1,; p/ten D2.2) and heterozygous (p/ten B1.5; p/ten D1.2; p/ten D1.3; p/ten F1.3; p/ten F1K) inversions which could be the result of Chironomini adaptation to the radioactive environment.

УДК 553.495: 577.4 (574.5)

ПРОГНОЗ ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ ПОЛИГОНОВ ДОБЫЧИ УРАНА

Каюков П.Г., Вятченникова Л.С., Морозко В.Б.

ОАО "Волковгеология"

В докладе приведены результаты лабораторных экспериментов по изучению сорбционных и фильтрационных свойств горных пород под воздействием кислотных растворов, используемых на полигонах отработки урановых месторождений. Основную и важную роль в процессах сорбции и массе переноса играют алюмогели и силикагели, которые широко распространены на урановых месторождениях. Полученные лабораторные результаты и уточненные данные по фациальной изменчивости водоносных горизонтов повышают качество прогноза воздействия на окружающую среду.

1. ПВ и экологические требования

В Казахстане до 72 % урановых запасов пригодно для отработки наиболее прогрессивным методом подземного выщелачивания (ПВ). Традиционно в этом методе используется серная кислота, что позволяет извлечь из рудных тел до 90% полезного компонента. Однако использование серной кислоты ведет к одновременному появлению в продуктивных растворах большего количества химических элементов (Табл. 1).

Таблица 1. Минерализация подземных вод в пределах добычного поля при использовании серной кислоты (по Печкину А. [1])

Параметр	Природные характеристики подземных вод на месте опыта, мг/л	Минерализация подземных вод в течение опыта ПВ, мг/л	Минерализация подземных вод на промышленных добычных полях ПВ, мг/л
pH	7.3	1.0	1.0-2.5
Общая минерализация	2700	14000	до 19000
Уран	0.0011	до 200	до 100
Железо	н. а.	700	400-600
Алюминий	н. а.	367	1700-1200
Кальций	321	476	600-700
Магний	130	380	500-600
Хлор	2118	2118	200-1600
Марганец	н. а.	15	15
Цинк	н. а.	н. а.	5
Никель	н. а.	н. а.	5
Кобальт	н. а.	н. а.	3
Ванадий	н. а.	н. а.	6
Радий-226	н. а.	н. а.	$3*10^{-10}$
Полоний-210	н. а.	н. а.	$2*10^{-10}$
Торий	н. а.	н. а.	0.004
Сульфаты	1434	8600	10000-14000
Нитраты	н. а.	170	100-200
Карбонаты	12	н. а.	н. а.
Бикарбонаты	165	н. а.	н. а.

Но следует заметить, что многие урановые месторождения Казахстана, такие как Канжуган, Моинкум, Карамурун и другие, расположены в водоносных горизонтах, которые используются для водоснабжения. Поэтому одно из требований санитарных правил по рекультивации объектов ПВ п.4.2.2. заключается в том, чтобы качество воды после обработки соответствовало первоначальному. Возможно ли? В этом направлении проведены многочисленные опыты по восстановлению среды, в том числе и экспедициями «Волковгеология». Но решение этой проблемы так и осталось не завершенным из-за разнообразия геологических и технологических условий отработки месторождений (Табл. 2)

Таблица 2. Основные геолого-гидрогеологические и технологические параметры месторождений Северный Карамурун и Канжуган

Параметры	Северный Карамурун	Канжуган
Начало отработки	1979 год	Июнь 1982 года
Глубина залегания рудных залежей	525-530 м	240 м (₽ uk) 285 м (₽ kn)
Средняя проницаемая мощность рудовмещающего горизонта	20 м (при суммарной мощности 40 м) –K_2m	30 м (₽ uk) 30 м (₽ kn)
Средняя мощность рудных тел	4,4 м	6,7 м
Среднее содержание урана	0,066 %	0,038 %
Урановая минерализация	Настуран, коффиниты	Настуран, коффиниты
- сопутствующая	Se	-
Карбонатность руды	0,5 %	0,05-0,10 % (₽ uk) 0,12-0,15 % (₽ kn)
Коэффициент фильтрации	3-12 м/сутки	9,1 м/сутки (₽ uk) 7,1 м/сутки (₽ kn)
Пьезометрический уровень подземных вод	- 3,2 - - 6,0 м	-127 - +25,8 м (₽ uk) - 51,7 - +30,6 м (₽ kn)
Температура подземных вод	35-45 °С	20-21 °С (₽ uk) 23-25 °С (₽ kn)
Минерализация подземных вод	0,5-0,9 г/л	0,5-0,7 г/л
Химический состав подземных вод	Сульфатно-гидрокарбонатный, натриево-калиевый	Сульфатно-гидрокарбонатный, кальциевый, натриевый
Направление потока и скорость потока подземных вод	СЗ, 1-10 м/год	СВ, 17,5 м/год (₽ uk) 14,0 м/год (₽ kn)
Уровень грунтовых вод	0-5 м	12-17 м
Минерализация грунтовых вод	0,5-12,1 г/л	0,6-0,7 г/л
Наличие и мощность водоупоров:		
- надрудного	300 м	0-20 м (₽ uk) 0-15 м (₽ kn)
- подрудного	3-20 м	0-15 м (₽ uk) 0-20 м (₽ kn)

При этом основные исследования выполнены московскими научными институтами.

Нами предпринята попытка проведения опытов на лабораторном уровне с изучением фильтрационных и сорбционных свойств горных пород, вмещающих рудные тела с привлечением минерало-петрографических исследований при поддержке МАГАТЭ (Исследовательский проект 9116, Руководитель Ж.-П. Николет).

2. Методика исследований

Опыты проводились в колонках конструкции ВНИИХТ при фиксированных скоростях фильтрации 0,2-0,6 м/сут. В качестве наполнителя использовались серые неокисленные и желтые природно-окисленные пески месторождения Южный Карамурун (Табл. № 3, 4).

Таблица 3. Распределение фракций в пробах, %.

№№ проб	Размер зерен, мм					
	10 - 2	**2 – 0.5**	**0.5 – 0.1**	**0.1 – 0.01**	**0.01-0.001**	**< 0.001**
7	-	2.04	87.51	7.59	1.90	0.96
8	2.89	6.93	77.51	9.86	1.85	0.96

Таблица 4. Содержание некоторых химических элементов и соединений в пробах.

№№ проб	Уран, %	Сера общая, %	Железо общее, %	CO_2, %	Pb-210, Бк/кг
7	0.0009	0.028	0.439	0.22	
8	0.0042	0.072	0.509	0.86	

Таблица 5. Свойства остаточного технологического раствора, использованного в опытах по сорбции.

Раствор и степень его разбавления	pH	Eh, мВ	$Fe_{общ}$, мг/л	SO_4^{--}, мг/л	Pb-210, Вк/л	Al, мг/л	№№ опытов	Примечание
Основной	2.10	525	380	9430	540	380	71	Для пробы 7
1 : 1	2.35	590	195	4815	280	202	72	
1 : 2	2.48	580	128	3137	180	130	73	
1 ; 7	2.85	555	49	1150	54	47.6	74	
Основной	2.10	490	320	9400		295	84	Для пробы 8
1 : 1	2.25	618	160	4720		146	83	
1 : 3	2.52	598	80	2357		75	82	
1 : 7	2.90	495	39	1150		38	81	

В качестве воздействующего раствора использовался остаточный технологический раствор с полигона ПВ месторождения Северный Карамурун. Свойства этого раствора показаны в таблице 5. При этом первоначальный раствор разбавлялся в 2,4,8 раз. Таким образом, выполнено 8 тестов. Каждый тест выполнялся в несколько этапов. Первоначально через колонку для стабилизации гидродинамического режима пропускалась водопроводная вода, затем – несорбируемый индикатор (раствор поваренной соли около 5 г/л). После получения на выходе опытной колонки значения концентрации индикатора равного входному, колонка переключалась на воздействующий раствор. На выходе колонки отбирался фильтрат для изучения:

- индикаторов сорбции (Eh, pH, Cl^-).
- основных компонентов (урана, железа, алюминия, сульфат-иона).

По результатам текущих наблюдений определялись динамические условия опыта и фильтрационные коэффициенты.

По результатам аналитических исследований определены сорбционные коэффициенты. После опытов содержимое колонок исследовалось гранулометрическим и петрографическим методами.

3. Результаты

3.1. Динамика изменения фильтрационных коэффициентов

Динамика изменения фильтрационных коэффициентов показана в таблице 6 для различных отношений объема жидкости, прошедшей через наполнитель, к объему наполнителя.

Таблица 6. Фильтрационные коэффициенты для остаточного технологического раствора, м/сут

Ж : Т	№№ опытов							
	Желтый окисленный песок				Серый неокисленный песок			
	71	72	73	74	81	82	83	84
0	2.83	0.96	1.77	2.1	2.0	1.2	0.44	1.0
0.5	2.47	0.78	1.80	2.0	2.0	1.0	0.23	0.62
1.0	2.03	0.76	1.94	2.1	2.05	0.92	0.25	0.47
1.5	2.06	0.71	2.00	2.2	2.03	0.90	0.24	0.50
2.0	1.80	0.69	1.96	2.2	2.13*	0.88	0.26	0.51
2.5		0.68	1.92	2.3	2.00	0.84	0.24	0.50
3.0		0.67	1.96	2.4	1.95	0.84	0.24	0.48
3.5		0.70	2.02	2.3	1.82	0.85	0.24	0.45
4.0		0.70	2.02	2.2	1.86	0.83	0.24	0.45
4.5		0.73	2.04	2.2	1.87	0.81		0.43
5.0			2.12	2.3	1.84	0.81		0.45
6.0			2.22*	2.2	1.84	0.65		
7.0			1.84	2.2	1.75	1.00		
8.0				2.3	1.85	1.09		
9.0				2.3	1.82	1.08		
10.0				2.3	1.91	1.09		
12.0				2.5*	1.97	1.1		
14.0				2.4	2.03	1.13		
16.0				2.2	1.64			
18.0				2.02				
20.0								
Уменьшение	36%	29%		4%	18%	46%	45%	57%
Увеличение	-	-	25%**	14%	6%	-	-	-

Примечание: *** Возможно, сказывается нечистота в начале опыта*

В основном наблюдается понижение фильтрационных коэффициентов фильтрата до 57%, что, по-видимому, связано с явлением кольматации, объясняющееся взаимодействием серной кислоты с наполнителем. На графике изменения основных параметров видно, что весь опыт можно разбить на три стадии (Рис.1, 2).

поровая вода заменяется воздействующим раствором, pH и Eh слабо изменяются.

взаимодействие основных компонентов нового раствора с наполнителем. Резкое изменение pH и Eh.

стабилизация процесса, что хорошо видно по графикам pH и Eh, достижение сначала концентрации сульфата, а затем других компонентов раствора до первоначальной величины.

3.2. Сорбционные свойства

Зная концентрации изначальных растворов и фильтратов, легко вычисляются сорбционные коэффициенты для желтого песка. Они приведены в таблице 7 и на рисунке 3. Из графика видно, что величина коэффициента сорбции сульфат-иона изменяется по экспоненте и уменьшается при уменьшении концентрации сульфат-иона в растворе.

Таблица 7. Сорбционные коэффициенты, посчитанные для SO_4, Fe, Al, Pb-210, желтых и серых песков

№№ опытов	Раствор, степень разбавления	Сульфат-ион		Железо		Алюминий		Свинец-210	
		Первоначальная концентрация, мг/л	Сорбционный коэффициент, г/кг	Первоначальная концентрация, мг/л	Сорбционный коэффициент, г/кг	Первоначальная концентрация, мг/л	Сорбционный коэффициент, г/кг	Первоначальная концентрация, Бк/л	Сорбционный коэффициент, Бк/кг
Желтый песок									
7-1	Основной	9430	6,66	380	0,663	380	0,500	500	1100
7-2	1 : 1	4815	2,10	195	0,665	185	0,512	250	1050
7-3	1 : 2	3137	1,19	125	0,661	130	0,490	167	1010
7-4	1 : 7	1159	0,365	48	0,780	48	0,680	60	1060
Серый песок									
8-4	Основной	9400	14,33	320	4,92	295	3,73	40	5440
8-3	1 : 1	4720	5,74	160	4,72	146	3,64	200	4840
8-2	1 : 3	2370	0,74	80	4,37	75	3,41	100	5360
8-1	1 : 7	1150	0,35	39	4,52	38	3,62	48	5580

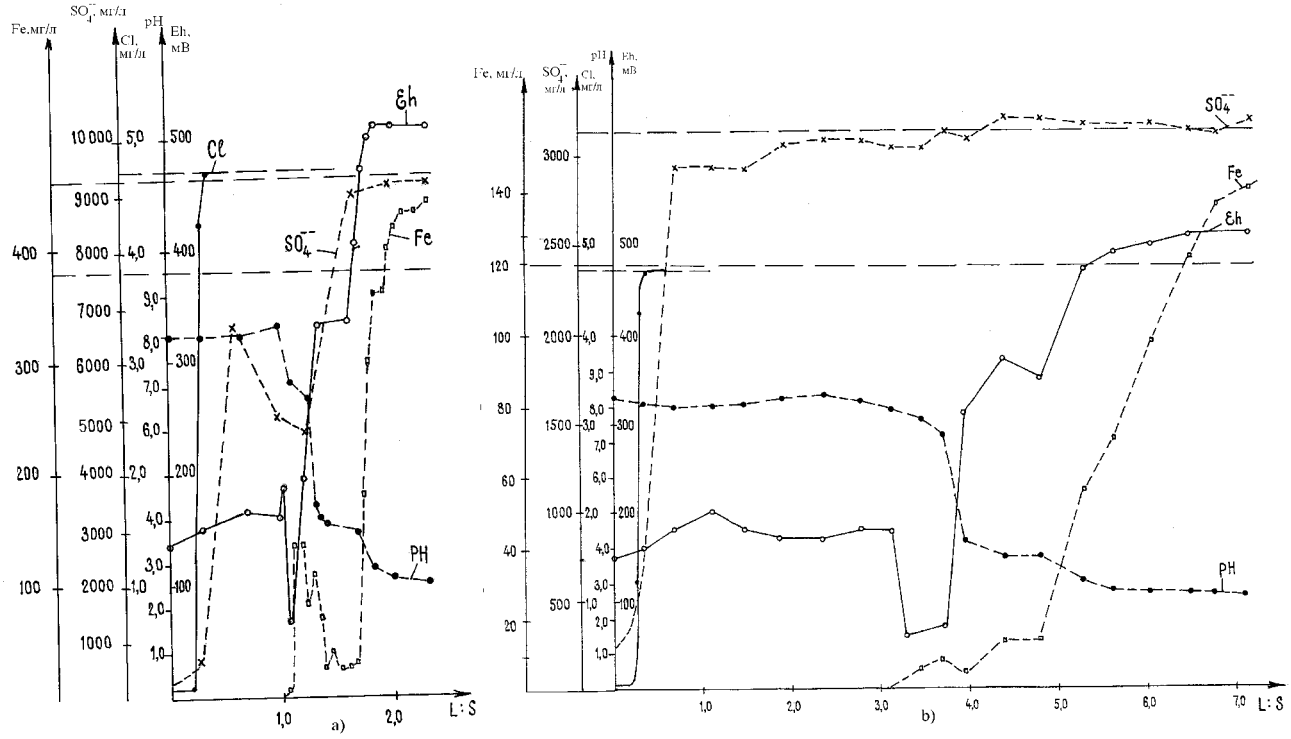


Рис. 1. Динамика изменения некоторых основных параметров в зависимости от отношения Ж:Т при изучении сорбции желтого песка на неразбавленном (a) и разбавленном остаточном растворах (b)

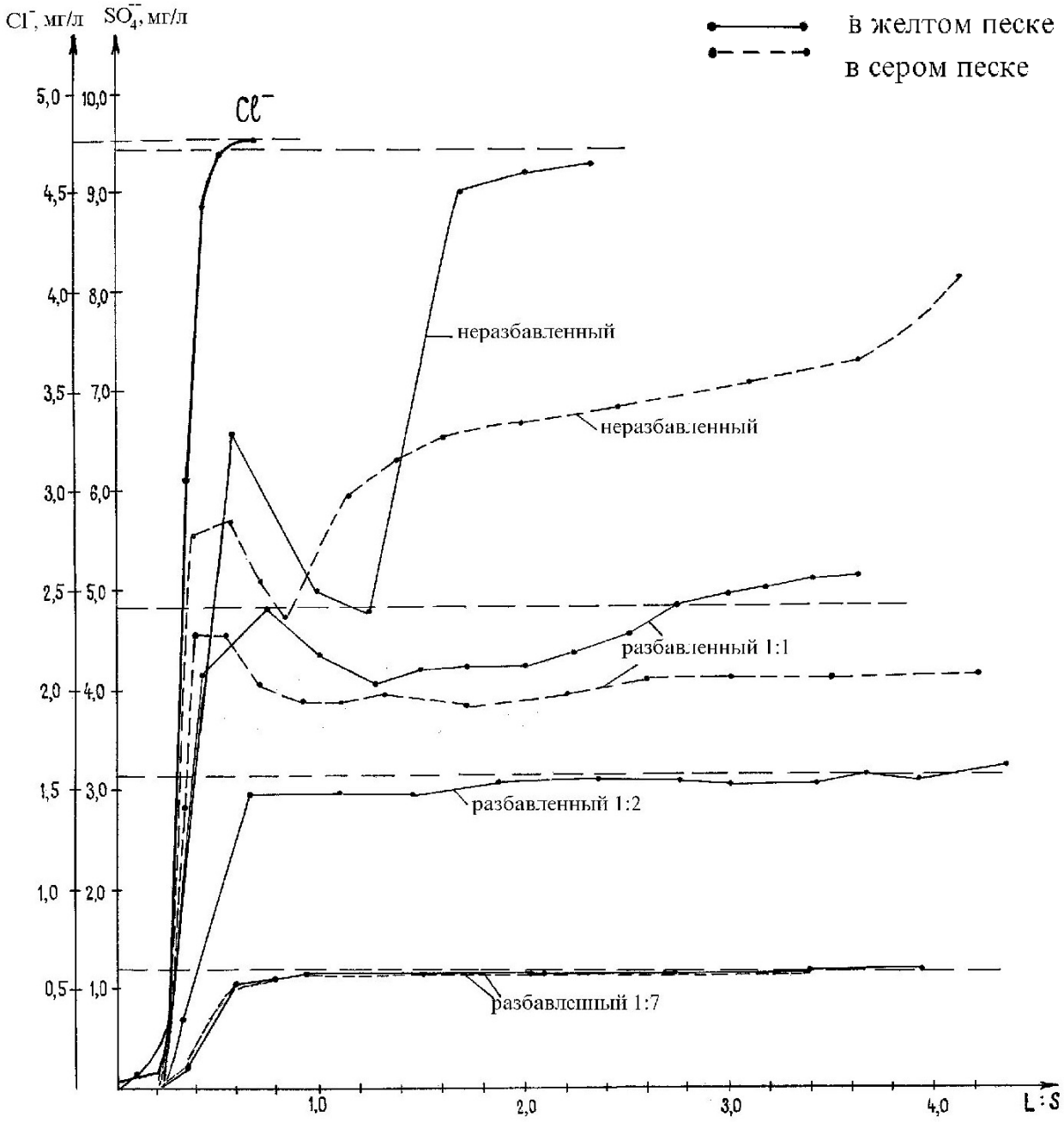


Рис. 2. Динамика изменения концентраций хлорид-иона и сульфат-иона в зависимости от отношения Ж:Т и концентрации остаточного технологического раствора в желтом и сером песках

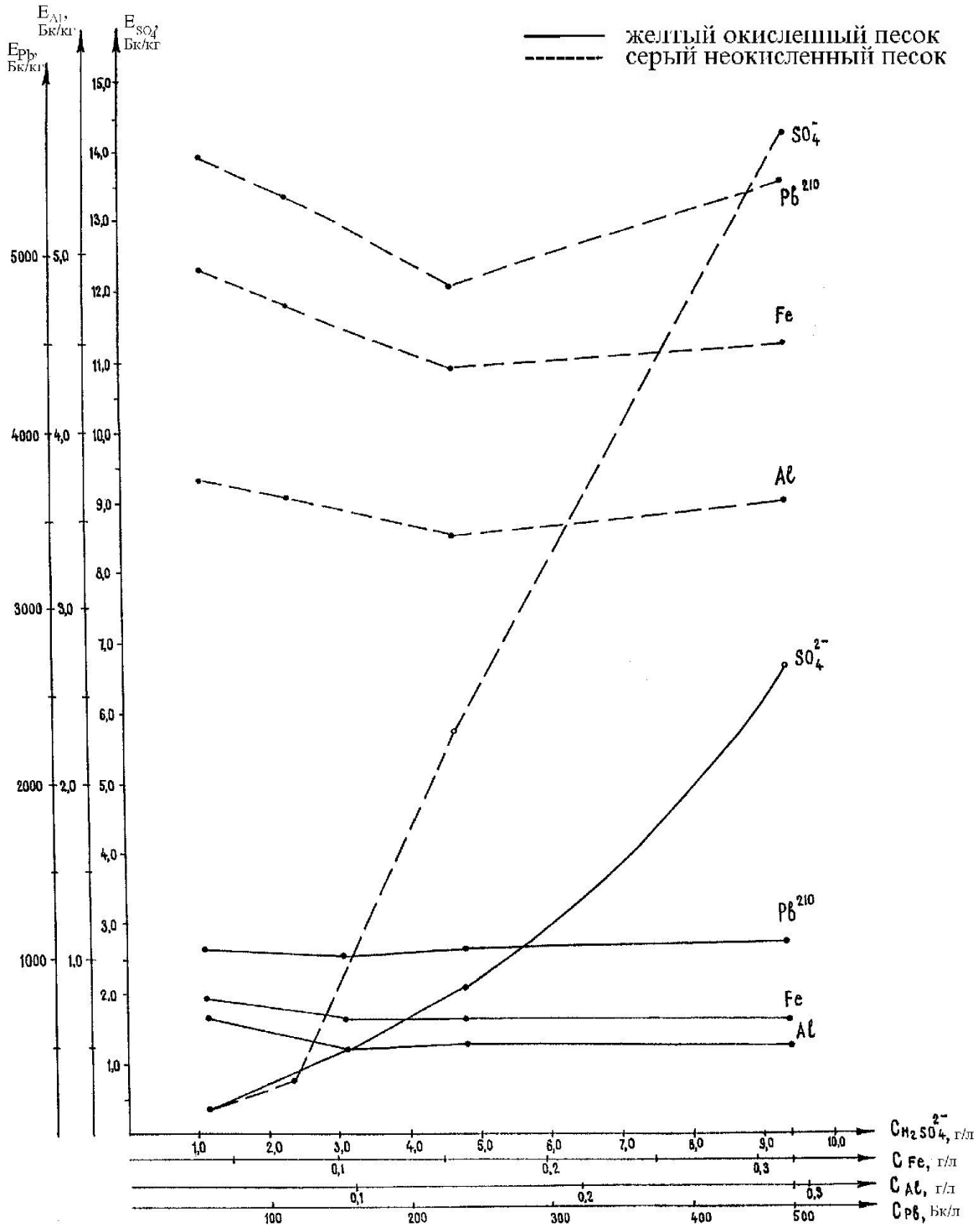


Рис. 3. Сорбционная емкость желтого и серого песков для некоторых основных компонентов в зависимости от их содержания в растворе

3.3. Гранулометрический анализ

Сравнительный анализ весовых изменений гранулометрических фракций измененного и неизмененного наполнителей выявил весьма информативные особенности (Табл. 8, Рис. 4):

1. уменьшение количества грубых и крупнозернистых частиц серого песка, и среднезернистых частиц для желтого песка;
2. увеличение количества мелкозернистых и алевритистых частиц для серого песка, алевритистых частиц для желтого песка;
3. практическое исчезновение глинистых частиц.

3.4. Минералого-петрографическое изучение

В результате минералого-петрографических исследований выявлены также интересные особенности в каждой гранулометрической фракции.

3.4.1. Грубозернистая и крупнозернистая фракция

Эти фракции характеризуются преобладанием сростков (до 70%) зерен разнозернистого песка на карбонатном цементе, особенно в сером песке. Количество обломочного кварца составляет 15-25%, катунов глин – 5-12%. Кроме того, отмечается присутствие обломков пород, агрегатов минералов и редких пластинок мусковита.

Уменьшение доли этих фракций в песках объясняется частичным разложением цемента в сростках. В этих фракциях отмечается появление новообразований гипса в виде налетов («рубашек»), что объясняется воздействием раствора на карбонаты. При этом при воздействии неразбавленного раствора «рубашка» гипса полностью перекрывает карбонат плотной корочкой и предохраняет карбонат от дальнейшего растворения.

Катуны глин после воздействия раствора становятся более пористыми, в порах катунов накапливаются железо в сульфатной форме.

3.4.2. Среднемелкозернистые песчаные фракции

Эта фракция играет главную количественную роль в грансоставе песков. Она состоит на 69-71% обломков кварца, 22-23% зерен полевого шпата и 5-8% сростков на карбонатном цементе, обломков пород, катунов глин, пластинок слюды, агрегатов аутигенных минералов группы палыгорскита - сепиолита.

Важно отметить наличие природных аутигенных изменений в этой фракции. Обломки туфа были подвергнуты процессу аргиллизации, связанной с развитием гиббсита и образованием псевдоморфоз. В ряде случаев отмечается пойкилобластовые структуры замещения терригенных зерен кварца диккитом опалом. Хотя этот класс беден сростками, то здесь возрастает роль самого кварца, обломков пород с природно - аутигенных минералов, что более детально рассмотрено на примерах следующих фракций.

3.4.3. Тонкозернистая фракция

Данная фракция характеризуется хорошей сортированностью зерен, в ней лишь 4% примесей отдельных пластинок биотита, зерен анкерита и минералов группы палыгорскит -сепиолита. Резко уменьшается доля обломочных зерен кварца до 50-55%, полевого шпата – 20-22% и значительно увеличивается доля монтмориллонита до 22% с небольшим количеством глауконита и каолинита. В составе фракции появляется довольно значительный перечень аутигенной минерализации: несколько видов опалов, диккит, анальцим, цеолиты, группа палыгорскит - сепиолита, калишпат, альбит и битумное вещество.

В результате воздействия растворов отмечается появление алюмосиликатов и заметное накопление водно-растворимого сульфата железа на агрегатных формах монтмориллонита.

Таблица 8. Гранулометрический состав проб до начала опытов по сорбции (7 –желтый песок и 8 –серый песок) и после воздействия неразбавленного остаточного технологического раствора (71 – желтый песок, 84 – серый песок) и разбавленного 1:1 остаточного технологического раствора

Классы	**Гранулометрический состав, % по фракциям**							
	Гравийные			**Песчаные**				
Фракции, мм / **№№ проб**	**5-2**	**2-1**	**Сумма**	**1.0-0.5**	**0.5-0.25**	**0.25-0.1**	**0.1-0.05**	**Сумма**
8	2.89	4.56	7.45	3.02	38.60	39.83	4.41	85.86
84	0.55	1.52	2.07	1.26	34.97	43.97	6.21	86.41
83	0.94	1.21	2.15	1.23	34.30	43.91	6.22	85.66
7	0.2	0.6	0.8	1.02	53.15	34.56	3.38	92.11
71	0.07	0.44	0.51	1.24	53.30	32.55	3.68	90.77
72	0.01	0.34	0.35	1.27	53.43	32.52	3.26	90.48

Таблица 8. продолжение

Классы	**Гранулометрический состав, % по фракциям**							**pH промывной воды**
	Алевритовые			**Глинистые**			**Общая сумма**	
Фракции, мм / **№№ проб**	**0.05-0.01**	**0.01-0.005**	**Общее**	**0.005-0.001**	**< 0.001**	**Сумма**		
8	2.30	2.57	4.87	1.70	0.12	1.82	100	7.84
84	4.52	6.56	11.08	0.44	0.00	0.44	100	3.18
83	5.43	6.41	11.84	0.35	0.00	0.35	100	4.27
7	2.28	3.24	5.52	1.45	0.12	1.57	100	7.74
71	3.60	4.74	8.34	0.38	0.00	0.38	100	3.24
72	3.22	5.57	8.79	0.98	0.00	0.38	100	3.37

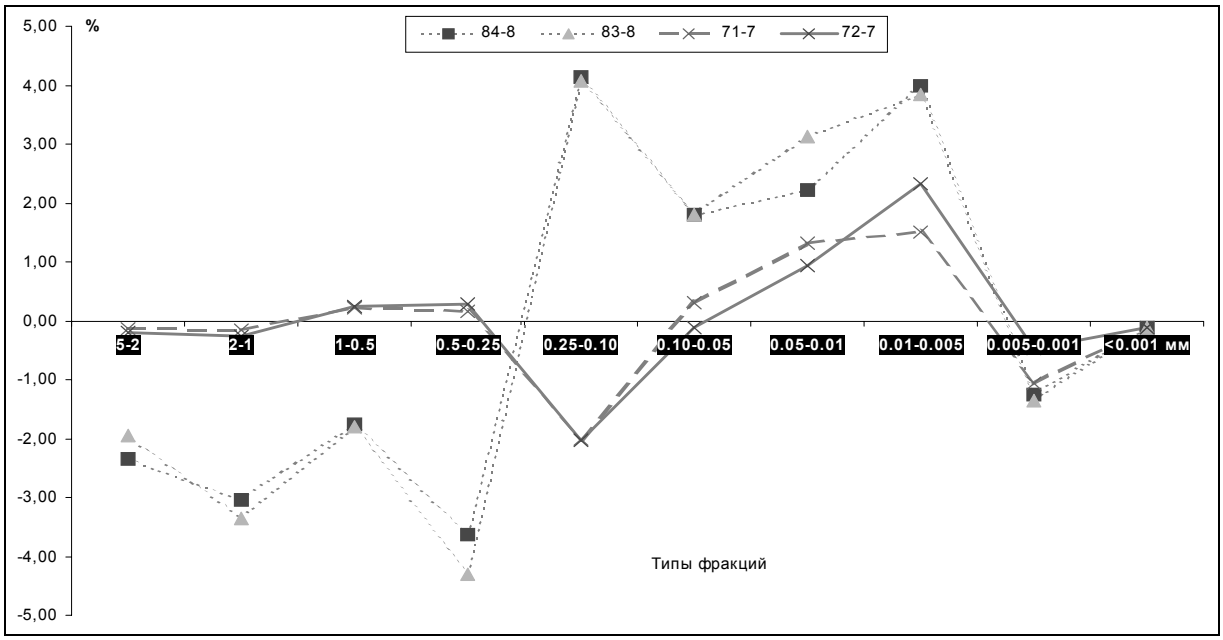


Рис. 4. Изменения веса фракций после воздействия остаточного технологического растора относительно их изначального состояния

3.4.4. Алевритистые фракции

Содержание монтмориллонита возрастает до 60-70%, гидрослюды – до 10% и каолинита –3-5%, количество кварца снижается до 5-10% и калишпата – 4-8% по сравнению аналогичными компонентами вышерассмотренных фракций. В этой фракции отмечается существенный перечень аутигенной минерализации от общего опала до цеолитов и битумоидов. После воздействия остаточного технологического раствора образуются две основные группы техногенных аутигенных минералов. Первая состоит из водных сульфатов кальция, магния, алюминия, железа и другие металлогенные минералы кремния и алюминия.

3.4.5. Глинистые фракции

Главными глинистыми минералами являются монтмориллонит, гидрослюда и каолинит. Часто глинистые минералы наследуют структуры минералов (полевого шпата, цеолитов), на основе которых первые образовались. После воздействия остаточного технологического раствора значительно изменяется состав самих глинистых минералов (Рис. 5).

3.4.6. Промывочная вода

Кроме непосредственных исследований проб до и после воздействия раствора, авторы изучили кристаллооптическую промывочную воду, получаемую после гранулометрического анализа проб. Это позволяет установить состояние изучаемого вещества, аналогично тому, как врач судит о здоровье человека по анализу его крови, исследователь же промывочной воды наблюдает те же минералы, что и на слайдах, изготовленных из твердого вещества песков. Кроме того, исследователь может проанализировать эту воду аналитически. В нашем случае мы изучили две растворимых формы минералов железа: кокимбита Fe[SO4]3* 9H2O и мелантерита FeSO4*7H2O.

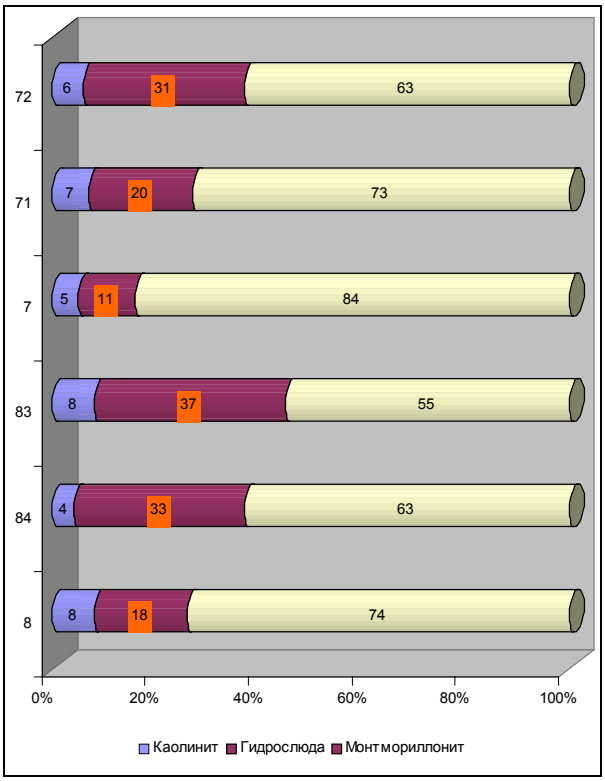


Рис. 5. Отношение различных видов глин в пробах до и после воздействия остаточного технологического раствора

Обе формы отсутствуют в промывочной воде после серого песка, который не подвергался сорбционному эксперименту. Fe++ отсутствовало, а Fe+++ появляется в небольших количествах 0,4 mg/l в промывочной воде после серого песка, под-

вергнутого воздействию разбавленного кислого раствора. После воздействия неразбавленного раствора концентрация Fe++ составляет 3 мг/л и Fe+++ - 8 мг/л в промывочной воде. Таким образом, роль минералого-петрографических исследований может стать ключевым при выяснении сорбционных процессов, происходящих в водоносных горизонтах, подвергаемых воздействию природных техногенных явлений.

3.4.7. Обобщенные результаты минералого-петрографических исследований

В результате минералого-петрографических исследований серого и желтого песков до и после воздействия остаточного технологического раствора определен большой перечень аутигенных минералов (Табл. 9), природно и техногенно измененных. Многие из природно измененных (первоначальных) минералов являются сорбционными.

Таблица 9. Минеральный состав природно аутигенной и техногенно аутигенной минерализации песков до и после воздействия остаточного технологического раствора

Типы минерализации	**Названия минералов**		
	Основные	**Вторичные**	**Редкие**
природно аутигенные	гейландит монтмориллонит-1 глауконит кальцит анкерит кварц обычный опал опал-СТ-1 благородный опал палыгорскит сепиолит анальцим шабазит десмин кремнистый алюмогель монтмориллонит-II опал-СТ- II гиббсит	гипс мирабилит кокимбит диккит квасцы аллофан ортоклаз альбит пирит марказит Se-минерал фосфаты уранинит окислы и гидроокислы железа битумное вещество карбонатапатит	доломит сидерит содалит (?) вайракит ярозит гигроскопичный минерал магния сульфат меди тюямунит (кальциокарнотит) англезит вавеллит крандаллит меллит
техногенно аутигенные	гипс калиевые квасцы калинит кокимбит кокимбит мелантерит гиббсит кремниевые квасцы опал-СТ окислы и гидроокислы железа базалюминит	аллофан англезит ярозит алюноген	вавеллит метаторбернит циппеит метатюямунит отунит

В основном, сорбционные минералы представляют собой малые частицы. Физико-химические свойства малых частиц (10-100 нм существенно отличаются от свойств массивного твердого тела, что обусловлено в первую очередь высоким значением их удельной поверхности, а значит и избыточным количеством свободной поверхностной энергии).

Наблюдение в оптическом и электронном микроскопе ультра дисперсной, высокопористой породообразующей минерализации позволяет рассматривать ее как активную часть породы с высокими адсорбционными ионно-обменными и каталитическими свойствами.

По опубликованным данным составлена таблица физических характеристик тонкодисперсных минералов (Табл. 10).

Таблица 10. Характеристика сорбционных минералов

Наименование минералов	**Размер частиц, мкм**	**Средний радиус пор, А°**	**Удельная поверхность, $м^2/г$**
кварц, SiO2	0.00n-10n		
силикагель обычный опал опал-СТ благородный опал	0.0n-1n	8-40	560
аллофан	0.0n-0.n	50	698
монтмориллонит	0.0n-10n	7-12	
цеолит	0.0n-10n	3-9	

4. Учет других параметров для прогноза воздействия

В реальных условиях геологических сред следует учитывать температуру среды. В средах с более высокой температурой коэффициенты фильтрации вод и растворов через них выше, чем в средах с низкой температурой, кроме того, следует учитывать фациальную изменчивость среды. На Южном Карамуруне весь водоносный горизонт можно подразделить на несколько подгоризонтов, коэффициенты фильтрации которых изменяются от 1 до 13 м/сутки.

Реальная скорость потоков принималась с учетом гидравлического градиента, открытой пористости и кольматационного эффекта.

5. Прогноз распространения сульфатных растворов

Полученные данные по сорбционным и фильтрационным свойствам были использованы для расчета максимального пути сульфатных растворов. При этом значения коэффициентов сорбции по сульфат-иону принимались как среднелогарифмические. Расчет сведен в таблицу 11. Из таблицы видно, что максимальный путь сульфатных растворов составляет 0,75 ширины проекции рудного тела на направление потока растворов в условиях месторождения Ю. Карамурун.

Таблица 11. Максимальный путь распространения 1 кубического метра остаточного технологического раствора для месторождения Ю. Карамурун.

Компоненты раствора	**Удельная активность раствора**	**Удельная активность на массу горных пород**	**Весовой сорбционный коэффициент**	**Объемный сорбционный коэффициент**	**Максимальный путь распространения, м**
Серый песок					
SO_4^{-2}	9.43 кг/$м^3$	2.36 кг/$м^3$	2.24 кг/т	4.48 кг/$м^3$	0.53
Fe	0.32 кг/$м^3$	0.08 кг/$м^3$	4.5 кг/т	9.0 кг/$м^3$	0.009
Al	0.3 кг/$м^3$	0.075 кг/$м^3$	3.5 кг/т	7.0 кг/$м^3$	0.011
^{210}Pb	400 кБк/$м^3$	100 кБк/$м^3$	5000 кБк/т	10000 кБк/$м^3$	0.010
Желтый песок					
SO_4^{-2}	9.43 кг/$м^3$	2.36 кг/$м^3$	1.58 кг/т	3.16 кг/m^3	0.75
Fe	0.32 кг/$м^3$	0.08 кг/$м^3$	0.66 кг/т	1.32 кг/m^3	0.06
Al	0.3 кг/$м^3$	0.075 кг/$м^3$	0.55 кг/т	1.10 кг/m^3	0.07
^{210}Pb	400 кБк/$м^3$	100 кБк/$м^3$	1050 кБк/т	2100 кБк/m^3	0.05

Заключение

Горные породы, заключающие урановые рудные тела, обладают высокими сорбционными свойствами благодаря наличию большого количества сорбционных материалов, таких как кварц, силикагель, различные опалы, аллофан и цеолиты.

Чем выше удельное содержание сульфат-иона в растворе, тем выше взаимодействие сульфат-иона с сорбционными минералами.

Учет фациальных изменений повысит точность прогноза распространения остаточных растворов вне полигонов добычи урана.

Литература

1) Печкин. А. Химическое состояние урана в растворах подземного выщелачивания и сравнение применяемых технологий и их воздействия на окружающую среду. // Совещание технического комитета по добыче урана методом подземного выщелачивания, 9-12 сентября 1996г., Алматы, Казахстан

2) Winchell A.N., Winchell H. Optical mineralogy. // New York. 1957.

3) Трегер. В.Е. Оптическое определение породообразующих минералов. // М., Недра, 1968г.

4) The encyclopedia of mineralogy // Edited by Keith Old Dominion University. Hatchinson press publishing company, Stroudsburg, Pennsylvania.

5) Максимова М.Ф., Шмариович Е.М. Пластово-инфильтрационное рудообразование. // М., Недра, 1993г.

6) Наумов В.А. Оптическое определение осадочных пород. // М., Недра, 1989г.

7) Ломтадзе В.Д. Методы лабораторных исследований свойств горных пород. // Л., Недра, 1972г.

Уран өндірілетін полигондардың қоршаған ортаға әсерін болжау

Каюков П.Г., Вятчинникова Л.С., Морозко В.Б.

ААҚ "Волковгеология"

Баяндамада тау жылыстарының сорбциялық және фильтрациялық қасиеттерін зерттеудің лабораториялық эксперимент нәтижелері келтірілген. Бұл қасиеттер уран өндіретін полигондарда қолданылатын қышқыл ертінділерінің концентрациясына байланысты зерттелді. Уран өндіретін орындарда кең таралған алюмогельдер мен селикагельдер сорбция процесінде де, зат тасымалдауда да маңызды роль атқарады. Сулы горизонттардың фициалды өзгерістері туралы лабораториялық нәтижелер мен нақтыланған мәліметтер қоршаған ортаға әсерді алдын ала болжаудың сапасын жоғарылатады.

Prediction of influence of uranium production polygons on environment

Kayukov P.G., Vyatchennikova L.S., Morozko V.B.

