

ВЕСТНИК НЯЦ РК

ПЕРИОДИЧЕСКИЙ НАУЧНО-ТЕХНИЧЕСКИЙ ЖУРНАЛ
НАЦИОНАЛЬНОГО ЯДЕРНОГО ЦЕНТРА РЕСПУБЛИКИ КАЗАХСТАН

Издается с января 2000 г.

ВЫПУСК 3 «РАДИОЭКОЛОГИЯ. ОХРАНА ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ», СЕНТЯБРЬ 2001

ГЛАВНЫЙ РЕДАКТОР – ТУХВАТУЛИН Ш. Т.

НАУЧНЫЕ РЕДАКТОРЫ – ЖОТАБАЕВ Ж.Р., АХМЕТОВ М.А.

РЕДАКЦИОННАЯ КОЛЛЕГИЯ: АХМЕТОВ М.А., БЕЛЯШОВА Н.Н., ЖОТАБАЕВ Ж.Р.,
КАДЫРЖАНОВ К.К., КОНОВАЛОВ В.Е., ПИВОВАРОВ О.С., СИТНИКОВ А.В.,
ТАКИБАЕВ Ж.С., КОСЯК Ю.Г., ТАКИБАЕВ Н.Ж., АРЗУМАНОВ А.А.

ҚР ҰЯО Жаршысы

«РАДИОЭКОЛОГИЯ. ҚОРШАҒАН ОРТАНЫ ҚОРҒАУ»

3 ШЫҒАРЫМ, ҚЫРҚҮЙЕК, 2001 ЖЫЛ

NNC RK Bulletin

«RADIOECOLOGY AND ENVIRONMENT PROTECTION»

ISSUE 3, SEPTEMBER 2001

СОДЕРЖАНИЕ

НАДО ЛИ РАЗВИВАТЬ ЯДЕРНУЮ ЭНЕРГЕТИКУ И КАК ОБЕЗОПАСИТЬ ЕЕ ОТХОДЫ Такибаев Ж.С.....	7
РАДИОНУКЛИДНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ТЕРРИТОРИИ БЫВШЕГО СЕМИПАЛАТИНСКОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ЯДЕРНОГО ПОЛИГОНА Артемьев О.И., Ахметов М.А., Птицкая Л.Д.....	12
РАДИОАКТИВНЫЕ ВЫПАДЕНИЯ ОТ АТМОСФЕРНЫХ ЯДЕРНЫХ ИСПЫТАНИЙ Умаров М.А., Артемьев О.И.	20
ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ ВОЕННЫХ ПОЛИГОНОВ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ И ОПРЕДЕЛЕНИЕ МЕР ПО ЕЕ РЕАБИЛИТАЦИИ Стрильчук Ю.Г.....	26
К МЕТОДИКЕ ОБСЛЕДОВАНИЯ НАИБОЛЕЕ ЗАГРЯЗНЕННЫХ α- АКТИВНЫМИ РАДИОНУКЛИДАМИ УЧАСТКОВ ОПЫТНОГО ПОЛЯ Хажекбер С., Солодухин В.П., Казачевский И.В., Лукашенко С.Н.	34
СОРБЦИЯ СТРОНЦИЯ И ЦЕЗИЯ ПОРОДАМИ С ПЛОЩАДКИ БАЛАПАН Плотников В.И., Аксенова Т.И., Бердаулетов А.К., Буkenов К.Д., Даукеев Д.К., Медведева З.В., Плотникова О.М., Хромушин И.В.....	39
РАДИОЛОГИЧЕСКИЕ ОБСЛЕДОВАНИЯ ПЛОЩАДОК ШПУ Тихомиров Л.Н., Азаров В.А.	44
РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ЦЕЗИЯ-137 И АМЕРИЦИЯ-241 ПО ГРАНУЛОМЕТРИЧЕСКИМ ФРАКЦИЯМ ПОЧВЕННОГО ГРУНТА НА ПЛОЩАДКАХ АЗГИРСКОГО ПОЛИГОНА Ахметов Е.З., Адымов Ж.И., Ерматов А.С., Калиева А.К., Поденежко В.В., Сметанников В.В.....	47
АЗГИРСКИЙ ПОЛИГОН (ОБЪЕКТ «ГАЛИТ»): РЕТРОСПЕКТИВА И СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ Ахметов Е.З., Гильманов Д.Г.	51
МИРНЫЕ ЯДЕРНЫЕ ВЗРЫВЫ НА ТЕРРИТОРИИ КАЗАХСТАНА Березин С.А., Гильманов Д.Г., Жотабаев Ж.Р., Кадыржанов К.К., Мукушева М.К., Такибаев Ж.С., Тухватулин Ш.Т., Даукеев С.Ж.	57
CAN THE COMBINED EFFECTS OF RADIOLOGICAL AND CHEMICAL STRESSORS BE ASSESSED IN A COMBINED MANNER, USING RISK ASSESSMENT METHODS? Dr. Malcolm Stephenson.....	62
КОМПЛЕКСНЫЙ РАДИОБИОЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ СИП: ОБЩИЙ ПОДХОД Сейсебаев А.Т., Шеналь К., Бахтин М.М., Кадырова Н.Ж.	73
ОЦЕНКА СРЕДНЕГОДОВОЙ ЭФФЕКТИВНОЙ ДОЗЫ ВНУТРЕННЕГО ОБЛУЧЕНИЯ НАСЕЛЕНИЯ РЕГИОНА СЕМИПАЛАТИНСКОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ПОЛИГОНА Карабалин Б.К., Мукушева М.К., Кайрамбаев С.К., Мукушев А.К., Кислухин А.Г.	79
ВЛИЯНИЕ МАЛЫХ ДОЗ ОБЛУЧЕНИЯ НА СОСТОЯНИЕ ПЕРЕКИСНОГО ОКИСЛЕНИЯ ЛИПИДОВ И АНТИОКСИДАНТНОЙ ЗАЩИТЫ Утешев А.Б., Мукушев А.К., Недостаева Г.А.	85
РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОГО ПОКРОВА ОТДЕЛЬНЫХ УЧАСТКОВ ЮЖНОЙ ЧАСТИ ТЕРРИТОРИИ СЕМИПАЛАТИНСКОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ПОЛИГОНА Тулеубаев Б.А., Жариков С.К.	89
ХАРАКТЕР НАКОПЛЕНИЯ И РАСПРЕДЕЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ ^{90}Sr И $^{239/240}\text{Pu}$ В ПОЧВЕННО – РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ ОТДЕЛЬНЫХ ПЛОЩАДОК СЕМИПАЛАТИНСКОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ПОЛИГОНА Тулеубаев Б.А., Артемьев О.И., Лукьянова Ю.А., Сидорич Т.В., Силкина Г.П., Курманбаева Д.С.....	94