ISC "Volkovgeologiya"

There are laboratory results on studying of sorption and filtration properties of rocks under exposure of residual solution from uranium IS-leaching polygons. Alumogel and silicagel with wide spread in uranium deposits pay a basic and important role in sorptive process and mass transportation. Obtained laboratory results and data specified on facies variety of aquifers make heightened quality of prediction of IS-leaching polygon influence on environment.

УДК 504.054

ФАКТОРЫ ПОВЫШЕННОЙ РАДОНОНОСНОСТИ ТЕРРИТОРИИ КАЗАХСТАНА И ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОГО ИЗУЧЕНИЯ

[1)]Хажекбер С., [1)]Казачевский И.В., [2)]Краснов Г.И.

[1)]Институт ядерной физики
[2)]АО «Волковгеология»

Показана возможность радиационного регионального районирования территории Казахстана с учетом сведений по радиоактивности горных пород, вод и уранорудных, редко метальных и других рудоносных провинций, с которыми связаны естественные и техногенные радиоактивные аномалии и загрязнения. Обосновываются проблемы исследования в проведении детального радиационно-экологического изучения территории Республики.

Территория Казахстана характеризуется напряженной радиационной обстановкой, обусловленной особенностями геологического строения, развитой уранодобывающей промышленностью, наличием полигонов и площадок ядерных испытаний.

В настоящее время изучается радиационная обстановка бывших ядерных полигонов, площадок и ареалы радиоактивного загрязнения техногенного происхождения. Изучению влияния природных (естественных) источников ионизирующих излучений не придается должного внимания. Вместе с тем естественные источники создают значительные уровни радиации, влияющие в течение длительного времени на жизнедеятельность человека. Наиболее значимое воздействие среди естественных источников ионизирующих излучений оказывает радон и его производные.

Общеизвестно, что основную долю дозы облучения радоном и его дочерними продуктами распада население получает в условиях жилых и производственных помещений. Концентрация радона в приземном слое воздуха и в помещениях сильно различается и зависит от количества высвобождаемого радона из земной коры, связанного с содержанием урана и тория в грунте, типом почвы, климатическими условиями и наличием тектонических разломов. Кроме геолого-географических и климатических особенностей на концентрацию радона в помещениях влияет конструкционная особенность здания, условия проживания и проведения производственных работ. В связи с этим, суммарная индивидуальная доза облучения населения в различных регионах, обусловленная вдыханием радона и дочерних продуктов его распада, существенно различается.

На территории Казахстана уровень радоновыделения сравнительно большой. Это, прежде всего, связано с большим содержанием естественных радиоактивных элементов -урана и тория в почвах и подстилающих их породах гранитоидной формации [1,2]. Наблюдается четко выраженное повышенное содержание естественных радионуклидов к областям наибольшей тектонической подвижности. Ярко выделяются рудные зоны многих элементов с резко повышенными концентрациями урана и тория [3], что усиливает поступление радона в подземные воды и почвы.

Кроме того, большая часть территории Казахстана характеризуется очень сухим климатом, поэтому водные ресурсы и, в первую очередь, подземные воды имеют для Республики очень большое значение. Именно наличие водных источников в первую очередь определило географию образования городов и поселков. В то же время во многих населенных пунктах не имеется альтернативных источников водопользования. Подземные воды во многих случаях насыщены ураном, радием, радоном, концентрации которых зачастую превышают допустимый уровень [4]. Известны многочисленные источники радоновых вод, местоположение которых, как правило, определяется наличием высокорадиоактивных пород (обогащенных ураном, радием) магматической формации. В основном водные источники с повышенным содержанием радона (более 100 эман) располагаются в предгорных и горных районах на юге и юго-востоке Казахстана, в ураново-рудных и редко метальных провинциях южного, центрального и северного Казахстана, охватывая практически всю восточную половину территории Казахстана, насыщенную высокорадиоактивными породами магматического комплекса [4,5]. Не менее важное значение имеют подземные воды артезианских бассейнов Чу-Сарысуйской и Сыр-Дарьинской депрессий, где основным радиационно-опасным фактором является наличие крупных урановорудных месторождений экзогенного типа, отрабатываемых промышленностью методом подземного выщелачивания.

Повышенные концентрации радионуклидов несут с собой также подземные и глубинные тер-

мальные воды бассейнов Западного Казахстана. Здесь в процессе нефтедобычи на ряде нефтяных месторождений образованы большие площади радиоактивных загрязнений. Проведенными работами по радиационному обследованию ряда нефтепромыслов Мангыстауской и Атырауской областей на общей площади 2500 кв.км. выявлено 230 участков радиоактивного загрязнения с мощностью экспозиционной дозы (МЭД) более 100 мкР/ч общей площадью 517 га. Среднее значение МЭД на участках радиоактивного загрязнения составляют несколько сотен мкР/ч, достигая на отдельных локальных пятнах 10-17 тысяч мкР/ч. Основной загрязнитель здесь Ra-226, в меньшей степени остальные продукты распада урана, тория. По данным опробования альфа-активность грунта в эпицентрах аномалий достигает 338000 Бк/кг. Повышенная концентрация радионуклидов (Ra-226) и возникновение радиоактивного загрязнения связано с технологическими процессами нефтедобычи и возникает в местах неоднократных сбросов глубинных термальных пластовых вод, несущих с собой повышенные концентрации радионуклидов, в пониженных частях рельефа, на стенках трубопроводного оборудования [6].

Еще одним потенциально опасным источником радона являются месторождения угля, обогащенные ураном и радием. Включения радионуклидов в них носят достаточно локальный характер (сотни кв.метров), концентрация радия в них достигает нескольких тысяч Бк/кг.

Важным фактором, также требующим оценки родоноопасности, является наличие на территории Республики многочисленных отвалов урановорудных горных разработок и отходов урановоперерабатывающих предприятий. За предшествующие десятилетия (с 50-х годов) на более чем 70 таких объектах накоплены миллионы тонн радиоактивных отходов, занимающие площадь десятки гектар и представляющие реальную экологическую опасность (в т.ч. по радоновыделению) для жителей близлежащих поселков [7].

Имеющиеся данные позволяют выделить на территории Казахстана ряд радоноопасных площадей с повышенными дозовыми нагрузками на население за счет природных радиационных факторов. На основе геологических критериев оценена площадь потенциально радоноопасных территорий Республики по регионам и радоноопасным факторам (Табл.1).

Таблица 1. Площадь потециально радоноопасных территорий

Регионы	**Площадь (тыс.кв.км.) с радиационно-опасными факторами**			
	Занятая высоко радиоактивными породами	**Подземные воды с повышенной радиактивностью**	**Урановорудные провинции**	**Редко метальные и полиметальные провинции**
Западные области	3.6	8.0	1.0	-
Северные области	28.9	30.0	70.0	1
Центральные области	102.4	40.0	20.0	115
Горные и предгорные районы восточных и южных областей	126.6	220.0	160.0	30.0

Как видно, радоноопасные площади довольно большие. Это в первую очередь:

- площади развития высокорадиоактивных пород с повышенным радоновыделением в районах урано-во-рудных провинций и редко метальных областей;
- площади развития подземных вод артезианских бассейнов с высоким содержанием урана, радия в районах;
- отдельные источники подземных (термальных) вод Западного Казахстана, территории ряда нефтепромыслов с повышенным содержанием природных радионуклидов в пластовых водах, создающих при технологических процессах нефтедобычи радиоактивные загрязнения земной поверхности.

Учитывая широкое распространение высокорадиоактивных пород, подземных вод, урановорудных и редко метальных провинций, территорию Казахстана по геологическим данным можно разделить на крупные радиационные регионы.

В некоторых рудничных поселках, расположенных на этих территориях, зафиксированы наиболее многочисленные случаи выявления высоких концентраций радона в воздухе жилых и производственных помещений. В некоторых городах и поселках зарегистрировано до 70% домов с концентрацией радона, превышающей предельно допустимые концентрации (ПДК) - 200 Бк/м^3. Концентрации почвенного радона на участках, где имеются повышенное содержание естественных радионуклидов и проходят тектонические разломы, доходят до нескольких сот кБк/м^3. По геологическим критериям количество населенных пунктов в Казахстане, где концентрация почвенного радона выше 5 кБк/м^3 с плотностью потока больше 50 мБк/м^2·с. достаточно много. Только на территориях центральных областей 64 населенных пункта (районные центры, поселки районного подчинения) по геологическому критерию подпадают в потенциально опасные по радону зоны. Зарегистрированы случаи, когда концентрация радона в почвах достигает значений до 300000 Бк/м^3, а концентрация в помещениях – 6000 Бк/м^3, а в ряде случаев и 12000 Бк/м^3, что превы-

шает предельно допустимые концентрации до 60 раз [8, 9, 10].

В Казахстане комплексные исследования о влиянии радона в условиях жилых и производственных помещений на заболеваемость населения, были проведены в пос. Акчатау Жезказганской области. Установлено, что заболеваемость жителей пос. Акчатау болезнями органов дыхания, нервной системы, органов чувств и системы кровообращения выше, чем в среднем по району и по области. На основе оценки реальных неблагоприятных факторов воздействия на население в пос. Акчатау проводились активные мероприятия по снижению и улучшению радиационной обстановки жилого сектора и производственных условий [11].

Геологические критерии радононосности территории Казахстана и данные наших исследователей о наличии повышенной концентрации радона обосновывают необходимость проведения нижеследующих комплексных исследований:

- отработка методологии исследования радоноопасных территорий;
- детальное радиационное обследование наиболее радоноопасных территорий, населенных пунктов и объектов, характеризующихся высокими уровнями радиационного риска;
- картирование регионов Казахстана с естественными, техногенными, радиоактивными аномалиями;
- создание компьютерной базы данных (КБД) и Географической информационной системы (ГИС) по радоноопасным населенным пунктам, объектам и по способам снижения уровня облучения;
- клинико-эпидемиологические исследования особенностей состояния здоровья населения, подвергающегося риску в связи с воздействием природных источников радиации (радон);
- разработка методической и нормативной основы для инженерных радиационно- экологических изысканий на территории застроек и для проектирования радиационно безопасных зданий и сооружений.

Литература

1) Опыт региональных аэрогамма спектральных исследований. Радиоактивность гранитоидов Казахстана. // В кн.: Методы полевой гамма-спектрометрии. Л., Гидрометеоиздат, 1965г.

2) Болтнева Л.И., Буянова Л.И. и др. О некоторых закономерностях распределения радиоэлементов в почвах СССР. // В кн.: Методы полевой гамма-спектрометрии., Л., Гидрометеоиздат, 1965г.

3) Смыслов А.А. Уран и торий в земной коре. // Л., Издательство «Недра», 1974г.

4) Берикболов Б.Р., Петров Р.Р., Карелин В.Г. Месторождения урана Казахстана. // Справочник МГ и ОН РК., 1996г.

5) Петров Н.Н., Язиков В.Г., Аубакиров Х.Б., Плеханов В.Н., Вершков А.Ф., Лухтин В.Ф. Урановые месторождения Казахстана (экзогенные). // Алматы, «Гылым», 1995г.

6) Сайбеков Т.С., Даукеев Д.К., Краснов Г.И., Назаров Ю.Л., Брагин А.Г., Хромушин И.В., Дубинчин П.П., Шевцов С.П. Отчет «Радиоэкологическая обстановка в нефтепромысловых районах западного Казахстана». // Минэкобиоресурсов, 1997г.

7) Каюков П.Г., Краснов Г.И. Промежуточный отчет. «Разработка моделей загрязнения окружающей среды природными радионуклидами в результате разведки и отработки рудопроявлений и месторождений урана горным методом для оптимизации выбора способов рекультивации горных выработок и отвалов». // Министерство экологии и охраны недр РК, АО «Волковгеология», 1997г.

8) Хажекбер Сиражет, Казачевский И. В. и др. Отчет «Изучение содержания радона и продуктов его распада в помещениях». // ИЯФ НЯЦ, Алматы, 1994г.

9) Хажекбер Сиражет, Казачевский И. В. и др. Отчет «Изучение зависимости и концентрации радона в жилых и производственных помещениях от природных условий». // ИЯФ НЯЦ РК, Алматы, 1995г.

10) Хажекбер Сиражет, Казачевский И.В., Краснов Г.И. и др. Определение концентрации радона в почве, помещениях и классификация территории застройки. // Препринт №2-96, ИЯФ НЯЦ РК, Алматы, 1996г.

11) Байсеркин Б.С. Комплексная санитарно-гигиеническая и медицинская оценка хронического воздействия различных концентраций радиоактивного газа радона на здоровье населения и работающих в этих условиях. // Диссертация на соискание учен. степени канд. мед. наук., Алматы, 1996г.

Қазақстан аумақтарының жоғары радонтасымалдылық себептері және радиоэкологиялық зерттеу мәселелері

[1)]Қажекбер, [1)]Казачевский И.В., [2)]Краснов Г.И.

[1)]ҚР ҰЯО Ядролық физика институты, Алматы
[2)]ААҚ "Волковгеология"

Тау жыныстарының уран кендерінің сирек металдармен тағы басқа кендік аймақтардың және судың табиғи техногендік радиоактивтік аномалиясын және ластануын дерек бойынша еске ала отырып Қазақстан аумақтарының радиациалық аймақтарға аудандастыру мүмкендігі көрсетілген. Республика аумақтарына толық радиациалық экологиялық зерттеу жүргізу мәселелері негәзделенеді.

Factors of high radon bearing of kazakstan territory and problems of its radioecological study

[1)]Khazhekber S., [1)]Kazachevskiy I.V., [2)]Krasnov G.I.

[1)]NNC RK Institute of Nuclear Physics, Almaty
[2)]ISC "Volkovgeologiya"

The possibility of radiation regional zoning of Kazakstan territory is shown taking into account the data on radioactivity of rocks, as well as water, uranium, rare metals and other ore bearing regions related to natural and technogeneous radiation anomalies and contamination. The problems of Kazakstan territory detailed radiation and ecological investigation are grounded.

УДК.577.391 (574.41)

К МЕТОДОЛОГИИ ИЗУЧЕНИЯ МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ В ЦЕПИ "ПОЧВА-РАСТЕНИЕ"

Тулеубаев Б.А., Птицкая Л.Д.

Институт радиационной безопасности и экологии

Изложены теоретические аспекты исследований по изучению особенностей миграции радионуклидов в цепи "почва-растение" в зависимости от физико-химических и -механических свойств почв и биологических особенностей лугопастбищных растений применительно к условиям землепользования территории бывшего СИП.

Введение

Наряду с оценкой радиологической обстановки и организацией радиоэкологического мониторинга на территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона (СИП) одними из первоочередных задач являются разработка природоохранных мероприятий и изучение возможности передачи земель этой территории в хозяйственный оборот. Научной основой обоснования этих мероприятий и критериев решения вопроса о возможной передаче земель бывшего СИП в хозяйственное пользование являются экспериментально установленные закономерности миграции и распределения радионуклидов в объектах природной экосистемы, а именно в начальном звене пищевой цепи "почва-(вода)-растение". Дело в том, что в настоящее время выявлены вторичные эффекты загрязнения растительности радиоактивными веществами путем их миграции из почв и водного раствора, которые оказывают значительное влияние на радиоэкологическую обстановку в регионе, а также имеются факторы, указывающие на перераспределение активности [1].

Не требует доказательств то, что миграция радионуклидов от почвы до организма человека (наряду с внешним облучением) являются основным путем формирования дозовых нагрузок на население. Здесь основным звеном, лимитирующим поступление долгоживущих радионуклидов (Cs^{137} и Sr^{90}) в организм человека, является система: почва-растение. А параметры миграции этих радионуклидов в последующих звеньях пищевой цепи (растение- животное-человек), включая метаболизм этих радиоактивных элементов, практически мало изменяются и этот этап миграции достаточно хорошо изучен [2,3].

Отсюда следует, что прогноз дозы внутреннего облучения населения сводится, главным образом, к прогнозу величин переноса радионуклидов из почвы в растения и , в первую очередь, в системе почва- лугопастбищные травы. Поскольку анализ данных по радиоэкологии глобальных выпадений свидетельствует, что по цепочке трава-молоко (мясо) в организм человека может поступать до 90 % Cs^{137} и Sr^{90} [4].

В этой связи проведение исследований по изучению закономерностей миграции радионуклидов в звене почва-растение и установление её параметров в зависимости от свойств почв и видов лугопастбищных растений представляет научно-практический интерес в обосновании природоохранных мероприятий и в решении практических задач, связанных с возможным использованием земель бывшего СИП в лугопастбищном хозяйстве.

Обсуждение методологии

Попадая в почву, радионуклиды включаются в почвообразующие процессы. Существенную роль в их перераспределении между объектами природной среды и миграции во времени будут играть физико-химические и механические свойства почв, скорость выщелачивания топливных частиц и направленность почвообразующих процессов. Проблема выявления точной природы этих процессов, определяющих или ответственных за закрепление радионуклидов почвами или за их миграцию, является очень трудной. Ибо почва - сложный объект для исследования как с практической, так и с теоретической стороны вследствие сложности её агрегатно-порового строения, полидисперсности и сложности химического состава.

Исходя из наших реальных возможностей постановки научных исследований, рекомендуем на сегодняшний день методологию изучения особенностей миграции радионуклидов в системе почва-растение в зависимости от физико-химических и механических свойств почв и биологической доступности радионуклидов для различных лугопастбищных трав.

Изучение физико-химических и механических свойств почв проводится классическими традиционными методами почвоведения [5,6]. В почвенном покрове территории бывшего СИП преобладают светло-каштановые и темно-каштановые почвы, на значительной площади распространены солонцовые и солончаковые почвы, а на увлажненных и низинных участках встречаются луговые

почвы. Эти группы почв характеризуются наличием множества почвенных разновидностей – от песчаного до тяжелосуглинистого.

Механический состав исследуемых почв определяется по классификации Н.А.Качинского; плотность почвы определяется по методике И.С.Кауричева в образцах с не нарушенным естественным сложением; наименьшая влагоемкость почв определяется по методике Н.А.Качинского; кислотность почвы определяется потенциометрическим методом, основанный на измерении электродвижущей силы почвенной суспензии. Эти почвенные параметры будут определены в начале постановки полевых опытов в одноразовом порядке для использования их в последующих стадиях мониторинговых исследований.

В процессе организации мониторинга на исследуемых площадках или ключевых участках наряду с отбором проб почвы и растительности для определения содержания радионуклидов необходимо выполнять следующие виды работ:

- Определение содержания гумуса в почвах методом И.В. Тюрина и состава гумуса методом М.М. Кононовой и Н.П. Бельчиковой;
- Определение обменного калия в почве методом уксусно-аммонийной вытяжки;
- Определение обменного кальция в почве методом вытеснения уксуснокислым аммонием;
- Определение емкости поглощения почв по Бобко-Асканизи в модификации Алешина;
- Определение содержания калия в растениях по методу Тананаева;
- Определения кальция в растениях трилонометрическим методом.

Эти образцы почв и растений будут отобраны на тех же площадках, где планируется проведение исследований по радиоэкологическому мониторингу.

Кроме того, для получения более точных ответов на отдельные неясные картины миграции радионуклидов из почвы в растения, изучение которых в полевых условиях могут дать ошибочные результаты, следует рекомендовать провести лабораторные опыты с целью исследования степени подвижности радионуклидов в системе почва (раствор)-растение.

Радиоэкологами из Института экологии растений и животных УрО РАН были предложены схемы серии лабораторных опытов по изучению характера поступления и миграции радионуклидов по этой цепочке в условиях вегетационного домика [7].

Лабораторный опыт проводится на вегетационных емкостях с просверленными на дне отверстиями (d=10 мм). Емкость изготавливается из железа размером 255*680*420 мм и покрывается эпоксидной или битумной смолой. На дно емкости укладываются отмытые битые стекла (h=10-15мм) и засыпается слоем чистого кварцевого песка (d=0,5-0,25мм) толщиной в 20-30 мм, которые нужны для создания условий дренажа. Песок предварительно отмывают 10% соляной кислотой от железа и затем дистиллированной водой до отрицательной реакции на хлор-ион.

Емкости заполняются исследуемыми типами радиоактивно загрязненных почв, засыпая их на слой дренажа, из расчета создания в почвенном субстрате объемной массой 1,2-1,3 г/см^3. Почву для лабораторного опыта берут лопатами на глубину пахотного слоя из мест проведения полевых исследований, т.е. на мониторинговых площадках с учетом типа и разновидности почв.

Лабораторный (вегетационный) опыт проводится путем посева семян кормовых культур согласно зональной агротехники (глубина и норма высева). Повторность опыта 3-х кратная. Техника набивки почв в емкости и поливка опытных растений осуществляются в соответствии с методикой проведения вегетационного опыта [8].

Отбор образцов почв (в лабораторном опыте) на анализы для определения содержании радионуклидов проводится в 2 срока: до посева и после уборки растительной массы. Растительные образцы отбираются - в конце вегетации, раздельно надземную и подземную части растений. К анализу подвергается также собранный фильтрат.

Полевые исследования будут проведены по методике постановки многофакторных опытов на сенокосно-пастбищных угодиях [9]. На этих мониторинговых площадках проводятся исследования по изучению характера миграции радионуклидов в системе почва-лугопастбищная трава в зависимости от свойств почв и биологических особенностей растений.

В этих целях мониторинговые площадки выбираются на 2-3 типах почв с учетом разности в степени радиоактивной загрязненности участков сенокосно-пастбищных угодий. Для выполнения данной работы приемлемы сложившиеся условия на ранее выбранных опытно - измерительных площадках (ОИП) в пределах массива "Балапан".

При выборе мониторинговых площадок руководствуемся американской методологией, заимствованной из работы Ю.В. Дубасова [10]. На исследуемых типах почв выбираются площадки размером 180*240 кв. м, где будут проведены мониторинговые исследования, отбор проб растений и почв для лабораторных анализов, здесь же ведется отбор почвенного субстрата для вегетационного опыта. На каждой площадке разбивается реперная сеть с шагом 60 м и две точки в центре на удалении 1,0 м друг от друга (Рис.1).

В каждой точке с помощью аттестованного дозиметра проводится измерение мощности экспозиционной дозы (МЭД) на высоте 1,0 м и 0,05 м. Отбор проб почвы проводится в 10 точках каждой площадки по схеме "вложенные два конверта друг другу" со сгущением точек отбора к середине площадки (рис.1). Для оценки репрезентативности выбранного участка на том или ином почвенном массиве и с целью получения представительной пробы

для исследуемой площадки отобранные в углах и центре каждого "конверта" пробы объединяют в две пробы (по 5 проб в каждой), которые подвергаются к анализу раздельно. А при ведении расчетов по определению параметров миграции радионуклидов в цепочке "почва-растение" берется их средние значения. Пробы почв отбирают на глубину до 10 см по слоям 0-5 см и 5-10 см. Пробы растений отбирают на площадке по их видам, которые доминируют на этом массиве, причем надземную и подземную части растений отбирают и анализируют отдельно.

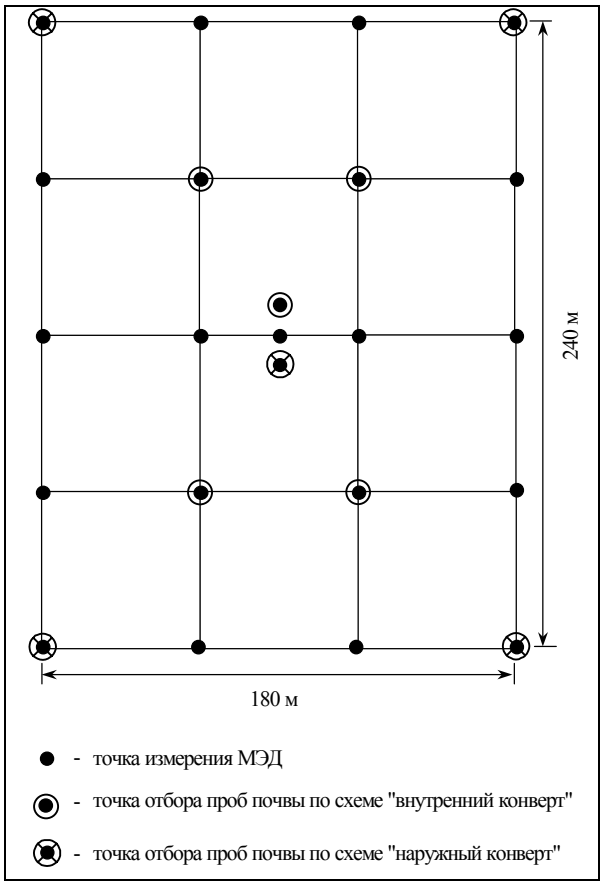


Рис. 1. Схема учетной площадки для проведения мониторинговых исследований

Известно также то, что поступление радионуклидов в растения может происходить как из почвы через корневую систему, так и из воздуха через надземные органы растений, источником которого является ветровой подъем пыли с поверхности почвы, содержащей радионуклиды. Следует отметить, что активная ветровая деятельность на территории бывшего СИП вызывает быстрое иссушение и перевевание верхних горизонтов почвы в теплый период года. Поэтому при изучении причинно-следственных связей между разными почвенными факторами и накоплением радионуклидов в растениях во всех случаях необходимо исходить из общеизвестных положений о соотношениях радионуклида и его неизотопного носителя в почве и растениях.

Отсюда, необходимы исследования по изучению подвижности радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в системе "почва-растение" в зависимости от содержания в почве их неизотопных носителей соответственно Са и К для разных типов и разновидностей почв.

Заключение

Результаты радиологических исследований отдела радиоэкологии ИРБЭ НЯЦ РК выдвигают задачу изучения закономерностей миграции и распределения радиоактивных веществ в различных биогеоценозах (экосистемах) на территории бывшего СИП. Для выполнения этой задачи необходимы комплексные исследования на основе постановки серии вегетационно--лабораторных экспериментов с совмещением их полевыми многофакторными опытами. Опираясь на достижения современной радиоэкологической науки и соблюдением требований предлагаемой методики проведения вегетационно-полевых опытов можно получить нужные данные о характере поступления радионуклидов в лугопастбищные растения в зависимости от свойств почв и степени их увлажнения.

Литература

1) Черепнин Ю.С. Радиационное загрязнение территории Семипалатинского испытательного полигона. // Материалы международной НТК "Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде", Семипалатинск, 2000г.

2) Бурназяна А.И. Итоги изучения и опыт ликвидации последствий аварийного загрязнения территории продуктами деления урана. // М., Энергоатомиздат, 1990г., с. 215.

3) Корнеев Н.А, Сироткин А.Н. Основы радиоэкологии сельскохозяйственных животных. // М., Энергоатомиздат, 1989г., с. 208.

4) Шутов В.Н., Бекяшева Т.А., Басалаева Л.Н. и др. Влияние свойств почвы на поступление цезия-137 и стронция-90 в естественные травы. // Ж., "Почвоведение", 1993г., №8. с. 67-71.

5) Кауричева И.С. Практикум по почвоведению. // М., "Колос", 1980г., с. 271.

6) Роде А.А. Методы стационарного изучения почв. // М., Изд. "Наука", 1977г., с. 167-199.

7) Куликов Н.В., Молчанова И.В., Караваева Е.Н. Радиоэкология почвенно-растительного покрова. // Свердловск, УрО АН СССР, 1990г., с. 169.

8) Методика полевых и вегетационных опытов с удобрениями и гербицидами. // М., Изд. "Наука", 1967г., с. 106-114.

9) Методика опытов на сенокосах и пастбищах, часть 1, ВИК, Москва, 1971г., с. 230.

10) Дубасов Ю.В. Современная радиационная обстановка на бывшем Семипалатинском полигоне и вокруг него.

11) Некоторые результаты контрольно-методического обследования 1994 года. // Ж. Радиохимия., 1997г., Т.39, вып. 1, с. 80-88.

"Топырақ-өсімдік" тізбегіндегі радионуклидтер миграциясын зерттеу методологияларын ойластыру

Тулеубаев Б.А., Птицкая Л.Д.

ҚР ҰЯО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты

Топырақтың физикалы -химиялық және физикалы-механикалық қасиеттеріне байланысты әр түрлі шалғынды- жайылым өсімдіктерінің биологиялық ерекшеліктеріне сай "топырақ-өсімдік" тізбегінде радионуклидтердің миграциялану құбылысын зерттеу жұмыстарының әдістемелік негіздері қарастырылады.

About methodology to study plant uptake of radionuclides from soil

Tuleubaev B.A., Ptitskaya L.D.

NNC RK Institute of Radiation Safety and Ecology

This paper presents methodology for studying particular features of radionuclides uptake by plants from contaminated soil as applied to the use of the former STS territory, which are dependent upon physical-chemical and physical-mechanical properties of soil and biological peculiarities of meadow-pasture vegetation.

УДК 621.039.7: 556.334.633 (574.5)

ПОДГОТОВКА РУКОВОДСТВА ПО ОБРАЩЕНИЮ С РАДИОАКТИВНЫМИ ОТХОДАМИ

Ефремов Г.Ф., Пасысаев В.А.

ОАО "Волковгеология"

На основе разработок проекта МНТЦ разработана методика повышения радиоэкологической грамотности населения, в т.ч. в уранодобывающих регионах. Обосновывается необходимость ликвидации радиоактивных отходов на территории Казахстана. Рекомендуются основные типы их окончательного захоронения.

Представляемая статья основана на разработке проекта МНТЦ "Создание учебно-методического руководства по радиоэкологии и обращению с радиоактивными отходами для условий Казахстана" и собственных полевых и аналитических исследованиях ОАО "Волковгеология".

Проект состоит из двух основных, крупных разделов:

1. Сопоставление степени влияния на окружающую среду предприятий ядерного топливного цикла (ЯТЦ) с традиционными методами выработки тепла и электроэнергии (уголь, нефть, газ, гидроэнергетика).
2. Радиоактивные отходы Казахстана, источники их образования, методы захоронения.

Первый раздел составлен на основе большого количества фактических данных по загрязнению биосферы и влиянию на климат планеты при получении энергии как традиционными (уголь, нефть, газ, ядерное топливо, гидроэнергетика), так и нетрадиционными (ветровые, солнечные, геотермальные станции) методами. Составленный на основе этих данных цикл лекций направлен на повышение экологической грамотности населения и преодоление неоправданной в ряде случаев радиофобии.

Эти лекции использовались при проведении занятий с учениками старших (10-11) классов школ г. Алматы и семинаров с преподавателями биологии и экологии средних школ.

Сопоставление воздействия на окружающую среду и уровень здоровья населения различных источников энергии проводились по следующим факторам:

- выделение углекислого газа ("парниковый эффект");
- загрязнение атмосферы другими оксидами и аэрозолями;
- загрязнение почв;
- загрязнение поверхностных и грунтовых вод;
- отчуждение сельскохозяйственных земель из оборота;
- объемы и расстояния транспортирования, катастрофы.

Суммарный ущерб здоровью населения и климату планеты приведен в табл.1.

Таблица 1. Сопоставление отходов и ущербов здоровью от ядерного и угольного топливных циклов (ЯТЦ, УТЦ), отнесенные к выработке электроэнергии 1ГВт/год*.

Вид ущерба	ЯТЦ	УТЦ
Выбросы в атмосферу CO_2	Практически отсутствуют**	5-7 млн.т.
Число случаев преждевременной смерти	1	20-600
Общее сокращение жизни, чел/год	20	$(0,06\text{-}1.8)*10^4$
Общие потери трудоспособности, чел/год	10	$(0.4\text{-}12)*10^3$

Примечание: ** - В.Ф. Козлов. Справочник по радиационной безопасности. М. 1991г.*

*** - Выбросы CO_2 при ЯТЦ даже ниже, чем при всем цикле получения энергии на ветровых станциях.*

И даже в радиоактивное загрязнение поверхности уголь и нефть вносят свой значимый вклад – с пылью и золой при работе теплоэнергостанции на угле мощностью 1ГВт в год выбрасывается порядка 10-15 кюри долгоживущих естественных радионуклидов, при добыче нефти образуются участки загрязнения Ra-226 и Ra - 228 площадью в десятки гектаров с активностью до десятков и сотен тысяч Бк/кг. В то же время, система очистки выбросов в атмосферу на АЭС практически исключает повышение радиоактивного фона (рис.1).

Проведенные занятия показали, что городское население, от которого радиоактивные отходы далеки, полностью приемлет необходимость широкого развития АЭС. Но совершенно по-другому эту проблему надо решать в районах размещения производств ядерного цикла и образования радиоактивных отходов. Уран для производства электро-

энергии из района уходит на экспорт, а отходы остаются. В этих районах необходимо конкретно объяснять степень надежности захоронения, минимальность риска, а главное – делать упор на решение экономических проблем:

- уменьшение безработицы;
- повышение доходов населения;
- поступление налогов в местные органы самоуправления и т.п.

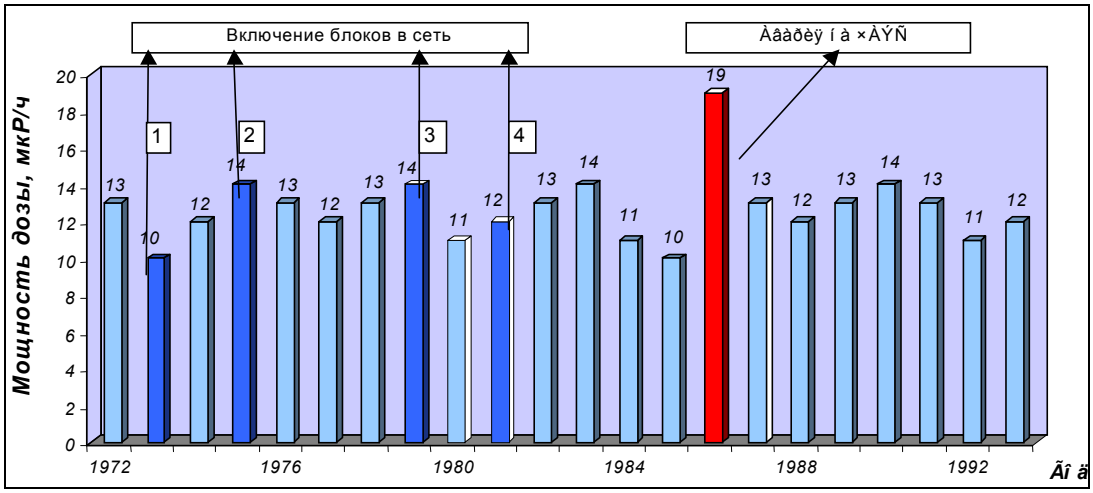


Рис. 1. Мощность дозы излучения в районе ЛАЭС

Работы такого направления с населением и администрацией Сузакского района Южно-Казахстанской области и предусмотрены при составлении "Оценки воздействия на окружающую среду добычи урана методом подземного выщелачивнаия (ПВ) в Чу - Сарысуйской урановорудной провинции", выполняемой ОАО "Волковгеология" по заказу НАК "Казатомпром".

В 70-е и 80-е годы Казахстан, наряду с Забайкальем, являлся в СССР основным поставщиком урана, добываемого горнорудным способом из гидротермальных месторождений. В настоящее время эти низко- и среднеактивные отходы добывающей промышленности, оставшиеся практически бесхозными, представляют значительную опасность для населения. Общая масса составляет порядка 220 млн.тонн. Суммарная активность - около 250 тыс.кюри, в основном, в северном и южном регионах страны (Рис.2).

Рис. 2. Схема расположения радиоактивных отходов в Казахстане.

Основную их часть представляют отвалы шахт и хвосты рудообогатительных фабрик, действовавших при рудниках. Особо значимая опасность этих отходов – процессы их дефляции, выделение радона, возможное загрязнение подземных вод.

Экстремально опасным является частое использование отвалов населением близлежащих поселков в качестве строительного материала. Например, жители поселка Акчатау использовали для строительства отвалы одноименного вольфрам - молибденового месторождения с высокими содержаниями урана и тория. Выборочное обследование половины домов, проведенное в 1990г., показало, что в 3% из них индивидуальная годовая эффективная доза, в основном за счет радона, составила от 0,64 до 2,3 Зв/год, в 12% - от 51 до 300 мЗв/год, в 29% - от 15,6 до 43 мЗв/год (действующий до 1996г. годовой предел облучения персонала группы А составлял 50 мЗв).

Для составления проектов по ликвидации отвалов необходимо их более тщательное обследование и выбор методики захоронения. Пока что наиболее приемлемыми являются методы курганного захоронения (покрытие отвалов глинистым противорадоновым экраном и почвой с посадкой местной растительности) и засыпка бывших карьеров и стволов шахт. При таком способе близповерхностного захоронения радиоактивных отходов минимально искажается ландшафт местности и практически отсутствует транспортировка – наиболее уязвимое звено захоронения.

В настоящее время добыча урана в Казахстане практически полностью сосредоточена в Чу - Сарысуйской и Сырдарьинской урановорудных провинциях, в пластово-инфильтрационных месторождениях которых сосредоточено около 20-25% мировых запасов урана. Используемый метод извлечения урана из недр – подземное выщелачивание – при соблюдении технологии добычи и последующей рекультивации почти полностью исключает возможность радиационного загрязнения поверхности. Но повышенные концентрации Ra-226 в воде водоносных горизонтов в пределах и вблизи рудных полей могут служить источником радиоактивного загрязнения поверхности.

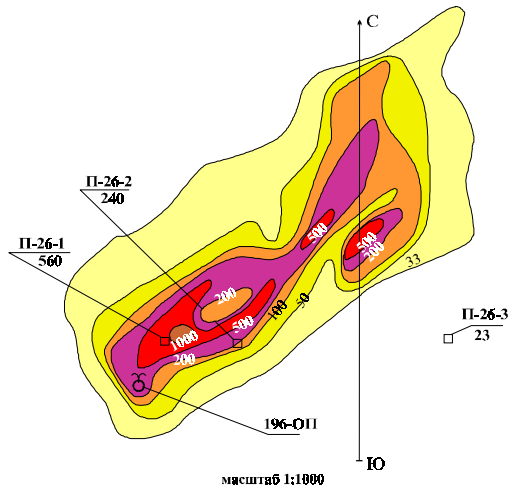
Участки такого загрязнения были выявлены ОАО "Волковгеология" вблизи самоизливающихся скважин, нарушение целостности которых является следствием несанкционированных действий населения (для полива огородов и бахчей) или же не соблюдением технологии при их консервации. В результате длительного самоизлива пластовых вод с аномальными природными концентрациями Ra-226, Rn-222, Pb-210, Po-210 и образуются площади радиоактивного загрязнения почв размерами от первых сотен квадратных метров до долей гектара. Активность Ra-226 в точках максимума может достигать значений в сотни тысяч Бк/кг, Pb-210 и Po-210 – тысяч и первых десятков тысяч Бк/кг; глубина проникновения – до 0,5м.

Приведенные на рис.3 результаты обследования таких скважин не являются максимальными. Они выбраны потому, что по ним имеются данные послойного опробования почв.

Предварительная оценка выявленных участков загрязнения (на 1999г) выражается в следующих цифрах:

- количество участков - 55;
- общая площадь (в изолинии свыше 1000 Бк/кг по Ra-226) – 20 гектар;
- общий объем радиоактивных отходов (средняя активность Ra-226 по участкам от 8100 Бк/кг до 59000 Бк/кг) – 52 тыс.м^3;
- суммарная активность Ra-226 – 30-40 Ku.

В настоящее время все данные по таким участкам загрязнения ОАО "Волковгеология" переданы в акимат Южно-Казахстанской области и разрабатывается программа и изыскиваются средства для рекультивации почв и ликвидации самоизлива скважин.



РЕЗУЛЬТАТЫ ОПРОБОВАНИЯ

А. Почв (проба 26-1)

Глубина отбора, см	Активность, Бк/кг	
	Ra-226	U-238
0 - 10	12700	49
10 - 20	10800	60
20 - 30	2580	49

Б. Воды

Бк/кг						
Σd	Σβ	Ra-226	Rn-222	U-238	Pb-210	Po-210
55.14	20.0	6.6	1260	0.04	<0.18	<0.3

Рис. 3. Техногенное загрязнение природными радионуклидами вблизи самоизливающихся скважин.

Радиоактивтік қалдықтармен жұмыс істеу ережелерін дайындау

Ефремов Г.Ф., Пасысаев В.А.

ААҚ "Волковгеология"

Халықаралық ғылыми-техникалық орталықтың (МНТЦ) бір проектісі бойынша уран өндірілетін аймақтың халқының радиоэкологиялық сауатын көтеретін әдістеме жасалған. Қазақстан территориясындағы радиоактивті қалдықтарды тазарту қажеттігі негізделеді, оларды көмудің негізгі типтері ұсынылады.

Preparation of a guide on radioactive waste management

Efremov G.F., Pasysaev V.A.

ISC "Volkovgeologiya"

There is shown a method of enhancing or radioecological literacy of population including mining regions under the framework of ISTC project development. Authors make a base of necessity of liquidation of radioactive waste on Kazakhstan territory. They recommend some basic types of terminal disposal for that.

УДК 614.7: 615.849.12: 621.039.68

ОПРЕДЕЛЕНИЕ ЭФФЕКТИВНОЙ ДОЗЫ ИОНИЗИРУЮЩЕГО ИЗЛУЧЕНИЯ НА ПЕРСОНАЛ И НАСЕЛЕНИЕ

[1)]**Спатаев М.Б.,** [1)]**Вдовиченко Г.Д.,** [2)]**Кадыржанов К.К.,** [2)]**Кудряшев В.А.**

[1)]Республиканская санэпидстанция РК
[2)]Институт ядерной физики

На обсуждение специалистов представлен проект Методических указаний по определению эффективной дозы ионизирующего излучения при радиационном мониторинге источников и окружающей среды.

В настоящей работе выносится на обсуждение специалистов проект Методических указаний по определению эффективной дозы ионизирующего излучения (ниже именуемых МУ) как меры риска возникновения летальных стохастических последствий облучения ИИИ (ущерба от облучения). Несмотря на то, что понятие эффективной (эффективной эквивалентной) дозы фигурирует в литературе по радиационной защите более 20 лет, в нормативных документах РК оно введено впервые в 1996 году в Нормах радиационной Безопасности НРБ-96.

Эффективная доза по определению является расчётной величиной, и составление данных МУ в некоторой степени служит задаче избежать ошибок при применении данного норматива. Авторы надеются, что предварительная публикация и обсуждение проекта МУ будет способствовать, во-первых, устранению возможных искажений, и во-вторых, большему доверию к результатам оценки конкретной радиационной обстановки, особенно со стороны лиц, придерживающихся «зелёной» ориентации.

Предлагаемый проект является переработанным вариантом Методики определения эффективной дозы ионизирующего излучения на персонал и население № 34-01-22/1201 от 29.12.99 г, разработанной специалистами ИЯФ НЯЦ РК в 1999 году.

МУ составлены так, чтобы позволить, руководствуясь их текстом и текстом НРБ-99 (или Международных норм 1996 г.), по результатам конкретных измерений рассчитать величины эффективной дозы и вклад различных факторов воздействия, не обращаясь к другим источникам.

Преимуществом МУ является возможность анализа составляющих эффективной дозы перед принятием решений по вопросам радиационной защиты.

На случай отсутствия измеренных величин каких либо факторов воздействия приведены рекомендации наиболее авторитетных источников (МКРЗ, НКДАР и др.) по типовым значениям этих величин с указанием ссылки. Эта информация представлена курсивом и в окончательной редакции МУ будет опущена.

Предложения и замечания по проекту авторы просят направлять по адресу: Алматы-82 Институт ядерной физики НЯЦ РК.

Ниже следует текст проекта МУ.

Содержание:

	стр
Введение	2
Общие положения	2
Доза космического излучения	3
Доза внешнего гамма-излучения	3
Доза внешнего бета-излучения	5
Доза от ингаляции радионуклидов	6
Доза от поступления дочерних продуктов распада (ДПР) радона	7
Доза от продуктов питания	8
Доза от нейтронного облучения	9
Литература	9

Введение

Настоящие Методические указания (МУ) составлены с целью обеспечения соответствия проводимых работ по радиационному мониторингу источников и окружающей среды действующим в РК правилам и нормативам.

МУ основаны на двух документах: НРБ-99 [Л1] и принятых в 1995 году всеми заинтересованными в данном вопросе международными организациями (МАГАТЭ, АЯЭ/ОЭСР, ВОЗ, МОТ, ПОЗ, ФАО и др.) Международных основных нормах безопасности для защиты от ионизирующих излучений и безопасного обращения с источниками излучения [Л2], ниже кратко называемых МН-96.

Общие положения

Эффективная Доза Е (Зв) по НРБ-99 есть мера риска возникновения отдалённых последствий облучения всего тела человека и отдельных его органов с учётом их радиочувствительности. Эффективная доза по определению равна сумме произведений эквивалентной дозы H_t в органе на соответствующий Взвешивающий Коэффициент W_t для данного органа или ткани:

$$E=\sum W_t * H_t \qquad (1).$$

Соответственно определена и коллективная эффективная доза S.

Из определения следует, что эффективная доза является расчётной величиной и пока не существует приборов для измерения эффективной дозы.

Расчёт эффективной дозы по определяющей формуле 1 является достаточно сложной задачей из-за отсутствия информации о эквивалентной дозе в органах и решение её пока недоступно практическим работникам, поэтому в МУ используется приближенный метод, основанный на аддитивности эффективной дозы.

Помимо основных пределов доз, в НРБ-99 указаны дозовые коэффициенты в величинах эффективной или эквивалентной дозы на единицу потока внешнего излучения либо поступления 1 Бк радионуклида в организм индивидуума через органы дыхания или пищевой тракт для наиболее критичной возрастной группы и наиболее токсичной химической формы радионуклида.

Таким образом, если просуммировать произведения величин каждого из монофакторных воздействий на его дозовый коэффициент, то в сумме получится величина, равная или большая фактически полученной эффективной дозе. Данный способ и положен в основу МУ, как способ определения максимально возможной полученной эффективной дозы.

Основные пределы доз от техногенного облучения в НРБ-99 изложены в таблице 3.1, взвешивающие коэффициенты в п. 9 раздела Термины и определения [Л1].

Общую эффективную дозу можно также определить как сумму следующих составляющих (факторов воздействия):

$$E = E_к + E_\gamma + E_\beta + E_н + \Sigma E_{ДПР} + \Sigma E_{i\ инг} + \Sigma E_{к\ пищ}, \qquad (2)$$

где, $E_к$ - доза космического излучения,

E_γ - доза внешнего гамма-излучения,

E_β - доза внешнего бета-излучения,

$E_н$ - доза нейтронного излучения,

$E_{i\ инг}$ - ожидаемая доза от поступления в организм i-го радионуклида через органы дыхания (кроме дочерних продуктов распада радона и торона),

$E_{ДПР}$ -доза от поступления в организм дочерних продуктов распада (ДПР) радона и торона,

$E_{i\ пищ}$ - ожидаемая доза от поступления в организм i-го радионуклида через органы пищеварения.

При проведении процедуры сравнения дозовых нагрузок на предмет соответствия их пределам таблицы 3.1 НРБ-99 из общей эффективной дозы следует вычитать вклад космического излучения и фон естественных радионуклидов, в том числе от продуктов распада радона.

Для экологических задач и задач радиационной безопасности необходимо определять доли естественных E_e и искусственных радионуклидов $E_и$ в общую дозу:

$$E = Eи + Ee \qquad (3)$$

При радиационном мониторинге источника (реактора, полигона и др.) необходимо определить вклад в $E_и$ дозу, обусловленную глобально распределенными искусственными радионуклидами $E_{и\ гл}$ как от внешнего излучения, так и от облучения за счёт поступления внутрь организма

$$E_и = E_{и\ ист} + E_{и\ гл}, \qquad (4)$$

где, $E_{и\ ист}$ - доза, обусловленная влиянием исследуемого источника радиационной опасности,

$E_{и\ гл}$ - доза от глобально распределённых радионуклидов искусственного происхождения.

Доза от естественных радионуклидов формируется изотопами семейств урана 235, урана 238 и тория 232 и радионуклидами ^{40}К, ^{7}Be, ^{14}C.

На основе результатов практических измерений глобально распределённых искусственных радионуклидов наибольшее значение имеют: ^{238}Pu, ^{239}Pu, ^{241}Am, ^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{60}Co, ^{152}Eu, ^{154}Eu, ^{3}H.

Доза космического излучения

Эквивалентную годовую дозу космического излучения можно определить по формуле[Л3, стр. 40]:

$$Dкосм(ш, H) = a(ш)+11*exp((H/c(ш), \qquad (5)$$

где, D(*ш,* H) - годовая эквивалентная доза, мрад/год,

ш - геомагнитная широта, град. (для Казахстана примерно на 11^o меньше географической широты, т.е. 30-44 град.)

H- высота над уровнем моря, км,

a(ш)= 15+0,118*(ш-25),

c(ш)=1,96*exp ((0,0028*(ш-10))).

Для высокопроникающего космического излучения (мюоны) ослабление в тканях пренебрежимо мало и эффективная доза равна эквивалентной.

Доза внешнего гамма-излучения

В формировании внешнего гамма-излучения участвуют:

Природные радионуклиды в почве.

Природные дочерние продукты распада (ДПР) радона в атмосфере.

Радионуклиды искусственного происхождения в почве.

Эффективную дозу внешнего гамма-излучения можно определить следующим образом:

$$E_\gamma = H_\gamma * K_{ин} = P_\gamma * t * K_{ин} , \qquad (6)$$

где, H_γ - измеренная эквивалентная доза гамма -излучения,

P_γ - измеренная мощность эквивалентной дозы гамма-излучения,

t - время облучения,

$K_{ин}$ -поправка на ослабление гамма-излучения в теле человека, учитывающая неравномерность облучения различных органов.

Эквивалентную дозу гамма-излучения можно измерить любым тканеэквивалентным дозиметром (МКС-01Р-01, ДФК-01 и др.).

Необходимо учитывать, что дозиметры гамма-излучения регистрируют также и космическое излучение, которое мало ослабляется в ткани и имеет $K_{ин} = 1$. Поэтому для определения P_γ необходимо из измеренной прибором величины амбиентной или эквивалентной дозы вычесть мощность космического излучения, определяемую в соответствии с разделом 3 настоящих МУ.

При измерении дозы гамма-излучения воздухоэквивалентными дозиметрами необходимо делать перевод единиц поглощенной дозы в воздухе в единицы эквивалентной дозы, для чего необходимо знание спектра гамма-излучения. При отсутствии данных о спектре и малых отличиях мощности дозы от фона переходной коэффициент от дозы в воздухе к эквивалентной дозе в ткани равен 1,09 (1 $Гр_{возд}$ = 1,09 Зв).

При измерении приборами, отградуированными в единицах экспозиционной дозы (рентген) в диапазоне энергий 0,1-3,0 Мэв с погрешностью менее 3 % можно пользоваться коэффициентом 1 р = 0,0095 Зв.

Величину $K_{ин}$ можно определить как отношение индекса глубинной эквивалентной дозы (максимальное значение эквивалентной дозы в сфере диаметром 30 см из тканеэквивалентного материала [Л4, п.108] к поглощённой дозе гамма-излучения, для чего опять же необходимо знание спектра.

Для расчёта эффективной дозы на основании данных о поглощённой дозе в воздухе НКДАР рекомендует использовать переводной коэффициент 0,7 Зв/Гр для всех гамма-излучающих радионуклидов, присутствующих в окружающей среде [Л5 с.148], там же приведены более точные коэффициенты для пересчёта поглощённой дозы в воздухе в эффективную дозу для фотонов различной энергии. Таким образом, учитывая, что 1 $Гр_{возд}$ = 1,09 Зв, получаем::

$$K_{ин} = 0,7 / 1,09 = 0,642 \qquad (7).$$

При использовании дозиметров, определяющих амбиентную эквивалентную дозу, можно принять измеренные значения амбиентной эквивалентной дозы равными верхнему пределу эффективной дозы [Л4, п.108, Л6. с.14].

Вклад в поглощённую дозу от внешнего гамма-излучения природных радионуклидов можно рассчитать как поле от содержащихся в грунте калия 40 и изотопов семейств урана и тория. Для этого необходимо определить состав дозообразующих радионуклидов (соотношение уран-торий-калий) в почве и стройматериалах зданий гамма-спектрометрическими методами измерений концентрации урана, тория и калия в почвах, полученных путём полевых спектрометрических съёмок либо методами лабораторного анализа

Расчёт мощности эффективной дозы гамма-излучения от любого поля гамма-излучения ведётся по формуле:

$$Рэф\gamma = \Sigma N\gamma Ei * e\gamma i \qquad (8),$$

где, $P_{эф\gamma}$ - мощность эффективной дозы гамма-излучения, Зв/сек,

$N_{\gamma Ei}$ - плотность потока фотонов E_i энергии, 1/сек* $см^2$,

$e_{\gamma i}$ - эффективная на единичный флюенс доза из таблицы 8-5 НРБ-99, Зв*$см^2$/фотон,

При загрязнении поверхности почвы радионуклидами расчёт мощности эквивалентной дозы на высоте 1 м ведётся по формуле[Л7, с.33]**:**

$$P_\gamma = *\Sigma K_{\gamma пові} * \sigma_i, \qquad (9)$$

где, $K_{\gamma пові}$ - мощность эквивалентной дозы при загрязнении i-тым радионуклидом в количестве 1 Бк на 1 кв. м, Зв*$м^2$/с.*Бк,

σ_i - поверхностная загрязнённость, Бк/$м^2$.

В таблице 1 приведены $K_{\gamma пові}$ для некоторых изотопов [Л7,с.32].

Таблица 1.

Радионуклид	**^{60}Co**	**^{137}Cs**	**^{152}Eu**	**^{154}Eu**	**^{134}Cs**
$K_{упов}$, Зв*$м^2$/с*Бк	$1.16*10^{-15}$	$2,92^{-16}$	$5,67*10^{-16}$	$5,9*10^{-16}$	$7,8*10^{-16}$

Расчёт мощности эквивалентной дозы от радионуклидов калия и семейств урана и тория в почве можно вести по формуле:

$$P_\gamma = 1,09 * \Sigma K_{\gamma inp} * q_i, \qquad (9a)$$

где, 1,09 - коэффициент перехода от поглощённой дозы в воздухе к поглощённой дозе в биологической ткани,

$K_{\gamma inp}$ *- мощность поглощённой дозы в воздухе на высоте 1 м на единицу удельной активности в почве, Гр/ч на 1 Бк/кг,*

q_i - удельная активность почвы, Бк/кг.

Предлагаемые Научным Комитетом по Действию Атомной Радиации (НКДАР) при ООН $K_{\gamma inp}$ приведены в таблице 1а (Л5,с148).

Таблица 1а.

излучатель	***$K_{\gamma inp}$, Гр*кг/ч*Бк***	***удельная активность излучателя, Бк/гр***
уран	*$4,27*10^{-10}$*	*$1,24*10^{4}$*
торий	*$6,62*10^{-10}$*	*$4,2*10^{3}$*
калий	*$0,43*10^{-10}$*	*29,6*

При отсутствии данных о содержании естественных радионуклидов в почвах конкретного региона можно использовать литературные данные (Л5,с.62) среднего содержания с коэффициентом пространственных вариаций 40-60 % (Л3), приведенные в таблице 1б.

Следует учитывать, что в капитальных зданиях на нижних этажах поле гамма-излучения от естественных радионуклидов несколько (в 1,4 раза) выше, чем на окружающей местности, за счёт влияния стройматериалов. Поэтому необходимо проводить измерения как на улице вдали от строений, так и в здании.

Гамма-поле от искусственных радионуклидов, рассеянных на местности, в зданиях меньше за счёт экранирования стенами. В работе Н.Г Гусева [Л7, с.33] приведены коэффициенты экранирования для различных зданий и рекомендуется средний коэффициент экранирования 0,4 с учётом неполного пребывания человека на открытой местности.

Таблица 1б. Среднее содержание естественных радиоактивных элементов в почвах различных генетических типов, Бк/кг.

Элемент	***серо зёмы***	***серо-бурые***	***кашта новые***	***черно зёмы***	***серые лесные***	***дерново подзолистые***	***подзо листые***	***болот-ные***	***средне мировые***
U	*31*	*28*	*27*	*22*	*18*	*15*	*9*	*6*	*26*
Th	*48*	*41*	*37*	*36*	*27*	*22*	*12*	*6*	*26*
K	*670*	*700*	*550*	*410*	*370*	*300*	*150*	*90*	*370*

При расчёте общей дозы МКРЗ рекомендует считать, что 80 % времени люди проводят в зданиях [Л8].

Доза гамма излучения от ДПР радона в атмосфере.

Присутствующие в атмосферном воздухе за счёт диффузии из почвы радона и торона их ДПР создают гамма-поле на земной поверхности. При средней концентрации радона 10 Бк/м^3 и торона 2 Бк/м^3 это поле обуславливает годовую дозу внешнего излучения 0,04 и 0,0067 мЗв соответственно [Л11,с.297], т.е. мощность дозы 5,3 нЗв/ч. Следует отметить, что концентрация радона в воздухе в определённые периоды может достигать 150 Бк/м^3 [Л9] и гамма-фон от ДПР радона достигать 60 нЗв/час.

Доза внешнего бета излучения

Эффективная доза внешнего бета-излучения определяется следующим образом:

$$E_\beta = H_\beta * W_t * K_o \qquad (10)$$

где, $H_\beta = P_\beta * t_{обл}$- эквивалентная доза бета излучения,

$W_t = 0,01$ - взвешивающий коэффициент для кожи,

$K_o = 0,5$ - коэффициент ослабления бета- излучения одеждой.

Эквивалентную дозу бета-излучения можно определить:

1. Дозиметром ДФК-01 по разности результатов измерений бета+гамма и гамма каналов, при наличии соответствующей методики.

2. Дозиметрами-радиометрами бета-излучения, имеющими калибровку в единицах поглощённой или эквивалентной дозы, умножив мощность дозы на время облучения.

3. Измерением спектра электронного излучения и расчётом с использованием дозовых коэффициентов таблицы 8.2 НРБ-99.

Расчёт мощности эквивалентной дозы электронного излучения ведётся по формуле:

$$P\beta i = \Sigma N\beta i * e\beta Ei \qquad (11)$$

где, $N_{\beta Ei}$ - плотность потока электронов с Ei энергией, частиц/см^2*с

$e_{\beta Ei}$ - эквивалентная на единичный флюенс электронов Ei энергии доза из таблицы 8.2 НРБ-99, Зв*см^2/част.

4. Измерением поверхностного загрязнения бета-излучающими радионуклидами и расчётом с использованием дозовых коэффициентов таблицы 8.4 НРБ-99.

Расчёт мощности эквивалентной дозы бета-излучения ведётся по формуле:

$$P\beta i = \Sigma N\beta i * e\beta Ei * \exp(-\mu в * d) \qquad (12)$$

где, $N_{\beta Ei}$ - плотность потока бета-частиц с Ei средней энергией, бета-частиц/см^2*с, равная 1/2 от поверхностного загрязнения, Бк/см^2,

$e_{\beta Ei}$ - эквивалентная на единичный флюенс бета-частиц Ei средней энергии доза из таблицы 8.4 НРБ-99, Зв*см^2/част.

exp(-$\mu_в$*d) - поправка на ослабление бета частиц в воздухе.

Вклад искусственных изотопов $E_{\beta\ и}$ при поверхностном загрязнении почвы можно оценить расчётным путём по поверхностной концентрации бета-излучающих радионуклидов.

Расчёт ведётся по формуле [Л7,с.46]:

$$H\beta u = \Sigma K\beta i * \sigma i * tобл * exp(-\mu в * d) \qquad (12а)$$

где, $H_{\beta u}$ - эквивалентная доза бета-излучения искусственных изотопов на кожу, Зв,

σ_i - концентрация i-го изотопа, Бк/ м^2,

$t_{обл}$ - время пребывания на местности, с,

$K_{\beta i}$ определяется по формуле:

$$K\beta i = 0{,}5 * \Sigma nij(Eij) * hij \qquad (12б)$$

где, 0,5- поправка на 2π геометрию, част./Бк

$n_i(E_{ij})$ -абсолютный выход частиц j-той средней энергии на распад ядра,

*h_{ij} - эквивалентная на единичный флюенс доза, Зв*м^2/част. из таблицы 8.4 НРБ-99.*

В таблице 1с приведены средние энергии β - излучения, их выходы на распад и коэффициенты дозового преобразования K_β для некоторых радионуклидов.

Таблица 1с.

Радионуклид	***Co^{60}***	***Cs^{137}***	***Eu^{152}***	***Eu^{154}***	***Sr^{90}***	***Y^{90}***
E_β,Кэв, выход (%)(Л7)	*625 (0,12) 96 (99)*	*425 (5) 173 (95)*	*530 (8) 220 (20)*	*700 (12) 270 (20) 175(40)*	*195 (100)*	*934 (100)*
*$K_{\beta пов}$, Зв*м^2/с*Бк*	*$1{,}3*10^{-14}$*	*$1{,}8*10^{-14}$*	*$5{,}6*10^{-15}$*	*$1{,}4*10^{-14}$*	*$1{,}9*10^{-14}$*	*$2{,}5*10^{-14}$*

При равномерном распределении радионуклидов по глубине почвы плотность потока бета-частиц на высоте 1 м определяется формуле [Л9 с.388]:

$$N\beta i = 1/2 * q мi * ni * exp(-\mu sEi * 1{,}3E\text{-}4)/\mu si \qquad (12с)$$

где, 1/2 - поправка на 2π геометрию,

$q_{мi}$ - концентрация бета-излучающего радионуклида в почве, Бк/кг,

n_i - выход бета-частиц с Ei средней энергией, ед на распад ,

*exp(-μ_{sEi} *1,3E-4) - поправка на ослабление бета-частиц в воздухе,*

1 / μ_{sEi} - поправка на поглощение бета-частиц с Ei средней энергией в почве, (μ_{sEi} - массовый коэффициент ослабления β-частиц в почве и воздухе, примерно равный μ_{sEi} в алюминии [Л10]).

Как правило, при равном энерговыделении на распад эффективная доза от бета-излучения более чем на два порядка менее эффективной дозы от гамма-излучения.

Доза от ингаляции радионуклидов (кроме ДПР)

Ожидаемая эффективная доза от поступления радионуклидов ингаляционным путём (через органы дыхания) определяется по формуле:

$$Eiинг = qi * eингi \qquad (13)$$

где, q_i - годовое поступление i-го изотопа, поступившего в организм через дыхательный тракт, Бк/год,

$e_{ингi}$ - дозовый коэффициент i-го изотопа при поступлении его ингаляционным путём, указанный в НРБ-99 в таблице П1 для персонала и в таблице П2 для населения, Зв/Бк.

При необходимости определения ожидаемой эффективной дозы на возрастные группы населения можно использовать дозовые коэффициенты, приведённые в МН-96 в таблице II-\/II.

Годовое поступление радионуклидов следует определять по формуле:

$$qi = Ciат * Vнас \qquad (14)$$

для населения и

$$qi = Cірм * Vперс + Ciатм * (Vнас - Vперс) \qquad (15)$$

для персонала, где, $C_{iатм}$ - среднегодовая концентрация i-го изотопа в атмосфере населённого пункта, м^3,

$C_{ірм}$ - среднегодовая концентрация i-го изотопа в воздухе на рабочем месте, м^3,

$V_{перс} = 2{,}4*10^3$ м^3, $V_{нас}$ = от 1,0 до 8,1 тыс. м^3 в зависимости от возраста по таблице 8.1 НРБ-99.

В таблице 1д приведены оценки НКДАР [Л8] по годовому поступлению некоторых радионуклидов через органы дыхания в районах с нормальным радиационным фоном, дозовые коэффициенты и эффективные дозы от поступления радионуклидов.

Таблица 1д.

Радионуклид	***Годовое поступление, Бк***	***Дозовый коэф., Зв/Бк***	***Эфф. доза, мкЗв***
U^{238}	$1*10^{-2}$	$7,9*10^{-6}$	$7,9*10^{-2}$
Th^{234}	$1*10^{-2}$	$7,3*10^{-9}$	$7,3*10^{-5}$
Pa^{234}	$1*10^{-2}$	$3,8*10^{-10}$	$3,8*10^{-6}$
U^{234}	$1*10^{-2}$	$8,7*10^{-6}$	$8,7*10^{-2}$
Th^{230}	$1*10^{-2}$	$4*10^{-5}$	0,4
Ra^{226}	$1*10^{-2}$	$1,6*10^{-5}$	0,16
Pb^{210}	4	$8,9*10^{-7}$	3,56
Pb^{210} (курение)	17	$8,9*10^{-7}$	15,1
Po^{210}	0,8	$3*10^{-6}$	2,4
Po^{210} (курение)	22	$3*10^{-6}$	66
Th^{232}	$1*10^{-2}$	$4,2*10^{-5}$	0,42
Ra^{228}	$1*10^{-2}$	$2,6*10^{-6}$	$2,6*10^{-2}$
Th^{228}	$1*10^{-2}$	$3,1*10^{-5}$	0,31
Итого			*7,45 (16)*
Итого(+курение)			*88,5 (16а)*

Данная формула непригодна для определения эффективной дозы от поступления в организм через органы дыхания дочерних продуктов распада (ДПР) радона и торона в связи с другим подходом к регламентации норматива их поступления.

Доза от поступления ДПР радона

НРБ-99 регламентируют значения предела годового поступления ДПР изотопов радона в единицах эквивалентной равновесной активности Ср, равной:

для радона

$$Ср_{Rn}=0,1A_{RaA}+0,52A_{RaB}+0,38A_{RaC} \quad (16)$$

и для торона

$$Ср_{Tn}=0,91A_{ThB}+0,09A_{ThC} \quad (17)$$

Предел годового поступления (ПГП) для персонала, соответствующий эффективной дозе 20 мЗв, равен $3,0*10^6$ Бк Ra^{222} или $0,68*10^6$ Бк для Ra^{220} (п. 3.1.7. НРБ-99). Следовательно, поступление $1,5*10^5$ Бк ДПР Ra^{222} или $3,4*10^4$ Бк ДПР Ra^{220} приведет к ущербу, эквивалентному ущербу от эффективной дозы 1 мЗв.

Аналогичный вывод следует из п. 4.2 НРБ-99 и рекомендаций Публикации 65 МКРЗ [Л7].

Относительно населения МКРЗ рекомендует более высокое значение коэффициента условного дозового перехода $1,96*10^5$ Бк на 1 мЗв [Л7].

Таким образом, эффективная годовая доза (мЗв) от поступления в организм Ra^{222} и продуктов его распада определяется для населения по формуле:

$$E_{ДПРрнас} = g_{ДПРнас} *V_н*(Ср_{жп}* 0,8* +Ср_{атм}*0,2) \quad (18)$$

и для персонала по формуле:

$$E_{ДПРрперс} = g_{ДПРперс}*(V_п* Ср_{рм} +(V_н - V_п) (Ср_{атм}*0,2 + +Ср_{жп}*0,8)) \quad (19),$$

где, $g_{ДПРнас}$ $=5,1*10^{-6}$ мЗв/Бк- коэффициент условного дозового перехода для населения,

$g_{ДПРперс}=6,6*10^{-6}$ - мЗв/Бк- коэффициент условного дозового перехода для персонала,

$V_п = 2,4*10^3$ м^3, $V_{нас}$ = от 1,0 до 8,1 тыс. м^3 в зависимости от возраста по таблице 8.1 НРБ-99,

$Ср_{жп}$, $Ср_{атм}$, $Ср_{рм}$ - среднегодовая эквивалентная равновесная объёмная активность Ra^{222} в жилых помещениях, атмосфере и на рабочем месте соответственно, 0,2; 0,8 - доли времени пребывания на улице и в жилых помещениях соответственно [Л8].

Эффективная доза от поступления ДПР Ra^{220} рассчитывается по формуле:

$$E_{дпрт} =Э_{дпрт}*e_{дпрт} \quad (20),$$

где, $Э_{дпрт}$ - годовое поступление дочерних продуктов распада Ra^{220} в единицах эквивалентной равновесной активности, Бк,

$e_{дпрт}$ - дозовый коэффициент для ДПР Ra^{220}, равный $2,94*10^{-5}$ мЗв/Бк.

В случае, когда измерения концентрации ДПР Ra^{222} проводятся в единицах "скрытой энергии", например, по методу Маркова или Кузнеца, расчёт эффективной дозы производится по формуле:

$$E_{дпрр} =Э_{дпрр}*e_{дпрр} \quad (20а)$$

где, $Э_{дпрр}$- годовое поступление дочерних продуктов распада Ra^{222} в единицах "скрытой энергии", Мэв,

$e_{дпрр}$ -дозовый коэффициент для дочерних продуктов распада радона, мЗв/Мэв, равный $2*10^{-10}$ для персонала и $1,56*10^{-10}$ для населения.

НКДАР [Л5,с.83] считает, что средняя Сэроа радона в помещениях равна 18 Бк/м^3 и мощность эффективной дозы от вдыхания ДПР радона составляет 1,1 мЗв/год.

Доза от продуктов питания

Ожидаемая эффективная доза от поступления радионуклидов через пищеварительный тракт определяется по формуле:

$$E_{iпищ} = q_{iпищ} * e_{пищi} \quad (21)$$

где, $q_{iпищ}$ - годовое поступление i-го изотопа с продуктами питания

$e_{пищi}$ - дозовый коэффициент i-го изотопа при поступлении его через пищеварительный тракт, указанный в таблице П2 НРБ-99.

Годовое поступление радионуклидов определяется по его содержанию в основных пищевых продуктах рациона. В таблице 2 приведены усреднённые по Республике Казахстан данные Института региональных проблем питания РК по пищевому рациону населения.

Таблица 2.

наименование продукта	Вода	молоко	мясо	хлеб	картофель	овощи	фрукты	рыба	чай
потребляемое кол. кг/год	730	300	70	140	85	90	30	10	3,5

При необходимости определения дозовых нагрузок на возрастные группы населения следует использовать дозовые коэффициенты e(g) из таблицы II- \/I МН-96.

В таблице 2а приведены осреднённые данные НКДАР по поступлению радионуклидов через продукты питания в районах с нормальным радиационным фоном (Л5,сс.66,71), среднее содержание в организме «стандартного» человека [Л11,сс.252,256] дозовые коэффициенты этих радионуклидов и ожидаемые эффективные дозы от поступления указанных количеств.

Таблица 2а

Радионуклид	***Годовое поступление, Бк***	***Содержание, Бк***	***Дозовый коэф., Зв/Бк***	***Эфф. доза, мкЗв***
U^{238}	*5*	*4*	$4,4*10^{-8}$	*0,22*
Th^{234}	*5*		$3,4*10^{-9}$	$1,7*10^{-2}$
Pa^{234}	*5*		$3,8*10^{-10}$	$1,8*10^{-3}$
U^{234}	*5*		$4,9*10^{-8}$	*0,24*
Ra^{226}	*15*	*9*	$2,8*10^{-7}$	*4,2*
Pb^{210}	*40*		$6,8*10^{-7}$	*27,2*
Po^{210}	*40*		$1,2*10^{-6}$	*48*
Ra^{228}	*15*		$6,7*10^{-7}$	*10*
Th^{228}	*15*		$7*10^{-8}$	*1,0*
K^{40}	$4*10^{4}$	*4300*	$6,2*10^{-9}$	*248*
H^{3}	$1*10^{3}$	*37*	$4,2*10^{-11}$	*0,042*
C^{14}	$1*10^{4}$	*3500*		*13*
Итого				*351 (18)*

Доза от нейтронного облучения

Эффективная доза нейтронного излучения от любых источников определяется по формуле:

$$E_{нейтр} = \Sigma e_{н}(Ei) * N(Ei) \quad (22)$$

где, $e_{н}(Ei)$ - дозовый коэффициент для нейтронов Ei энергии из таблицы 8-8 НРБ-99, Зв*см^2/нейтрон.

N(Ei) - флюенс нейтронов Ei энергии (произведение потока на время облучения), нейтрон/см^2.

НКДАР (Л4) определяет среднюю эффективную дозу нейтронного излучения для населения величиной 21 мкЗв.

Литература

1) Нормы радиационной безопасности (НРБ-99). //Агентство по делам Здравоохранения РК, 1999г.
2) Международные основные нормы безопасности для защиты от ионизирующих излучений и безопасного обращения с источниками излучения. // МАГАТЭ, Вена, 1997г.
3) Коган Р. М., Назаров И. М., Фридман Ш. Д. Основы гамма-спектрометрии природных сред. // Атомиздат, 1976г.
4) Радиационная защита. Рекомендации МКРЗ. // Публикация 26 (17 января 1977 г.), Атомиздат, 1978г.
5) Моисеев А.А., Иванов В.И. Справочник по дозиметрии и радиационной гигиене. // Энергоатомиздат, 1990г.
6) Рекомендации Международной комиссии по радиологической защите 1990 года. // Публикация 60 МКРЗ, часть 2, Энергоатомиздат, 1994г.

7) Гусев Н.Г. Беляев В.А. Радиоактивные выбросы в биосфере. // Справочник, Энергоатомиздат, 1986г.

8) Защита от радона-222 в жилых зданиях и на рабочих местах. // Публикация 65 МКРЗ, Энергоатомиздат, 1995г.

9) Гусева Н.Г. и др. Сборник радиохимических и дозиметрических методик. // Медгиз, 1959г.

10) Немец О.Ф., Гофман Ю.В. Справочник по ядерной физике. // Наукова думка, 1975г.

11) Перцов Л.А. Природная радиоактивность биосферы. // Атомиздат, 1964г.

Иондаушы сәулелеудің персонал мен тұрғындарға тигізетін эффективті дозасын анықтауы

[1)]Спатаев М.Б., [1)]Вдовиченко Г.Д, [2)]Кадыржанов К.К., [2)]Кудряшев В.А.

[1)]ҚР Республиқалық санэпидстанциясы
[2)]ҚР ҰЯО Ядролық физика институты, Алматы

Сәулелеу көздері мен қоршаған ортаға радиациалық мониторингі жүргізген кезде иондаушы сәулелеудің эффективті дозасын аңықтау жөнінде Әдістемелік нұсқаулардың жобасы мамандар талқылауына ұсынылған.

Determination of the ionizing emission effective dose for personnel and population

[1)]Spataev M.B., [1)]Vdovichenko G.D., [2)]Kadyrzhanov K.K., [2)]Koudriashev V.A.

[1)]RK Republican San-Epid-Station
[2)]NNC RK Institute of Nuclear Physics, Almaty

For discussion, the project of Methodical Regularities concerning determination of the ionizing emission effective dose in the course of radiation monitoring for natural / artificial sources of radiation is proposed.

УДК 577. 391. 001: 578. 087.1.

ИССЛЕДОВАНИЕ ПРЕПАРАТОВ РАСТИТЕЛЬНОГО ПРОИСХОЖДЕНИЯ НА РАДИОМОДИФИЦИРУЮЩИЕ СВОЙСТВА

[1)]Кадырова Н.Ж., [1)]Карабалин Б.К., [1)]Сейсебаев А.Т., [2)]Бикбулатова Т.Н., [2)]Музычкина Р.А.

[1)]Институт радиационной безопасности и экологии
[2)]КазГНУ им. Аль-Фараби

На различных тест-объектах проводилось исследование препаратов растительного происхождения из местного сырья (ХПС-52, ХПС-8) на радиомодифицирующие свойства. Установлен умеренный радиомодифицирующий эффект препаратов из местного сырья растительного происхождения ХПС-52 и ХПС-8 на различных тест-объектах.

На протяжении многих десятков лет перспективным направлением разработки средств защиты от поражающего действия ионизирующих излучений выдвигается поиск природных противолучевых препаратов [1,2]. Известно, что фенолы принимают активное участие в метаболизме клетки и оказывают влияние на синтез ДНК, РНК и белков. Показана антимутагенная и противолучевая активность различных фенолов [3,4]. Исследованиями КазНИИ онкологии и радиологии [5] и Института ботаники НАН РК [6] показана возможность использования отдельных природных фенолов (лейкоэфдин, сульфасоли хризофанола и др.) в качестве радиомодифицирующих агентов.

Несомненный интерес вызывает у исследователей поиск природных соединений из растений, произрастающих в экологически неблагоприятных условиях, а также в условиях длительной адаптации растений к хроническому облучению. Предполагается, что в результате длительной адаптации растений к условиям влияния как малых, так и протяженных хронических доз облучения в растениях вырабатываются особые вещества, соединения или группы соединений, способствующих выживанию их разновидностей в этих условиях. Частичное решение этой актуальной задачи была начата нами совместно с учеными кафедры природных соединений КГНУ им. Аль-Фараби. Профессором Музычкиной Р.А., доцентом Бикбулатовой Т.Н. были выделены ряд фитопрепаратов из местного сырья. В настоящем сообщении приводим результаты исследований двух препаратов из серии ХПС: - ХПС-52, ХПС-8, которые были проверены на радиомодифицирующий эффект на различных тест-объектах.

Выявление радиомодифицирующих свойств препаратов на растениях

Выбрана корневая меристема ячменя как модельная система для испытаний. В лабораторных и полевых опытах использован чистолинейный сорт ярового ячменя Черниговский 5.

Для изучения радиомодифицирующего эффекта исследуемых препаратов из серии ХПС облучение семян ячменя проводили на гамма-установке "Стебель-3М" при мощности дозы 4,83 Гр/мин. Обработку семян препаратом осуществляли в термостате при температуре 250˚С в течение 6-ти часов. Обработанные семена промывали водой, слегка подсушивали фильтровальной бумагой и облучали в соответствующей дозе гамма-излучения. В контрольных вариантах необлученные семена замачивали в дистиллированной воде и растворе исследуемого в данном случае препарата.

В предварительной серии экспериментов проводилось тестирование на эффективные, не мутагенные концентрации препаратов и выбор рабочей дозы гамма-излучения. Структурные нарушения хромосом анализировались в анафазах первого митоза на временных давленых препаратах, окрашенных ацетоорсеином. Учитывались различные типы аберраций, хромосомные и хроматидные мосты, двойные и одиночные свободные фрагменты, а также сложные перестройки. Тестирование на мутагенность исследуемых препаратов по частоте хромосомных нарушений в корневой меристеме ячменя показало, что спонтанный уровень хромосомных нарушений в контроле составляет 1,51% (Табл. 1). На этом фоне все апробируемые препараты серии обладали некоторым мутагенным эффектом, зависящим от концентрации препарата. Частота хромосомных аберраций для этих препаратов лишь незначительно превышает уровень контроля только при концентрации 1%.

Таблица 1. Действие различных концентраций препаратов на семена ячменя

Варианты опыта	**Частота хромосомных аберраций при различных концентрациях препаратов**				**Доза, %**
	1%	**0,1%**	**0,01%**	**0,001%**	
Контроль	-	-	-	-	1,51
ХПС - 8	2,06	1,15	1,47	1,85	
ХПС -52	2,51	1,71	1,47	1,60	

Основываясь на полученных данных, в лабораторных условиях при различных дозах гамма-излучения исследован на хромосомном уровне препарат ХПС – 8 на радиомодифицирующий эффект. Семена облучались после обработки 0,1% раствором ХПС - 8 следующими дозами гамма-излучения: 30, 60, 90 и 120 Гр. Анализ частоты хромосомных аберраций по всем вариантам опыта свидетельствует о наличии защитного эффекта, более четко выраженного при дозах 60 и 90 Гр. (Табл. 2).

Таблица 2. Радиомодифицирующий эффект препарата ХПС-8 на семена ячменя при различных дозах гамма-радиации

Варианты опытов	**Кол-во клеток с анафаз.**	**клеток с перестройками**		**кол-во перестроек**	**хромосомных**	**хроматоидных**
		кол-во	**%**			
Контроль-вода	2119	41	1,93±0,29	41	23	13
Контроль –ХПС-8 (0,1%)	2159	29	1,34±0,24	29	18	11
Вода+ГМ-30 Гр	2058	334	16,22±0,81	399	281	118
ХПС-8(0,1%)+30 Гр	2044	247	12,06±0,47	247	171	76
Вода+ГМ-60 Гр	1866	482	25,83±1,01	585	423	162
ХПС-8(0,1%)+60 Гр	3273	425	13,00±0,75	425	215	220
Вода+ГМ-90 Гр	2730	825	30,22±0,87	1032	728	304
ХПС-8(0,1%)+90 Гр	2568	362	14,09±0,44	448	238	210
Вода+ГМ-120 Гр	2095	671	32,02±0,50	693	462	231
ХПС8(0,1%)+120Гр	1573	337	21,41±1,03	389	228	161

Примечание: в этой таблице ГМ - гамма-радиация.

Полученные результаты свидетельствуют о том, что гамма-лучи индуцируют нарушения в клетках корневой меристемы. Частота хромосомных аберраций при этом имеет дозовую зависимость. Предварительная радиационная обработка семян ячменя препаратом ХПС-8 способствует снижению количества аберрантных клеток во всех вариантах опыта, хотя и в неравной степени. Так, при дозе 30 Гр. эффект защиты менее выражен, чем при дозах 60 и 90 Гр., а возрастание дозы облучения до 120 Гр. приводит вновь к снижению защитного действия препарата.

Полагают, что большинство радиопротекторов проявляют защитный эффект в области полулетальных доз. При малых дозах облучения, вызывающих незначительные нарушения физиолого-биохимических реакций организма эффективность радиопротекторов может быть связана со специфичностью действия. Возрастание же доз ионизирующей радиации до сублетальных приводит к расширению объема необратимых нарушений, что и обуславливает снижение защитного действия радиопротектора [7].

В дальнейшем в условиях теплицы проводилось изучение различных концентраций препаратов серии ХПС на радиомодифицирующие свойства при разных дозах облучения. При изучении действия различных радиомодифицирующих агентов на растения наряду с цитогенетическими показателями учитывают и количественные критерии: всхожесть семян, выживаемость растений, продуктивность, изменчивость, морфологические признаки. Следует учитывать, что разные критерии не всегда дают однозначный ответ о реакции растений на воздействующие агенты. При изучении радиационного эффекта по какому-то одному признаку мы получим представление об отдельной реакции, ответственной за формирование данного признака и свойства организма. Поэтому сравнительная оценка действия радиации и радиомодификаторов обычно дается на основании анализа многих показателей. В качестве критериев оценки радиационного поражения и радиомодифицирующего эффекта исследуемых препаратов выбраны степень подавления всхожести, выживаемости, длины корней, высоты растений, веса одного растения проростков ячменя. Для оценки этих критериев семена ячменя сорта Черниговский, обработанные различными концентрациями препаратов до облучения в дозах от 30 до 120 Гр., высевались в грунт в условиях теплицы. Анализ по выше перечисленным критериям проводился в течение 60 дней от начала высева семян. В каждом варианте опытов анализировались все выжившие растения. Для оценки радиомодифицирующего действия препаратов на ростовые процессы проростков ячменя вычислялся коэффициент защиты K_3 (он же Км -

коэффициент модификации) по формуле $К_3=P_2/P_1$, где P_1 - величина признака в варианте опыта без обработки препаратом; P_2 - величина признака в обработанном варианте. При наличии защиты $К_3 >1$, при сенсибилизации $К_3 <1$. Статистическая обработка данных проводилась по П.Ф. Рокицкому [8].