СОСТОЯНИЕ СООБЩЕСТВА ПЛАНКТОННЫХ РАКООБРАЗНЫХ В ВОДОЕМАХ ЗОНЫ СЕМИПАЛАТИНСКОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ПОЛИГОНА (ЛЕТО 2000г.) Стуге Т.С., Крупа Е.Г., Матмуратов С.А.	98
К ФАУНЕ КОЛОВРАТОК В ВОДОЕМАХ ЗОНЫ ВЛИЯНИЯ СЕМИПАЛАТИНСКОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ПОЛИГОНА Трошина Т.Т., Матмуратов С.А.	103
К ВОПРОСУ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОГО КАРТИРОВАНИЯ ТЕРРИТОРИЙ БЫВШИХ ИСПЫТАТЕЛЬНЫХ ПОЛИГОНОВ Гринштейн Ю.А., Сюсюра Б.Б.	108
ДИНАМИКА ФИТОПЛАНКТОНА В ВОДОЕМЕ – ОХЛАДИТЕЛЕ ПО "МАЯК" ОЗ. КЫЗЫЛ – ТАШ Смагин А.И., Стукалов П.М., Никитина Л.В., Литовкина Е.В.	114
НОВЫЙ ВИД КОМАРА - ЗВОНЦА CHIRONOMUS DEGELENUS 1 SP. N. (DIPTERA, CHIRONOMIDAE) Сейсебаев А.Т., Бахтин М.М., Сиирин М.Т.	123
ДЕЙСТВИЕ ХРОНИЧЕСКОГО ОБЛУЧЕНИЯ В МАЛЫХ ДОЗАХ НА DROSOPHILA MELANOGASTER Зайнуллин В.Г., Москалев А.А., Шапошников М.В., Юранёва И.Н., Таскаев А.И.	128
ЦИТОГЕНЕТИЧЕСКИЕ ЭФФЕКТЫ СОЧЕТАННОГО ДЕЙСТВИЯ ²³²Th С ИОНАМИ ЩЕЛОЧНЫХ И ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ НА МЕРИСТЕМАТИЧЕСКИЕ КЛЕТКИ РАСТЕНИЙ Евсеева Т.И., Гераськин С.А., Храмова Е.С.	143
ХРОМОСОМНЫЙ ПОЛИМОРФИЗМ CHIRONOMUS PLUMOSUS Бахтин М.М., Сейсебаев А.Т., Тусупбаев В.И., Жариков С.К.	149
ИССЛЕДОВАНИЕ СОРБЦИОННЫХ СВОЙСТВ ГИДРОЛИЗНОГО ЛИГНИНА ДРЕВЕСИНЫ ПО ОТНОШЕНИЮ К УРАНУ Рачкова Н.Г., Шуктомова И.И., Таскаев А.И.	156
КОМПЕНСАТОРНО-ПРИСПОСОБИТЕЛЬНЫЕ РЕАКЦИИ СИСТЕМЫ ГЕМОПОЭЗА ПРИ ХРОНИЧЕСКОМ РАДИАЦИОННОМ ВОЗДЕЙСТВИИ В ДИАПАЗОНЕ МАЛЫХ И ПРОМЕЖУТОЧНЫХ МОЩНОСТЕЙ ДОЗ Шибкова Д.З., Андреева О.Г., Ефимова Н.В.	161
ВЛИЯНИЕ ПОВЫШЕННОГО УРОВНЯ ЕСТЕСТВЕННОЙ РАДИОАКТИВНОСТИ НА ПОКАЗАТЕЛИ ПЕРЕКИСНОГО ОКИСЛЕНИЯ ЛИПИДОВ И ДЕГИДРИРОВАНИЯ В ТКАНЯХ ДИКИХ ГРЫЗУНОВ Шевченко О.Г., Кудяшева А.Г., Загорская Н.Г.	169
ТЯЖЕЛЫЕ ЕСТЕСТВЕННЫЕ РАДИОНУКЛИДЫ В ВОДАХ СЕВЕРО-ВОСТОКА ЕВРОПЕЙСКОЙ ЧАСТИ РОССИИ Шуктомова И.И., Рачкова Н.Г., Таскаев А.И.	176
ОЦЕНКА ЭКОТОКСИЧНОСТИ ТВЕРДЫХ ОТХОДОВ ТЕКЕЛИЙСКОГО ГОК ОАО "КАЗЦИНК" МЕТОДАМИ БИОТЕСТИРОВАНИЯ Ветринская Н.И., Голдобина Е.А., Космухамбетов А.Р., Куликова О.В., Исмаилова Ж.Б., Гурикова Н.Д., Козлова Н.В.	181
КОМПЛЕКСНОЕ БИОТЕСТИРОВАНИЕ КАЧЕСТВА ГРУНТОВЫХ ВОД В РАЙОНЕ ПОЛЕЙ ФИЛЬТРАЦИИ ОТСТОЙНИКА ПРОМЫШЛЕННЫХ СТОЧНЫХ ВОД АО "АЛМАТЫ КАНТЫ" Ветринская Н.И., Голдобина Е.А., Космухамбетов А.Р., Куликова О.В., Козлова Н.В., Исмаилова Ж.Б.	186
РАДИОХИМИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ ПОВЫШЕНИЯ ЭФФЕКТИВНОСТИ α-СПЕКТРОМЕТРИЧЕСКИХ ИЗМЕРЕНИЙ Силкина Г.П., Артемьев О.И.	191
УРАЛЬСКОМУ АТОМНОМУ ЗАПОВЕДНИКУ 35 ЛЕТ Ровный С.И., Смагин А.И., Тарасов А.В., Стукалов П.М.	195
РЕЗУЛЬТАТЫ ЭПИДЕМИОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ ОНКОЛОГИЧЕСКОЙ ПАТОЛОГИИ г. КУРЧАТОВА ЗА ПЕРИОД 1990-2000 гг. Березина М.В., Кенжина Г.Т.	198