Таблица 3 отражает условия проведения экспериментов и показатели всех анализируемых признаков, что дает возможность интегрировать ответную реакцию организма на конечном результате - выживаемости. Так, 1% раствор ХПС-52 при дозе гамма-излучения 30 Гр. обеспечивает 99% выживаемость за счет 100% всхожести семян и почти столь же высокой защиты корневой системы. И, напротив, снижение всхожести и относительно небольшая стимуляция ростовых процессов свидетельствуют об отсутствии защиты этим же препаратом при дозе 60 Гр. При дозе 90 Гр. уровень защиты по выживаемости коррелирует со всхожестью и величиной коэффициента защиты корневой системы, тогда как при 120 Гр. такая корреляция наблюдается только между всхожестью и выживаемостью. Увеличение концентрации препарата ХПС-52 до 2 и 5 % - не вносит изменений в общую картину радиомодифицирующего эффекта данного препарата, направленного на противолучевую защиту. Особый интерес по результатам экспериментов вызывают препарат ХПС-8, защитный эффект которого практически проявляется при всех исследуемых дозах облучения, усиливая выживаемость облученных растений при полулетальных дозах почти вдвое. Следует отметить, что характер модифицирующего действия препарата ХПС-8 на хромосомном и организменном уровне совпадают, препарат эффективен при полулетальных дозах. В целом в результате сравнительного анализа 2 препаратов установлен их протекторный эффект, различной степени выраженности в зависимости от доз ионизирующей радиации и концентрации самих препаратов.

Таблица 3. Сравнительное изучение различных концентраций препаратов серии ХПС на всхожесть, выживаемость и морфологические признаки семян ячменя при облучении их различными дозами

Варианты опыта	**Кол-во посеянных семян**	**Кол-во взошедших семян**	**Всхожесть, (%)**	**Кол-во выживших семян**	**Выживаемость, (%)**	**Длина корней, см**	**$К_3$**	**Высота растений, см**	**$К_3$**	**Вес одного растения, г**	**$К_3$**
Препарат ХПС-52 (1%)											
Контроль (вода)	120	113	94	104	87	13,6		31,5		1,7	
ХПС 52 (1%)	120	118	98	112	93	13,4		31,3		1,4	
Вода +У-30Гр	120	120	100	120	100	6,1		45,1		1,8	
ХПС 52+У-30Гр	120	120	100	119	99	11,6	1,9	35,6	1,0	1,96	1,1
Вода +У-60Гр	120	115	96	110	92	11,3		36,2		1,96	
ХПС 52+У-60Гр	120	109	91	106	88	12,7	1,1	40,3	1,1	1,98	1,0
Вода +У-90Гр	120	90	75	80	67	9,4		30,8		0,5	
ХПС 52+У-90Гр	120	108	90	102	85	11,0	1,2	30,1	0,9	1,4	2,8
Вода +У-120Гр	120	77	64	59	49	8,8		28,6		1,1	
ХПС 52+У-120Гр	120	87	73	73	61	8,3	0,9	26,4	0,9	1,5	1,3
Препарат ХПС-52 (2%)											
Контроль (вода)	120	120	100	117	98	10,8		49,0		5,5	
ХПС 52 (2%)	120	120	100	120	100	11,1		50,0		5,3	
Вода+У-60Гр	120	117	98	113	94	11,7		47,4		4,3	
ХПС 52+У-60Гр	120	119	99	113	94	14,1	1,2	48,7	1,0	4,9	1,1
Вода+У-90Гр	120	103	86	67	56	7,9		32,1		2,3	
ХПС 52+У-90Гр	120	112	93	94	78	8,7	1,1	35,3	1,1	1,3	0,5
Вода+У-120Гр	120	82	68	58	48	7,6		22,2		1,5	
ХПС 52+У-120Гр	120	78	65	33	28	9,8	1,3	25,5	1,1	2,1	1,4
Препарат ХПС-8 (1%)											
Контроль (вода)	120	115	96	110	92	9,2		44,2		2,6	
ХПС 8 (1%)	120	117	98	114	95	10,6		42,7		2,6	
Вода +У-30Гр	120	112	93	108	90	11,4		39,2		2,1	
ХПС 8+У-30Гр	120	114	95	107	89	11,3	0,9	41,8	1,0	2,1	1,0
Вода +У-60Гр	120	106	88	91	76	8,2		33,4		1,3	
ХПС 8+У-60Гр	120	110	92	102	85	10,0	1,2	31,3	0,9	1,2	0,9
Вода +У-90Гр	120	78	65	57	47	6,6		24,4		0,7	
ХПС 8+У-90Гр	120	99	82	75	62	6,9	1,0	22,4	0,9	0,8	1,1
Вода +У-120Гр	120	58	48	25	21	5,0		20,0		0,5	
ХПС 8+У-120Гр	120	71	59	47	39	5,7	1,1	18,9	0,9	0,5	1,0
Препарат ХПС –8 (2%)											
Контроль (вода)	120	115	96	115	96	11,5		47,5		4,8	
ХПС 8 (2%)	120	114	95	110	92	11,1		48,6		3,9	
Вода+У-60Гр	120	100	83	91	76	11,4		44,2		3,6	

Варианты опыта	**Кол-во посеян-ных семян**	**Кол-во взошед-ших семян**	**Всхожесть, (%)**	**Кол-во выжив-ших семян**	**Выживае-мость, (%)**	**Длина кор-ней, см**	**K_3**	**Высота растений, см**	**K_3**	**Вес одного растения, г**	**K_3**
ХПС 8+У-60Гр	120	109	91	108	90	12,3	1,0	41,8	0,9	3,5	0,9
Вода+У-90Гр	120	54	45	45	38	8,6		29,0		2,0	
ХПС 8+У-90Гр	120	80	67	75	63	7,9	0,9	34,5	1,1	1,4	0,7
Вода+У-120Гр	120	29	24	16	13	6,6		15,7		0,5	
ХПС 8+У-120Гр	120	61	51	53	44	7,5	1,1	23,1	1,4	1,3	2,6
Препарат ХПС-8 (5%)											
Контроль (вода)	120	120	100	116	97	9,8		39,5		2,1	
ХПС 8 (5%)	120	120	100	120	100	10,1		42,6		2,2	
Вода+У-60Гр	120	109	91	111	93	10,2		40,2		2,0	
ХПС 8+У-60Гр	120	118	98	115	96	10,6	1,0	42,5	1,0	2,5	1,2
Вода+У-90Гр	120	69	58	63	53	8,3		24,8		0,9	
ХПС 8+У-90Гр	120	117	98	108	90	9,4	1,1	32,7	1,3	1,5	1,6
Вода+У-120Гр	120	42	35	20	17	6,0		21,1		0,7	
ХПС 8+У-120Гр	120	96	80	100	83	7,0	1,1	25,0	1,1	0,9	1,2

Примечание: *У – облучение (Гр)*

Выявление радиомодифицирующего эффекта изучаемых препаратов на лабораторных животных

Предварительно проводилось изучение острой токсичности препаратов согласно методических указаний по экспериментальному и клиническому изучению радиопротекторов [9].

Изучение острой токсичности препарата ХПС–8. С целью изучения острой токсичности препарата ХПС –8 поставлены эксперименты на 160 крысах-самцах массой 180-270 г.г. Препарат вводили внутрибрюшинно в дозах 50, 100, 150, 200, 250, 500, 550 мг/кг массы животного соответственно в физиологическом растворе. Контрольной группе животных вводили изотонический раствор.

Проводилось измерение живой массы, температуры тела, клиническое наблюдение животных ежедневно в течение 10 суток, гематологическое исследование. Клиническое наблюдение включало в себя оценку общего состояния и поведения животных, состояния шерстного покрова и кожи, состояния слизистых рта и глаз, состояния органов дыхания и сердечно - сосудистой системы, а также состояние органов пищеварения.

Масса тела животных во всех группах в течение всего опыта оставалась без особых изменений. В отношение температуры тела у животных после введения доз препарата от 50 мг/кг до 200 мг/кг наблюдали следующее: на 1 сутки после введения препарата ХПС- 8 снижением температуры тела отреагировали животные группы (50 мг/кг), тогда как на 5 сутки нами отмечено повышение температуры тела почти у всех животных, кроме группы (150 мг/кг). К концу наблюдения, т.е. на 10 сутки температура тела понижалась у крыс при дозе 50 мг/кг и 150 мг/кг относительно исходного значения.

Клинически - сердечно-сосудистая и дыхательная системы были без особенностей на протяжении всего эксперимента в группах животных, получавших 50 – 200 мг/кг препарата. Отмечены изменения слизистых оболочек в виде коньюнктивита глаз на 5 сутки и жидкий стул. Как видно, исследуемые дозы препарата ХПС-8 -50, 100, 150, 200 мг/кг - не вызывали заметных физиологических сдвигов в организме животных.

Клиническая картина проявилась сразу же на вторые сутки после введения препарата в дозах 500 и 550 мг/кг в виде коньюнктивита обоих глаз, взъерошенности шерстного покрова, которая в дальнейшем (5 сутки) сменилась эпиляцией волос. На 5 сутки в этих же группах нами отмечается падеж крыс - во 2 группе - 40% а в 5 группе - 80% животных. Патологоанатомическое вскрытие этих животных показало во всех случаях падежа гнойно-некротическое воспаление легких, что развилось, по-видимому, в результате острого токсического состояния животных. Температура тела во всех группах при дозе 250, 500, 550 мг/кг на протяжении всего эксперимента оставалась без изменений.

Таким образом, при исследовании испытуемых доз препарата ХПС- 8 нам удалось установить максимально-переносимую (240-250 мг/кг). токсическую (260-290 мг/кг) и летальную (320-500 мг/кг) дозы препарата. Выявление последних 2-х доз сопровождалось ярко выраженной клинической картиной.

Изучение острой токсичности препарата ХПС –52. На 120 крысах-самцах испытывались следующие дозы ХПС-52: 250, 300, 350, 450, 500, 550 мг/кг массы крыс. Способ введения препарата ХПС-52, изучаемые параметры крыс, сроки наблюдения аналогичны препарату ХПС-8. Проводилось 3-^{x}кратное гематологическое исследование изучаемых животных.

При введении доз 250, 300, 350 мг/кг препарата ХПС-52 наблюдается 100 % выживаемость животных. При клиническом осмотре крысы были угнетены в течение первых 2-х суток, отмечалась

взъерошенность шерстного покрова до 4 -8 суток, у 20 % животных выявлялось учащенное дыхание. На эти дозы животные отреагировали на первые же сутки повышением температуры, которая в дальнейшем на 3 - 5 сутки падала и с определенной цикличностью к концу наблюдения возвращалась к исходным значениям.

Анализ данных по изменению массы тела лабораторных животных показывает, что динамика нарастания массы животных хорошо прослеживается в контрольной группе. В группах с использованием доз препарата ХПС-52 - 250, 300, 350 мг/кг на протяжении всего срока наблюдения изменения массы тела крыс не отмечается.

При анализе периферической крови у лабораторных животных после воздействия доз препарата ХПС- 52 (250, 300, 350 мг/кг) показано, что хотя на первых сутках и наблюдается снижение количества лейкоцитов и гемоглобина, но далее к 5 суткам отмечается быстрое восстановление их уровня (таблица 4).

Таблица 4. Изменение периферической крови у лабораторных животных при воздействии различных доз препарата ХПС- 52

Исследуемые группы		**Сроки наблюдения**	**Лейкоциты, $\cdot 10^9$/л**	**Эритроциты, $\cdot 10^{12}$/л**	**Гемоглобин, г/л**
Контрольная группа			16.6±1.2	5.7±0.4	154.8±11.4
Препарат	250 мг/кг	1 сут.	11.5±1.7*	5.9±0.2	136.0±2.9
ХПС-52 :	300 мг/кг	1 сут.	10.5±2.8*	5.7±0.2	118.0±3.0*
	350 мг/кг	1 сут.	9.4±1.4 *	5.7±0.3	115.6±4.8*
Препарат	250 мг/кг	5 сут.	15.9±0.8	6.0±0.2	146.0±8.0
ХПС-52 :	300 мг/кг	5 сут.	19.9±3.5	5.1±0.1*	136.8±4.1
	350 мг/кг	5 сут.	15.3±2.4	5.5±0.3	149.0±4.4
Препарат	250 мг/кг	10 сут.	19.7±4.8	5.9±0.2	137.0±5.8
ХПС-52:	300 мг/кг	10 сут.	17.1±1.7	5.5±0.1	133.0±4.6*
	350 мг/кг	10 сут.	15.7±1.2	5.8±0.2	137.0±4.6

Примечание: ** - изменение статистически достоверны*

Как видно из полученных данных, применение испытуемого препарата ХПС-52 в дозах 250, 300, 350 мг/кг не вызвало особых изменений со стороны клинических параметров и массы тела. Повышением температуры тела реагируют животные на введение препарата ХПС-52 в данных дозах. При гематологическом исследовании выявлено снижение уровня лейкоцитов и гемоглобина только на первых сутках наблюдения, в последующем их содержание быстро восстанавливается. Следовательно, испытуемые дозы препарата ХПС-52 вызывают изменение физиологических параметров и нарушение картины периферической крови крыс на фоне относительного клинического благополучия. По-видимому, дозы препарата ХПС-52 - 250, 300, 350 мг/кг следует отнести к терапевтическим дозам.

Наблюдается падеж при введении препарата ХПС-52 при дозе 500 мг/кг - 20 %, 550 мг/кг - 60 %, а при дозе 450 мг/кг - 100 % выживаемость. При клиническом осмотре крысы при дозе 450 мг/кг были активны, на первых сутках наблюдения у них отмечены нарушения со стороны органов пищеварительного тракта. Животные при дозе 500, 550 мг/кг в эти же сроки были подавлены на фоне тех же нарушений органов пищеварения. Следует отметить, что клинические проявления при введении препарата ХПС-52 на первые же сутки сопровождались повышением температуры тела крыс, которые в последующие сутки снижалась и вновь давала пик на 5 сутки наблюдения. Масса тела животных на протяжении всего срока исследования оставалась стабильной.

При изучении периферической крови после введения препарата ХПС-52 в дозах 450, 500, 550 мг/кг на первых сутках наблюдения отмечены изменения лейкоцитов, уровень которых нарастает при дозе 500 мг/кг по сравнению с исходными значениями. Пятые сутки наблюдения показывают, что при всех взятых дозах препарата ХПС-52 происходит понижение уровня лейкоцитов относительно их показателей на 1-х сутках наряду с падением содержания гемоглобина (таблица 5).

Как показали проведенные исследования, в данной серии экспериментов установлены максимально - переносимые (450 мг/кг), сублетальные (500 мг/кг) и летальные (550 мг/кг) дозы препарата ХПС-52. Выявления максимально - переносимых, сублетальных и летальных доз препарата ХПС-52 сопровождалось выраженными симптомами клинических проявлений, повышением температуры тела животных, изменениями форменных элементов крови на фоне стабильности массы тела.

Таблица 5. Динамика изменения периферической крови белых крыс при воздействии максимально-переносимых и летальных доз препарата ХПС- 52

Исследуемые группы		Сроки наблюдения	Лейкоциты, $\cdot 10^9$/л	Эритроциты, $\cdot 10^{12}$/л	Гемоглобин, г/л
Контрольные группы		исх.	12,74±2,0	5,74±0,4	124±8,0
препарата ХПС- 52		исх.	15,34±2,1	6,3±0,18	142±4,0
Препарат	450 мг/кг	1 сут.	13,58±1,5	5,46±0,2	128±4,5
ХПС- 52:	500 мг/кг	1 сут.	16,5±2,2*	5,97±0,3	145±10,9
	550 мг/кг	1 сут.	11,7±	4,85±	125±
Препарат	450 мг/кг	5 сут.	9,52±0,8*	5,38±0,2	116±5,5
ХПС- 52:	500 мг/кг	5 сут.	9,25±0,4*	5,55±0,3	110±7,24*
	550 мг/кг	5 сут.	12,25±	4,85±	97,5±

Примечание: ** - изменения статистически достоверны*

Изучение радиомодифицирующего действия препаратов растительного происхождения на лабораторных животных

В экспериментах использованы методические указания по экспериментальному и клиническому изучению радиопротекторов [9], рекомендации по методике облучения экспериментальных животных рентгеновыми и гамма-лучами [10].Статистическая обработка данных проводилась по Монцевичюте-Эрингене [11]. Тотальное облучение животных проводилось на γ - установке при применении летальных доз облучения –6, 7, 8 и 9 Гр. Облучение проводили на γ-установке "Агат РМ" при следующих физико-технических условиях: мощность – 116,4 р/мин, энергия 1.25 мэв, РИК – 75 см, поле облучения 20х20 см. Крыс помещали в 6-тикамерную плексигласовую клетку с вентиляционным отверстием и крышкой, в которой они находились во время облучения в течение времени, соответствующей дозе облучения.

Изучение радиомодифицирующего действия препарата ХПС-52 при различных дозах облучения

С целью выявления радиомодифицирующих свойств препарата ХПС-52 поставлены следующие серии экспериментов. 80 белых крыс - самцов были разделены на 10 групп: I-группа - биологический контроль, со 2-го по 10 группы - опытные. Животные подвергались следующим дозам тотального γ-облучения - 6, 7, 8 Гр. Препарат ХПС-52 вводился однократно за 15-20 минут до облучения внутрибрюшинно. Животные находились под наблюдением в течение 30 суток. Проводились ежедневный клинический осмотр животных, измерение их физиологических параметров, а также 5-кратное гематологическое исследование - до проведения облучения, на 1, 5, 15, 30 сутки наблюдения. В результате проведенного облучения у крыс развилась типичная картина острой лучевой болезни.

Начиная со 2-го дня после облучения наблюдалось заметное общее угнетение крыс при дозе 7 и 8 Гр. При этом они становились малоподвижными, сонливыми, слабо реагирующими на внешние раздражители. Шерсть у них взъерошена, ломкая. Корм едят мало и значительно меньше, чем не облученные животные. У большинства крыс на 2-3 сутки отмечался жидкий стул, сукровичные выделения из носа, глаз, продолжающиеся до 5-6^x суток. Следует сказать, что у крыс, облученных при дозе 6 Гр. эти симптомы мало выражены или вовсе отсутствуют. Необходимо отметить, что эта симптоматика также менее выражена у крыс, облученных на фоне радиомодификатора. Колебания индивидуальной температуры тела лабораторных животных были более выражены в опытных группах по мере повышения дозы облучения и характеризовались определенной цикличностью, хотя и не выходили за рамки нормальных величин. Масса тела крыс у всех без исключения животных во всех опытных группах характеризовалась падением уровня сразу на первых сутках после воздействия доз облучения – 6, 7, 8 Гр и в дальнейшем у выживших животных возвращалась к исходному значению к концу срока наблюдения.

Как видно из таблицы 6, при применении тотального γ - облучения исследуемый препарат ХПС-52 на первых сутках наблюдения показал себя двояко: проявил радиозащитное действие при дозе 7 - 8 Гр. и концентрации препарата 1/8 $ЕД_{16}$ и выявил радиосенсибилизирующие свойства при дозе 1/2 $ЕД_{16}$. Причем радиосенсибилизирующий эффект возрастал по мере уменьшения дозы облучения.

Этот вывод подтверждает также и гематологическое исследование животных через сутки после введения препарата. Так, как видно из таблицы 7, при всех дозах облучения в крови лабораторных животных наблюдалась резкая лейкопения, как известно одна из основных характеристик острой лучевой болезни, наряду с понижением уровня гемоглобина. После введения препарата ХПС-52, хотя и отмечалась достоверная лейкопения, но по сравнению с контролем облучения уровень лейкоцитов и гемоглобина в крови повышен. Это дает нам основание предположить, что исследуемый препарат оказывает радиомодифицирующее действие.

К 5 суткам продолжала нарастать лейкопения одновременно с понижением уровня эритроцитов и гемоглобина, достигая при этом своего максимума.

Таблица 6. Влияние различных доз гамма - излучения на выживаемость лабораторных животных при испытании препарата ХПС- 52

Вид воздействия	**Падеж, %**	**Выживаемость, %**
8 Гр. - контроль	25	75
8 Гр. + 1/2 препарата ХПС- 52 от $ЕД_{16}$	38	62
8 Гр. + 1/8 препарата ХПС- 52 от $ЕД_{16}$	—	100
7 Гр. - контроль	25	75
7 Гр. + 1/2 препарата ХПС- 52 от $ЕД_{16}$	50	50
7 Гр. + 1/8 препарата ХПС- 52 от $ЕД_{16}$	—	100
6 Гр. - контроль	—	100
6 Гр. + 1/2 препарата ХПС- 52 от $ЕД_{16}$	50	50
6 Гр. + 1/8 препарата ХПС- 52 от $ЕД_{16}$	13	87
Биологический контроль	—	100

Таблица 7. Изменение периферической крови у лабораторных животных при различных дозах облучения на фоне использования препарата ХПС- 52

Исследуемые группы	**Сроки наблюдения**	**Лейкоциты, $\cdot 10^9$/л**	**Эритроциты, $\cdot 10^{12}$/л**	**Гемоглобин, г/л**
Контрольная группа		18.0±1.6	5.9±0.2	145.6±5.0
8 Гр. -контроль	1сут.	4.9±0.7*	5.6±0.26	130.5±3.1*
8 Гр. +1/2 преп. ХПС-52 от$ЕД_{16}$	1сут.	11.8±1.3**	6.1±0.1	151.5±3.5**
8 Гр. +1/8 преп. ХПС-52 от$ЕД_{16}$	1сут.	12.2±1.7**	5.3±0.2	135.0±4.7
7 Гр. -контроль	1сут.	7.3±0.8*	5.6±0.1	112.5±6.2*
7 Гр. +1/2 преп. ХПС-52 от$ЕД_{16}$	1сут.	13.0±0.8**	6.0±0.1**	155.0±4.8**
7 Гр. +1/8 преп. ХПС-52 от$ЕД_{16}$	1сут.	9.9±0.9*	5.9±0.2	112.5±6.8
6 Гр. -контроль	1сут.	5.6±0.6*	5.7±0.1	133.0±2.4*
6 Гр. +1/2 преп. ХПС-52 от$ЕД_{16}$	1сут.	10.8±3.5 *	6.0±0.2	131.7±6.5
6 Гр. +1/8 преп. ХПС-52 от$ЕД_{16}$	1сут.	11.7±1.0**	5.8±0.2	129.3±4.1
8 Гр. -контроль	5сут.	2.3±0.4*	5.7±0.1	131.2±4.1*
8 Гр. +1/2 преп. ХПС-52 от$ЕД_{16}$	5сут.	3.7±0.4**	5.2±0.2**	110.0±5.8**
8 Гр. +1/8 преп. ХПС-52 от$ЕД_{16}$	5сут.	3.1±0.3	5.7±0.2	125.0±6.1
7 Гр. -контроль	5сут.	3.7±0.6*	4.6±0.1*	95.6±6.2*
7 Гр. +1/2 преп. ХПС-52 от$ЕД_{16}$	5сут.	3.2±0.4	4.3±0.3	102.8±4.9
7 Гр. +1/8 преп. ХПС-52 от$ЕД_{16}$	5сут.	3.0±0.2	4.2±0.2	94.4±3.9
6 Гр. -контроль	5сут.	3.4±0.5*	4.7±0.1*	110.6±3.3*
6 Гр. +1/2 преп. ХПС-52 от$ЕД_{16}$	5сут.	3.0±0.4	4.0±0.2**	97.5±9.0
6 Гр. +1/8 преп. ХПС-52 от$ЕД_{16}$	5сут.	2.3±0.3	4.0±0.1**	106.4±4.4
8 Гр. -контроль	15сут.	5.2±1.3*	4.6±0.2*	96.7±5.6*
8 Гр. +1/2 преп. ХПС-52 от$ЕД_{16}$	15сут.	7.3±0.8	4.6±0.2	98.0±4.5
8 Гр. +1/8 преп. ХПС-52 от$ЕД_{16}$	15сут.	6.5±0.9	4.8±0.2	105.6±4.5
7 Гр. -контроль	15сут.	7.2±1.4*	5.05±0.1*	105.0±3.7*
7 Гр. +1/2 преп. ХПС-52 от$ЕД_{16}$	15сут.	7.2±1.0	5.1±0.1	115.0±5.6
7 Гр. +1/8 преп. ХПС-52 от$ЕД_{16}$	15сут.	6.4±0.2	4.7±0.2	97.5±6.5
6 Гр. -контроль	15сут.	4.0±0.6*	5.0±0.1*	120.0±0.3*
6 Гр. +1/2 преп. ХПС-52 от$ЕД_{16}$	15сут.	7.1±0.8**	5.3±0.2	118.7±4.5
6 Гр. +1/8 преп. ХПС-52 от$ЕД_{16}$	15сут.	5.0±0.5	5.0±0.2	114.3±4.2
8 Гр. -контроль	30сут.	15.5±2.3	5.2±0.1*	94.2±4.1*
8 Гр. +1/2 преп. ХПС-52 от$ЕД_{16}$	30сут.	16.0±3.3	5.0±0.1	104.0±3.0
8 Гр. +1/8 преп. ХПС-52 от$ЕД_{16}$	30сут.	16.3±1.8	4.9±0.1	105.0±4.7
7 Гр. -контроль	30сут.	16.3±2.8	4.9±0.1*	108.3±4.7*
7 Гр. +1/2 преп. ХПС-52 от$ЕД_{16}$	30сут.	14.0±3.1	4.8±0.2	96.2±8.6
7 Гр. +1/8 преп. ХПС-52 от$ЕД_{16}$	30сут.	20.5±1.2	5.07±0.1	103.7±4.6
6 Гр. -контроль	30сут.	9.2±1.1*	6.1±0.5	107.5±4.7*
6 Гр. +1/2 преп. ХПС-52 от$ЕД_{16}$	30сут.	11.0±1.0	4.7±0.1**	112.5±6.3
6 Гр. +1/8 преп. ХПС-52 от$ЕД_{16}$	30сут.	11.2±1.3	5.0±0.1	121.4±2.5*

Примечание: ** -изменения статистически достоверны к биологическому контролю*
*** -изменения статистически достоверны к контролю облучения*

Несмотря на то, что к 15 суткам все еще отмечалось пониженное содержание всех изучаемых форменных элементов крови, выявлена явная тенденция к восстановительным процессам. К 30 суткам показано полное восстановление белой крови при дозе 7- 8 Гр. на фоне продолжающейся лейкопении при 6 Гр. Однако показатели красной крови при этом оставались пониженными.

Результаты этих экспериментов показали, что в остром опыте на 80 белых крысах - самцах выявлен радиомодифицирующий эффект препарата ХПС-52 при воздействии γ-облучения 6,7,8 Гр. Радиомодифицирующее действие препарата ХПС-52 подтверждалось также и результатами гематологического исследования животных.

С целью закрепления полученного результата по радиомодифицирующему действию препарата ХПС-52 поставлены следующие серии экспериментов. На 64 крысах - самцах массой 170-210 г.г. проводилось кратковременное тотальное облучение лабораторных животных на γ - установке при применении летальных доз облучения. Физико-технические условия облучения те же, что и при предыдущем эксперименте. Животные в данном эксперименте были разделены на 7 групп: 1 группа - 8 Гр. - контроль облучения; 2 группа - 8 Гр. + 1/2 от $ЕД_{16}$; 3 группа - 8 Гр. + 1/8 от $ЕД_{16}$; 4 группа - 9 Гр. + 1/2 от $ЕД_{16}$; 5 группа - 9 Гр. + 1/8 от $ЕД_{16}$; 6 группа - 9 Гр. - контроль облучения; 7 группа - биологический контроль. Препарат ХПС-52 вводился аналогично в дозах 1/2 и 1/8 от его $ЕД_{16}$. Сроки наблюдения за экспериментальными животными и изучаемые параметры также аналогичны предыдущей серии. Павших животных подвергали патологоанатомическому вскрытию.

Клинические проявления начинающейся острой лучевой болезни животных отмечены сразу на первых сутках наблюдения в виде ломкости и потускнения их шерстного покрова, конъюнктивита глаз, выделения из носа, к которым в последующих сутках присоединялись нарушения органов пищеварения, проявляющиеся в начале в виде неоформленного кала, затем в виде кала со слизью и кровью. Падеж животных отмечался во всех 3-х группах при применении дозы 8 Гр., основной падеж в этих группах с использованием препарата приходился на 7-11 сутки, тогда как в контроле облучения - на 10 - 13 сутки. При использовании летальной дозы 9 Гр., так же во всех 3-х группах отмечен значительный падеж животных. При патологоанатомическом вскрытии павших животных обнаружены атрофия селезенки, вздутие и кровоизлияние в слизистые оболочки кишечника, дряблость семенников нередко сопровождающаяся их кровоизлиянием. Отмечены также изменения в легочной ткани, малокровие печени. Анализ измерения массы тела лабораторных животных во всех опытных группах включая контроль облучения, кроме группы биологического контроля, выявил существенное падение этого физиологического показателя по мере развития острой лучевой болезни животных. Температура тела белых крыс в процессе проведения эксперимента во всех группах также претерпевала цикличные изменения, не носящие выраженного характера.

Из полученных данных этого эксперимента установлено, что при летальных дозах облучения 8 и 9 Гр. у всех лабораторных животных клинически развилась картина острой лучевой болезни. Из таблицы 8 следует, что при летальной дозе 9 Гр меньшая доза препарата ХПС-52 способствует меньшему падежу животных при существенном увеличении их выживаемости и средней продолжительности жизни (выживаемость в 3 р, СПЖ - в 1,8 раза). По- видимому, на основании изучения этих параметров - средней продолжительности жизни и выживаемости, можно сказать о том, что препарат ХПС-52 в данных исследованиях при его внутрибрюшинном введении за 15-20 мин. до облучения проявил радиозащитное действие.

Таблица 8. Оценка радиомодифицирующего действия препарата ХПС-52 по результатам падежа, выживаемости и средней продолжительности жизни животных при летальных дозах облучения

Исследуемые группы	**Падеж, %**	**Выживаемость, %**	**СПЖ, дни**
8 Гр. - контроль облучения	87,5	12,5	10,6
8 Гр. + 1/2 препарата ХПС-52 от его *$ЕД_{16}$*	87,5	12,5	8,7
8 Гр. + 1/8 препарата ХПС-52 от его *$ЕД_{16}$*	87,5	12,5	10,7
9 Гр. - контроль облучения	87,5	12,5	10,5
9 Гр. + 1/2 препарата ХПС-52 от его $ЕД_{16}$	100	-	9,5
9 Гр. + 1/8 препарата ХПС-52 от его *$ЕД_{16}$*	62,5	37,5	19,4
Биологический контроль	-	100	30

Гематологическое исследование животных выявило следующую особенность данной серии экспериментов. Как следует из полученных данных, при дозе облучения 9 Гр. в периферической крови животных группы контроля облучения уровень лейкоцитов на 1 сутки наблюдения не успевает претерпевать существенного изменения. Однако предварительное введение препарата при этой же дозе облучения и в тот же срок наблюдения вызывает у опытных животных в крови лейкоцитоз, наблюдаемый на фоне увеличения количества сегментоядерных нейтрофилов. Причем количество нейтрофилов составляет 90-95 % всех лейкоцитов. Думается, что препарат ХПС-52 таким образом проявляет себя как защитный фактор на реагент. Следовательно, гематологическое исследование белой крови на 1 сутки наблюдения подтвердил факт радиозащитного действия препарата ХПС-52,

который был выявлен нами по проведенным клиническим показателям.

В следующий срок наблюдения - 5 сутки, когда клинически отмечается разгар острой лучевой болезни после тотального облучения крыс дозой 9 Гр. в крови опытных и контрольной групп животных прослеживается прогрессирующая лейкопения, сопровождаемая лимфопенией. Аналогичная картина, но с меньшей степенью лимфопении, в этот период отмечена в крови во всех группах животных и при воздействии дозы 8 Гр, усиленная также и эритроцитопенией. Выявленные изменения форменных элементов крови и лейкоцитарной формулы наблюдаются вплоть до 10-11 суток исследования, когда, по-видимому, происходит перелом в развитии лучевой болезни и начинаются процессы, приводящие к восстановлению изучаемых компонентов периферической крови. И в самом деле, как показывают проведенные исследования, происходит восстановление уровня показателей белой крови во всех группах животных, хотя содержание компонентов красной крови остается ещё заниженным.

Заключение

Установлен радиомодифицирующий защитный эффект препарата растительного происхождения из местного сырья ХПС-8 в концентрации 0,1%, оцениваемый по частоте хромосомных аберраций в клетках корневой меристемы ячменя.

Изучен цитогенетической и радиозащитный эффект двух препаратов растительного происхождения из серии ХПС на растительном объекте;

Установлена дозовая и концентрационная зависимость радиопротекторного действия препаратов ХПС - 8 и ХПС -52 на растительном тест-объекте.

На основании комплексных исследований (клинических, гематологических, показателей средней продолжительности жизни и выживаемости), проводимых в течение 3-х серий экспериментов на белых крысах, установлено, что препарат растительного происхождения из местного сырья ХПС-52 обладает умеренным радиомодифицирующим действием перед тотальным облучением животных в летальных дозах.

Выявлен радиомодифицирующий эффект препаратов из местного сырья растительного происхождения из серии ХПС – ХПС-52, ХПС-8 на различных тест-объектах.

Литература

1) Кудряшов Ю.Б. Экспресс-методы первичного отбора и изучения свойств химических средств защиты от лучевого поражения. // Лучевое поражение и его модификации., М., Наука, 1985г., с. 3-20.

2) Кудряшов Ю.Б., Гончаренко ЕМ. // Тез. докл. 1 Всесоюз. радиобиол. съезда, Москва, 21-27 авг. 1989г., Т. 3., Пущино, 1989г., с. 729-730.

3) Барабой В.А. // Биологическое действие растительных фенольных соединений. Киев, Наук. думка, 1976г., с. 260.

4) Барабой В.А. // Растительные фенолы и здоровье человека. М., "Наука", 1984г., с. 160.

5) Кабиев О.К., Балмуханов С.Б. // Природные фенолы – перспективный класс противоопухолевых и радиопотенцирующих соединений. М., 1975г.

6) Сейсебаев А..Т. // Радиочувствительность растений: (модификация и мутационная изменчивость). // Алма-Ата: наука, 1986г., с. 208.

7) Ярмоненко С.П. // Радиобиология человека и животных. // М., Высшая школа, 1977г.

8) Рокицкий П. Ф. // Биологическая статистика, Минск, 1967г.

9) Методические указания по экспериментальному и клиническому изучению радиопротекторов. // М., 1978г.

10) Рекомендации по методике облучения экспериментальных животных рентгеновыми и γ-лучами. // М., Медгиз, 1954г.

11) Мончевичюте-Эрингене.// Методы статистической обработки, 1964г.

Өсімдіктерден алынған препараттардың радиомодификациялық қасиеттерін зерттеу

[1)]Кадырова Н.Ж., [1)]Карабалин Б.К., [1)]Сейсебаев А.Т., [2)]Бикбулатова Т.Н., [2)]Музычкина Р.А

[1)]ҚР ҰЯО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты
[2)]Әль-Фараби атындағы Қазақ мемлекеттік ұлттық университеті

Әртүрлі тест-объектілерде жергілікті өсімдіктерден жасалынған препараттардың (ХПС-52, ХПС-8) радиомодификациялық қасиеті зерттелінді. ХПС-52 және ХПС-8 препараттарының әртүрлі тест-объектілерде біркелкі радиомодификациялық әсері байқайды.

Study of radiomodifying properties of phytogenic compounds

[1)]Kadyrova N.Zh., [1)]Karabalin B.K., [1)]Seisebaev A.T., [2)]Bikbulatova T.N., [2)]Muzychkina R.A.

[1)]NNC RK Institute of Radiation Safety and Ecology
[2)]Al-Farabi KazGNU

Radiomodifying properties of phytogenic compounds produced from local vegetable raw materials (KhPS-52, KhPS-8) have been studied using different test-objects. Radiomodifying effect of phytogenic compounds (KhPS-52, KhPS-8) produced from local raw materials was found to be moderate.

УДК 577. 391.

ПРОГНОЗ РАДИОЧУВСТВИТЕЛЬНОСТИ ЛАБОРАТОРНЫХ ЖИВОТНЫХ ПО ПОРОГАМ ЧУВСТВИТЕЛЬНОСТИ К ТЕПЛОВОМУ РАЗДРАЖИТЕЛЮ

Лашкул Н.Н.

Институт радиационной безопасности и экологии

На крысах-самцах показано наличие связи между чувствительностью животного к тепловому раздражителю и его радиочувствительностью. Это позволяет, по мнению автора, давать оценку радиочувствительности организма, не подвергая его лучевому воздействию.

Из радиобиологических исследований известно, что различные виды животных могут сильно отличаться по своей радиочувствительности. Известны также значительные вариации индивидуальной радиочувствительности особей принадлежащих к одному и тому же виду. Опыт радиационной медицины свидетельствует о наличии таких вариаций и у людей.

Исследование механизмов этих различий имеет как познавательную, так и практическую ценность. Выяснение причин различий дает дополнительную информацию для понимания процессов радиационного поражения, а дифференциация организмов по параметру радиочувствительности может быть использована при профессиональном отборе персонала в отраслях использующих ядерную энергию.

Радиочувствительность организма полифакторальна и определяется многими составляющими. При общей вариабельности параметров, вариабельна и радиочувствительность. Функциональное и генетическое единство подсистем организма определяет сопряженность его параметров и наличие такой сопряженности привлекает многих исследователей к попыткам поиска способов определения радиочувствительности по косвенным признакам [1-2].Определяемая экспериментально радиочувствительность сопоставляется с теми или иными параметрами, измеряемыми в норме с тем, чтобы при обнаружении надежной связи между ними, радиочувствительность можно было бы определить нерадиационными методами.

Анализ литературы по проводимым в данной области исследованиям позволяет выделить три возможных пути поиска:

1. Прогноз по исходным состояниям различных физиологических констант организма.
2. Оценка по реакции организма на нерадиационный тест-воздействие.
3. Прогноз по реакции на уже начавшееся проявление радиационного поражения.

Известна роль кислорода в развитии радиационного поражения, и естественны попытки прогнозирования радиочувствительности организма по его кислородному статусу (количество эритроцитов, потребление кислорода и выделение CO_2, уровень вазоактивных аминов и т.д.) [3-7]. Существуют внутренние факторы радиорезистентности (аминокислоты, серотонин, SH-соединения). Определение их уровня также обнаруживает прогностическое значение [8]. В прогностических целях используются определения репарационных свойств ДНК [9]. Используются показатели гормонального статуса организма [10-11], состояние и индивидуальные особенности ЦНС [12-13].

Целью настоящей работы явилось сопоставление радиочувствительности организмов крыс с особенностями их центральной нервной системы, определяемыми косвенным путем через пороги болевой чувствительности в норме и через изменение этих порогов после тест-воздействия клофелином.

Материал и методика

Работа выполнена на 147 белых крысах-самцах с массой тела 180-200г. Использовалось термическое воздействие на хвост животного сфокусированным пучком света (тест"tail-flik").При этом оценивали прецептивную компоненту ноцицептивной реакции (латентный период реакции в секундах). Схема проведения эксперимента была следующей. Первоначальную термическая чувствительность исследовали у интактных крыс в бодрствующем состоянии. Через двое суток этим же животным внутрибрюшинно вводили клофелин в дозе 5 мг/кг веса и спустя 10 минут после введения, термическую чувствительность определяли повторно. Клофелин в данном эксперименте использовался как тест-нагрузка (анальгетическое и гипотензивное свойства), а не как радиомодификатор. Чтобы исключить последствия воздействия клофелина, делали 7-суточный перерыв. После этого животных облучали γ-излучением ^{60}Co в дозе 150 Гр при мощности дозы 25 Гр/мин на установке "РХМ-γ-20". Облученные животные круглосуточно оставались под наблюдением и момент гибели каждого животного фиксировался.

Результаты и обсуждение

Результаты исследований показывают, что у интактных крыс показатели латентного периода реак-

ции в ответ на термическое раздражение у различных особей характеризуется значительной вариабельностью и распределяется от 3 до 11 секунд. Объяснение этому, видимо, следует искать в том, что болевой порог в значительной степени зависит от нервно-рефлекторных особенностей каждого индивидуума. На рисунке 1 представлено распределение животных по латентным периодам, где их значения сгруппированы в классы. Классовый интервал выбран равным 1 секунде.

Рис. 1. Распределение животных по тесту tail-flick в норме

Введение клофелина в дозе 5 мг/кг, не изменяя характера распределения, сильно увеличивает латентные периоды и размах их варьирования (Рис. 2). Значения распределяются от 4 до 30 секунд, а 25 животных из 147 полностью потеряли чувствительность и во второе распределение не включены. Действие клофелина проявляется неоднозначно и животные, находящиеся в норме в одном классе, распределяются по разным классам во втором распределении.

Рис. 2. Распределение животных по тесту tail-flick после клофелина

После сверхлетального облучения (150 Гр.) животные выживали в интервале времени от 1 до 103 часов (Рис. 3).

Время выживания явилось критерием оценки радиочувствительности. Сопоставление осуществлялось путем вычисления среднего времени выживания для животных в пределах каждого класса, как в норме, так и после введения клофелина. На рисунке 4 представлена зависимость времени постралиационного выживания и величин латентного периода в норме. На рисунке 5 – зависимость тех же параметров, но после тест-нагрузки клофелином.

Рис. 3. Время выживания животных после облучения в дозе 150 Гр

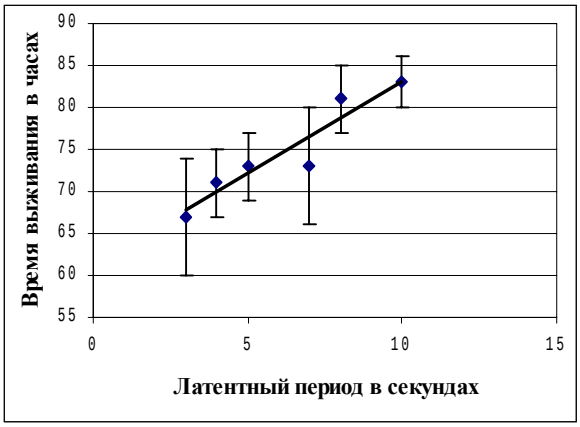


Рис. 4. Зависимость времени выживания и порогов чувствительности в норме

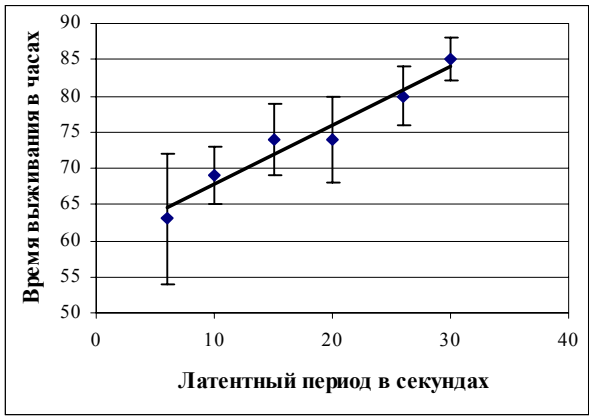


Рис. 5. Зависимость времени выживания и порогов чувствительности после клофелина

Время выживания животных в пределах класса вариабельно, но средние значения нарастают с ростом латентного периода. Коэффициент корреляции в обоих случаях равен 0,98 при значении $P<0,01$.

Зависимость радиочувствительности от отдельного параметра всегда носит статистический характер и содержит многочисленные индивидуальные исключения [1]. Именно такая картина наблюдается в результатах данной работы. Из полученной закономерности, в силу упомянутой выше вариабельности, невозможно точно определить радиочувствительность каждой отдельной крысы. Однако становится возможным сформировать выборку с

преобладанием радиоустойчивых животных. Если критерием отбора избрать превышение порога чувствительности в 7 секунд в норме или превышение в 20 секунд с клофелином – получим выборки, в которых 75% животных прожили более 80 часов. Применение совокупности показателей, самостоятельно обладающих малой информативностью, позволяет повысить точность прогноза [14]. И если критерием отбора сделать совпадение по двум параметрам (более 7 секунд в норме и более 20 секунд после клофелина), выборку составят животные более 90% которых прожили после облучения более 80 часов. Если же к рассмотрению принять лишь животных полностью потерявших болевую чувствительность после введения клофелина и имевших исходный латентный период более 7 секунд- все 100% животных составят прожившие более 80 часов.

Анализ литературы показывает возможности прогнозирования радиочувствительности по различным параметрам с той или иной эффективностью. В большинстве исследований обнаруживается параболическая или близкая ей зависимость с максимальным выживанием в центре распределения. Это, очевидно, объясняется нормальным распределением большинства параметров и наличием оптимума в центре распределения. В настоящей работе впервые обнаружена линейная зависимость с высокой эффективностью прогноза.

Поскольку радиочувствительность обусловлена многими факторами, трудно ожидать, что исследование отдельного прогностического теста, даже сравнительно эффективного, будет достаточным для прогнозирования реакции индивидуума на облучение. Индивидуальная радиочувствительность является частным проявлением общей реактивности организма и определяется типологическими особенностями высшей нервной деятельности, функциональным состоянием центральной нервной системы и желёз внутренней секреции, а также уровнем обменных процессов в организме. Наличие индивидуальности в физиологическом статусе организма наиболее ярко проявляется при предъявлении к нему повышенных требований [6]. В силу этого предпочтительным является системный подход с определением нескольких параметров, дающих разностороннюю характеристику организма.

Литература

1) Поспишил М., Ваха И. Индивидуальная радиочувствительность, её механизмы и проявления. // М., Энергоатомиздат, 1986г.
2) I Всесоюзный радиобиологический съезд (Москва. 21 – 27 августа 1989 г.). // Тез. Докл., Т. IV, Пущино, 1989г.
3) Даренская Н.Г., Кузнецова С.С.,Чеконадский Н.А. // Радиобиология. 1977г., Т. XXII, Вып. 3., с. 409 – 413.
4) Корденко А.Н.,Ушаков И.Б.,Рог А.И., Барабанов О.И., Абрамов М.М. Радиобиология. // 1993г., Т. 36., Вып. 3(6.), с. 848-853.
5) Pospisil M. // Agressologie. 1977. V.18. № 2. P.73-81.
6) Мотлох Н.Н. // Радиобиология, 1981г., Т.XXI., Вып.5., С.666.
7) Короткевич А.О,,Григорьев А.Ю. // Радиобиология, 1983г., Т. XXIII., Вып. 2., с. 277.
8) Григорьев А.Ю., Скрылев К.М. // Радиобиология, 1983г., Т. XXIII., Вып. 3., с. 412.
9) Deonovic Z..Supek Z // Int.J. Radiat. Biol., 1963, P. 569.
10) Калашникова Л.А., Критский Г.А., Кононов И.О. // Радиобиология, 1983г., Т. XXIII., Вып. 5., с. 590.
11) Даренская Н.Г., Короткевич А.О., Ежова В.М. // Радиобиология, 1981г., Т. XXI, Вып. 1, с. 86.
12) Даренская Н.Г., Короткевич А.О., Ежова В.М. // Радиобиология, 1981г., Т. XXI., Вып. 1, с.145.
13) Григорьев А.Ю., Степанов В.С. // Радиобиология, 1983г., Т. XXIII., Вып. 4, с. 412.
14) Александров С.Н., Галковская К.Ф. // Журн. общ. биол., 1957г., Вып. 1, с. 47.
15) Граевская Б.М., Нечаев И.А., Золотарёва Н.Н. // Доклады АН СССР, 1969г., Т. 189, Вып. 3, с. 655-658.

Лабораториялық айуандардың радиосезімталдылығы жылу тітіркендіргіштерге сезгіштігі

Лашқұл Н.Н.

ҚР ҰЯО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты

Жылу тітіркенгіштердің және оның радиосезімталдылығының айуандардың сезгіштерінің арасындағы қатынастың бары тышқандарда тәжәрибе аркылы көрсетілген. Бұл автордың ойы бойынша организмнің радиосезгіштігінің оның сөулеленбей баға беруіне болады.

Forecast of radiosensitivity of laboratory animals using heat sensitivity threshold

Lashkul N.N.

NNC RK Institute of Radiation Safety and Ecology

Male rats have been studied to demonstrate relationship between the animal sensitivity to heat and radiation. The author believes that thus one can assess the radiosensitivity of any organism without exposing it to the radiation.

УДК 504.054:539.16

ЦИТОГЕНЕТИЧЕСКИЕ ЭФФЕКТЫ В ПОПУЛЯЦИЯХ, ПОДВЕРГШИХСЯ ВОЗДЕЙСТВИЮ ИОНИЗИРУЮЩЕГО ИЗЛУЧЕНИЯ В РЕЗУЛЬТАТЕ МНОГОЛЕТНЕЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ СЕМИПАЛАТИНСКОГО ПОЛИГОНА

[1)]Абильдинова Г.Ж., [1)]Святова Г.С., [2)]Карабалин Б.К., [3)]Мукушев А.К.

[1)]Республиканский научно-исследовательский центр охраны здоровья матери и ребенка
[2)]Институт радиационно безопастности и экологии
[3)]Национальный ядерный центр РК

Представлены результаты цитогенетического обследования 52 жителей двух населенных пунктов (п. Чаган, п. Акжар) Семипалатинского региона ВКО, подвергшихся воздействию ионизирующего излучения в связи с проведением открытых ядерных взрывов на Семипалатинском полигоне в 1949-1962 гг. Частота аберрантных клеток в лимфоцитах обследуемых составила 1,75-1,99 % на 100 метафаз. Обнаружено статистически достоверное превышение частоты дицентрических хромосом у жителей с. Чаган (0,16±0,03), парные фрагменты регистрировались с одинаковой частотой и составили 0,48±0,01 на 100 клеток. Получены достоверные различия по частоте аберраций хромосом стабильного типа, в п. Чаган их частота составила 0,72±0,08, п. Акжар 0,71±0,11 на 100 метафаз.

Введение

Одним из потенциальных источников радиационного поражения для населения республики является Семипалатинский испытательный полигон, который за время своей деятельности оказал отрицательное влияние на эколого-гигиеническую и медико-социальную обстановку в ряде прилегающих регионов Казахстана. Трагическая уникальность экологической ситуации: длительное воздействие (более 40 лет) больших и малых доз ионизирующего излучения в результате воздушных, наземных ядерных взрывов; практически тотальное загрязнение радиоактивными продуктами территорий 3 областей Казахстана и Алтайского края России; многократное острое и хронической радиационное воздействие на здоровье около миллиона человек при низкой социально-экономической ситуации и практически полной отсутствии реабилитации пострадавшего населения создают уникальные возможности для изучения длительного влияния больших и малых доз ионизирующего излучения на генетическое здоровье человека.

В настоящее время основным методом биоиндикации и биодозиметрии радиационного воздействия на человека является цитогенетический анализ частоты нестабильных и стабильных аберраций хромосомного типа в лимфоцитах периферической крови. Метод обусловлен высокой радиочувствительностью лимфоцитов, низким и относительно стабильным уровнем спонтанных хромосомных аберраций, естественной синхронизацией клеток перед началом культивирования, идентичностью цитогенетических эффектов in vivo и in vitro, а также способностью лимфоидных клеток к аккумуляции хромосомных повреждений в течение длительного периода времени [1-4]. Целью настоящего исследования явилось – провести цитогенетический анализ лимфоцитов периферической крови в популяциях, подвергшихся влиянию ионизирующей радиации в результате многолетних ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне.

Материалы и методы

Для определения особенностей протекания мутационного процесса у человека в условиях постоянного действия различных уровней ионизирующей радиации проведено цитогенетическое обследование жителей населенных пунктов Чаган и Акжар ВКО. Пробы венозной крови для обследования отбирались в экспедициях 1997-1998 гг.

Представлены результаты обследования 49 жителей из пострадавших населенных пунктов (п.Чаган и Акжар) и 25 жителей из контрольного населенного пункта (п.Вишневский, п.Кургальжинский Акмолинской области). Социально-экономические и климато-географические условия проживания оказались идентичными во всех обследованных группах. Половозрастные характеристики тестируемых групп представлены в таблице 1.

Таблица 1. Половозрастные характеристики обследованных групп

Показатели	**Контроль**	**п. Акжар**	**п. Чаган**
Число обследованных	25	18	36
Средний возраст, лет	38,44±0,01	36,6±0,03	36,6±0,01
Пол: муж жен.	15 10	5 13	23 9

Используемая методика: Для получения препаратов метафазных хромосом цельную венозную гепаринизированную кровь культивировали по стандартному полумикрометоду с использование среды RPMI-1640, содержащей 15% сыворотки КРС, 2,5% фитогемагглютинина («ПанЭко», Москва) и 10 мМ 5-бромдезоксиуридина – BdU – для контроля клеточного цикла. Инкубацию проводили при температуре 37°С в течение 48 часов с добавлением колхицина за 3 ч. до фиксации, что позволяло получить клетки первого пострадиационного митоза. Для окрашивания полученных препаратов хромосом использовали метод дифференциальной G –окраски (Trypsin+Giemsa) [5].

Цитогенетический анализ проводили с кариотипированием индивидуальных хромосом (на дифференциально G-окрашенных препаратах) под масляной иммерсией, при увеличении 1,25 х 0,25 и 100 х ,25.

От каждого обследуемого анализировали не менее 500 метафаз. При анализе регистрировались все аберрации хромосомного и хроматидного типов. Пробелы не включались в число аберраций. В качестве специфических маркеров радиационного воздействия учитывались следующие хромосомные аберрации: нестабильного (свободные парные фрагменты, ацентрические кольца, дицентрики центрические кольца) и стабильного типов (транслокации, инверсии, терминальные и интерстициальные делеции, приводящие к образованию аномальных моноцентриков).

Полученные результаты и обсуждение

Результаты цитогенетического обследования жителей пос. Чаган и Акжар Семипалатинского региона, подвергшихся воздействию ионизирующего излучения, представлены в таблице 2, на рисунке 1. Частота аберрантных метафаз в тестируемых популяциях составила в п. Чаган -1,99±0,20 в п. Акжар -1,75±0,32,) и достоверно превышает уровень контроля - 1,04±0,11 на 100 клеток, соответственно; (t^1=4,4, P<0,05; t^2=2,9, P<0,05).

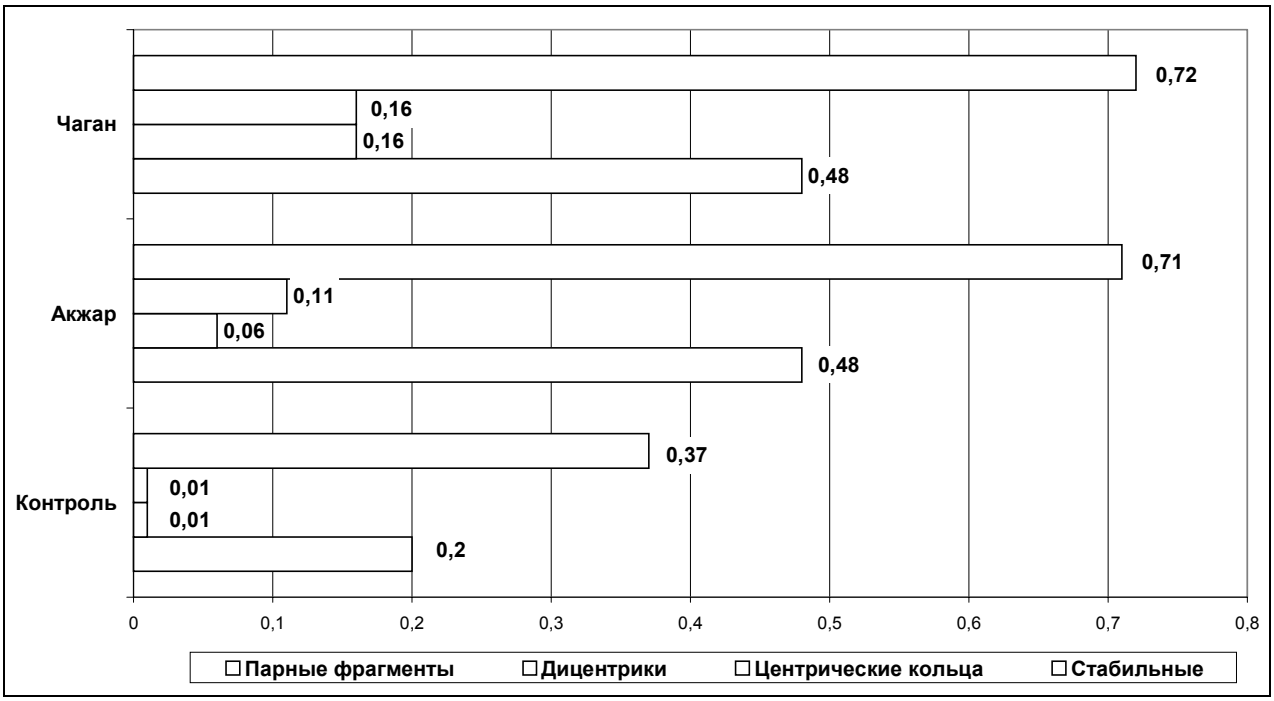


Рис. 1. Частота радиационно-индуцированных хромосомных маркеров в тестируемых популяциях

Среди цитогенетических нарушений встречались аберрации как хроматидного, так и хромосомного типов. При этом, аберрации хроматидного типа были представлены преимущественно одиночными ацентрическими фрагментами различия недостоверны. Анализ спектра индуцированных повреждений хромосом показал, что у большинства обследованных превалировали аберрации хромосомного типа. Так в пос. Чаган суммарная среднегрупповая их частота составила 1,51±0,03, что более, чем в 2,5 раза превысила частоту аберраций хроматидного типа – 0,56±0,0 на 100 метафаз; в пос. Акжар 1,37±0,08, соответственно, что характерно для мутагенного действия ионизирующей радиации. В тестируемых населенных пунктах не выявлено статистически достоверного превышения

контрольного уровня по частоте хроматидных аберраций.

Наиболее информативными в плане биологической дозиметрии являются дицентрические и кольцевые хромосомы, признанные маркеры радиационного воздействия [6]. При проведении цитогенетического мониторинга населенных пунктов, пострадавших в результате ядерных взрывов обнаружено статистически достоверное превышение частоты дицентриков для п. Чаган (0,16±0,03), в то время как для п. Акжар по сравнению с контрольным районом достоверных различий не получено (0,06±0,05). Регистрируемые дицентрические хромосомы преимущественно не сопрождались парными ацентрическими фрагментами, что свидетельствует об их происхождении из стволовых кроветворных клеток в результате прежнего радиационного воздействия.

В таблице 3 приведены данные распределения дицентрических хромосом, полученные при цитогенетическом тестировании сельских населенных пунктов Чаган и Акжар.

Таблица 2. Частота различных типов хромосом в лимфоцитах периферической крови у населения, проживающего в различных населенных пунктов Семипалатинского региона (обследованные в 1998-1999 гг)

Населенный пункт	Изучено метафаз	Аберрантные клетки %	Число аберраций на 100 клеток	Хромосомного типа				Хроматидного типа			
				Фрагменты	Дицентрики	Центрические кольца	Стабильные	Всего	Одиночные	Обмены	Всего
Контроль	8716	1,04 ±0,11	1,15 ±0,1	0,2 ±0,16	0,01 ±0,05	0,01 ±0,15	0,37 ±0,13	0,59 ±0,14	0,53 ±0,14	0,03 ±0,33	0,56 ±0,15
Акжар	8268	1,75 ±0,32	1,84 ±0,36	0,48 ±0,06	0,06 ±0,05	0,11 ±0,09	0,71 ±0,11	1,37 ±0,08	0,45 ±0,07	0,02 ±0,09	0,47 ±006
Чаган	14940	1,99 ±0,20	2,06 ±0,20	0,48 ±0,01	0,16 ±0,03	0,16 ±0,03	0,72 ±0,08	1,51 ±0,03	0,52 ±0,06	0,03 ±0,39	0,55 ±0,20

Таблица 3. Частота радиационно-индуцированных хромосомных аберраций (дицентрики, кольца, парные фрагменты) в тестируемых популяциях Семипалатинского региона

Районы	Диц	Кол	Парн.фр.	Диц+Кол±SEM (Y)	Распределение аберраций						σ2/Y±SE	U
					0	1	2	3	4	5		
Контроль	1	1	17	0,02± 0,003	8625	91	0	0	0	0	0,99±0,02	-0,69
Акжар	5	9	40	0,17± 1,020	8123	131	7	0	0	0	1,08±0,02	5,10
Чаган	24	24	71	0,32± 8,323	14651	287	10	1	0	0	1,06±0,01 1,06 1,06	5,47

Анализ статистического распределения аберраций хромосом, представленный в таблице 3, показал, что в тестируемых сельских населенных пунктах, за исключением контрольного региона получена дисперсия, сопоставимая с Пуассоновским распределением (σ2/Y>1, U>1,96). Подобная ситация может наблюдаться при неравномерном и «старом» облучении, где на частоту аберраций оказывает влияние не только продолжительность периода времени после облучения, но и кинетика самих лимфоцитов [7].

Для всех обследованных населенных пунктов (Акжар, Чаган) средняя частота клеток, содержащих дицентрические и центрические кольца (Cdr) существенно превышала аналогичный уровень в контроле. В группе обследованных людей из с.Чаган частота аберраций данного типа оказалась в 6 раз; из с. Акжар – в 3,4 раза выше их частоты в контроле. Спонтанный уровень дицентриков и центрических колец, полученный в результате обследования контрольной группы из Акмолинской области, составил 0,05± на 100 клеток.

Среднегрупповая частота ацентриков (свободных парных фрагментов и ацентрических колец) в тестируемых популяциях оказалась 0,48±0,01 на 100 клеток. В целом, частота нестабильных хромосомных аберраций – парных ацентрических фрагментов, дицентриков и колец в обследуемых населенных пунктах, как продемонстрировано в таблицах 2 и 3, оказалась достоверно выше аналогичных показателей контрольных районов – ЦИФРУ И р), ЧТО СВИДЕТЕЛЬСТВУЕТ О..

Анализ пространственных характеристик частоты дицентрических и кольцевых хромосом представлен на рисунке 2. Изображенная карта изолиний является матрицей распределения частоты дицентриков и колец на территории обследуемого Семипалатинского региона и представляет собой географическую карту тестируемых населенных пунктов. Изолинии или линии одинакового уровня частоты радиационно-индуцированных хромосомных аберраций имеют нумерацию от 1 до 40, следовательно, чем выше значение изолинии, тем круче пик анализируемого показателя и наоборот.

Как видно на рисунке 2, наивысшие показатели частоты дицентрических и кольцевых хромосом приходятся на юго-восточный район карты – популяции п.Чаган, в то время, как минимальные располагаются на западе – п. Акжар и контрольный район. Представленная матрица наглядно демонстрирует, что основной пик частоты радиационно-индуцированных хромосомных маркеров обнаружен в населенных пунктах, территориально наиболее приближенных к полигону и получивших максимальные дозы ионизирующего облучения.

Результаты исследования наглядно демонстрируют, что несмотря на длительный период времени, прошедший после радиационного воздействия, в периферической крови людей, проживающих в населенных пунктах, прилегающих к Семипалатинскому полигону, наблюдается повышенная частота клеток с нестабильными аберрациями хромосом, уровень которых зависит от величины дозы. Можно предположить, что источником таких клеток, несущих дицентрики и центрические кольцевые хромосомы, являются радиационно-пораженные стволовые клетки кроветворной ткани [8].

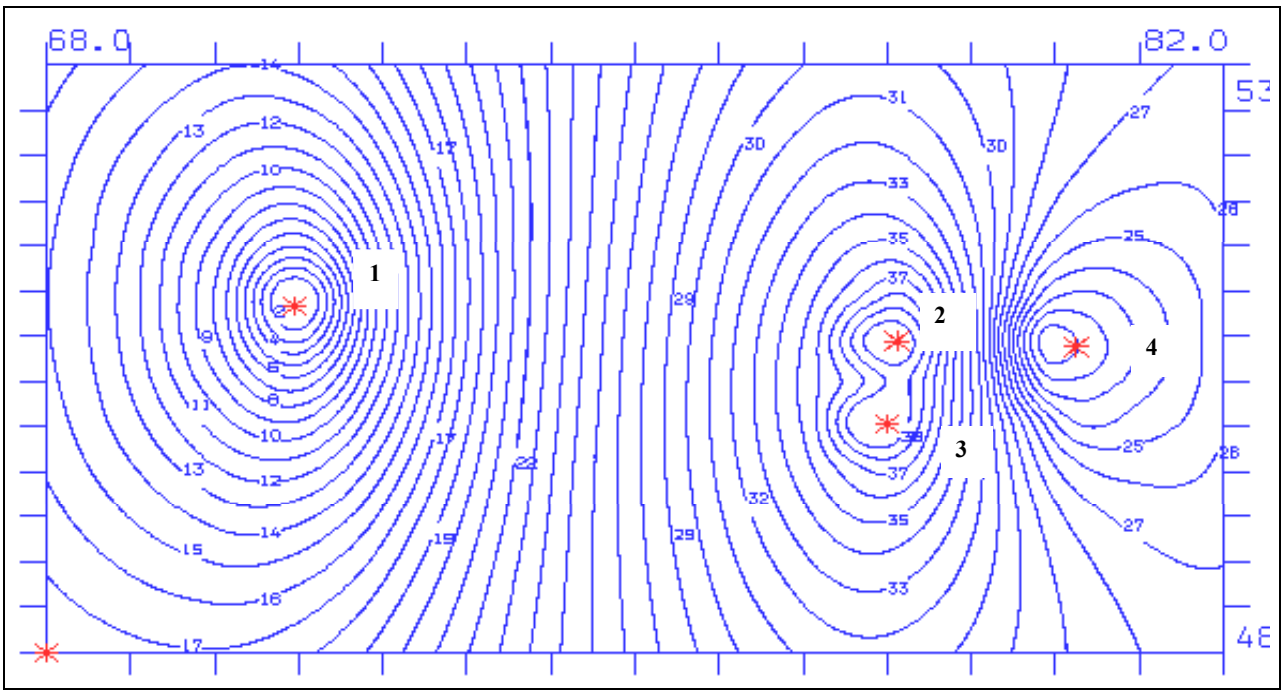


Рисунок 2. Пространственная характеристика частоты дицентриков и центрических колец тестируемых населенных пунктов. (1-Контроль. 2 – Акжар, 3 –Чаган, 4 – Семипалатинск)

Помимо нестабильных аберраций хромосом при цитогенетическом анализе получены достоверные различия по частоте аберраций стабильного типа. Стабильные радиационные маркеры, основную часть которых составляли делеции, обнаружены в п. Чаган с частотой 0,72±0,08; п. Акжар 0,71±0,11 на 100 метафаз, что достоверно превышало контрольный уровень – 037±0,13 (t^1=3,4, t^2=2,7).

Согласно существующим представлениям, при воздействии малых доз ионизирующего излучения такие стабильные хромосомные нарушения как транслокации, делеции индуцируются в лимфоцитах периферической крови примерно с той же частотой, что и нестабильные аберрации хромосомного типа – парные фрагменты, дицентрики и кольца [9,10,11,12]. Естественно, что сразу после облучения большинство регистрируемых аберраций являются нестабильными, что препятствует дальнейшему делению клеток и тем самым способствует их отбору и приводит к генетической адаптации. Последняя, по-видимому, реализуется в трудно идентифицируемых клетках со стабильными хромосомными нарушениями. Показано, что обследованные лица подверглись воздействию двух противоположных процессов. За последние 50 лет происходила как потеря ранее полученных аберраций, вызванная клеточной пролиферацией, так и приобретение новых аберраций в результате проживания на загрязненной территории. Наличие большого количества дицентриков, колец и по отношению к ним сравнительно небольшого количества парных ацентрических фрагментов, при сопоставлении с контрольными показателями, подтверждает воздействие «старого» облучения. [13].

Обнаруженный цитогенетический эффект свидетельствует о нарушении стабильности генома и должен рассматриваться, как индикатор повышения вероятности возникновения патологии с генетической компонентой в обследованных субпопуляциях.

Выводы:

Цитогенетическое исследование популяций населенных пунктов Чаган и Акжар, пострадавших в результате деятельности СИП, обнаружило достоверные различия с контрольными районами практически по всем показателям нестабильности хромосомного аппарата.

Высокий уровень аберраций хромосом, главным образом за счет радиационно-индуцированных хромосомных маркеров – парных фрагментов (0,45±0,01 на 100 клеток), дицентрических и кольцевых хромосом (0,24±0,01), стабильных хромосомных аберраций (0,69±0,02) в тестируемых популяциях, свидетельствует о повреждающем мутагенном действии ионизирующего излучения.

Обнаруженная частота и спектр хромосомных аберраций у лиц, проживающих в наиболее загрязненных радионуклидами территориях, соотношение числа парных фрагментов и обменных аберраций, характер их распределения ($\sigma^2/Y>1$, $U>1,96$) свидетельствуют о неравномерном и длительном мутагенном воздействии преимущественно малых более 2сГр доз ионизирующего излучения.

Литература

1) IAEA.Biolodical dosimetry: chromosomal aberration analysis for dose assesssment. // Technical Report №260. Vienna:Internat. Atomic Energy Agency, 1986.
2) D.C.Lloyd, A.A. Edwards Chromosomal aberrations: basic and applied aspects // Eds G.Obe, A.T. Natarajan B.:Springer-Verlag, 1990.-P.212-223.
3) Н.П. Бочков Хромосомы человека и облучение. // М., Наука, 1971г., с. 154.
4) М.А.Пилинская, А.М.Шеметун С.С. Дыбский и др. Цитогенетический мониторинг лиц, пострадавших от аварии на Чернобыльской АЭС // Цитология и генетика, 1994г., №3, с. 18-25.
5) А.Ф.Захаров, В.А. Бенюш, Н.П. Кулешов и др. Хромосомы человека. // Атлас. М., Медицина, 1982г. с. 263.
6) Bender M. A., Preston R.J. Chromosomal aberration and sister cgromatid exchage frequencies in peripheral blood lymphocytes of large human population sample // Mutat. Res.-1988.-204.-P.421-433).
7) K.Salassidis, E.Schmid, R.U. Peter and all. Dicentric and translocation analysis for retpospective dose estimation in human exposed to ionising radiation during the Chernobyl nuclear power plant accident // Mutat. Res.- 1994.-V.311.-P.39-48.
8) В.А. Шевченко, И.И. Сусков Г.П. Снигерева, и др. Генетический статус населения, подвергшегося воздействию ядерных испытаний. //Вестник научной программы «Семипалатинский полигон - Алтай». 1994г., №3, с. 5-33.
9) Evans H.J. Repair and recovery from chromosome damage after fractionated X-rays dosage // Genetical Effects of Ionizing Radiation.-Vienna:IAEA.-1966.-P.31-47
10) D. T. Goodhead Initial events in the cellular effects of ionising radiations: clustered damage in DNA //Int.Rad.Biology.-1994.-Vol.137.-P.275-289.
11) K. Ohtaki G-banding analysis of radiation-induced chromosome damage inlymphcytes of Hiroshima A-bomb survivors //Japan J. Human Genet.-1992.-Vol.37.-P.245-262.
12) R.C. Leonard, M.A. Bender, R.J.Puston et all. The effect of age on cytogenetic measurements in a large population sample //Enveron. And Mol. Mutag.- 1988.-Vol.11, №11.-P.59
13) Е.В. Домрачева, М.Д. Бриллиант, А.И. Воробьев, Г.П. Гулина К проблеме радиационного лейкогенеза //Гематология и трансфузиология., 1990г., №6, с. 3-9.

Семей полигонының көпжылғы қызметі нәтижесінде пайда болған иондаушы сәулеленудің әсері, популяциядағы цитогенетикалық тиімділік.

[1)]Абдильдинова Г.Ж., [1)]Святова Г.С., [2)]Карабалин Б.К., [3)]Мукушев А.К.

[1)]Республикалық ана мен бала денсаулығын қорғау орталығы.
[2)]ҚР ҰЯО Радиациалық қауіпсіздік және экологи· институты
[3)]National Nuclear Center of Republic of Kazakhstan

1949-1962 жылдардағы Семей полигонында өткізілген ашық сынақ барысындығы иондаушы сәулеленудің тигізетін әсерін анықтау үшін,ШҚО Семей аймағының 2 түрғылықты мекенінде 52 түрғынның цитогендік

зерттелуінің нәтижесі берілген. Қаралғандардың лифоциттарындағы аберрент торшаларының жиілігі 100 метафазада 1,75- 1,99 %-ті құрайды. Шаған селосындағы тұрғындардың (0,16 ±0,03), дицентрлік, хромосомдар жиілігінің жоғарлауы байқалып, жүп фрагменттер бірыңғай жиілікте тіркелген және 100 торшаға 0,48± 0,01 −ді құраған. Түрақты типтегі хромосом аберрациясы жиілігінің дәлелді түрде алынған айырмашылықтарының 100 метафазасы Ақжарда 0,71±0,11, Шағанда 0,72±0,08 жиілігін құраған.

Citogenetic effects in populations exposed to ionizing radiation as result of many-year operation of semipalatinsk test site

[1)]Abildinova G.Zh., [1)]Svaytova G.S., [2)]Karabalin B.K., [3)]Mukushev A.K.

[1)]Republican Research Center for Health Protection of Mother and Baby
[2)]NNC RK Institute of Radiation Safety and Ecology
[3)]National Nuclear Center of Republic of Kazakhstan

The results are presented on citogenetic checkup of 52 dwellers of two settlements (Chagan, Akzhar) of the Semipalatinsk region, VKO, that were exposed to ionizing radiation due to open nuclear tests conducted at the Semipalatinsk Test Site in 1949- 1962. The frequency of aberrated cells in lymphocytes,of the examined amounted to 1.75 - 1.99% per 100 metaphases. Statistically reliable exceeding of dicentrical chromosomes frequency was revealed in Chagan dwellers (0.16 ± 0.03), paired fragments were registered with the same frequency and made up 0.48 ± 0.01 per 100 cells. Reliable differences were received on frequency aberrations of stable type chromosomes, in Chagan their frequency amounted to 0.72 ±0.08, in Akzhar - 0.71± 0.11 per 100 metaphases.

УДК [504.064.36:550.34]: .681.3.06

КОНТУРНАЯ СТАТИСТИКА, ТОПОЛОГИЧЕСКОЕ САМОПОДОБИЕ И КОНЦЕПЦИЯ ПРЕДСТАВИТЕЛЬНОЙ ВЫБОРКИ В АНАЛИЗЕ ПЛОЩАДНЫХ ЗАГРЯЗНЕНИЙ

[1)]Беляшов Д.Н., [2)]Бурмистров В.Р., [1)]Гринштейн Ю.А., [3)]Каримова Л.М., [3)]Макаренко Н.Г., [4)]Терехов А.Г.

[1)]Институт геофизических исследований,
[2)]Институт атомной энергии НЯЦ РК,
[3)]Институт математики МОиН РК,
[4)]Институт космических исследований МОиН РК

Никто не может быть
ни всеведущим, ни всемогущим
Вергилий. (Буколики VIII,63)

Статья посвящена *проблеме нахождения минимально необходимой выборки, которая сохраняет в себе морфологию глобального радионуклидного поля*.Речь не идет о строгой постановке задачи - это не более чем поиск подходов. Статья имеет следующую структуру:дается качественное описание проблемы; напоминаются основные идеи статистики выбросов в R^1 и схема их обобщения на R^3; вводится понятие топологического самоподобия, приводится пример для полигона «Иртыш».

Диагностика радионуклидных полей на территориях бывших ядерных полигонов относится к тем задачам, при решении которых . исследователь находится в ситуации максимального интеллектуального дискомфорта, а именно:

- Экспериментальные данные, как правило, не воспроизводимы. Термин *воспроизводимость* понимается здесь в статистическом смысле, т.е. как возможность провести многократные измерения в одних и тех же условиях. При этом, рассеяние результатов измерений должно подчиняться функции распределения вероятности. На практике, обычно не удается повторить эпизодические измерения разрозненных участков.
- Генеральная выборка неоднородна по методам измерений. Радиологические данные, для всей территории СИП напоминают полифонический концерт без дирижера: техника исполнителей различна, более того, отдельные его фрагменты вообще отсутствуют. Анализ приходится начинать с вопроса: *насколько безуспешной будет попытка слить различные голоса в унисон и не ведут ли отдельные группы данных разные темы*? В этой ситуации успех не всегда гарантируют даже методы робастной статистики [1].
- Информация об ошибках измерений как правило отсутствует. В лучшем случае, вместе с данными вы получаете либо допустимые границы какой-либо методики, либо среднюю статистическую ошибку *вычисления.* Последняя, обычно эквивалентна утверждению, что переданное вам - лучшее из возможного.
- Выбор сетки аргументов в площадных измерениях не согласован с приемами последующей обработки. В маршрутных измерениях шаг аргумента в двух перпендикулярных направлениях может отличаться на порядки. Поэтому распределение полезной информации не инвариантно относительно поворотов на плоскости. Теоретически, в этой ситуации более всего пригодна интерлинация данных. К сожалению, практические алгоритмы последней пока отсутствуют. Для других видов измерений, например, лабораторной гаммаспектрометрии отобранных проб, выбор сетки диктуется, главным образом, желанием охватить наибольшую площадь, при наименьших затратах.
- Результат диагностики всегда предопределен. Иными словами, результаты должны дать индульгенцию на суммы, уже затраченные при проведении измерений и найти несуществующий обычно компромисс, между реконструкцией поля, приемлемой для принятия экологического решения, и жесткими финансовыми ограничениями на стоимость дополнительных измерений.

Данная работа посвящена последнему пункту – поискам такого компромиса.

Стандартная методика диагностики загрязнений начинается с выбора подходящего способа интерполяции данных на эквидистантную сетку и заканчивается реконструкцией поверхности (графика) поля с заданной степенью гладкости. Конечным продуктом этих процедур является, как правило, карта (ортогональная проекция графика поля на плоскость x, y). Такое *топографическое* отображение измерений наследует все недостатки оригинальных данных и не всегда удобно для количественного анализа. Однако, процесс построения карт включает в себя, главным образом, непрерывные (не обязательно линейные) операции. Поэтому, можно предполагать, что *отношение близости*,

т.е. *топология* оригинального поля, сохраняется. Иначе говоря, метрические характеристики (форма и длина изолиний) зависят от метода построения карты, но число «вершин» и «впадин» топографического рельефа (стационарных точек графика) практически инвариантно. Их алгебраическая сумма, подсчитанная на единицу площади для каждого уровня поля, называется *Эйлеровой характеристикой* χ сечения. Величина χ является мерой топологической сложности карты. На практике получают зависимость χ от высоты уровня, выраженной в единицах дисперсии σ. Форма кривой $\chi = \chi(\sigma)$ определяется «архитектурой» поля и, конечно, объемом выборки. Предположим, что мы получили такую кривую для реконструкции поля по полной выборке данных для некоторой территории. *Можно ли уменьшить выборку (например, используя лишь отдельный фрагмент площади) так, чтобы она осталась топологически представительной?* Иными словами, выбранный фрагмент должен гарантировать сохранение вида $\chi(\sigma)$. Поля, допускающие такую процедуру, мы называем топологически самоподобными.

Контурная статистика в R^1

Характеристика Эйлера не меняется при непрерывных произвольных деформациях (*гомотопиях*) и сохраняется при вращениях и сдвигах на плоскости. Такие меры (их называют *морфологическими*) изучаются в интегральной геометрии и контурной статистике случайных полей [2-4].

Напомним основные идеи одномерного варианта такой статистики [5]. Пусть $\xi(t)$ - дифференцируемый случайный процесс, h - значение ординаты графика $\xi(t)$, выбросы за которое, нас интересуют (рис.1). Для реализации выброса в точке *t* необходимо одновременное выполнение двух условий: $\xi(t) < h; \xi(t+dt) > h$, так, что вероятность выброса в интервале dt: $\Pr ob[\xi(t) < h; \xi(t+dt) > h]$.

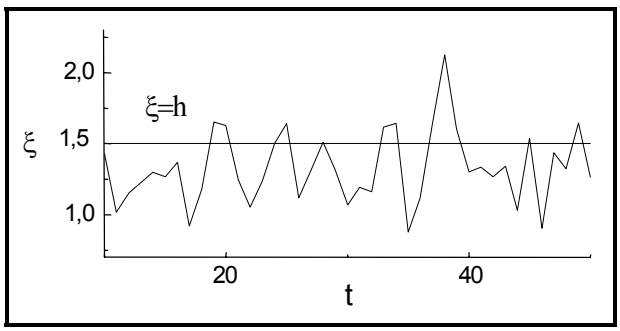


Рис. 1. Выбросы 1-D функции за уровень

Два условия, приведенных в скобках, можно заменить одним, наложенным на функцию $\xi(t)$ и ее производную $\xi'(t)$.

Действительно, $\xi(t+dt) \approx \xi(t) + \xi'(t)dt$ и, следовательно, :

$$\xi(t+dt) > h \Rightarrow h - \xi'(t)dt < \xi(t).$$

Теперь, условие выброса в интервале dt эквивалентно выполнению двойного неравенства:

$$h - \xi'(t)dt < \xi(t) < h; \xi'(t) > 0$$

Пусть $\varphi(\xi, \xi'|t)$ совместный закон распределения $\xi(t)$ и ее производной в один и тот же момент времени. Тогда, искомая вероятность выброса:

$$\Pr \; ob[h - \xi'(t)dt < \xi(t) < h] =$$

$$= \int_0^\infty \int_{h-\xi' dt}^{h} \varphi(\xi, \xi'|t) d\xi d\xi'$$

Внутренний интеграл, по интервалу $\xi' dt$, согласно теореме о среднем, равен $dt\xi'\varphi(h, \xi'|t)$.

Поэтому:

$$\Pr \; ob[h - \xi'(t)dt < \xi(t) < h] =$$

$$= dt \int_0^\infty \int_{h-\xi' dt}^{h} \varphi(h, \xi'|t) \xi' d\xi'$$

Теперь легко получить выражение для *плотности* вероятности выброса $p(h|t)$, т.е. вероятности выброса за уровень *h* в точке *t* на единицу длины:

$$p(h|t) = \int_0^\infty \varphi(h, \xi|t) \xi' d\xi'$$

Стационарные процессы позволяют ввести понятие *среднего числа выбросов на единицу длины.* Если скорость изменения ординаты и сама ордината являются независимыми переменными, можно «расцепить» совместную плотность $\varphi(\xi, \xi')$ на два сомножителя и получить простые выражения для *среднего числа выбросов* и *протяженности одного выброса,* т.е средней величины интервала Δt в котором функция $\xi(t)$ пребывает выше уровня *h.*

Контурная статистика в R^3

Пусть $f : U \to R, U \subset R^2$ функция действительных переменных. Для каждого действительного числа ν определим множество уровня $f^{-1}(\nu)$ высоты ν :

$$f^{-1}(\nu) = \{(x_1, x_2) \in U | f(x_1, x_2) = \nu\}$$

и график *f*:

$$Gr(f)=\left\{\begin{matrix}(x_1,x_2,x_3)\subset \\ \subset R^3 \left| (x_1,x_2)\in U; x_3=f \right.\end{matrix}\right\}$$

При $\nu \geq 0$, $f^{-1}(\nu)$- множество всех точек в области определения *f*, над которыми $Gr(f)$ находится на высоте ν. Это множество представлено многосвязной системой изолиний (контурной картой), продуцируемой локальными экстремумами *f*. Для описания топологии этого множества необходимы некоторые сведения из теории гомологий и дифференциальной топологии [6].