**ОСОБЕННОСТИ ВОЗНИКНОВЕНИЯ И ТЕЧЕНИЯ ПОГРАНИЧНЫХ СОСТОЯНИЙ
В УСЛОВИЯХ ВОЗДЕЙСТВИЯ МАЛЫХ ДОЗ РАДИАЦИИ**

Березина М.В., Кенжина Г.Т. 200

**ЧАСТОТА, СТРУКТУРА И ДИНАМИКА РАКА ЩИТОВИДНОЙ ЖЕЛЕЗЫ В
СЕМИПАЛАТИНСКОМ И СЕВЕРО-ВОСТОЧНОМ РЕГИОНАХ РК**

Адылханов Т.А. 203

**ПРЕДВАРИТЕЛЬНОЕ ИССЛЕДОВАНИЕ ВОЗМОЖНОСТИ БРИКЕТИРОВАНИЯ УГОЛЬНОЙ
МЕЛОЧИ РАЗРЕЗА «КАРАЖЫРА»**

Дерявко И.И., Перепёлкин И.Г., Чупрунов К.В. 207

УДК 621.039.526:621.039.534

НАДО ЛИ РАЗВИВАТЬ ЯДЕРНУЮ ЭНЕРГЕТИКУ И КАК ОБЕЗОПАСИТЬ ЕЕ ОТХОДЫ**Такибаев Ж.С.***Национальный ядерный центр Республики Казахстан*

В статье отражена деятельность НЯЦ РК по ликвидации последствий испытаний ядерного оружия в Казахстане. Обсуждаются оптимальные и безопасные пути развития ядерной энергетики и вопросы захоронения радиоактивных отходов.

Всем известно и, по-видимому, более или менее понятно, что ядерная война является реальной угрозой не просто дальнейшему развитию цивилизации, а скорее даже существованию самого человечества. В суете современной жизни и борьбы за существование, в сложных повседневных заботах человек не всегда может осознать эту угрозу, в силу привычки или по принципу: «все равно от меня ничего не зависит». Эта проблема в настоящее время пушена на самотек. При таком подходе человечество может оказаться в аду всемирного «пожарища».

Поэтому в настоящее время, то есть в начале XXI века, по моему убеждению нет более важной проблемы, чем проблема предотвращения всемирной ядерной войны. В этом контексте смею заявить во всеуслышание, что нас, казахстанцев, наполняет особое чувство гордости за свою страну - Республику Казахстан. Хотя я не люблю высокопарные фразы, я применяю их вполне сознательно и вот почему.

Во-первых, Республика Казахстан - первая страна, которая, имея на своей территории колоссальные ядерные объекты в виде полигонов и других подобных объектов, где испытывалось ядерное оружие почти всех видов и калибров, добровольно отказалась от владения этим оружием. Этот поступок является уникальным, даже вселенским, и страна этим своим поступком удивляет всех, так как многие страны, наоборот, мечтают иметь в своем арсенале ядерное оружие и некоторые вынашивают эту мечту в течение десятков лет, ища всякие способы и тратя огромные средства на осуществление своих амбиций на деле. К сожалению, многие государственные мужи не понимают ужаса последствий применения ядерного оружия.

Во-вторых, Республика Казахстан показала всему миру пример своего истинного миролюбия, и не длинными речами, а на деле, отказавшись от членства в пресловутом Ядерном клубе.

В-третьих, Республика Казахстан предоставила всем желающим научным организациям всех государств, как совершенно особый объект, Семипалатинский полигон, где испытывались ядерные бомбы всех видов как в воздухе, так и под землей, для обозрения и исследования последствий ядерной войны. Сейчас всем стало ясно, какое страшное последствие будет иметь необдуманный шаг, приводящий к развязыванию ядерной войны. На примере Семипалатинского, кстати самого крупного в мире, полигона можно себе представить, что же мы увидим, при условии, если мы будем живы после ядерной катастрофы. Разве это не вклад в мирное существование человечества, я, например, не вижу более важного и более весомого поступка со стороны других стран,

чем такой благородный поступок Казахстана. Такого случая в мире еще не было.

Первый взрыв ядерной бомбы в СССР произошел на Семипалатинском испытательном полигоне (СИП) в 1949 году. Конечно это было ярким подтверждением высокого технического успеха СССР.

Атмосферные и наземные ядерные испытания проводились вплоть до 1962 года. И именно в 1962 году на Семипалатинском полигоне было произведено максимальное количество взрывов - 40. 24 декабря 1962 года на СИП состоялось последнее атмосферное испытание. В 1963 году СССР подписывает с Великобританией и США договор о запрещении испытаний в атмосфере, космическом пространстве и под водой, и запускает программу подземных ядерных испытаний в штольнях и скважинах. Всего за период с 1964 по 1990 г.г. в СССР было официально проведено 494 испытания, из них 338 на Семипалатинском полигоне.

В число этих взрывов вошли и, так называемые, ядерные взрывы в мирных целях. В результате одного из таких взрывов на территории полигона образовалось озеро, получившее название «Атомное». Нужно отметить, что из всех ядерных испытаний, проведенных в Советском Союзе - 64% были проведены на Семипалатинском полигоне.