Евклидовым *p-симплексом* s_p разбиения *K* называют выпуклое геометрическое множество натянутое на упорядоченный набор (*p*+1) точек $(P_0,P_1,..P_p)$. Тривиальными примерами являются: точка - s_0, ориентированный сегмент - s_1, ориентированный треугольник - s_2. Симплексы одинаковой размерности можно складывать и умножать на константы. Формальная сумма *p*-симплексов s_i с постоянными коэффициентами: $c=\sum a_i s_i$ называется *p-цепью.* Множество C_p *p*-цепей образуют абелеву группу относительно сложения:

$$\sum a_i s_i + \sum b_i s_i = \sum (a_i+b_i) s_i .$$

Границей $\partial\, s_p$ называют (*p*-1)- симплекс, определяемый выражением:

$$\partial(P_0,P_1,..P_p)=\sum_i^p (-1^i)\times$$
$$\times(P_0,...P_{i-1},P_{i+1},...P_p)$$

Граничный оператор ∂: $\partial c=\sum a_i(\partial s_i)$; $\partial[\partial \mathbf{c}]=0$ определяет гомоморфизмы: $....\xrightarrow{\partial} C_p \xrightarrow{\partial} C_{p-1} \xrightarrow{\partial} .....C_0 \xrightarrow{\partial} 0$. Цепи, для которых $\partial \mathbf{s}=0$ называют *циклами*; *p*-цепь b_p является *границей*, если существует такая (*p*+1)-цепь, c_{p+1} что $\partial c_{p+1}=b_p$. Два цикла c_1 и c_2 *гомологичны*: $c_1 \sim c_2$, если их разность c_1-c_2 является границей (рис. 2). 1-цикл в R^2 гомологичен нулю ($c\sim 0$), если его можно стянуть в точку непрерывной деформацией.

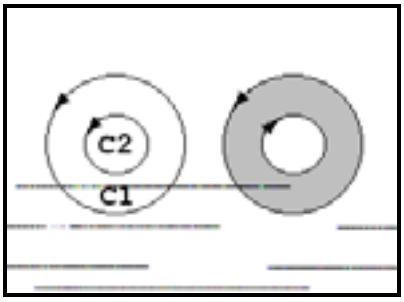


Рис. 2.Пример гомологичных циклов:1D циклы c1 и c2 являются границей 2D цикла – поверхности, расположенной между ними.

Циклы образуют циклическую подгруппу $Z_p(K)$ группы $C_p(K)$; нулем которой является подгруппа границ B_p. Фактор группа: $H_p(K)=Z_p(K)/B_p(K)$.. называется *p-мерной группой гомологий*; ее элементами являются классы эквивалентности *p*-циклов. Она имеет вид: $H_r(K)=Z\oplus Z\oplus ...\oplus Z\oplus K$ (*K* конечная группа). Для симплициального разбиения триангулируемого многообразия число слагаемых *Z* в прямой сумме (ранг $H_r(K)$) называют *r-мерным числом Бетти* - p_r. Топологический инвариант:

$$\chi(K)=\sum_r (-1)^r p_r$$

называют Эйлеровой характеристикой разбиения.

Приведем простой пример. Простая замкнутая кривая, например, изолированная изолиния на плоскости, гомеоморфна квадрату. Он состоит из следующих элементов: 4-х вершин (0 -симплексов), следовательно, $p_0=4$; 4-х ребер (1-симплексов), поэтому $p_1=4$ и одной грани (2-симплекса), которая дает $p_2=1$. Следовательно, χ=4-4+1=1.

В общем случае, изолинии формируются *стационарными точками* графика: максимумами и минимумами; седла не дают в сечении односвязных областей. Если $Gr(\varphi)$ является графиком *статистически однородного поля*[7], то для произвольного сечения *среднее* значение $\langle\chi\rangle$ на единицу площади есть просто (число вершин)-(число дыр) [8]. Для прикладных диагностических задач [3] $\langle\chi\rangle$ имеет следующие преимущества:

- характеристика Эйлера относительно легко считается,
- она является гомотопическим инвариантом и связана с глобальной топологией графика неравенствами Морса [6],
- χ морфологическая мера топологической сложности произвольного сечения графика $Gr(\varphi)$. Дру-

гими словами, она инвариантна относительно трансляций и поворотов на плоскости,.

- она позволяет описывать сложность карты функционально; следовательно, можно ввести метрику на произвольном наборе карт, т.е. численно выразить степень близости любой пары карт и строить модели поля: для многих вероятностных распределений известны аналитические зависимости для $\rangle\chi\langle$, а следовательно, можно получить математические ожидания среднего числа выбросов поля (на единицу площади) за заданный уровень и среднюю протяженность таких выбросов.

Предположим теперь, что мы имеем дело с измерениями *S*, которые образуют (генеральную) выборку объема $|S|$ более или менее равномерно распределенными в ограниченной области. В большинстве случаев считается, что такие данные отслеживают всю глобальную структуру поля. Образуем из *S* другую выборку $S_i \subset S$, относящуюся *к отдельному фрагменту* территории. ***Наша основная проблема сводится к поиску такой*** S_i***, объемом*** $|S_i| << |S|$, ***которая сохраняет топологическую информацию о глобальном поле всей территории.*** Иными словами, S_i должна иметь приблизительно такое же поведение $\rangle\chi\langle$, как функция от высоты уровня, что и генеральная выборка *S*. Поля, для которых можно найти такие S_i будем называть ***топологически самоподобными полями***. Их существование зависит, в первую очередь, от скейлинговых свойств графиков. Реальные (техногенные) радионуклидные поля обычно структурированы и часто имеют *перемежаемую* структуру: узкие, но высокие, максимумы интенсивности перемежаются протяженными плато [3]. Соответствующие статистические свойства описываются логнормальным или близким к нему законом, типичным для скейлинга с промежуточной степенной асимптотикой. Следовательно, такие поля могут обладают фрактальными характеристиками, которые могут индуцировать топологическое самоподобие.

Рассмотрим пример, когда такой случай, по-видимому, действительно реализуется, даже для данных, полученных по двум различным методикам.

Полигон «Иртыш»

Аэро-гамма полигон «Иртыш», предназначенный для градуировки приборов измеряющих поверхностное загрязнение техногенными радионуклидами, был создан в/ч 52605 по заказу Минэкобиоресурсов Республики Казахстан [9]. Он состоит из трех площадок, каждая из которых имеет размеры 1×0.4 км. и расположен в пределах «Опытного поля» СИП, вблизи эпицентра первого атомного взрыва: площадка П1 - на расстоянии 8 км., площадки П2 и П3 - на расстояниях 4км и 2.5км., соответственно. Недалеко от площадки П3 (2-3 км.) находятся еще несколько эпицентров наземных взрывов. Площадки представляют собой равнинную поверхность с углом наклона 2° (П1), 1° (П2) и 0.5° (П3).

Исследование радионуклидного загрязнения ***методом лабораторной гаммаспектрометрии отобранных проб*** проводилось на равномерной сетке по 60 образцам почвы с каждой площадки. Каждый образец получен объединением пяти проб, отобранных методом «конверта» с площади $1м^2$ слоем толщиной 5см. Предполагалось, что такой образец почвы является представительным для масштаба $1м^2$. (В [10] показано, что неоднородность распределения ^{137}Cs для этих размеров, на всех трех площадках не превышает 20%.) Кроме того, на каждой площадке были отобраны по 15 проб для исследования рапределения радионуклиидов по глубине до 20см.

Измерения образцов проб проводилось на Ge(Li) гамма-спектрометре. Минимальная детектируемая активность для ^{137}Cs составляла 5Бк. Среднее содержание естественных радионуклидов составляло: 2% (калий), 1×10^{-4}% (уран) и 6.5×10^{-4}% (торий). Из искусственных радионуклидов обнаружен ^{152}Eu (активность 10% относительно ^{137}Cs) и ^{241}Am (20-60% относительно активности ^{137}Cs). Погрешность определения ^{137}Cs авторами [9] не указана. По нашей оценке, полная погрешность этих данных составляет около 30%.

Аэро - гаммаспектрометрическая съемка масштаба 1:5000 на полигоне Иртыш проводилась в 1994г. с фотопривязкой. Предварительно, на местности размечались и снабжались ориентирами градуировочные площадки. В качестве носителя использовался вертолет Ми-8. Съемка проводилась комплексной станцией, в состав которой входил аэро-гаммаспектрометр ГЭ-001 (разработка ЦНИИГРИ) и протонный магнитометр ММВ-215. Спектрометр регистрировал полный спектр жесткого гамма-излучения в диапазоне 0.2-3.0 Мэв с разбивкой диапазона на 256 уровней. Экспозиция измерений составляла 1 сек. Объем детектора (NaI(Tl)) гамма-поля - 25.2 л. Разрешение спектрометра по линии ^{137}Cs (0.66 Мэв) составляло 13%. Залеты проводились на высоте 20 м при средней скорости вертолета около 80 км/ч.

В результате первичной обработки контрольных замеров установлены значения, среднеквадратичной погрешности съемки, приведенные в таблице

Таблица. Среднеквадратичная погрешность съемки.

Канал	**Величина погрешности**
общий канал	0.4 мкР/ч;
торий	0.00004%;
уран	0.00006%;
калий	0.3%;
цезий	9 мКи/км^2

Полная погрешностьполученных данных, по видимому, не превышает 30%.

Результаты

На рис. 3 приведено поведение $\langle\chi\rangle$ для графиков полей, полученных реконструкцией данных каждого из пяти каналов аэро-гаммаспектрометрической съемки площадок П1 и П2 (здесь они объединены, так что вместе с промежуточным участком между ними, суммарная площадь съемки составляет 2 км^2). Соответствующие кривые для площадки П3 даны н рис.4. Топология поля техногенного ^{137}Cs резко отлично от природных изотопов: для П3 эта кривая явно бимодальна.

На рис. 5 приведено поведение Эйлеровой характеристики площадок П1 и П2 - реконструкции полей ^{137}Cs соответствующие данным метода лабораторной гаммаспектрометрии и аналогичных данных аэро-гаммаспектрометрической съемки всего участка (кривая G), содержащего указанные площадки; на рис. 6 - аналогичные кривые поля приведены для П3.

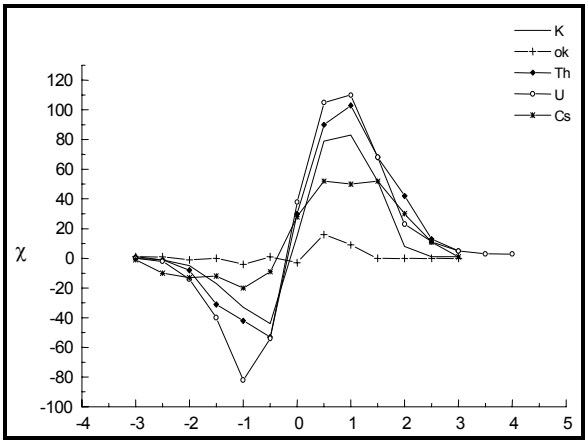


Рис. 3.Эйлеровы характеристики для 5 изотопов по данным аэрогаммаспектрометрической съемки. Объединенные площадки П1+П полигона Иртыш. Горизонтальная ось - уровень в единицах дисперсии.

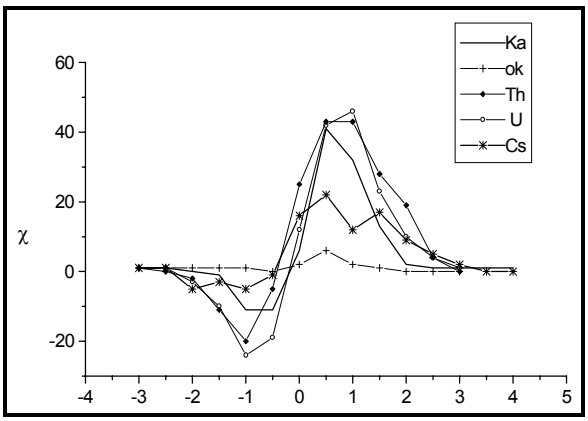


Рис. 4. Эйлеровы характеристики для 5 изотопов по данным аэрогаммаспектрометрической съемки. Площадка П3 полигона Иртыш.

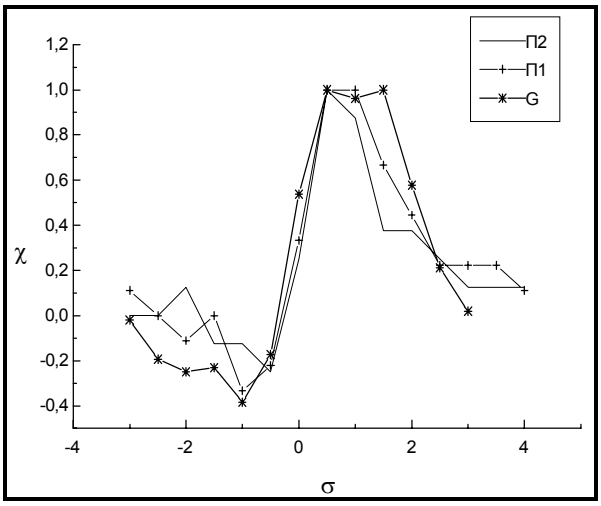


Рис. 5.Сравнение топологии поля ^{137}Cs по данным лабораторной гаммаспектрометрии (площадки П1 и П2) и аэрогаммаспектрометрической съемки (весь полигон Иртыш)

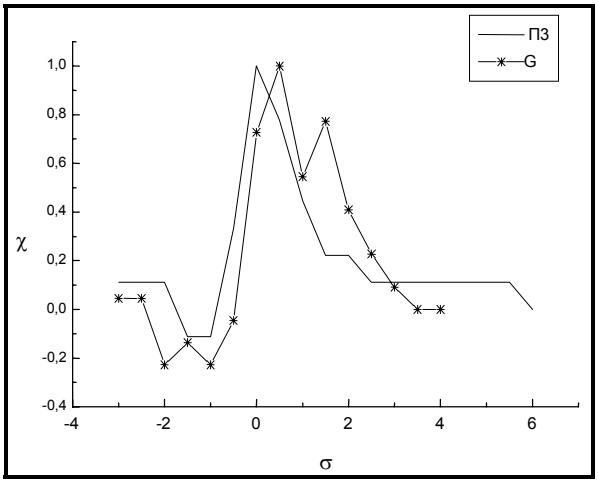


Рис. 6.Сравнение топологии поля ^{137}Cs по данным лабораторной гаммаспектрометрии (пощадка П3) и *аэрогаммаспектрометрической* съемки (весь полигон Иртыш)

Поведение кривых, полученных 2-мя разными методиками, качественно совпадает. Это справедливо даже для рис.6: несмотря на видимое различие кривых, правому пику бимомодальной кривой G, соответствует «ступенька» на кривой П3.

Заметим, что на практике, точная идентификация истинного распределения требует значительного объема выборки [11]. Приведем простой пример. Для одномерного случая *Колмогоровское расстояние* между истинной и эмпирической функцией распределения асимптотически удовлетворяет неравенству:

$$P\left\{\sup_x \left|F_n(x)-F(x)\right| \geq \varepsilon\right\} \leq 2\exp\left[-2n\varepsilon^2\right]$$

Для практически интересных выборок, можно использовать равенство и для простоты положить $n=\varepsilon^2$. В этом случае

$$P\left\{\sup_x \left|F_n(x)-F(x)\right| \geq \varepsilon\right\} \approx 0.27$$

Тогда, для того чтобы различить два нормальных распределения - унимодального N(0,1) и бимодального: $1/2\,\mathbf{N}(-0.8,0.36)+1/2\,\mathbf{N}(0.8,0.36)$ с расстоянием Колмогорова 0.046, на 5% уровне значимости ($\varepsilon = 0.05$) необходимо по меньшей мере $n = \varepsilon^{-2} = 400$ точек. В нашем случае, объем выборки для ПЗ составляет всего 65 точек. Поэтому, мы использовали следующий прием исследования результатов на устойчивость. В каждый отсчет данных аэрогаммаспектрометрической съемки был добавлен случайный шум с интенсивностью 30% от среднего значения по маршруту. Затем была получена новая реконструкция, для которой заново вычислялись кривые G для рис.5,6. После этого, в L_2 метрике, были вычислены вычислены расстояния между кривыми G и кривыми площадок П. Результаты для зашумленного и первоначального варианта практически совпали.

Выводы

Мы привели пример топологического подобия для реального радионуклидного поля, с использованием данных, полученных двумя различными методами, и выборок разного объема. Вопрос о типичности обнаруженных свойств полигона Иртыш и экстраполяции результатов на другие территории еще предстоит исследовать. В том случае, если удастся подтвердить существование одного или нескольких типов таких самоподобных полей, появится возможность дать обоснованные рекомендации для выбора минимально необходимой представительной выборки. Свойства самоподобия позволят, кроме того, использовать хорошо разработанный аппарат фрактального анализа для описания таких полей и поиска оптимальных для диагностики фрагментов территории [12- 16]. Фрактальный подход может успешно сочетаться с применением искусственных нейронных сетей для анализа загрязнений [17].

Работа поддерживалась Грантами INTAS-KZ-95-53 и ISTC K-056.

Литература

1) Хампель Ф., Рончетти Э., Рауссеу П., Штаэль В. Робастность в статистике. М.: Мир 1989. 512 с.
2) Adler R.J. The Geometry of Random Fields, 1981. John Wiley &Sons, N.Y. 280 p.
3) Макаренко Н.Г., Каримова Л.М., и др. Топологические методы анализа радионуклидных полей Семипалатинского ядерного полигона. // Препринт ИТПМ. Динамический Хаос в распределенных системах. Вып.1. с. 18-25.. 1996. Алматы
4) Adler R.J. A spectral moment estimation problem in two dimensions. Biometrica 1977. v. 64. P. 367-373.
5) Свешников А.А. Прикладные методы теории случайных функций. М.: Наука 1968. 464с.
6) Chillingworth D.R.J. Differential topology with a view to applications. 1976. Pitman Publishing. London, San Francisco, Melbourne.
7) Abrahamsen P. A Review of Gaussian Random Fields and Correlation Functions. Sec. Edition. 1997. Preprint 917. Norwegian Computing Center. 63 p.
8) Лонге-Хиггинс. Статистический анализ случайной движущейся поверхности. В сб. Ветровые волны. М: ИЛ 1962. С.125-218
9) Справка-доклад Разработка и изготовление ГСО активности поверхностного загрязнения радионуклидами искусственного происхождения в присутствии естественных. Ответ. Исполнители Кропачев С.В., Проворов А.А. 1993. Курчатов.
10) Burmistrov V.R., et all. Field Measurements, Soil Sampling .... on the FSTS. // Tech. Rep. DNA-TR-95-99. Alexandria, Sept. 1996.
11) Huber P.J. Projection Pursuit. // The Annals of Statistics. 1985. V.13. p. 435-475.
12) Makarenko N., Karimova L.M., Demchenko B.I. Novak M.M. Analysis of terrestrial radioactive contamination // Fractals. 1998. V.6. N.4. p.359-369
13) Makarenko N.G., Karimova L.M., Novak M. M. Fractal and Morphological Analysis of Radioactive Contamination// in Proceed. Of the confer. "Fractals in Ingineering". 14-16 of June. Delft. 1999. P.167-174
14) Makarenko N.G., Karimova L.M., Novak M. M. Discriminating between the nature of radioactive contamination // Chaos Solitons & Fractals 2000. V.11. N.13. p.2091-2098

15) Макаренко Н.Г., Каримова Л.М., Беляшов Д.Н., Комаров И.И., Аристова И.Л., Кардашов А.В., Юшков А.В. Топологический метод анализа площадных загрязнений территорий бывших ядерных полигонов. // Радиационная биология. Радиоэкология. 1999. Т.39. №5. С.521-527

16) Makarenko N.G., Karimova L.M. Terekhov A.G., Novak M. Fractal and Topological Complexity of Radioactive Contamination // In Paradigms of Complexity, Fractals and Structures in the Sciences, World Scientific Publ.Co, Singapour, 2000. pp.269-278

17) Kanevski M., Demyanov V., Vaignan M. Mapping of Soil Contamination by Using Artifical Neural Networks and Multivariatee Geostatics. // in Artificial Neural Networks - ICANN'97. Springer. 1997.

Контурлы статистика, топологиялық өзара ұқсастық және алаңдық ластануының концепциясы

[1)]Беляшов Д.Н., [2)]Бурмистров В.Р., [1)]Гринштейн Ю.А.,
[3)]Каримова Л.М., [3)]Макаренко Н.Г., [4)]Терехов А.Г.

[1)]Геофизикалық зерттеулер институты
[2)]ҚР ҰЯО Атом энергиясы институты
[3)]ҚР БҒматематика институты
[4)]ҚР БҒМ космос зерттеулер институты

Мақала глобальды радионуклид өрісінің морфологиясын өз ішінде сақтайтын ең аз қажетті талғауын табу проблемасына арналған. Сөз есепті қатал қою жөнінде емес − бұл істің ыңғайын табу. Мақала құрылысы мынадай: проблеманың сапалы бейнелеуі келтірілген R-де жарамай қалған статистикасының негізгі идеялары және оларды R^3-те талдап қорыту схемасы еске түсіріледі. «Ертісң полигонына үлгі болып келтірілген.

Contour statistics, topological self-similarity and conception of representative selection for the analysis of site contamination

[1)]Belyashov D.N., [2)]Burmistrov V.R., [1)]Greenstain Y.A.,
[3)]Karimova L.M., [3)]Makarenko N.G., [4)]Terekhov A.G.

[1)]Institute of Geophysical Research,
[2)]Institute of Atomic Energy, NNC RK,
[3)]Institute of Mathematics, Ministry of Education and Science of the Republic of Kazakhstan (ME&S RK),
[4)]Institute of Space Research, ME&S RK

The article raises the issue of determination of minimized selection that maintains the morphology of global radionuclide field. The article attempts to find approach to the task. It presents the nature of the problem, basic statistics of outliers in one-dimensional representation and their generalization in three-dimensional representation. The article introduces a concept of topological self-similarity, gives examples pertaining to the test site "Irtysh".

УДК [504.54: 556.3] (574.40)

ВЛИЯНИЕ СТАБИЛИЗАЦИИ ВОДНОГО РЕЖИМА НА ЭКОЛОГИЮ ГОРНОГО МАССИВА ДЕГЕЛЕН

(по результатам исследований 1996-1997 гг.)

[1)]Коновалов В.Е., [1)]Пестов Е.Ю., [2)]Артемьев О.И., [2)]Ларин В.Н.

[1)]Институт геофизических исследований
[2)]Институт радиационной безопасности и экологии

Подземные ядерные испытания в штольнях горного массива Дегелен Семипалатинского испытательного полигона, проводившиеся в период с 1961 по 1989 г., нарушили режим подземного водного бассейна. Вплоть до 1996 года наблюдались непредсказуемые проявления водных потоков из штолен, с которыми выносились радионуклиды, загрязнявшие окружающую местность. С прекращением ядерных испытаний отмечена постепенная стабилизация режима подземных вод. Существенный вклад в уменьшение количества радионуклидов, поступающих на поверхность с водными потоками, внесли начавшиеся в 1996 году работы по закрытию порталов штолен.

Горный комплекс Дегелен расположен в юго-западной части Семипалатинского испытательного полигона. Для проведения подземных ядерных испытаний на площади около 250 км^2 была сооружена 181 штольня. Осуществленные подземные ядерные испытания привели к существенному нарушению окружающей среды. Появились камуфлетные полости, зоны дезинтеграции, увеличилась трещиноватость пород, более проницаемыми стали зоны разломов. На поверхности возникли воронки, зияющие трещины, вдоль которых отмечены смещения блоков пород. Все перечисленные техногенные структуры, включая пространства самих горных выработок, привели к нарушению режима бассейна подземных вод. Если во время проведения испытаний основным загрязняющим фактором был прорыв на поверхность радиоактивных газов, то в современных условиях главным распространителем радионуклидов является водная среда. Поэтому экологическая обстановка во многом зависит от состояния бассейна подземных вод и стабилизации его режима.

Дегелен представляет собой горный массив изометричной формы, возвышающийся над окружающей местностью до 500 метров. Абсолютные отметки вершин превышают 1000 м. Поэтому большая часть массива в гидрогеологическом отношении представляет собой зону дренажа. Атмосферные осадки частично дренируются скальной поверхностью и поступают в систему поверхностного водотока. Другая часть атмосферных осадков проникает по трещинно-разломным системам и пополняет региональный бассейн подземных вод. В связи с появлением провальных воронок и зияющих трещин доля атмосферных осадков, проникающих в трещинно-разломную систему, значительно увеличилась. Сооружение штолен осуществлялось, главным образом, в зоне «транзита» атмосферных осадков, на различных удалениях от поверхности уровня региональных трещинных вод. Поэтому интенсивность притока воды в штольни носит пульсирующий характер: от полного его исчезновения до прорыва значительных масс воды, скопившейся в полостях и нарушенных трещинно-разломных системах (таблица 1). Так, интенсивное увеличение притока воды в штольню 104 до 1400 л/мин наблюдалось в сентябре 1996 года. Обследование штольни 29 января 1997 года показало, что интенсивность притока продолжала находиться на высоком уровне и составляла 688 л/мин. По приблизительным оценкам за этот период в штольню поступило 220-230 тысяч кубических метров воды. Аналогичные прорывы воды наблюдались в марте 1996 года в штольню 177-до 1250 л/мин и в сентябре того же года в штольню 503. Таким образом, в 1996 году даже при двукратном обследовании было зафиксировано 3 случая интенсивного временного прорыва подземных вод в штольни. Разрозненные данные предыдущих лет позволяют полагать, что аналогичные явления имели место раньше и, вероятно, с большей частотой. Они свидетельствуют о разбалансированности водного режима в горах Дегелен. В процессе стабилизации водного режима частота таких событий должна сокращаться до полного исчезновения. В 1997 году отмечено только одно событие усиления притока, которое произошло в апреле месяце в штольню 104 и достигало 670 л/мин.

Признаками стабилизации водного режима является так же (рис. 1):

- постепенное уменьшение суммарного потока воды из штолен вне зависимости от количества атмосферных осадков
- отсутствие новых потоков воды из штолен, не отмеченных при первом обследовании в 1996 году;

- возобновление функционирования родников в горной части долин, которые высохли в результате нарушения водного режима.

Таблица 1. Результаты обследования штолен с притоком воды в 1997 году

№№ штолен	Расположение места замера дебита и отбора проб	Дебит (л/мин)											
		Зима-весна 1996	Лето 1996	Январь 1997	Февраль 1997	Март 1997	Апрель 1997	Май 1997	Июнь 1997	Июль 1997	Август 1997	Сентябрь 1997	Октябрь 1997
А-1	В 10 метрах перед порталом	187	192	60	21,5	10,1	21,7	11,4	19,7	42	42	23.4	22.2
011	В 44 метрах от портала	31,8	20	0	0	10,8	6,1	Закрыта	0	0	0	0	0
104	В 10 м перед порталом	330	1400	688	383	357	670	192	213	154	213	247	182.3
151	В 20 м от портала и 41 м начиная с марта	173	4	58,3	57,5	57,2	79,6	Закрыта	0	0	0	0	0
152	В 60 м от портала	45	6	43,2	17,5	10,4	19,4	19,5	Закрыта	0	0	0	0
156	Перед порталом	<6	4,5	*	Наледь, следы течения	64,2	22,3	25,2	Закрыта	0	0	0	0
156-Т	Около 50 м от портала, перед порталом после закрытия	37,4	159	**	Ледяная каша	Ледяная каша	Наледь	10	Закрыта, намокание грунта	<6	<6	<6	10 намокание грунта
165	В 20 метрах перед порталом	30	360	98,9	66,2	31	66,3	74,6	33,3	22	32	58.8	31.2
176	В 40 метрах от портала	175	313	166	131	170	166	170	186	217	188	160	144.1
177	В 10 м от портала	1250	302	35,9	44,6	28,1	58,5	40	20,8	7,7	10,5	14.4	16.6
503	В 20 метрах перед порталом	120	<500	328	231	185	216	93	77,8	72	72	36	41.5
504	Перед порталом	341	118	112	111	56,4	31,6	163	167	80	<6,закры-та	<6	<6
506	В 120 м от портала	76	50,4	30	58,5	29,5	15,7	15,6	12,7	18,6	Закрыта	0	0
511	В 10 м перед порталом	119	316	85	346	206	165	192	163	235	208	270	222.3
609	В 20 м перед порталом	135	362	56	198	61,1	52,3	126	164	72	78,7	36	40
	ИТОГО:	3056	4107	1761,3	1665,8	1276,8	1590,5	1132,3	1057,3	926,3	844,.2	822.2	716.2

Примечание: ** -Наледь перед входом в штольню. Есть следы течения воды. Измерить дебит и отобрать пробу невозможно.*

*** -Наледь перед порталом и в глубину штольни. Примерно на пикете 50 метров наледь постепенно переходит в ледяную кашу, которая покрывает подошву выработки до самого завала. Дебит измерить невозможно.*

Место отбора проб в таблице обозначено «от портала» - в глубину штольни, «перед порталом» - на дневной поверхности, вне штольни.

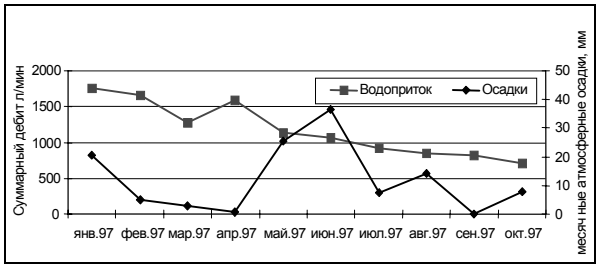


Рис. 1. Суммарный приток воды на порталах штолен и месячное количество атмосферных осадков

Уменьшение притока воды на порталах штолен в 1997 году определялось деятельностью по запечатыванию штолен и естественной стабилизацией водного режима.

К концу октября 1997 года незапечатанными оставалось 8 штолен с водопритоком. В течении года происходила стабилизация режима водного потока из этих штолен, который можно проследить на графиках ежемесячных замеров (рисунок 2). Начиная с мая месяца все штольни разделились на две группы: с интенсивным притоком (более 100 л/мин) и с умеренным притоком (менее 100 л/мин).

Для понимания особенностей водного режима в горах Дегелен является важным решение проблемы источника поступающей в штольни воды. Проведенными химическими анализами воды установлено, что потоки в каждой штольне имеют свои характерные особенности, которые остаются стабильными независимо от дебита притока и сезонных особенностей климата.

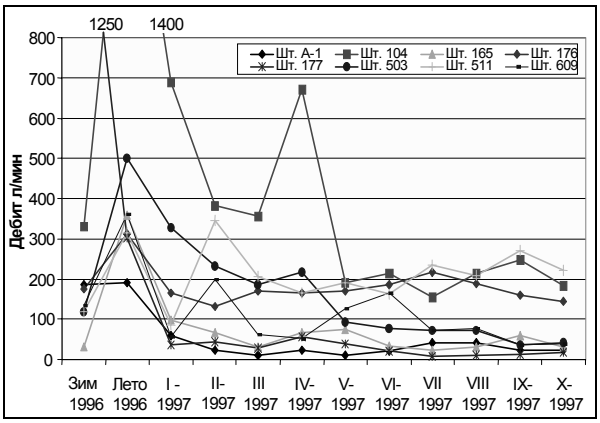


Рис. 2. Дебит потоков из незапечатанных штолен

Поэтому имеется основание полагать, что источником каждого потока являются разрозненные трещинно-разломные системы, где формируется химический состав воды, зависящий от минерального состава вмещающих пород. Здесь формируются воды преимущественно сульфатного типа, реже - гидрокарбонатно-сульфатного. Сформированные в области «транзита» воды такого состава пополняют региональный бассейн трещинных вод, которые обладают гидрокарбонатным типом и имеют меньшую общую минерализацию. Степень загрязнения радионуклидами вод, пополняющих региональную систему, оказывает влияние на экологическое состояние бассейна подземных вод. Последняя проблема является предметом самостоятельного исследования. В настоящей работе предпринимается попытка оценки процессов поверхностного загрязнения.

Непосредственно перед началом работ по запечатыванию штолен общий приток оценивался в 4370-4700 л/мин, причем, около 3600 л/мин поступало из радиоактивно загрязненных штолен. Приток воды в количествах, достаточных для появления ее на порталах, наблюдался в 23 штольнях. Удельная радиоактивность ^{137}Cs в различных потоках варьировала в широких пределах от 2 до 620 Бк/л при предельно допустимой концентрации 96 Бк/л (НРБ-96). Среднее содержание ^{137}Cs в суммарном потоке из всех штолен оценивалось в 145 Бк/л, что в 1.5 раза превышало предельно допустимую концентрацию. Удельная активность трития составляла от уровня чувствительности анализа до 1280 кБк/л при допустимой норме содержания его в воде-30 кБк/л (НРБ-96). Средняя удельная активность трития в суммарном потоке из всех штолен составила 389 кБк/л. Такие содержания нуклидов в водных потоках приводили в выносу на поверхность ^{137}Cs суммарной активностью 0,58 и трития – 1561 кюри в месяц.

К началу 1997 года было закрыто 49 штолен, из них 4 штольни с водопритоком. В 6 штольнях вода на порталах исчезла. Поэтому в январе месяце приток наблюдался только на 13 порталах. Содержания ^{137}Cs и трития в воде приведены в таблице 2.

Таблица 2. Содержание ^{137}Cs и трития в воде, излившейся из штолен в январе 1997 года.

№ п/п	№ штольни	Приток л/мин	Удельная активность радионуклидов		Активность нуклида на всю массу воды	
			Cs-137, Бк/л	H-3, кБк/л	Cs-137, Бк	H-3, кБк
1	А-1	60	184	221	184	221
2	104	688	188	263	2156	3016
3	151	58,3	2	246	1,9	239
4	152	43,2	32	286	23	206
5	156-Т	ледяная каша	10	25	-	-
6	165	98,9	224	439	369	724
7	176	166	77	552	213	1527
8	177	35,9	2	1502	1,2	899
9	503	328	162	181	886	989
10	504	112	680	458	1269	855
11	506	30	8	153	4	76,5
12	511	85	126	355	178,5	503
13	609	56	338	42	315	39
ИТОГО		1761	190	317	4420	9294
Превышение допустимой концентрации			в 2 раза	в 10,5 раз		

Примечание: погрешность определения активности цезия-137 составляла ±10%, трития - менее 30%.

По сравнению с 1996 годом содержания радионуклидов в каждом потоке остались на том же уровне. Поэтому количество радионуклидов, выносимых с водой на поверхность, в решающей степени зависит от интенсивности потока. Из таблицы 2 видно, что превышение допустимой концентрации ^{137}Cs установлено в воде 7 штолен из 13 обследованных в январе месяце. Тритий является более распространенным изотопом, превышение допустимой его концентрации установлено в воде 11 штолен.

Основным поставщиком ^{137}Cs на поверхность является вода штолен 104 и 504, а трития - вода штолен 104 и 176. Хотя концентрация нуклидов в воде штольни 104 (соответственно 188 Бк/л и 263 кБк/л) не является самой высокой на Дегелене, но значительный приток (688 л/мин) воды приводит к выносу наиболее значительных количеств ^{137}Cs и трития. Оценка суммарной активности ^{137}Cs, выносимого водой из штолен, составила в январе месяце 0,39 кюри, а трития - 651 кюри, что примерно в 2 раза меньше, чем ежемесячный вынос в предыдущем году.

Аналогичные оценки радиоактивного загрязнения поступающей из штолен воды производились в 1997 году ежеквартально. Загрязнение радионуклидами отдельных потоков характеризовалось тремя основными особенностями:

- в течение длительного времени уровень содержания радиоизотопов оставался стабильным;
- независимое поведение ^{137}Cs и трития, когда вода могла быть загрязнена одним из этих изотопов;
- значительно чаще отмечалось загрязнение тритием, чем ^{137}Cs.

Поэтому более показательными являются обобщающие данные по результатам обследований (таблица 3). Загрязняющее воздействие радиоактивных вод на окружающую среду в I и II кварталах находилось на близких уровнях, хотя средняя концентрация радиоизотопов, особенно ^{137}Cs, значительно повысилась. Однако, повышение концентрации радиоизотопов компенсировалось уменьшением дебита потоков.

Таблица 3 .Оценка степени загрязнения воды, поступившей из штолен, цезием-137 и тритием.

№ п/п	Показатели	Единица измерения	Кварталы 1997 года			
			I	II	III	IV
1.	Дебит суммарного притока воды во время отбора проб	л/мин	1761	1590	926	716
2.	Средняя удельная активность Cs^{137} То же тритий	Бк/л кБк/л	190 317	293 358	264 466	213 383
3.	Превышение допустимой концентрации Cs^{137} (число раз) То же для трития	96 Бк/л 30 кБк/л	2 10,5	3 12	2.75 15,5	2.2 12,8
4.	Активность Cs_{137} на всю массу воды То же тритий	Бк кБк	5600 9294	7770 9490	4082 7196	2537 4565
5.	Оценка суммарной активности цезия-137, поступившего на поверхность с водой То же тритий	Кюри Кюри	1,18 1953	1,63 1994	0,86 1512	0,53 959

В III и IV кварталах концентрация ^{137}Cs и трития в воде так же характеризовалась высокими значениями. Благодаря запечатыванию еще 7 штолен с водопроявлениями и продолжающейся стабилизации водного режима произошло дальнейшее уменьшение дебита суммарного потока. Соответственно сократилось общее количество выносимых на поверхность радионуклидов. Суммарная активность ^{137}Cs, вынесенного потоками в 1997 году, оценивается в 4,2 кюри, а трития – в 6418 кюри, тогда как в предыдущем году, до начала запечатывания штолен, эти величины оценивались соответственно в 7 и 18000 кюри. Отмеченное обстоятельство способствует улучшению экологической обстановки на площадке Дегелен.

Следует отметить, что с прекращением выноса радионуклидов потоками воды из открытых штолен экологическая проблема не исчерпывается. Загрязненная вода оставила в высохших руслах илистые отложения с высоким содержанием радионуклидов. Ветровая эрозия распыляет тонкий материал и приводит к радиоактивному загрязнению более значительных площадей. Поэтому запечатывание штолен сопровождается регулярными обследованиями загрязняющих объектов и природоохранными мероприятиями.

Литература

1) Михайлов Н.П., Хисамутдинов М.Г., Беляев А.А. и др. Геологические формациии и металлогения Чингиз-Тарбагатайской складчатой системы. Труды ВСЕГЕИ, Новая серия, т. 310. Ленинград, «Недра», 1981, 223 с.

2) Щерба Г.Н., Дьячков Б.А., Нахтигаль Г.П. Жарма-Саурский геотектоноген. Алма-Ата, «Наука», 1976, 200 с.

3) Государственная Геологическая карта СССР масштаба 1:200000. Серия Чингиз-Саурская. Лист М-44-XIX. Объяснительная записка. Составили С.С. Кузьмин, А.В. Сополев и др. Москва, 1981, 113 с.

4) Государственная Геологическая карта СССР масштаба 1:200000 (Айнабулак). Лист М-43-XXIV. Объяснительная записка. Составитель В.Я. Глухенький. Москва, 1986, 99 с.

5) R. Allan Freeze, John A. Cherry. Groundwater. New Jersey, 1979, p. 604.

Су ережесі тұрақтандырылуының Дегелең тау сілемі экологиясына ықпал етуі (1996-1997ж.ж. зерттеулерінің нәтижелерімен)

[1)]Коновалов В.Е., [1)]Пестов Е.Ю. [2)]Артемьев О.И., [2)]Ларин В.Н.

[1)]Геофизикалық зерттеулер институты
[2)]Радиоқауыпсыздық және экологиялық институты

Бұрынғы Семей полигонындағы Дегелен алаңында 11.10.1961ж-04.10.1989ж. кезеңінде штольняларда жер астындағы ядролық жарылыстар өткізілген. Соның нәтижесіңде жер астындағы су бассейнің ережесі бұзылған. 1996ж. дейін штольнялардан су тасқының жарып өтуі байқалынған, солармен бірге радионуклидтердің бірталай саны шығарылатын. Ол айналадағы жерді радиоактивтік кірлеуіне келтірілген. Ядролық сынаулар тоқталған соң жер астындағы су ережесінің біртіндеп тұрақтандыру процестері байқалынған. Су тасқындарының жүріс − тұрысы алдын ала айтарлықтай бола бастады. 1996ж. штольнялар порталдарын жабу жұмыстары басталып өткізілген соң су тасқындарымен бірге жер үстіне шыққан радионуклидтердің саны едәуір азайды.

Influence of the stabilization of hydrological regime on the ecology of degelen mountain (on results of 1996/97 research)

[1)]Konovalov V.E., [1)]Pestov E.Y., [2)]Artemjev O.I., [2)]Larin V.N.

[1)]Institute of Geophysical Research
[2)]Institute of Radiation Safety and Ecology

Series of underground nuclear explosions were detonated at Degelen site of the Semipalatinsk Test Site from 1961 through 1989. The tests caused the disturbance of natural hydro-system. Unpredictable flushes of contaminated tunnel water occurred up to 1996. After banning of nuclear tests, the hydrological regime was gradually stabilized. The closure of tunnel portals resulted in considerable decrease of contaminated water at the surface.

УДК [615.9:574.5] (574.4)

БИОТЕСТИРОВАНИЕ - ЭКСПРЕСС-МЕТОД ОПРЕДЕЛЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО КАЧЕСТВА ПРИРОДНЫХ ВОД СИП

[1)]Такибаев Ж.С., [2)]Ветринская Н.И.

[1)]Национальный ядерный центр РК
[2)]Институт геофизических исследований

Предлагается использовать один из методов биотестирования биологического качества природных вод геоландшафтов, подвергшихся значительным техногенным нагрузкам, включая радиационные. Основанный на определении изменений ионной проницаемости мембран растительных клеток, он может использоваться в комплексе с другими методами как экспрессный метод при мониторинге качества природных вод, а также в инспекционных целях. Надежность экспрессного определения биологического качества воды подтвержден многолетними экспериментами.