Конечно, в Казахстане еще в пятидесятые годы поняли, что место для испытаний ядерного оружия было выбрано неудачно, так как оно находилось в окружении больших промышленных городов (Семипалатинск, Павлодар, Караганда и др.) и больших сельскохозяйственных угодий, в регионе также имеется много исторических и культурных памятников (родина Абая, Сатпаева, Торайгырова и т.д.).

В 1959 году официально было направлено письмо на имя Н.С.Хрущева с просьбой перевести полигон для испытаний ядерного оружия в другие районы СССР. Письмо было подписано академиками: знаменитым писателем М.Ауэзовым и физиком Ж.Такибаевым.

Через 40 лет после проведения первого ядерного взрыва в 1989 году в Казахстане возникло, возглавляемое известным поэтом О.Сулейменовым, мощное антиядерное движение «Невада-Семипалатинск», участники которого выступали за немедленное прекращение ядерных испытаний и закрытие Семипалатинского полигона. Им удалось привлечь внимание мировой общественности к самым насущным проблемам Семипалатинского региона, которые на протяжении многих лет замалчивались.

Решающий шаг был сделан Президентом Казахстана Н.Назарбаевым. 29 августа 1991 года он подписал Указ о закрытии Семипалатинского ядерного полигона. Указ гласил: «... преобразовать Семипала-

тинский испытательный полигон в Союзно-республиканский научно-исследовательский центр». Решение было историческим, вместе с тем в то время опасным.

Через некоторое время Указом Президента был организован Национальный ядерный центр Республики Казахстан (НЯЦ РК). В Указе был обозначен круг деятельности НЯЦ РК: «В целях проведения работ по радиационной безопасности и экологии, исследования проблем утилизации и захоронения радиоактивных отходов, разработок в области ядерных технологий и атомной энергетики создать Национальный ядерный центр Республики Казахстан на базе комплекса бывшего Семипалатинского испытательного полигона и соответствующих научных организаций и объектов, расположенных на территории Республики Казахстан». Намеченные в этом Указе поручения стали в дальнейшем программой работы НЯЦ РК. Поставленная цель и содержание программ кратко излагаются следующим образом: всю работу физических установок (в том числе четырех атомных реакторов), созданных на Семипалатинском испытательном полигоне (СИП) и в пос.Алатау вблизи Алматы для испытаний ядерного оружия и всю систему обслуживания, состоящую из многочисленных компонентов, направить на решения различных задач, необходимых для использования их результатов в мирных целях, например, в области сельского хозяйства, путем возвращения земель, или в области мирного использования атомной энергии. Необходимо было уточнить и окончательно выяснить вначале самое простое, а именно, количество испытаний. Например, мы окончательно установили, что на СИП было проведено 456 испытаний, причем наземных 30, воздушных 86 и 340 подземных. Количество использованных зарядов 607, т.е. значительно больше числа испытаний. Испытывались весьма разнокалиберные и разные по природе ядерные бомбы. Например, в 1953 г. было испытано первое термоядерное устройство, а в 1955 г. – водородная бомба. Системы службы у обычных ядерных бомб и водородных бомб были разными, и это необходимо было учитывать.

Перед Национальным ядерным центром Республики Казахстан (НЯЦ РК) была поставлена задача о необходимости решения, главным образом двух проблем, а именно: первая, ликвидация последствий испытаний ядерного оружия на территории Казахстана и вторая, найти оптимальное решение безопасного развития атомной энергетики. Эти две проблемы включают ряд важных тем, которые, сами по себе, являются самостоятельными научными направлениями, востребованными в процессе установления и развития государства Казахстан.

ЛИКВИДАЦИЯ ПОСЛЕДСТВИЙ ИСПЫТАНИЙ ЯДЕРНОГО ОРУЖИЯ НА ТЕРРИТОРИИ КАЗАХСТАНА

Сразу же поясним, что ликвидировать ядерное излучение элементов, появляющееся в результате ядерных взрывов в принципе невозможно. Это бывает только в одном случае, когда радиоактивные элементы опять же подвергаются ядерным излучениям. Например, среди химических элементов отработанного ядерного топлива присутствуют радиоактивные элементы, точнее радиоактивные изотопы, которые одновременно являются долгоживущими и высокоактивными, причем в большинстве они яв-

ляются тяжелыми, т.е. тяжелее урановых изотопов. Эти заурановые изотопы можно трансформировать путем их бомбардировки нейтронами в более легкие изотопы, которые являются после такой процедуры быстро распадающимися и поэтому большой опасности для окружающих не представляют. Такая операция стоит очень дорого. В наших случаях такой ликвидации не происходит. Мы под словом ликвидация понимаем обычную процедуру выяснения мест нахождения радионуклидов и измерение их активности, определения типа излучения, а затем и принятия мер по их локализации и безопасности. В ряде случаев приходится захоранивать радиоактивные вещества в соответствующих специальных хранилищах. Вся эта отрасль науки, с учетом воздействия излучения на окружающую среду, называется радиационной экологией.

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 - стране, превращенной в бывшем СССР по существу в гигантский полигон для испытаний не только большого арсенала ядерного оружия, но и других видов оружия.

Что же касается радиоэкологической ситуации на 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 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 том потоке неточностей и в ряде случаев дезинформации; так как многие люди были не прочь использовать для личных популистических целей общую тенденцию боязни людей (радиационную боязнь – радиофобию) действия и последствия радиационного излучения 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.

АТОМНАЯ ЭНЕРГЕТИКА, ПОИСК ОПТИМАЛЬНЫХ И БЕЗОПАСНЫХ ПУТЕЙ ЕЕ РАЗВИТИЯ

Энергетика относится к одному из самых консервативных направлений человеческой деятельности. Достаточно вспомнить путь, пройденный от огня, украденного Прометеем у Зевса, до первой паровой машины англичанина Уайта. Наука крайне медленно и осторожно пробивает новые стежки-дорожки к энергетическому изобилию. Форсирование этого естественного процесса, впрочем, как пренебрежение им, зачастую приводит к весьма отрицательным результатам или даже к трагедиям мирового масштаба. Примером подобного урока истории может служить развитие атомной энергетики. Всего лишь пятьдесят с небольшим лет назад было сделано одно из выдающихся открытий в области естествознания – расщепление ядер урана под действием нейтронов и выделение при этом громадного количества энергии. За столь небольшой исторический период ни одно научное открытие не находилось под таким пристальным вниманием всего населения нашей планеты. Сначала это был ужас и страх после атомных бомбардировок Хиросимы и Нагасаки, потом эйфория от заманчивых перспектив мирного использования ядерной энергии и, наконец, горькое разочарование после аварии на Чернобыльской АЭС.

Шквал критических публикаций на атомную тему, постоянное будирование этого сложного научно-технического вопроса в предвыборных кампаниях разного уровня, которым сегодня несть числа, должны, казалось бы, уже давно сформировать устойчивое убеждение в том, что атомная энергетика не оправдала возлагавшихся на нее надежд и, по крайней мере в настоящий период, должна уступить место более безопасным и понятным населению видам получения тепла и электричества. Тем не менее, анализ развития энергетики в различных регионах мира не позволяет сделать однозначного пессимистического прогноза на будущее атомной энергетики. В большинстве стран, в которых уже построены и действуют АЭС, доля электроэнергии, получаемая из них, составляет значительную часть от общего энергопроизводства. Как правило, это 15-40% от общей энерговыработки в стране. В отдельных государствах (Япония, Франция) 30-70% всей электроэнергии производится на АЭС. Совершенно очевидно, что, несмотря на всеобщие заклинания и воинствующую некомпетентность, эти страны уже никогда не смогут отказаться от использования энергии атома и будут вынуждены идти вперед в развитии атомных мощностей, чего бы это им ни стоило. Они уже сделали свой исторический выбор по развитию энергетики, и отказ от него равносителен не только уходу этих стран из лидеров мирового сообщества, но и краху национальных экономик. В большинстве стран Запада сформирован стабильный энергетический баланс с весомой долей атомной энергетики.

К концу 1999 года число действующих АЭС уменьшилось на два энергоблока в результате остановки АЭС с быстрым реактором БН-350 в Казахстане и «Барсебек» в Швеции с мощностью 600 МВт с кипящим реактором. Зато в этом же году введены

в строй БАЭС в России, две в Индии и по одной во Франции, Южной Корее и Словакии, что иллюстрирует необходимость развития атомной энергетики. В США в 2001 году происходит поворот в необходимость форсированного развития атомной энергетики.

Наиболее динамичное развитие атомной энергетики в настоящее время наблюдается в странах Азии. Япония, построившая свой первый атомный энергоблок к середине 70-х годов, в девяностые годы ввела в эксплуатацию 50-й энергетический реактор и около 31% своей электроэнергии вырабатывает на АЭС. Примерно такая же ситуация в Корее. Стремительными темпами идет проектирование и строительство сразу нескольких АЭС в Китае, где имеется несколько действующих станций, построенных по французскому и собственным проектам. В стадии строительства в 1999 году находилось 37 АЭС. Существуют еще по два серьезных проекта в Японии, Тайване, Южной Корее и один в Китае. После длительной депрессии оживляется атомный рынок России. Здесь начаты расконсервационные работы на недостроенных блоках Курской, Калининской, Ростовской АЭС, Воронежской АСТ, ведется проектирование атомной станции теплоснабжения для Томска. За 1994-95 гг. в странах СНГ поставлены под нагрузку три атомных энергоблока на Балаковской, Запорожской и Армянской атомных станциях.

Кроме атомных станций, снабженных обычными реакторами на тепловых нейтронах, в России довольно интенсивно ведутся разработки энергоблоков на основе быстрых реакторов, то есть реакторов на быстрых нейтронах. Еще до пуска БН-350, был сконструирован БН-600, работавший около 20 лет, а за тем и БН-800, проект которого был завершен еще в 1983 году, и в дальнейшем был откорректирован в 1986-1992 гг. Вероятно БН-800 будет размещен на Белоярской и Южно-Уральской АЭС. Кроме того проектируется реактор «Брест» –300(и 1200), охлаждаемый свинцом. Российские ученые надеются таким образом открыть путь к развитию крупномасштабной ядерной энергетики.

В настоящее время в мире работает более 400 атомных энергоблоков, дающих 17% мирового производства электроэнергии. В 1999 году действовали 436 энергоблоков.

Мировая атомная энергетика за десятилетний период после Чернобыля прошла мучительный путь самоанализа и самоочищения. Ведущими энергетическими компаниями и исследовательскими центрами проделана огромная работа по анализу безопасности всех действующих и проектируемых ядерных установок. Расчетными методами и на экспериментальных стендах изучены самые вероятные и самые маловероятные отказы, которые могут повлиять на безопасность. Ужесточены нормативы и законодательные акты для получения разрешения на право строительства и эксплуатации ядерного объекта. Все это в конечном итоге привело к практически безаварийной работе мировой атомной энергетики в постчернобыльский период.

Для стран с нормально развитой рыночной экономикой любое производство имеет право на жизнь при условии его конкурентоспособности. Все это в полной мере относится и к атомной энергетике. Сегодня среди специалистов в принципе не обсужда-

ется вопрос об экономичности АЭС. Речь может идти только об экономике конкретного региона и перспективах его развития. Выбор вида энергоисточника определяется совокупностью многих факторов, в том числе и необходимостью решения экологических проблем, где у атомных станций по сравнению с ТЭЦ на органическом топливе бесспорные преимущества.