В последние десятилетия во многих странах биотестирование стало общепризнанным приемом контроля загрязнения водной среды различными токсикантами [9,10,11]. Свойства воды в природе как объекта потребления определяются, наряду с химическим составом, присутствием в ней живых организмов (гидробионтов) [I]. С биологической точки зрения чистая нетоксичная вода - это вода, в которой нормально протекают биологические процессы полезных человеку гидробионтов (т.е. организмов, обеспечивающих чистоту воды). Биологическим критерием токсичности является сохранность видов и качества потомства. Этот критерий токсичности особенно важен при малых дозах токсических веществ. [2]. Испытания, выполняемые по определенной схеме и в определенных условиях, заключаются в определении действия того или иного вещества (или смеси веществ) на водные организмы (или их сообщества) путем регистрации изменения одного или нескольких биологических (или физиолого-биохимических) показателей состояния тест-объектов.

Биотест как экспериментальная оценка состояния окружающей среды по реакции живого организма известен с давних пор. Как бы ни был совершенен тот или иной прибор для определения вредных примесей, он не может сравниться по сложности и точности реагирования на токсическую примесь с живым организмом, механизмы взаимодействия которого со средой формировались на протяжении многих миллионов лет и поколений в процессе эволюционного развития. В то же время биотестирование не отменяет систему традиционных аналитических и аппаратурных методов контроля состава природньк и сточных вод, а лишь дополняет ее качественно новыми (биологическими) показателями. Необходимость такого дополнения диктуется несколькими обстоятельствами. Одно из них связано с тем, что даже самые совершенные современные методы аналитического контроля не обеспечивают определения в воде всех загрязняющих веществ. Из многих тысяч загрязнителей достоверно определяются лишь десятки, в лучшем случае сотни, компонентов загрязнения. Однако, даже если бы удалось получить исчерпывающую информацию о химическом составе всех стоков и водоемов, остался бы нерешенным самый главный вопрос - степень опасности измеренных уровней загрязнения для жизни в водной среде.

С экологической точки зрения результаты определения концентрации вредных веществ имеют относительную ценность. В конечном счете, важно знать не уровни загрязнения, а вызванные ими биологические эффекты. Однако, даже самый точный и совершенный химический анализ не может дать информацию об этих эффектах. К тому же, большинство известных токсических веществ, обладая однонаправленным механизмом действия на человека, проявляет суммарный токсический эффект. Известны случаи токсикологического синергизма [3]. Широко применяемый гидрохимический анализ показывает лишь конкретную точку на шкале концентраций химического соединения, учитывается лишь одно отдельно взятое химическое вещество, а не комбинированное действие их большого числа. Только регистрация соответствующих аномальных состояний организма, популяции или сообщества позволяет судить о качестве водной среды с биологических позиций [4,5]. Особенность биотестовой информации состоит в интегральном отражении всей совокупности свойств испытуемой среды с позиций восприятия их живыми объектами. С известной степенью условности можно говорить о моделировании биотестовой системой некоторых форм восприятия экологической ситуации человеком, в частности, реакцией на одновременное воздействие нескольких вредных факторов на преобладающем благоприятном фоне, реакцией адаптационного типа.

Основное назначение биотестов - быстрая интегральная оценка антропо-экологической ситуации. Если последняя имеет отклонение от нормального

состояния, то детальный анализ и выявление опасных компонентов следует продолжить специальными анализаторами. Целесообразно дополняя друг друга, биотестовые и физико-химические средства могут значительно повысить эффективность контроля за счет снижения стоимости комплексного анализа, увеличения его оперативности [б].

В [7] сообщалось о возможности применения одного из методов биотестирования для определения качества природных вод на Семипалатинском испытательном полигоне. Задача настоящих исследований — экспрессное определение биологического качества воды методом, где в качестве тест-объекта используется элодея [8], а также сопоставление полученных результатов с данными долговременных экспериментов. Элодея — одно из самых распространенных высших водных растений пресных водоемов. В экспериментальной водной токсикологии элодея - тест-объект для оценки токсичности водной среды по движению хлоропластов в листьях и по угнетению ростовых процессов. Элодея (Elodea canadensis Rich.) относится к отряду Angiospermae, классу Munocoty-ledoneae, порядку Helobial, семейству Hydrocharitaceae.

В качестве тест-функции нами использовался биофизический процесс — ионная проницаемость мембран клеток. Выбор тест-функции обусловлен тем, что в экспериментальных условиях при различных воздействиях, в первую очередь, нарушается транспортная функция мембран, что возможно зарегистрировать почти сразу после воздействия. В долговременных экспериментах использовалась другая тест-функция - угнетение ростовых процессов. В экспериментах использовались молодые части растений длиной 4-5 см, инкубируемые в токсичной воде, пробы которой отбирались в июне 1998 г. на участке Дегелен, из штолен, в которых проводились ядерные испытания. Инкубация растений в отобранных пробах проводилась в течение 1, б, 10 суток. Затем растения отмывались и помещались в дистиллированную воду. Через 30 минут, 1 - 24 часа в воде с растениями измерялась электропроводность, изменяющаяся за счет электролитов, выходящих из клеток элодеи в дистиллированную воду. Показателем токсичности принималось отношение величины электропроводности в опыте к величине электропроводности в контрольном эксперименте ($\sigma_{оп}/\sigma_{контр}$). В долгосрочных экспериментах элодея выдерживалась в токсичной воде 60 суток. Проводились наблюдения за физиологическим состоянием растений, интенсивностью роста на 1, 10, 60 сутки.

Результаты экспериментов показали, что уже после односуточного инкубирования растений в токсичной воде нарушается функция мембран клеток элодеи, что выражается и в изменении степени токсичности воды (рис.1).

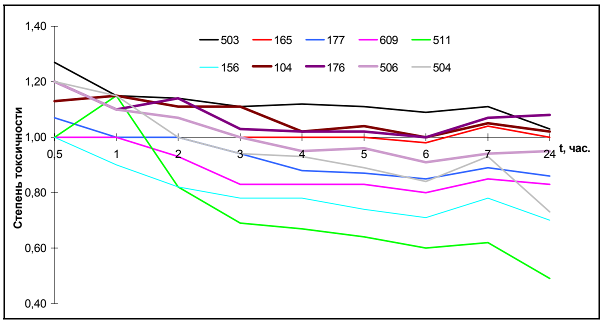


Рис. 1. Действие воды из штолен участка Дегелен СИП на выход элетролитов из клеток элодеи. 1 сутки инкубирования

Как видно из рис. 1, степень токсичности через 30 минут после помещения растений в дистиллированную воду имеют наибольшую величину в вариантах опыта для штолен 503, 504, 506, 165 и равную единице для штолен 609, 511, 156. Последнее свидетельствует о равной скорости выхода ионов в контрольном опыте и в вышеприведенных вариантах опыта. В целом, степень токсичности в приведенном опыте относительно небольшая: 1.07 - 1.27.

В дальнейшем, в течение последующих суток скорость выхода ионов замедляется (степень токсичности ниже единицы - штольни 511, 156, 609,- или приближается к контрольному уровню (штольни 176, 503, 165, 104), т.е. кратковременная инкубация существенно не влияет на нормальную жизнедеятельность растений, функции мембран быстро восстанавливаются.

При 6-ти суточной инкубации, показатель степени токсичности продолжает повышаться в большинстве вариантов эксперимента в течение 4 часов после действия токсичной воды. Исключение составляют два случая, где скорость выхода электролитов остается ниже, чем у контрольных растений (рис.2). Затем степень токсичности стабилизируется и остается постоянной в течение 24 часов после воздействия токсичной воды.

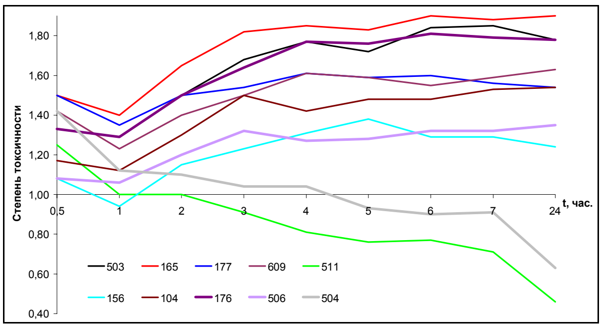


Рис. 2. Действие воды из штолен участка Дегелен СИП на выход электролитов из клеток элодеи. 6 суток инкубирования.

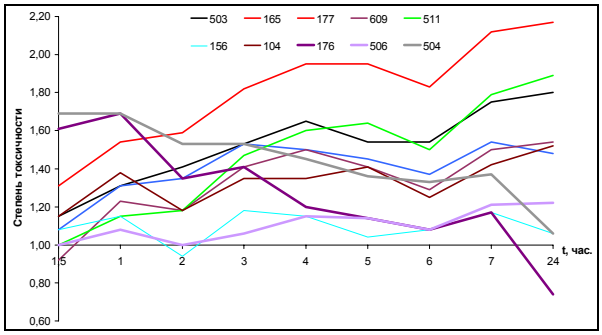


Рис. 3. Действие воды из штолен участка Дегелен СИП на выход электролитов из клеток элодеи. 10 суток инкубирования.

При 10-суточной инкубации (рис.3) показатели степени токсичности не стабилизируются, а продолжают возрастать, что говорит о более серьезных нарушениях функционального состояния мембран, чем при односуточной инкубации.

Показатели степени токсичности в некоторых вариантах опыта (штольни 165, 503) остаются на высоком

имеют уроень 1.8 - 2.17 даже через 24 часа после действия токсичной воды. Следовательно, при кратковременном инкубировании в токсичной воде (сроком до 1 суток) растения способны восстановить физиологические процессы до первоначального уровня очень быстро, практически в течение суток, а при больших сроках инкубации, для восстановления требуется более длительное время или они нарушаются необратимо.

Так как растения при переносе их в дистиллированную воду после инкубации в токсичной воде, начинают восстанавливать свои функции особенно заметно при малых сроках инкубации, наиболее информативными, на наш взгляд, являются измерения степени токсичности через 30 минут после действия токсичной воды (рис.4). Следует отметить, что наиболее высокая степень токсичности наблюдается в вариантах опыта -штольни 503, 165, 504, 176. Причем, факт повышенной токсичности обнаруживается уже после односуточной инкубации. Наименьшая степень токсичности, даже при 10-суточной инкубации, наблюдается в вариантах опыта -штольни 506, 156.

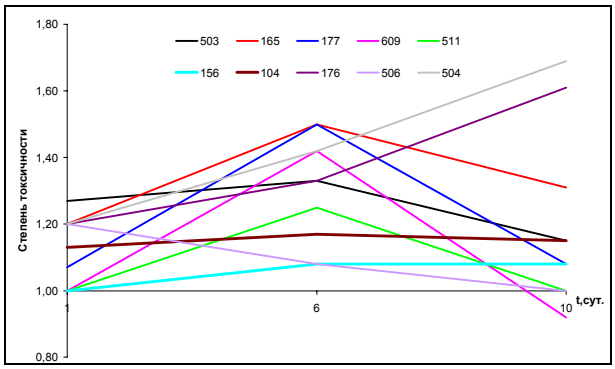


Рис. 4. Выход ионов из клеток элодеи через 30 минут после действия токсичной воды.

Результаты экспрессного определения степени токсичности (время определения - 1 сутки) подтверждаются долгосрочными экспериментами (60 суток инкубации), где значительные морфологические изменения произошли в тех случаях, где ранее была зарегистрирована высокая степень токсичности, например, в варианте (штольня 504, рис.5), и, напротив, никаких изменений по сравнению с контролем не обнаружено в тех случаях, где была зарегистрирована низкая степень токсичности, например, в варианте (штольня 506, рис.6).

Рис. 5. Элодея. 60 суток в токсичной воде

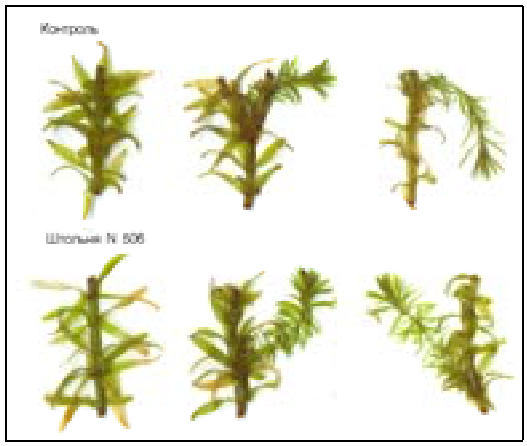


Рис. 6. Элодея. 60 суток в токсичной воде

Таким образом, по выполненным эксперименты можно сделать следующие выводы:

- нарушения ионной проницаемости мембран клеток элодеи проявляются в возрастании степени токсичности, что возможно зарегистрировать после кратковременной инкубации растений (1 сутки) через 30 минут после воздействия токсичной воды;
- наибольшие нарушения ионной проницаемости мембран клеток элодеи выявлены при инкубировании растений в воде проб из штолен 503, 165, 504, где зарегистрированы высокие показатели степени токсичности. Наименьший повреждающий эффект оказала вода проб из штолен 156, 506;
- применение вышеописанного метода биотестирования позволяет использовать его как экспресс-

метод для определения биологического качества анализируемой воды.

Метод позволяет проводить серийные наблюдения одновременно в большом количестве проб. К достоинствам метода следует отнести также простоту измерений, небольшую стоимость стандартной аппаратуры. В комплексе с другими методами он может использоваться как экспресс-метод при мониторинге качества природных вод в экологическом аспекте.

Литература

1) Брагинский Л.П., Величко И.М., Щербаков Э.П. Пресноводный планктон в токсической среде. Киев,: Наукова думка, 1987.

2) Строганов Н.С. Биологический критерий токсичности в водной токсикологии.//Критерий токсичности и принцип методик по водной токсикологии. Изв. ГосНИИ озерн.и рыбн.хоз-ва. Т.78. М.: Из-во Моск.ун-та, 1971.С. 14-28.

3) Ткачук С.М., Воробьев-Десятовский П.В., Куценко С.А. Разработка методов количественного определения экотоксикантов в воде с помощью культур клеток - биологических тест-объектов.// Журнал прикладной химии, т.70, вып.5, 1997, с.802-806.

4) Патин С.А. Биотестирование как метод изучения и предотвращения загрязнения водоемов. Биотестирование природных и сточных вод. М.: Легкая и пищевая промышленность, 1981. С.7-15.

5) Экологический мониторинг. //Учебное пособие, часть Ш/Под ред.проф. Гелашвили Д.Б., Н.Новгород, изд-во ННГУ, 1998.

6) Ахутин В.М., Пожаров А.В., Попечителев Е.П. Биотестовое измерение параметров среды как основа оценки антропоэкологической ситуации. Антропоэкологическая оценка и формирование оптимальной городской среды. Л.: 1988. С. 5 9-61.

7) Ветринская Н.PL, Манасбаева А.Б. Оценка качества воды методом биотестирования на площадке "Дегелен" бывшего Семипалатинского испытательного ядерного полигона (II международная конференция по проблемам нераспространения ядерного оружия. Тезисы докладов, 14-17 сентября 1998 г.), г.Курчатов, 1998, с.95.

8) Саксонов М.Н., Трипузов Т.В., Стом Д.И. Метод биотестирования по выходу электролитов из клеток элодеи. Методы биотестирования вод. Черноголовка: ОИХФ АН СССР, 1988. С.96-97.

9) Ricci Nicola. Protoroa as tools in the pollution assessment. Mar. pollut. Bull. - 1991. -22, №6. -С.265-268. -Англ.

10) Osbild D., Babut M., Vasseur P. Les biocapteurs appliqués au controle des eaux. Rev. sci.eau. - 1995. -8, №4. - С.505-538. -Фр.

11) Wang Wuncheng, Freemark Kathryn. The use of plans for environmental monitoring and assessment. Ecotoxicol. And Environ. Safetu - 1995. -30. №3. - С.289-301. - Англ.

Табиғат суының экологиялық сапасын анықтаудың биотест-экспресс әдісі

[1)]Тәкібаев Ж.С. [2)2)]Ветринская Н.И.

[1)]Қазақстан Республикасы Ұлттық ядролық орталығы.
[2)]Геофизикалық зерттеулер институты.

Радиациялық және едәуір техногендік жүктемеге тап болған геоландшафтардың табиғат суының биологиялық сапасын биотест - әдістерінің біреуі пайдалауға усынылады. Өсімдік клетка ның мембранасының иондық өткізгіштігінің өзгеруін анықтауында негізделген, ол табиғат суының сапасының мониторингісінде және инспекциялық мақсаттарында басқа әдістермен бірге пайдалануға жарайды. Судың биология сапасын экспресс анықтауының сенімділігі көп жылдық эксперименттермен дәлелденеді.

Biotesting – express method of determination of ecological quality of natural water

[1)]Takibaev G.S., [2)]Vetrinskaya N.I.

[1)]National Nuclear Center of Republic Kazakhstan
[2)]Institute of Geophysical Research

The article offers to use one of many methods of biotesting of natural water quality subjected to considerable technogenic impacts, including radiation. This method is based on determination of ionic permeability of membranes of plant cells. It may be used in synergy with other methods as an express method for monitoring of natural water quality and for inspection ends. Reliability of the express determination of natural water quality has been confirmed by long-term experiments.

УДК [539.1.08: 550.832] (574.1)

ХАРАКТЕРИСТИКА ГАММА-ПОЛЯ, ГАММА-ИЗЛУЧЕНИЯ РАДИАЦИОННОГО ЗАХВАТА И ТЕПЛОВОГО ПОЛЯ УЧАСТКА "ЛИРА" ПО НАБЛЮДАТЕЛЬНЫМ И БОЕВЫМ СКВАЖИНАМ

Гринштейн Ю.А., Мелентьев М.И.

Институт геофизических исследований

В статье обобщены архивные данные, полученные по результатам каротажа взрывных и наблюдательных скважин участка «Лира», где в 1983-84 гг с использованием мирных ядерных взрывов. создано 6 полостей в массиве каменной соли для хранения газоконденсата. Установлено, что гамма-поле и гамма-излучение радиационного захвата изменяются во времени, что свидетельствует о продолжающихся процессах релаксации напряженности горного массива. и миграции радионуклидов в затрубном пространстве скважин. Установлен также различный температурный режим в окрестности полостей взрывов, определяемый особенностями геологического строения окружающей среды.

Параметры гамма-поля, характер гамма-излучения радиационного захвата и динамика изменения температуры по разрезу скважин на объекте "Лира" приводятся по результатам гамма - (ГК), нейтронного гамма - (НГК) и термо-картажа (ТК), проведенного в период с 1983г по 1992г бывш. Геологическим управлением-треста "Союзгазгеофизика", ЮУПГК Мингазпрома.

Анализ результатов радиоактивного каротажа

Гамма и нейтронный гамма каротаж выполнялись в скважинах объекта «Лира» в интегральном варианте. В качестве детектора гамма-излучения применялись сцинтилляторы. Чувствительность ГК, в зависимости от размера кристалла, изменялась от 0,72 мкР/час до 1,66 мкР/час Для НГК использовался полоний-бериллевый источник, активностью (6-10)*10^6 н/сек. Использовались доинверсионные зонды длиной от 5 до 8 см, при которых скорость регистрируемого счета нарастает с увеличением водонасыщенности пород.

Особенности конструкции исследуемых скважин (весь ствол скважин обсажен стальной колонной) и ядерно-физические свойства горных пород разреза (представленных, в основном, каменной солью) предопределили следующие основные источники гамма-квантов, регистрируемых при проведении НГК, основанного на реакции (n,γ):

- железо обсадных труб – сечение реакции (n,γ) - 3,1 барна;
- каменная соль - сечение реакции для хлора – 42 барна, для натрия – 0,5 барна;
- водород, входящий в состав воды и находящейся в порах и трещинах горных пород – сечение реакции – 0,33 барна.Основным источником гамма-излучения радиационного захвата является хлор-35 и железо. При этом отложения соли выделяются на диаграммах НГК четкими аномалиями, как это показано на рис.1 и 2, где приведены результаты ГК и НГК по взрывной скважине №1ТК и наблюдательной скважине №12КН.

Из-за относительно высокого уровня помех говорить о количественных определениях параметра водонасыщенности не приходится. Однако не вызывает сомнения, что если параметр водонасыщенности меняется во времени, то этот факт будет отмечен при многократных измерениях, поскольку маловероятно, чтобы содержание соли по изучаемым разрезам изменялось во времени. Таким образом, изменения интенсивности гамма-излучения радиационного захвата во времени следует рассматривать как результат изменения водонасыщенности горных пород вследствие нарушения их структуры ядерными взрывами.

Диаграммы ГК и НГК были осреднены, оцифрованы, по ним построены гистограммы для выделения идентифицируемых интервалов. Пример таких гистограмм приведен на рис. 1, 2. В табл. 1 и 2 приведены данные по скважинам, для которых выполнена обработка диаграмм ГК и НГК, - по боевым скважинам 5ТК, 5ТК-бис (пройдена в 2 м от 5ТК), 1ТК, по наблюдательным скважинам 1КН, 2КН, 3КН, 4КН и 12КН, расположенным поблизости от скважины 5ТК. К сведениям об этих скважинах относятся: дата и глубина каротажа, значения ГК и НГК по идентифицированным интервалам.

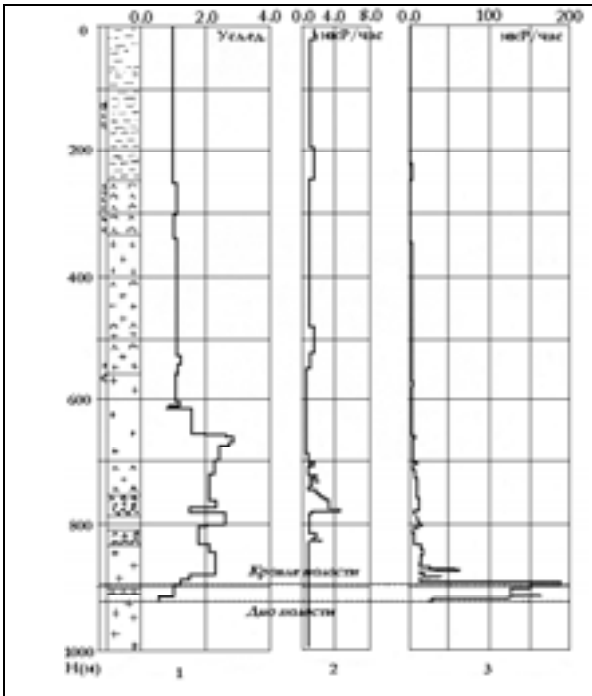


Рис.1. Данные ГК и НГК по скв. №1ТК.

1. нейтронный гамма-каротаж от 19.05.89г (после взрыва);
2. гамма-каротаж от 17.06.83г (до взрыва);
3. гамма-каротаж от 19.05.89г (после взрыва)

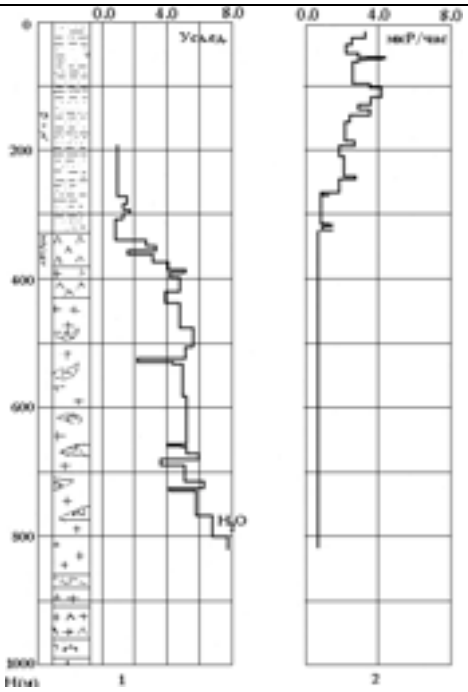


Рис.2. Данные ГК и НГК по скв. №12КН.

1. нейтронный гамма-каротаж от 11.02.91г;
2. гамма-каротаж от 11.02.91г.

Таблица 1 Интенсивность гамма-поля по выделенным интервалам в мкР/час

		№ скважины																											
		1КН		2КН		3КН		4КН	12КН							1ТК						5ТК		5ТК-бис				
Дата каро-тажа		09.12.91	14.05.92	27.09.90	30.05.92	19.10.90	16.05.91	17.05.91	13.12.90	26.12.90	09.01.91	15.01.91	08.02.91	11.02.91	22.09.91	17.06.83	25.03.89	14.04.89	15.04.89	19.05.89	17.05.90	09.07.84	27.05.86	03.09.89	15.09.89	24.03.92	16.05.92	29.05.92
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27
Интервал 1	от	26	26	10	10	4	4	10	25	20	18	18	15	20	20	21	21	10	-	20	20	25	10	10	0	10	10	10
	до	80	80	80	80	80	80	80	88	88	92	89	95	91	90	195	195	184	-	195	195	170	170	110	115	110	110	110
мкР/ч		1,7	2,2	3,9	2,4	4,2	3,6	2,3	3,4	2,6	3,3	2,4	3,7	2,6	2,3	1	1,8	1,1	-	1,9	2,8	1,5	2,2	2	5,5	3	2,8	1,6
Интервал 2	от	80	80	80	80	80	80	80	88	88	92	89	95	91	90	195	195	184	-	195	195	170	170	110	115	110	110	110
	до	156	156	135	135	160	163	155	264	265	263	266	266	267	263	248	248	250	-	248	248	820	500	380	380	390	380	380
мкР/ч		2,1	3,5	4,6	3	4,9	3,6	2,3	4,9	3,3	3,7	2,9	2,5	2,6	2	1,4	1,7	1,7	-	2,3	2,8	0,6	58	23	45	21	27	23
Интервал 3	от	156	156	135	135	160	163	155		265	263	266	266	267	263	248	248	250	-	248	248			380	380	390	380	380
	до	177	177	175	176	183	180	175		320	335	321	321	322	321	482	482	500	-	500	500			395	395	395	395	395
мкР/ч		6,7	4	5,4	4,1	5,8	5	4,1		1,6	1,6	1	0,8	1	1,3	0,7	1,5	1,3	-	2,3	2,8			45	84	44	38	38
Интервал 4	от	177	177	175	176	183	180	175		320	335	321	321	322	321	482	482	500	-	600	500			395	395	395	395	395
	до	265	265	260	260	264	262	280		460	460	460	460	460	460	550	551	553	-	568	568			415	414	415	415	415
мкР/ч		13	1,7	1,9	0,9	1,9	1,3	3,2		1,1	0,8	0,6	0,7	0,8	0,8	1,1	1,6	1,3	-	2,8	2,8			23	58	21	33	23
Интервал 5	от	265	265	260		264	262			460	460	460	460	460	460	550	551	553	-	568	568			415		415	415	415
	до	300	300	300		300	303			585	610	610	610	610	610	700	699	692	-	701	701			417		417	417	417
мкР/ч		5,7	1,7	1,7		2	1,1			0,7	0,6	0,7	0,8	0,8	0,7	0,2	2	1,6	-	3	4,1			45		46	44	46
Интервал 6	от	300	300									610	610	610	610	700	699	692	720	701	701			417		417	417	417
	до	319	319									660	816	778	855	778	777	777	776	778	776			440		440	440	440

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27
мкР/ч		16	2,2									0,6	0,7	0,8	0,7	1,6	4,7	3,5	3,6	7,6	9,4			23		23	35	23
Интервал 7	от														855	778	777	777	776	778	776			440		440	440	440
	до														1257	825	835	831	831	830	831			443		443	444	443
мкР/ч															1,6	1,9	2,4	1,6	1,2	6,1	6,1			39		35	43	36
Интервал 8	от															825		835	831	830	831			443		443	444	443
	до															1000		896	896	896	890			591		591	588	545
мкР/ч																0,3		7,2	6,4	33	14			23		23	35	23

Таблица 2 Водонасыщенность по результатам НГК в условных единицах (усл.ед.)

		№ скважины																								
		1КН		2КН		3КН		4КН	12КН								1ТК					5ТК- бис			
Дата каротажа		09.12.91	14.05.92	18.05.91	30.05.92	10.10.90	16.05.92	17.05.91	13.12.90	26.12.90	09.01.91	15.01.91	08.02.91	11.02.91	22.09.91	25.03.89	14.04.89	15.04.89	19.05.89	17.05.90	03.09.89	15.09.89	24.03.92	18.05.92
Интервал 1	от	26	26	10	10	30	20	25	28	20	20	20	20	-	20	30	35	-	10	15	60	62	60	60
	до	80	80	65	80	80	79	85	90	90	90	90	90	-	90	613	616	-	614	612	110	115	110	110
усл ед.		1	1	2,2	1,9	1	1	1	1	1	1	1	1	-	1	1	1	-	1,1	1,1	1	1	1	1
Интервал 2	от	80	80	65	80	80	79	85	90	90	90	90	90	190	90	613	616	-	614	612	110	115	110	110
	до	140	140	158	155	148	147	165	270	270	270	270	270	270	270	677	678	-	676	677	350	350	350	350
усл ед.		1,3	1,4	1,3	1	1,3	1,57	1,3	1,1	1,1	1,1	1,1	1	1	1	1,6	1,6	-	1,9	2	1,8	1,9	2	1,9
Интервал 3	от	140	140	158	155	148	147	165	270	270	270	270	270	270	270	677	678	-	676	677	350	350	350	350
	до	178	178	195	189	188	183	180	290	337	339	339	338	338	338	803	802	-	803	802	380	380	380	380
усл ед.		0,9	1,6	1,6	1,5	1,4	1,74	2,77	1,8	1,8	1,5	1,7	1,8	1,3	1,34	1,7	1,9	-	2,2	1,8	3,4	3,5	4	2
Интервал 4	от	178	178	195	189	188	183	180		337	339	339	338	338	338	803	802	-	803	802	380		380	380
	до	260	260	235	235	235	230	250		380	380	380	382	385	384	832	832	-	832	833	497		497	495
усл ед.		1,9	2,3	3,5	3,1	2,5	2,77	3,54		5,2	4,1	3,1	4,8	3,3	3,09	0,9	1,5	-	1,8	1,8	2,9		3,6	3
Интервал 5	от	260	260	235	235	235	230	250		380	380	380	382	385	384	832	832	832	832	833	497		497	497
	до	297	297	285	260	298	294	280		440	438	440	439	436	434	882	882	881	881	881	600		600	600
усл ед.		1	0.86	1,5	1,3	1,6	1,51	1		5,3	5,3	5,1	4,7	4,6	4,16	1,5	1,9	1,9	2,3	1,9	3,3		3,7	2,8
Интервал 6	от	297	297								438	440	439	436	434									
	до	320	320								524	524	523	523	523									
усл ед.		2,5	2,2								6,2	5,9	5,3	5,3	4,71									
Интервал 7	от										524	524	523	523	523									
	до										585	585	582	582	582									
усл ед.											6,4	6,5	5,1	4,9	4,45									
Интервал 8	от											585	582	582	582									
	до											666	783	800	1259									
усл ед.												7,3	5,8	5,9	5,73									

На рис. 3,4 приведены результаты определений в виде графиков изменения интенсивности гамма-поля и гамма-излучения радиационного захвата во времени. При их построении проведено нормирование исходных данных на величину параметра поля, полученную при первом, для данного интервала, измерении. В связи с тем, что в ходе проведения НГК менялись источник нейтронного излучения и длина зонда, для приведения всех измерений к единому уровню по каждой скважине проводилась нормировка снятых с диаграмм значений на скорость счета, зарегистрированную в терригенных отложениях, залегающих над соляным куполом, где отмечается минимальная интенсивность вторичного гамма-поля.

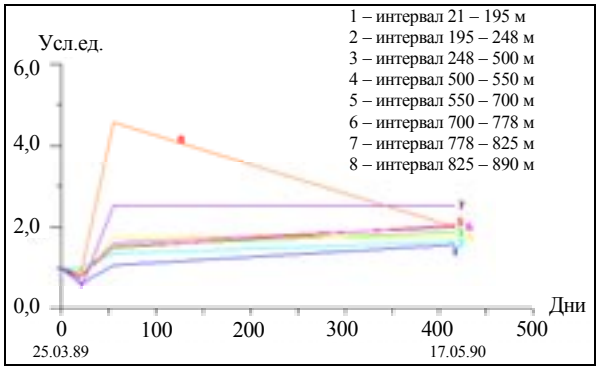


Рис.3. Изменение гамма-интенсивности во времени для различных интервалов скв.1 ТК

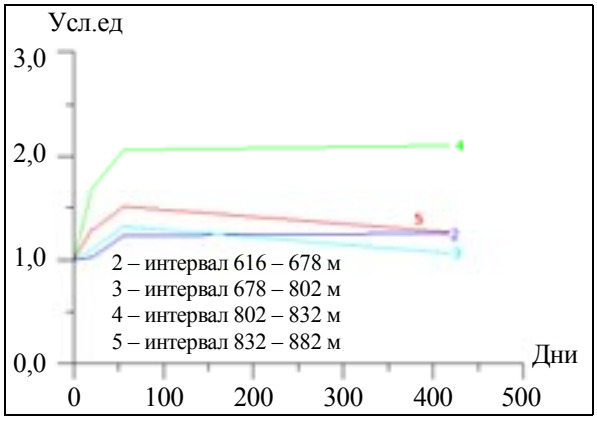


Рис.4. Изменение водонасыщенности пород во времени для различных интервалов скв. 1 ТК

Анализ полученных данных позволил установить следующее:

1. На исследованном участке наибольшей естественной радиоактивностью обладают терригенные отложения, для которых ее величина колеблется в пределах от1-2 мкР/час до 4 мкР/час, иногда до 8-12 мкР/час.
2. Кепрок и солевые отложения не отличаются друг от друга по интенсивности гамма-излучения. Здесь значение гамма-поля колеблется в пределах 0,2 - 1,0 мкР/час.
3. Кепрок и солевые отложения резко отличаются от терригенных образований по интенсивности гамма-излучения радиационного захвата. Как указывалось выше, величина интенсивности гамма-излучения радиационного захвата терригенных отложениях условно принята за единицу. Интенсивность этого излучения в кепроке и солевых отложениях колеблется в пределах от 1,5 до 8,0 усл.ед.
4. По скважине № 5ТК, где полость взрыва заполнена водой, радиоактивность по стволу скважины резко возрастает и на глубине 450 м достигает 130 мкР/час при начальном значении поля около 1 мкР/час. Каротаж нижней части скважины 5ТК не выполнен по техническим причинам, поэтому радиоактивность в полости, образовавшейся в результате ядерного взрыва, оценена приблизительно в несколько тысяч мкР/час. По результатам каротажа в скважине 1ТК видно (табл. 1 и рис.1), что при соблюдении технологии создания полостей, радиоактивность внутри полость через 6 лет после взрыва достигает всего 190 мкР/час.
5. К сожалению, ни по скважине 1ТК, ни по скважине 5ТК до взрыва не был проведен НГК, что не позволяет оценить изменения водонасыщенности горных пород, возникшие в результате взрыва.
6. Интенсивность гамма-поля во взрывных скважинах меняется во времени (рис. 3, 4 и табл. 1). Так, по скважине 5ТК-бис эти значения в интервале глубин 1 (10-110 м) изменились в 2,8 раза (от 2 до 5,5 мкР/час), в интервале 3 (380-395 м) интенсивность изменилась почти в два раза - от 44,8 до 84,0 мкР/час. Аналогичные изменения наблюдаются и в целом по скважине. По наблюдательным скважинам, расположенным вокруг скв. 5ТК, также наблюдаются аналогичные процессы. По скважине 1ТК самые значительные изменения наблюдаются при входе в полость и внутри нее: в первом случае поле изменилось почти в 5 раз - от 7,2 до 33,0 мкР/час, во втором случае - почти в 15 раз - от 7,4 до 112,6 мкР/час.
7. Величина водонасыщенностости пород также претерпевает изменения во времени, однако в меньших масштабах, чем гамма-активность. Особенно примечателен факт увеличения водонасыщенности в скважине 1ТК в интервале, примыкающем к полости, где она возросла в 1,5 раза, одновременно с возрастанием интенсивности гамма-излучения.

Представляется, что изменения интенсивности гамма-поля связаны с миграцией искусственных радионуклидов, вероятнее всего ^{137}Cs, так как из практики геолого-разведочных работ известно, что вне месторождений и рудопроявлений радиоактивного сырья, гамма-поле, практически, не меняется в течение многих лет. Необходимо отметить, что даже небольшие изменения гамма-активности могут свидетельствовать о миграции значительных количеств ^{137}Cs, так как доля его излучения в гамма-спектре составляет всего около 3% и приращение интенсивности гамма-поля на 1 мкР/час при измерениях в обсаженных скважинах, по грубым оценкам, соответствует изменению содержания цезия не менее чем на 200-300 Бк/кг. Несомненно, что во флюидах, переносящих ^{137}Cs, присутствует значительное количество ^{90}Sr, способность к миграции которого в несколько раз выше чем у цезия.

Анализ архивных данных ГК и НГК позволяет сделать следующие выводы:

1. В результате проведения ядерных взрывов на объекте "Лирас целью создания емкостей для хранения газоконденсата не исключается загрязнения местности искусственными радионуклидами.
2. Наблюдаемые временные флуктуации гамма-поля в скважине 5ТК над полостью, заполненной рассолом, прямо свидетельствуют о миграции искусственных радионуклидов за пределы полости.

Динамика изменения температурного поля

Для изучения температурного поля объекта «Лира» использованы данные каротажа, выполненного в период с 1983 по 1993 годы (фонды АО «Карачаганакгазпром»). С учетом качества измерений для анализа отобраны диаграммы термокаротажа по 11 скважинам. Сюда вошли диаграммы по шести взрывным, одной контрольно-наблюдательной (12КН) и четырем добычным (49, 301, 310, 804)

скважинам. По всем перечисленным скважинам термокаротаж проводился многократно: по скважине 1 РТК –7раз, по 2 РТК – 2, по 3 РТК – 5, по 4 РТК – 7, по 5 РТК (бис) – 5 (до глубины 600 метров), по 6 РТК – 1, по 12 КН – 4, по 49 – 3, по 310 – 2, по 804 –1, по 301 – 5. По термограммам каждой из скважин проведено осреднение результатов измерений температуры, построены графики изменения температуры с глубиной, рассчитаны геотермические градиенты. На рис.5, 6 приведен характер изменения температуры и геотермического градиента с глубинойпо скважине № 1ТК.

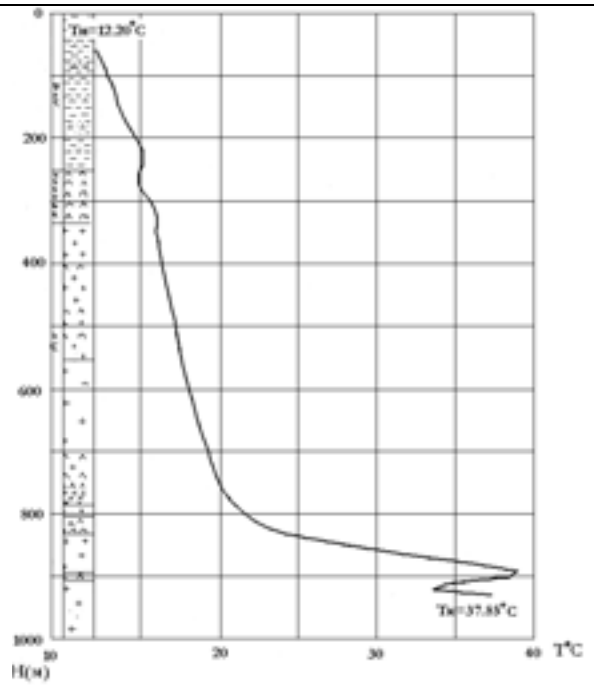


Рис. 5. Термограмма по скв. 1 РТК

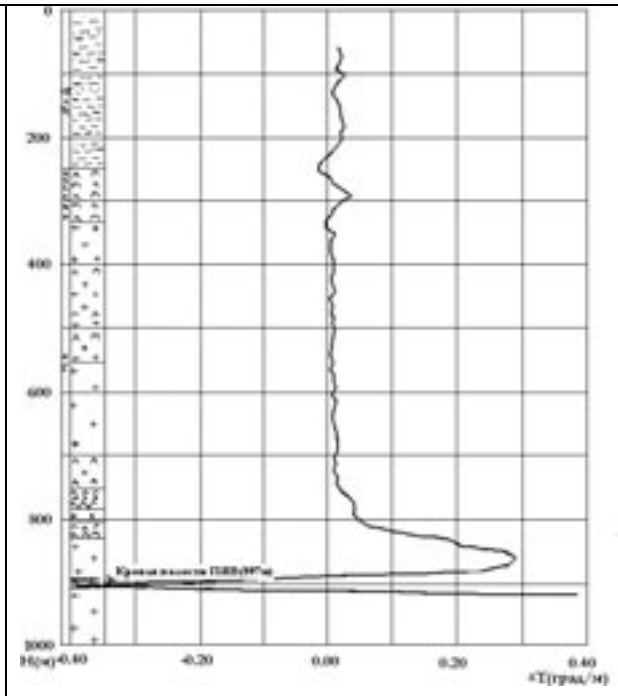


Рис.6. Геотермический градиент по скв.1 РТК

Закономерности изменения температуры и ее градиента по разрезу скважин позволяют выделить три группы.скважин.

Первая группа объединяет 6 взрывных скважин 1 РТК ÷ 6 РТК, для которых характерно следующее:

- в верхней части разреза (до глубины 330 – 370 м) наблюдаются плавное повышение температуры с глубиной от 6-12^{0}С до 18-19^{0}С и повышенные знакопеременные значения градиента – от +0,04 град/м до – 0,09 град/м. Характеристика относится к неоднородному геологическому разрезу терригенной мезозой-кайнозойской надсолевой толщи осадочных пород, подвергнутых обводнению;
- средняя часть разреза (330 ÷ 770 м) характеризуется плавным закономерным увеличением температуры с глубиной (от 18-19^{0}С до 22-24^{0}С) при более сглаженной кривой градиента температур. Этот температурный режим относится к толще солей, расположенных выше полостей ПЯВ;
- нижняя часть скважин (от 770 метров до забоя) характеризуется быстрым нарастанием температуры до 31-35^{0}С, в центре полости наблюдается понижение температуры на 5-7^{0}С по сравнению с окружающей средой.
- Радиус влияния полостей на тепловое поле массива соли колеблется от 247 метров (для скв. 2 РТК) до 125 метров (для скв. 6 РТК).