Какова же ситуация с атомной энергетикой в Казахстане? На первый взгляд почти нет никаких проблем. В республике был один-единственный действующий энергетический реактор БН-350 в г. Актау, вырабатывающий менее одного процента электроэнергии для республики в целом. В масштабах всей страны его доля ничтожно мала, но функционирование реактора весьма ощутимо сказывалось на жизнеобеспечении этого пустынного региона. Кроме того в наследство от бывшего СССР Казахстану досталась мощная сырьевая и производственная база по добыче и переработке урановой руды, изготовлению топливных элементов для АЭС. Безусловно, грех был бы всем этим разумно не распорядиться. На сегодняшний день ситуация пока безрадостная. Атомная станция, сырьевая база и бьющаяся в последних судорогах безденежья ядерная наука Казахстана не объединены одной концептуальной идеей по созданию полнокровной атомной энергетики и промышленности как единого организма. Это в первую очередь связано с тем, что разработчики перспективных энергетических программ не замечают наличия и возможности атомного комплекса республики.

Следует всегда помнить о полезности и целесообразности осторожного подхода и особой осмотрительности в решениях этого достаточно сложного вопроса. Например, зная каким образом предполагают решить или уже почти решили проблему мирного использования атомной энергии другие страны. Необходимо изучать опыт передовых стран, учитывая при этом условия нашего региона. Показательно, что такая страна, как Япония, с высокой плотностью населения и дважды испытавшая трагедию ядерной бомбардировки, успешно преодолела боязнь ядерного излучения (радиофобию), доверив своим специалистам вопрос, какими путями развивать атомную энергетику. Она настолько преуспела в вопросе использования научных достижений ядерной физики в интересах экономического подъема страны, что почти половину ее электроэнергии вырабатывают атомные электростанции. А наш народ боится слов «ядерные взрывы, излучения» и поэтому автоматически отрицает все, что связано с этим словосочетанием, и неудивительно, что он негативно относится к развитию строительства атомных электростанций в Казахстане, в основном из-за неосведомленности, отсутствия квалифицированной, правдивой информации. Здесь явно проглядывает наш недостаток в освещении перед народом правды об абсолютной необходимости развития атомной энергетики. Если и дальше наш народ, представители средств массовой информации и некоторые политики будут только запугивать «атомом», наша страна не сможет одолеть эти трудности и, естественно, будет отставать от передовых стран в этой весьма важной области народного хозяйства.

РАДИОАКТИВНЫЕ ОТХОДЫ

В настоящее время большинство специалистов, работающих в области атомной энергетики, убеждены, что дальнейшее ее развитие напрямую зависит от полноценного решения проблем захоронения высокоактивных, долгоживущих радиоактивных отходов (ВАДО), накапливающихся в результате долговременного функционирования всех энергетических и транспортно-энергетических установок, работающих на базе использования ядерных топлив.

В связи с этим вкратце опишем, что это такое радиоактивные отходы. Многочисленные объекты, где в качестве источника энергии используется ядерное топливо или установки и измерительная аппаратура, приборы, использующие различные ядерные изотопы, являющиеся источником излучений, где непрерывно накапливаются отходы, которые после истечения сроков годности установок и др. продолжают испускать ядерные излучения. Как известно, эти излучения состоят из сложной смеси γ -лучей, β -частиц и α -частиц, поэтому эти отходы называют радиоактивными отходами (РАО).

Вообще принято разделять РАО на три категории: высокоактивные отходы (ВАО), среднеактивные отходы (САО), низкоактивные отходы (НАО).

Радиоактивные отходы, в общем, бывают весьма различными в зависимости от объектов, порождающих такие отходы. Главным поставщиком РАО являются атомные электростанции (АЭС), они же создают высокоактивные долгоживущие радиоактивные отходы.

Таким образом, ядерные реакторы во время работы постоянно вырабатывают как высокоактивные долгоживущие (с большим временем распада порядка миллиардов лет) отходы, так и среднеактивные и низкоактивные ядерные отходы. Тогда как радиоактивные отходы в виде приборов, одежды, оборудования, соприкасавшиеся в той или иной степени с ядерными источниками, являются радиоактивными отходами средней или низкой активности. Что же касается промышленных отходов от мест разработки урановой руды или от обогащательных заводов и фабрик, то они в основном являются САО и НАО ядерными отходами.

Захоронение САО и НАО в настоящее время считается решенным вопросом. Их в большинстве случаев хоронят в том регионе, где они возникают, применяя различные методы изоляции и безопасности. Значительная часть радионуклидов в таких радиоактивных отходах распадается в течение 50 – 100 лет. А такие НАО и САО, как натрий от БН-350 или вода от реактора типа ВВР, служившие теплоносителями, также захораниваются без особых трудностей.

Во времена СССР радиоактивные отходы средней и низкой активности предполагалось захоранивать в регионе Мангистау в больших карьерах и углублениях, образовавшихся там после разработки и извлечения урановых руд. В бывшем СССР существовали и существуют теперь уже в Российской Федерации различные проекты такого захоронения. Президент Казатомпрома Мухтар Джакишев сейчас поднимает вопрос о таком способе захоронения, надеясь законодательно получить разрешение на эту операцию и возможность принять от зарубежных стран САО и НАО по международной договоренности. Это даст возможность заработать деньги и эти

деньги использовать также для захоронения своих отходов. Конечно, предложение правильное, тем более здесь есть возможность использовать проекты прежнего министерства среднего машиностроения СССР. Работы по захоронению САО и НАО до сих пор, да и сейчас, невозможно было осуществлять ввиду отсутствия средств (требуется более миллиарда долларов).

В заключение я еще раз напоминаю, что в настоящее время проблем захоронения САО и НАО не существует, если будут средства.

Вопрос временного и впоследствии вечного захоронения ВАО еще не решен. Существуют несколько проектов как в зарубежных странах (США, Франция, Япония и др., где даже на строительство хранилищ потрачены огромные средства), так и в Казахстане. Эта проблема будет решаться по заданию Правительства РК, в соответствии с Указом Президента страны, Национальным ядерным цен-

тром Республики Казахстан, вероятно вместе с другими ведомствами и различными организациями страны. Мы сейчас занимаемся вопросами захоронения отработавшего свой срок ядерного топлива реактора БН-350, являющегося действительно радиоактивными отходами высокой активности (ВАО). Предполагается, что через два года после выдержки во временном хранилище в Актау, топливо будет перевезено в хранилище на СИП, а затем в течение 5-10 лет будут проведены исследования и решены вопросы о возможности захоронения его почти навечно в могильнике в горах Косшоки, вблизи горного массива Дегелен. Если этот способ захоронения своих казахстанских ВАО будет удачным, мы предполагаем принимать и зарубежные ВАО, конечно за большие деньги.

Надеемся, что эксперимент будет удачным, и тогда могут появиться благоприятствующие законы нашей страны.

ЯДРОЛЫҚ ЭНЕРГЕТИКАНЫ ДАМУҒА КЕРЕК ПЕ ЖӘНЕ ОНЫҢ ҚАЛДЫҚТАРЫН ҚАЛАЙ ҚАУІПСІЗДЕНДІРУ КЕРЕК

Тәкібаев Ж.С.

Қазақстан Республикасының Ұлттық ядролық орталығы

Мақалада Қазақстандағы ядролық қару сынақтарының зардаптарын жою жөніндегі ҚР ҰЯО –ның қызметі қамтылып көрсетілген. Ядролық энергетиканы дамытудың оңтайлы да қауіпсіз жолдары және радиактивті қалдықтарды көму мәселелері талқыланады.

SHOULD WE DEVELOP NUCLEAR POWER AND HOW TO PROTECT ITS WASTES

Zh.S. Takibayev

National Nuclear Center of the Republic of Kazakhstan

The article describes NNC RK activity on nuclear weapon test consequence elimination in Kazakhstan. It also discusses optimum and safe ways of nuclear power development and radioactive wastes disposal issues.

УДК 577.391:577.4

РАДИОНУКЛИДНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ТЕРРИТОРИИ БЫВШЕГО СЕМИПАЛАТИНСКОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ЯДЕРНОГО ПОЛИГОНА

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

Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК

На территории Семипалатинского испытательного полигона (СИП) практически завершились работы по ликвидации его военной инфраструктуры и связанное с этим изучение радиационной обстановки и радионуклидного загрязнения на испытательных ядерных площадках. Эти работы проводились при закрытии штолен, большинство из которых было использовано для подземных ядерных испытаний (на площадке "Дегелен"); при ликвидации шахтных пусковых установок (ШПУ) для межконтинентальных баллистических ракет и скважин, подготовленных для подземных ядерных взрывов (на площадке "Балапан"). Параллельно выполнялось маршрутное обследование площадки "Опытное поле", где проводились атмосферные ядерные испытания, а также площадное обследование южной части полигона, включая населенные пункты временного и постоянного проживания населения, занимающегося сельскохозяйственной деятельностью. Представлены основные результаты работ, проведенных за это время.

ВВЕДЕНИЕ

Ядерные испытания, проводившиеся в атмосфере и под землей на территории бывшего СИП с 1949 по 1989 годы создали сложную, эволюционирующую во времени радиационную обстановку [1-2]. С 1963 по 1989 гг. на территории СИП проводились только подземные испытания. Основная исследовательская задача на данном этапе - это изучение радионуклидного загрязнения территории СИП. Этими вопросами занимались несколько групп исследователей. Так, в 1994 году с участием экспертов Казахстана, России и США проводилось выборочное обследование 10 локальных площадок территории СИП [3]. По результатам работы получены соотношения активностей долгоживущих радионуклидов. Отдельные пробы объектов окружающей среды анализировались исследователями МАГАТЭ, Японии, Швеции и др.

Радиоэкологическое изучение полигона и прилегающих территорий, в первую очередь на испытательных площадках ("Опытное поле", "Дегелен", "Балапан" и др.) и по следам радиоактивных выпадений от воздушных и наземных взрывов включает полевые исследования, отбор проб и анализ образцов грунта, растительности, воды и проводится с 1989 года. По данным аэрогамма-съемки масштаба 1:300000 [4] основная часть территории полигона имеет плотность загрязнения по цезию-137 (^{137}Cs) менее 0,3 Ки/км². Радиоактивные следы с плотностью загрязнения ^{137}Cs более 1 Ки/км² занимают примерно 0,5% площади полигона. Общий запас ^{137}Cs оценивается равным 3000 Ки. Запас стронция-90 (^{90}Sr) оценивается величиной менее 2500 Ки.

На территории полигона активизируется хозяйственная деятельность: разрабатывается угольное месторождение "Каражыра", добывается соль из озера Жаксытуз, осуществляются геологоразведочные работы, заготавливается сено, проводится выпас скота. Именно это обстоятельство требует незамедлительного проведения необходимых работ по оценке радионуклидного загрязнения полигона на последующей разработкой рекомендаций по использованию земель с точки зрения радиационной безопасности.

Для решения поставленных задач проводится изучение радиационной ситуации на территории СИП.

ОСНОВНАЯ ЧАСТЬ

В настоящее время на большей части территории полигона радиационная обстановка находится на уровне фоновых значений (в среднем 0,11 Ки/км² по радионуклиду ^{137}Cs). Однако остаются участки с повышенными уровнями загрязнения земной поверхности, искусственные водоемы, образованные ядерными взрывами, котловые полости подземных ядерных взрывов в штольнях и скважинах.

Современное загрязнение дневной поверхности территории полигона радионуклидом ^{137}Cs , в основном, связано с первыми наземными ядерными взрывами и, в том числе, первым термоядерным взрывом (12.09.53 г.), след от которого распространяется в юго-восточном направлении от площадки "Опытное поле". Содержание ^{137}Cs на этом следе в эпицентральной зоне достигает 5 Ки/км².

Значительное загрязнение территории СИП произошло при так называемых экскавационных взрывах. Так, уровни мощности экспозиционной дозы (МЭД) на гребне воронки взрыва, в результате которого образовалось "Атомное" озеро, достигает 0,2 мЗв/ч, а гамма-спектральный и радиохимический анализ проб грунта, отобранных в этих местах, выявил большое содержание радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{152,154}\text{Eu}$, ^{60}Co и других [3] - это продукты деления зарядного устройства и активации выброшенных пород.