Вторую группу представляют две скважины - скв. 12 КН и скв. 49, которые не участвовали в процессе добычи газаконденсата. Их объединяет близость начальных (глубина 180 метров – 14.5°С и 19 °С, соответственно) и конечных (глубина 1200 метров – 19.5°С и 22°С, соответственно) температур и характер геотермического градиента, величина которого колеблется в пределах ±0,05 град/м.

Третью группу представляют три промысловые скважины - № 804, 310 и 301. Для них характерны высокие значения начальных температур (на глубине 200 метров – 27.4°С, 28.2°С и 27.6°С соответственно) и относительно низкие значения конечных (на глубине 870 м – 33.5°С, 30.9°С, 30.4°С соответственно) температур.

Таким образом, анализ температурного поля и геотермических градиентов участка «Лира», выполненный по боевым и смежным с участком скважинам, позволяет сделать следующие выводы:

1. Распространение температуры от полостей взрывов в радиусе каждой боевой скважины происходит не одинаково, что определяется

особенностями геологического строения окружающей среды.

2. Объемный характер температурного поля второй и третьей групп скважин преимущественно обусловлен техногенными процессами, связанными с добычей газоконденсата, что подтверждается значительным отклонением наблюденных значений температур от природных в сторону их увеличения.

Выводы

Получен информативный материал по результатам применения трех методов каротажа. Однако для оптимизации комплекса методов при определении степени опасности и для выбора параметров, которые обеспечат наиболее эффективный мониторинг объекта «Лира», необходимо расширить комплекс каротажных исследований, в первую очередь, за счет включения в него спектрометрического гамма-каротажа, геолокации полостей акустическим методом, изучение затрубного пространства с помощью сейсмических и других геофизических методов, обеспечивающих обнаружение ослабленных зон, по которым, вероятно, циркулируют флюиды, переносящие искусственные радионуклиды.

Байқағыш және соғыс скважиналарымен берілген "Лира" учаскесінің гамма өрісі, радиациялық басып алуының гамма сәулеленуі мен жылылық өрісінің сипаттамасы

Гринштейн Ю.А., Мелентьев М.И.

Геофизикалық зерттеулер институты.

Лира участкесіндегі соғыс және байқағыш скважиналарының каротаж нәтижелерімен алынған архивті мәліметтер жинақтап қорытылған, осы жерде 1983-84ж.ж. бейбіт ядролық жарылыстарын қолданып, газоконденсат сақтау ушін тас түз сілемінде 6 қуыс құрылған. Гамма-өріс және радиациялық басып алу гамма-сәулеленуі уақыт ішінде өзгерілетіні белгіленген .Бұл тау сілемінің зорланушылығының релаксация процестері және скважиналардың құбыр сыртындағы кеністігінде радиануклидтердің миграция болуына куәлік береді. Қуыстарының манайында қоршаған ортасының геологияляық құрылысының өзгешілігімен айқандалатын әр түрлі температуралық ережесі белгіленген.

Characteristics of gamma-field, gamma radiation of radiation capture, and thermal field on “lira” site

Greenstain Y.A., Melentjev M.I.

Institute of Geophysical Research

The article summarizes information basing on the logging of test and observational boreholes at “Lira” site. Peaceful nuclear explosions were detonated to create cavities for storing gas condensate. It has been discovered that gamma-field and gamma-radiation of radiation capture alter in the course of time. This indicates that the process of relaxation of the massif tension goes on and that radio nuclides migrate within casing string-borehole annulus. The article provides data on thermal field around the cavities.

УДК 504.054:539.16

СОВРЕМЕННАЯ РАДИОЛОГИЧЕСКАЯ ОБСТАНОВКА НА СЕМИПАЛАТИНСКОМ ИСПЫТАТЕЛЬНОМ ПОЛИГОНЕ В КАЗАХСТАНЕ В ОТНОШЕНИИ ПЛУТОНИЕВОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

[1)]Воит Г., [1)]Семиошкина Н., [4)]Додд Б., [1)]Говард Б.Дж., [2)]Карабалин Б.К., [3)]Мукушева М.К., [1)]Роснер Дж., [4)]Санчес А., [5)]Странд П.

[1)]GSF-Институт радиационной защиты, D-85764 Нойхерберг, Германия,
[2)]Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, Курчатов, Республика Казахстан,
[3)]Национальный ядерный центр Республики Казахстан
[4)]ITE Институт земной экологии, Грейндж-Овер-Сэндз, Великобритания,
[5)]NRPA Норвежское Агентство по радиационной защите, Остерас, Норвегия.

В данной статье представлены предварительные результаты измерения плутония и других радиоизотопов в пробах почвы и растительности, отобранных на испытательном ядерном полигоне бывшего Советского Союза в Семипалатинске (Казахстан). Точки отбора проб были выбраны таким образом, чтобы охватить территории, использующиеся с сельскохозяйственными целями, и получить информацию об уровнях загрязнения продуктов, предназначенных для употребления человеком, и оценить дозы облучения населения. Приводятся концентрации $^{238/239}$Pu в некоторых пробах, а также обсуждается его воздействие на организм человека. В большинстве случаев (67 и 75%, соответственно) на двух наиболее загрязненных площадках СИП (в районе озера Балапан и на Опытном поле) измеренные концентрации активности были ниже 30 Бк/кг (^{239}Pu) и 5 Бк/кг (^{238}Pu) в первом случае и ниже 25 Бк/кг (^{239}Pu) и 6 Бк/кг (^{238}Pu) во втором случае.

Введение

Семипалатинский испытательный полигон (СИП) в Казахстане был одним из основных полигонов, использовавшихся бывшим Советским Союзом для испытаний ядерного оружия. На площади в 18500 км^2 с 1949-го по 1989-ый год здесь было проведено 456 ядерных испытаний (это число варьируется от 456 до 498 в зависимости от литературного источника и определения «ядерного испытания»), включая наземные, атмосферные и подземные испытания, что составляет 64% от всех испытаний, проведенных бывшим СССР. Во время проведения испытаний доступ на полигон строго контролировался военными частями, и какое-либо гражданское использование земель полигона было запрещено. В начале 90-х гг. полигон перешел под управление казахстанских органов власти, и на его территории началось постепенное восстановление сельскохозяйственной деятельности (коневодство и овцеводство), осуществляемой, в основном, местными жителями. В связи с этим возникла необходимость оценить настоящую и потенциальную опасность для людей, проживающих на загрязненной территории и использующих ее в сельскохозяйственных целях.

Одной из целей международных проектов RESTORE (восстановление радиоактивно загрязненных экосистем), поддерживаемых ЕС, и казахстанских конверсионных проектов в рамках МНТЦ (Международный научно-технический центр) было оценить современную радиологическую ситуацию на СИП: определение наиболее чувствительных с радиоэкологической точки зрения районов и разработка рекомендаций по соответствующим контрмерам или восстановительным мерам, если таковые будут рассматриваться как необходимые. Исследования в рамках данных проектов основное внимание уделяли радиоактивному цезию (^{137}Cs) из-за его долговременного воздействия на человека и окружающую среду. Для этого была переработана и применена к условиям СИП Система поддержки решений в области окружающей среды RESTORE (EDSS), объединяющая ГИС (географические информационные системы) и соответствующие модели радиоэкологического переноса (Ван дер Перк и др., 1997, Войгт и др., 1999).

Однако в случае с СИП необходимо также изучить облучение, обусловленное другими радионуклидами, так как проводившиеся взрывы были очень разными по характеру. Имеющиеся данные по бета-излучателям, например, ^{90}Sr, или альфа-излучателям, например, $^{238/239/240}$Pu и $^{238/239}$U, в основном ограничены, поскольку анализ на эти радионуклиды требует больших ресурсов. Есть некоторые свидетельства того, что эти радионуклиды могут в достаточно больших количествах появиться на некоторых участках СИП (МАГАТЭ, 1998). Даже если внешним облучением в этом случае можно пренебречь, внутреннее облучение в результате употребления загрязненных продуктов питания или вдыхания загрязненных частиц, в результате ветрового подъема, может привести к местной дозе облучения, представляющей опасность для населения.

Чтобы оценить эти дозы, необходимо провести соответствующее количество измерений радионуклидов стронция, плутония и америция в пробах почвы, растительности и, соответственно, продуктов, а также определить их распределение в пространстве и времени. В данной статье обобщены результаты измерений америция и плутония в почве и растениях, полученные в ходе экспедиционно-полевых работ за последние несколько лет.

Материалы и методы

Наиболее загрязненными территориями были определены три площадки: Опытное поле, озера Балапан и горный массив Дегелен (см. также Войт и Семиошкина, 1998, МАГАТЭ, 1998). Пробы ненарушенной почвы и растительности были отобраны в следующих местах: рядом с Опытным полем в месте расположения зимовок, используемых местными жителями для разведения лошадей и овец; неподалеку от фермы, расположенной рядом с озером Балапан, и с нескольких участков на горном массиве Дегелен; показания мощности дозы в точках пробоотбора (на высоте 1 м над поверхностью земли) и географические координаты были зарегистрированы. Площадки пробоотбора показаны на рис. 1.

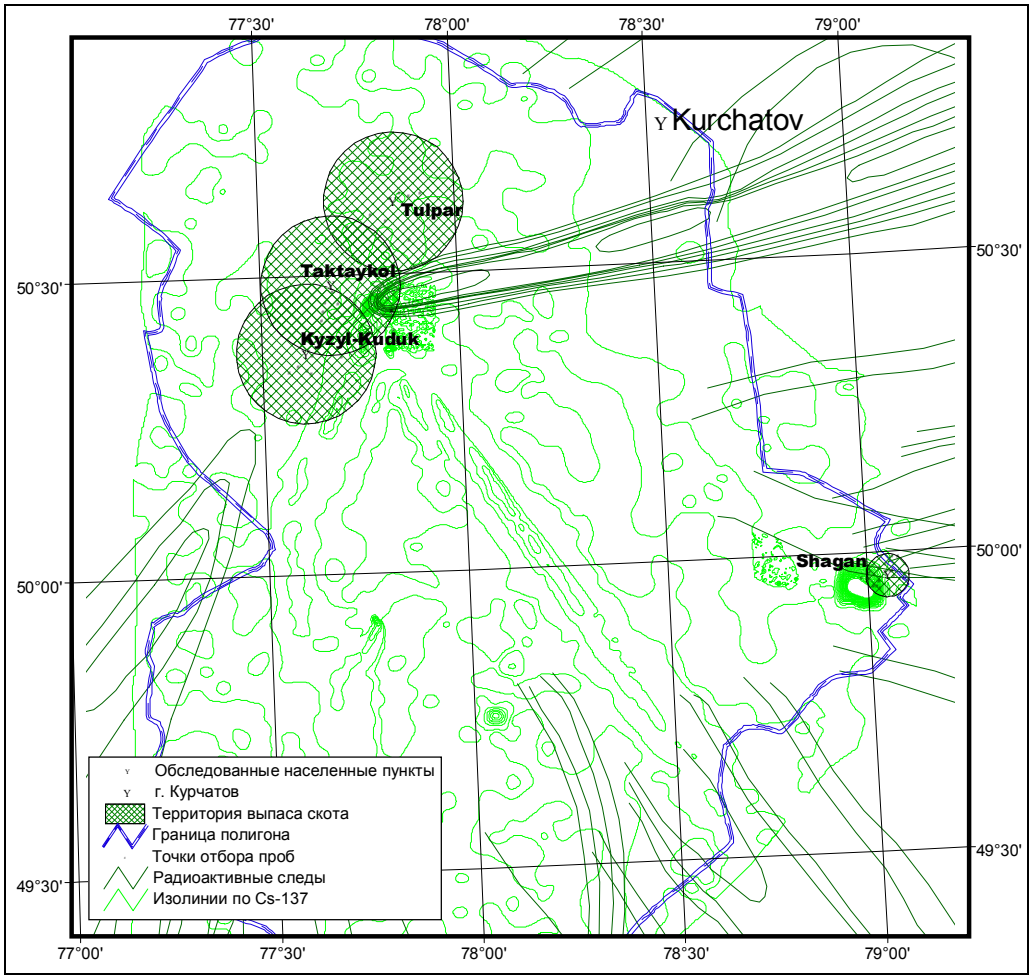


Рис. 1. Площадки пробоотбора на Семипалатинском испытательном полигоне.

Пробы почвы площадью 1 м^2 и глубиной до 30 см отбирались при помощи специального пробоотборника и стандартного метода “конверт” (пять проб). Послойные пробы керна почвы (0-5 см, 5-10 см, 10-20 см, 20-30 см) соединялись, взвешивались и отправлялись в лабораторию. Там почва просеивалась, камни, остатки корней и растительный материал удалялись, а почва высушивалась при комнатной температуре; сухой вес каждой пробы регистрировался. Пробы растений срезались с соответствующих участков отбора проб почвы, однако, чтобы получить минимальный вес растительной пробы 1 кг, площадь отбора превышала 1 м^2. Размер участка отбора растительной пробы регистрировался, а свежая проба взвешивалась. В лаборатории пробы промывались проточной водой и высушивались естественным способом. Листья и стебли разрезались на части размером 1 см и высушивалась в течение 5 – 18 часов при 80°C, высушенный материал взвешивался и измельчался. Перед радиохимическим анализом все пробы сжигались, а зольный остаток высушивался при 300 - 400°C.

Пробы были разделены и распределены между разными лабораториями ITE, NRPA, GSF и НЯЦ, участвовавших в межлабораторной интеркалибровке, результаты которой были в пределах разумного согласо-

вания. Альфа- и бета-анализ проб проводился в соответствии со стандартной радиохимической методикой. Более подробно эта методика и методы проведения альфа- и бета-измерений представлены в (Санчес и Синглтон, 1998, Роснер и др., 1990 и Казачевский и др., 1999). Гамма-спектрометрические измерения гамма-радионуклидов и ^{241}Am проводились в GSF, подробное описание измерений и счетного метода и статистики дано в (Войгт и др., 1996).

Результаты

Растительность на СИП, в основном, скудная, поэтому полученные пробы были менее 1 кг/м^2 при среднем значении около 300 г/м^2. Наиболее типичные для СИП растительные сообщества представлены злаковыми группами (*Caragana spirea*), ковылем или овсянницей и осокой (*Carex*). Травянистая растительность состоит большей частью из *Stipa, Festuca, Artemesia* и *Poa*, лишйники (Parmelia) и галофиты встречаются в местах, где рост сосудистых растений подавлен или на соленых участках.

Почвы СИП, в основном, светло-каштановые, солончаковые и солонцовые. Характеристики основных типов почв СИП даны в таблице 1. Переход радионуклидов в растения и миграция радионуклидов в почвах СИП, а также то, как на нее можно повлиять, исследованы в очень малой степени или слабо отражены в международных опубликованных литературных источниках и в настоящее время изучается (проекта МНТЦ К-52). Для радиоцезия применялись модели переноса, используемые для стран ЕС и СНГ, пострадавших в результате Чернобыльской аварии (Абсалом и др., 1999), что привело к недооценке коэффициентов перехода радионуклидов в растительность и прогнозируемых концентраций радиоактивности в траве пастбищ и соответственно в баранине почти в 10 раз. Однако параметры, необходимые для ввода в модель, такие как перестановочные K, RIP, pH и органическое вещество, до сих пор не были количественно определены для всей территории СИП, что гарантировало бы правильное применение моделей с учетом того, что они были разработаны только для ржи, которая не является доминирующим растительным видом на СИП, как уже было сказано выше. Кроме того, неоднородное вертикальное и горизонтальное распределение радионуклидов на СИП позволяет делать предположения только в местном масштабе и при условии наличия всей необходимой информации.

Таблица 1. Характеристики основных типов Семипалатинского испытательного полигона

Глубина, см	pH водной суспензии	$C0_2$, %	Гумус, %	Валовой азот, %	Подвижные формы, мг/кг		Поглощенные основания мг-экв/100 г почвы			
					P_20_5	K_20	Ca	Mg	Na	CEC
СВЕТЛОКАШТАНОВЫЕ ПОЧВЫ (среднее из 9 анализов)										
0-20	8,10	0,80	3,00	0,24	28,00	466,0	10,20	2,10	0,12	13,80
20-40	8,70	4,40	2,40	0,19	12,00	259,0	11,2	2,7	0,14	12,9
ТЕМНОКАШТАНОВЫЕ НОРМАЛЬНЫЕ (ср. из 9 анализов)										
0-20	8,20	3,50	3,80	0,27	15,00	974,0	21,5	4,1	0,32	28,6
20-40	8,50	4,40	2,40	0,18	8,00	717,0	20,1	5,7	0,28	27,1
ЛУГОВО-КАШТАНОВЫЕ КАРБОНАТНЫЕ (ср. из 10 анализов)										
0-20	8,40	2,40	4,80	0,26	12,00	489,0	21,5	3,2	0,24	26,5
20-40	8,50	4,40	2,20	0,13	7,00	337,0	17,1	2,8	0,17	19,9
СОЛОНЦЫ (ср. из 4 анализов)										
0-20	8,00	-	1,10	0,10	26,00	216,0	6,6	1,9	3,3	11,8
20-40	8,70	4,60	-	-	-	-	3,5	6,2	0,5	10,7

До сих пор для СИП не применялись модели переноса Sr, Am или Pu. Поскольку в настоящее время при помощи контролируемых лизиметрических экспериментов проводится дальнейшее изучение поведения этих радионуклидов в почвах и растительности, являющихся репрезентативными для СИП, результаты этих исследований будут объединены, а модели разработаны. В связи с этим, первым шагом было проведение измерений концентрации активности в почве (96 проб) и растениях (61 проба), отобранных за последние несколько лет. Частота встречаемости плутония в пробах почвы, отобранных в двух сельскохозяйственных районах, находящихся в запретной зоне СИП, и проанализированных на сегодняшний день, представлена на рис. 3 и 4. Анализ послойных проб почвы в настоящее время продолжается.

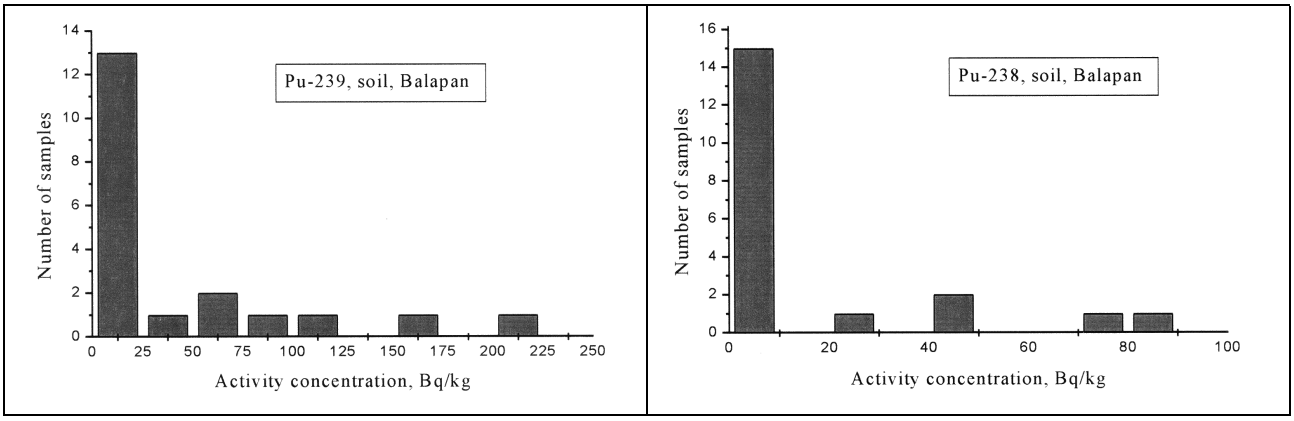


Рис. 3. Плотность распределения $^{238/239}$Pu в пробах почвы, отобранных на Опытном поле

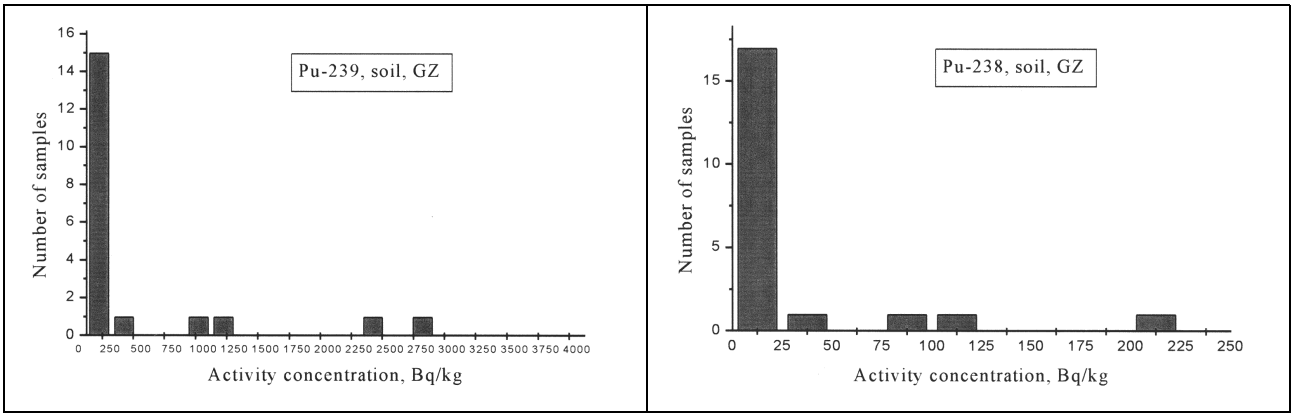


Рис. 4. Плотность распределения $^{238/239}$Pu в пробах почвы, отобранных на озере Балапан

Пробы растительности были объединены по концентрации активности ^{137}Cs и географическим координатам, результаты измерения объемных проб представлены в таблице 3. Распределение радионуклидов в шести отдельных пробах растительности, отобранных на Опытном поле, показано на рис. 6. У местных жителей были взяты пробы продуктов питания, но они еще в процессе анализа. Тем не менее, предварительные результаты демонстрируют довольно низкие значения.

Таблица 3. Концентрации активности ^{137}Cs и $^{238/239}$Pu в объемных пробах растительности с озера Балапан (среднее ± стандартное отклонение)

Пробы	**Удельная активность, Бк/кг**		
	^{137}Cs	**^{239}Pu**	**^{238}Pu**
1	401,8±419,8	3,4±0,03	1,3±0,02
2	12,1±14,3	8±0,5	≤0,03
3	7,8±3,7	1,0±0,1	0,1±0,1
4	6,5±3,1	0,5±0,3	≤0,06

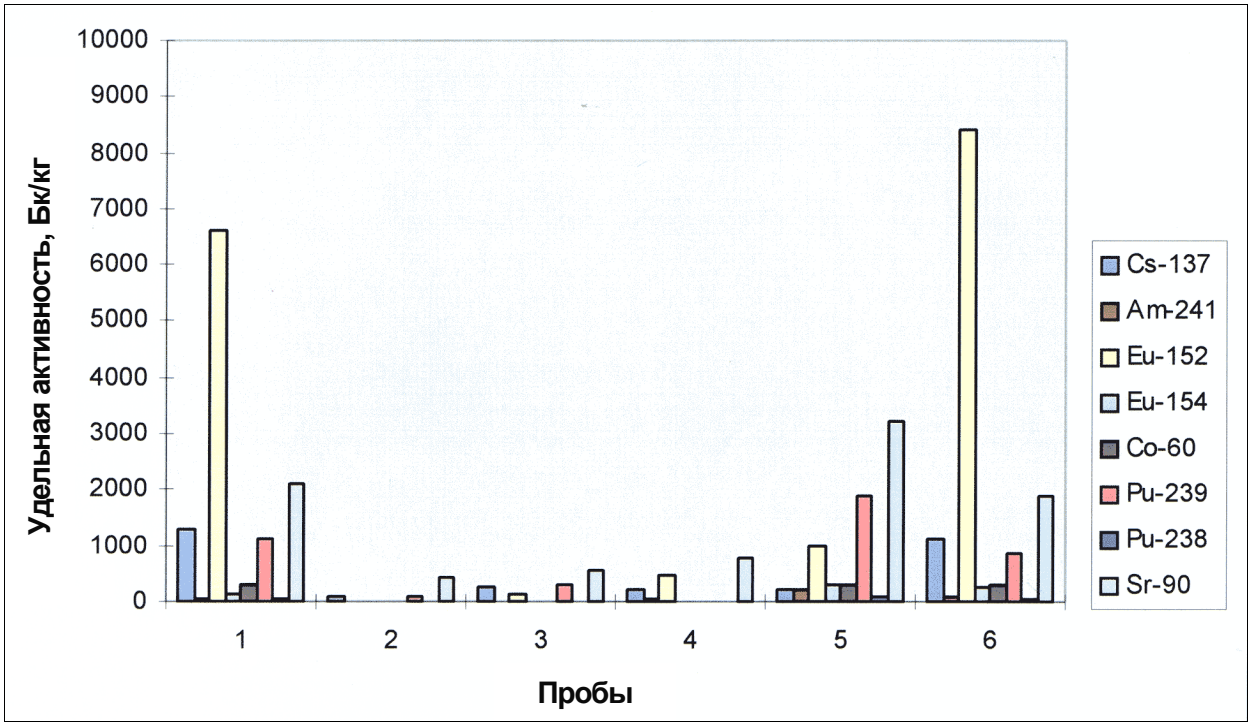


Рис. 6. Распределение радионуклидов в шести отдельных пробах почвы, отобранных на Опытном поле

Анализ результатов и выводы

Распределение полученных значений активности радионуклидов на различных площадках и весьма непостоянные изотопные соотношения вновь продемонстрировали неоднородный характер выбросов радиоактивности и распределения радионуклидов в окружающей среде СИП. Имеющаяся в настоящее время информация вместе с результатами, полученными в ходе данного исследования, позволяет предположить, что радиоактивное загрязнение почвы и растительности плутонием (по сравнению с цезием) является невысоким, за исключением сильно локализованных горячих пятен. Концентрация радиоактивности в объектах окружающей среды и продуктах питания, в большинстве своем, ниже значений, измеренных в растительности прибрежной зоны Ирландского моря (0.6 - 2 Бк/кг (^{239}Pu) и 84 Бк/кг (^{241}Am)) (Халластадиус и др., 1986) или в клевере на Невадском испытательном полигоне (235 Бк/кг) (Ромни и др., 1970). В продуктах питания значения $^{239/240}$Pu, обусловленные глобальными радиоактивными выпадениями в США и измеренные Беннетом (1976), находятся в диапазоне от 0.37 до 3.7 Бк/кг. Было подсчитано, что в 2000 году общий уровень, обусловленный глобальными радиоактивными выпадениями в США, составит 30 Бк/м^2 для ^{241}Am и 82 Бк/м^2 для $^{239/240}$Pu (Bennet, 1978), большинство значений, измеренных на СИП либо находятся в этом диапазоне, либо за его нижним пределом.

На СИП плутоний находится, в основном, либо в верхних 10 см почвы, либо ниже, в результате чего является недоступным для усвоения растениями, что помимо этого затрудняется низким коэффициент перехода - около 0.0001 (Бк/кг на Бк/кг сухой почвы, Ратников, 1997). Ветровой подъем частиц почвы может привести к вдыханию плутония, однако, этот путь облучения был также определен как незначительный и находящийся в пределах от $3.7 \cdot 10^{-8}$ до $7.4 \cdot E^{-9}$ (Дубасов и др., 1993). В связи с этим лучшей рекомендацией по предотвращению любой радиологической опасности, которую представляет собой плутониевое загрязнение, является не нарушать почвенные слои, например, в результате вспашки или копания, чтобы избежать образования пыли, ветрового подъема и перераспределения верхних слоев почвы.

Не так давно для оценки дозы, обусловленной гамма-радионуклидами, в дополнение к опросникам по привычкам питания были проведены измерения при помощи СИЧ. Что касается ^{137}Cs, то у большинства обследованных его содержание было ниже предела обнаружения 100 Бк, т.е. сравнимо с содержанием цезия в человеческом организме в ЕС (Бавария) после Чернобыльской аварии (Берг, 1999). Чтобы оценить дозы, обусловленные плутонием, необходимо провести анализ проб мочи, а также анализ легких или каких-либо других тканей человеческого организма. Как бы то ни было, предполагается, что вклад гамма-излучателей во внутреннюю дозу в результате ингаляции или перорального поступления будет небольшим из-за низкого коэффициента гастроинтестинального поглощения трансурановых элементов. Гигиеническая ситуация, общее загрязнение СИП и поведенческие факторы населения могут внести свой вклад и сыграть более важную роль в наблюдаемом увеличении частоты раковых заболеваний среди населения (Гусев и др., 1997), чем современная радиоактивная

ситуация, обусловленная ядерными испытаниями, проводившимися в прошлом. Однако выявить окончательную картину загрязнения СИП и реалистично оценить современную радиационную ситуацию и ее воздействие на здоровье населения, создать обширную базу данных, объединяющую историческую и текущую информацию по выбросам радиоактивности и действительным уровням загрязнения и все возможные пути облучения, а также медицинские данные по населению, используя современные технологии, такие как ГИС и геостатистика, чрезвычайно необходимо.

Благодарность

Данный проект финансировался Европейской комиссией под контрактным номером FI4P-CT95-0021c. Кроме этого, авторы благодарят МНТЦ (Международный научно-технический центр) за поддержку, оказанную в рамках проектов К-54 и К-52.

Литература

1) Абсалом, Дж. П., Юнг, С. Д., Краут, Н. М. Дж., Нисбет, А. Ф, Вудман, Р. Ф., М., Смолдерс, Е., Беннет, Б. Г. 1976. Радиоактивные выпадения $^{239/240}$Pu в рационе человека. *Отчет № HASL-306*, Вашингтон, D.C., США.

2) Беннет, Б. Г. 1978. Лаборатория измерений окружающей среды: Экологический аспект америция, декабрь 1978. Министерство энергетики, *EML-348*, Нью-Йорк, N.Y, США.

3) Берг, Д. 1999 GSF-Институт радиационной биологии, частная беседа.

4) Дубасов, Ю. В., Кривохатский, А. С., Филонов, Н. П., Харитонов, К. В. (1993). Радиационная ситуация вокруг Семипалатинского испытательного полигона. *Бюллетень Центра общественной информации в области ядерной энергии, № 9 (на русс. яз.).*

5) Жилле, А. Г. (1999). Прогнозирование перехода радиоактивного цезия из почвы в растения, используя характеристики почвы. *Экол. Науч. Технол. 33, 1218-1223*.

6) Гусев, Б. И., Розенсон, Р. И., Абылкасимова, Ж. Н. 1997. Частота раковых заболеваний среди жителей некоторых районов Семипалатинской области, подвергшихся облучению в результате ядерных испытаний на полигоне. Материалы II Международного симпозиума в Хиросиме: 'Воздействие низких уровней радиации на жителей районов, окружающих Семипалатинский испытательный ядерный полигон, Хиросима, Япония, 23-25.07.1996, (под ред. Хоши, Такада, Ким, Нитта) Научно-исследовательский институт радиационной биологии и медицины, Университет Хиросимы, Daigaku Letterpress Co., Ltd, Хиросима, Япония, *153-193.*

7) Халластадиус, Л., Ааркрог, А., Далгаард, Г., Хольм, Е., Бёлскифте, С., Дуниек, С., Перссон, Б. 1986. Плутоний и америций в Арктических водах, Северном море и Шотландской и Ирландской прибрежных зонах. *Ж. Радиоакт. в окр. ср. 4, 11-30*.

8) МАГАТЭ 1998. Радиологическая ситуация на Семипалатинском испытательном полигоне в Казахстане: Предварительная оценка и рекомендации для дальнейших исследований. *Серия публикаций отчетов по радиологическим оценкам*, Международное агентство по атомной энергии, Вена, Австрия.

9) Казачевский, И. В., Лукашенко, С. Н., Чумиков, Г. Н., Чакрова, Е. Т., Смирин, Л. Н., Солодухин, В. П., Хажекбер, С., Берединова, Н. М., Рязанова, Л. А., Банных, В. И., Муратова, В. М. (1999). Комплексная радиохимическая методика определения плутония, америция и стронция-90 в пробах почвы СИЯП. *Чешский журнал физики 49, 445-460*.

10) Ратников, А. (1997). Отчет субподрядчика RESTORE по переносу радионуклидов в условиях СИП, частная беседа.

11) Ромни, Е.М., Морк М., Ларсен, К.Х. 1970. Удержание плутония в почве, растениях и мелких млекопитающих. *Дозиметрист 19, 487-491*.

12) Роснер, Дж., Хётцель, Г., Винклер, Р. (1990). Одновременное радиохимическое определение нуклидов Pu, Sr, U и Fe и его применение к анализу проб атмосферных осадков и аэрозолей. *Fresenius Ж. аналит хим. 383, 606-609*.

13) Санчес, А., и Синглтон, Д. Л. (1996). Радиоаналитическая схема определения трансурановых нуклидов и Sr-90 в пробах окружающей среды. *Ж. радиоаналит. и ядер. хим. 209, 41-50*.

14) Ван дер Перк, М, Барроу, П.А., Войгт, Г. (1998). Моделирование, основанное на ГИС, для определения регионов Украины, Белоруси и России, подвергшихся выпадению радиоактивных материалов после аварии на Чернобыльской атомной электростанции. *Ж. Опасные материалы 61, 85 -90.*

15) Войгт Г., и Семиошкина, Н. (редакторы) 1999. Стратегии восстановления для радиоактивно загрязненных экосистем (RESTORE). Заключительный отчет по ассоциационному контракту No. FI4P-CT95-0021c, Нойхерберг, Германия.

16) Войгт, Г., и Семиошкина, Н. (редакторы) 1998. Предварительная оценка радиоэкологической ситуации на Семипалатинском испытательном полигоне в Республике Казахстан, отчет GSF 10/98, Нойхерберг, Германия.

17) Войгт, Г., Раух, Ф., Паретцке, Х. Г. (1996) Долговременное поведение радиоактивного цезия в организме молочного скота с течением лет со времени аварии на ЧАЭС. *Дозиметрист 71, 370-373.*

Қазақстандағы плутондық ластануға қатысты Семей сынақ полигонындағы қазіргі заманғы радиологиялық жағдай

[1)]Воит Г., [1)]Семиошкина Н., [4)]Додд Б., [1)]Говард Б.Дж.,
[2)]Карабалин Б.К, [3)]Мукушева М.К, [1)]Роснер Дж., [4)]Санчес А., [5)]Странд П.

[1)]GSF-Радиациялық қорғау институты, D-85764 Нойхерберг, Германия,
[2)] Радиациялық қауіпсіздік және экология институты ҚР ҰЯО, Курчатов, Қазақстан Республикасы,
[3)]Қазақстан Республикасы Ұлттық ядролық орталығы
[4)]ITE Жер экологиясы институты, Грейндж-Овер-Сэндз, Ұлыбритания,
[5)]NRPA Норвегиялық радиациялық қорғану Агенттігі,, Остерас, Норвегия.

Бұл мақалада плутония өлшемінің және бұрынғы Кеңестер Одағы Семей сынақ полигонында сұрыптанған топырақ пен өсімдіктердің басқа да радиоизотоптарының нәтижелері берілген (Қазақстан). Ауыл шаруашылық мақсатында пайдаланылатын территорияны қамту және адам қоректенетін азық-түліктің ластану деңгейі жөнінде ақпарат алу, сондай-ақ түрғындардың сәулелену мөлшерін бағалау үшін сұрыптау нүктелері осылайша таңдалып алынған. Кейбір сынамалардың концентрациясы $^{238/239}$Pu, және адам ағзасына әсері талқыланған. Көп жағдайда (57% и 75%, сәйкес) екі аса ластанған ССП алаңындағы (Балапан көлі ауданы және Тәжрибе даласында) өлшенген концентрация белсенділігі бірінші жағдайда 30 Бк/кг (^{239}Pu) мен 5 Бк/кг (^{238}Pu) және 25 Бк/кг (^{239}Pu) төмен, екінші жағдайда 6 Бк/кг (^{238}Pu) .

The present radiological situation at the nuclear weapons' test site at Semipalatinsk in Kazakhstan with regard to plutonium contamination

[1)]Voigt G., [1)]Semiochkina N., [4)]Dodd B., [4)]Howard B.J.,
[2)]Karabalin B., [3)]Mukuschewa M., [1)]Rosneri G., [4)]Sanchez A., [5)]Strand P.

[1)]GSF-Institut fur Strahlenschutz, D-85764 Neuherberg, Germany,
[2)]NNC Institute of Radiation Protection and Ecology, Kurchatov, Republic of Kazakhstan,
[3)]National Nuclear Center of Republic of Kazakhstan
[4)]ITE Institute of Terrestrial Ecology, Grange-Over-Sands, UK,
[5)]NRPA Norwegian Radiation Protection Agency, Osteras, Norway.

The preliminary results of measurements of plutonium and other radioisotopes in soil and vegetation samples originating from the former Soviet Union nuclear test site of Semipalatinsk (STS) in Kazakhstan are presented. Sampling sites were chosen to cover agriculturally used land to receive information on contamination levels of products foreseen for human consumption and to estimate doses to the population. Here the measured activity concentrations of $^{238/239}$Pu in selected samples are given and their impact on humans discussed. In most cases (67 or 75 %, respectively) at the two highly contaminated sites of the STS the activity concentrations were below 30 Bq kg^{-1} (^{239}Pu) and 5 Bq kg^{-1} (^{238}Pu) for Lake Balapan, and below 25 Bq kg^{-1} (^{239}Pu) or 6 Bq kg^{-1} (^{238}Pu) for Ground Zero.

СПИСОК АВТОРОВ

Абильдинова Г.Ж., 135
Айманова К.Г., 79
Артемьев О.И., 23, 29, 35, 45, 148
Ахметов М.А., 23, 29
Бахтин М.М., 79, 84
Беляшов Д.Н., 141
Бикбулатова Т.Н., 121
Бурмистров В.Р., 141
Вдовиченко Г.Д., 113
Ветринская Н.И., 153
Воит Г., 164
Вятченникова Л.С., 90
Говард Б.Дж., 164
Гринштейн Ю.А., 141, 158
Джанин Б.Т., 62
Додд Б., 164
Дубинчин П.П., 49
Ефремов Г.Ф., 109
Жариков С.К., 58
Жумадилов К.Ш., 35
Кадыржанов К.К., 15, 113
Кадырова Н.Ж., 121
Казачевский И.В., 15, 54, 101
Камберов И.М., 54
Карабалин Б.К., 121, 135, 164
Каримова Л.М., 141
Каюков П.Г., 90
Коновалов В.Е., 148
Краснов Г.И., 101
Кудряшев В.А., 113
Ларин В.Н., 35, 148
Лашкул Н.Н., 131
Логачев В.А., 9
Лукашенко С.Н., 15, 54
Магда И.Н., 70
Макаренко Н.Г., 141
Мелентьев М.И., 158
Морозко В.Б., 90
Морозов А.Е., 70
Музычкина Р.А., 121
Мукушев А.К., 135
Мукушева М.К., 164
Пасысаев В.А., 109
Пестов Е.Ю., 148
Поденежко В.В., 54
Позняк В.Л., 54
Политиков М.И., 54
Понявкина А.Г., 70
Птицкая Л.Д., 23, 29, 105
Рахимбаева К.Т., 79, 84
Резников С.В., 54
Роснер Дж., 164
Санчес А., 164
Святова Г.С., 135
Сейсебаев А.Т., 62, 79, 84, 121
Семиошкина Н., 164
Синяев В.А., 23
Солодухин В.П., 15, 54
Спатаев М.Б., 113
Странд П., 164
Стрильчук Ю.Г., 35
Стуге Т.С., 73
Субботин С.Б., 45
Султанова Б.М., 62
Такибаев Ж.С., 5, 153
Терехов А.Г., 141
Тулеубаев Б.А., 62, 105
Умаров М.А., 45
Хажекбер С., 15, 101
Черных А.Б., 70

ТРЕБОВАНИЯ К ОФОРМЛЕНИЮ СТАТЕЙ

Статьи представляются до 25 числа первого месяца квартала в двух экземплярах на русском языке или в виде электронной копии (на гибком диске или по электронной почте присоединенным (attachment) файлом) в формате MS WORD версий 2, 6, 95, 97 или 2000 для Windows.

Текст печатается на листах формата А4 (210×297 мм) со свободными полями:

сверху ..... 25 мм;
снизу ..... 25 мм;
слева ..... 25 мм;
справа ..... 15 мм,

на принтере с высоким разрешением (300-600 dpi).

Используйте шрифты Times New Roman или аналогичные высотой 10 пунктов для обычного текста и 12 пунктов для заголовков.

Текст печатайте через один интервал, оставляя между абзацами 2 интервала.

Название статьи печатайте заглавными буквами. Пропустив 3 интервала после названия, печатайте Ф.И.О. авторов и наименования организаций, которые они представляют. После этого, отступив 3 интервала, печатайте основной текст.

Ответственный секретарь М.К. Мукушева
тел. (095) 745-54-04, (322-51) 2-33-35, E-mail: MUKUSHEVA@NNC.KZ

Технический редактор А.Г. Кислухин
тел. (322-51) 2-33-33, E-mail: KISLUHIN@NNC.KZ

Адрес редакции: 490060, Казахстан, г. Курчатов, ул. Ленина, 6.

© Редакция сборника «Вестник НЯЦ РК», 2000.

Регистрационное свидетельство №1203-Ж от 15.04.2000г.
Выдано Министерством культуры, информации и общественного согласия Республики Казахстан

Тираж 100 экз.

Выпуск набран и отпечатан в типографии
Национального ядерного центра Республики Казахстан
490060, Казахстан, г. Курчатов, ул. Ленина, 6.