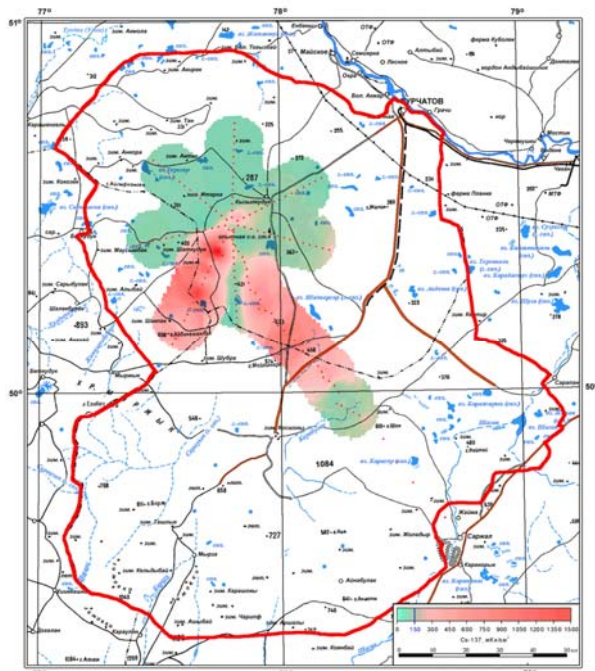
В южной части полигона на дневной поверхности обнаружено загрязнение территории, обусловленное подземными испытаниями ядерных и термоядерных зарядов в штольнях горного массива Дегелен. Загрязнение локализовано в пределах массива и не превышает 1 Ки/км² по радионуклиду ^{137}Cs . Более подробно загрязнение радионуклидами отдельных площадок и территорий СИП рассмотрено ниже.

Площадка "Опытное поле" и следы радиоактивных выпадений

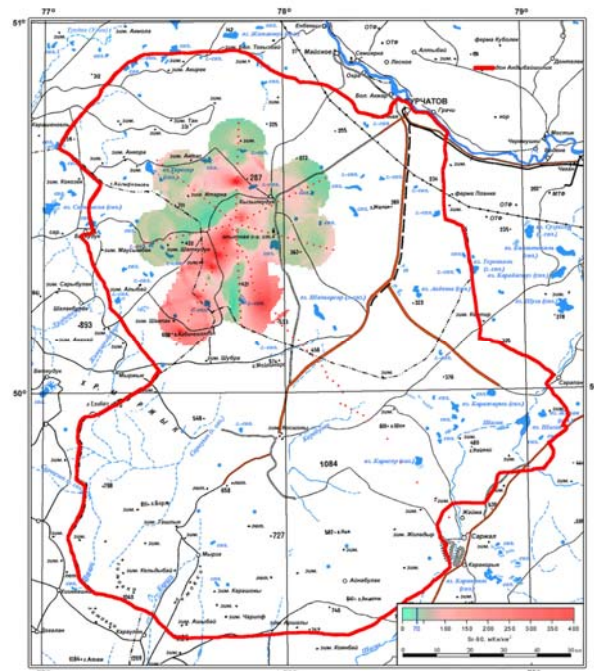
Площадка "Опытное поле" представляет собой равнину диаметром около 20 км, окруженную невысокими горами. На этой площадке проводились наземные, воздушные и высотные ядерные взрывы. Всего проведено более 100 взрывов. В результате испытаний произошло загрязнение больших территорий, как на полигоне, так и за его пределами.

Лабораторный анализ отобранных на полигоне проб грунта показал наличие ядерного материала и продуктов деления – $^{239,240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^{137}Cs , ^{90}Sr , а

также радионуклидов – продуктов активации грунта и конструкционных материалов – ^{152}Eu , ^{154}Eu , ^{60}Co . На рис. 1 (а, б) представлены карты-схемы площадного загрязнения ^{137}Cs и ^{90}Sr территории, прилегающей к эпицентральной зоне испытательной площадки "Опытное поле". Максимальное радионуклидное загрязнение этой территории ^{137}Cs и ^{90}Sr сосредоточено по направлениям основных следов радиоактивных выпадений (южного и юго-восточного и на участках территории, прилегающих к ним).



а)



б)

Рис. 1. Карты-схемы площадного загрязнения ^{137}Cs и ^{90}Sr территории, прилегающей к эпицентральной зоне испытательной площадки "Опытное поле"

В эпицентральной зоне площадки "Опытное поле" были проведены исследования распространения радионуклидов по глубине. Полученные результаты позволяют выделить 3 группы радионуклидов по механизму их образования и миграции:

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

Исследовались физико-химические свойства радиоактивной почвы, в том числе растворимость радиоактивных продуктов в воде, слабой соляной кислоте и др. для решения вопроса о миграционных характеристиках отдельных радионуклидов в пищевой цепочке: "почва - растительность - животное - человек". Как показали опыты, растворимость в воде ^{90}Sr и $^{239,240}\text{Pu}$, находящихся в пробах грунта, отобранных вблизи эпицентра на площадке "Опыт-

ное поле", составила порядка 0,1%. При обработке пробы 0,05М HCl (имитация желудочного сока) растворимость плутония осталась примерно на том же уровне, а стронция возросла в 50 раз. Этот факт настораживает, т.к. многие участки бывшего полигона, включая и "Опытное поле", бесконтрольно используются для выпаса скота.

В связи с этим были проведены специальные исследования по выделению стронция-90 из образцов почвы, отобранных на различных расстояниях от эпицентра пл. "Опытное поле". Как известно, методики "вскрытия" проб в кислотах без добавления плавиковой кислоты рассчитаны на определение ^{90}Sr только в растворимой форме [5], обусловленной, как правило, глобальными выпадениями радиоактивности. Стронций-90 в исследованных нами пробах определялся с использованием двух методик для радиохимической сепарации: а) "классической", оксалатной с кислотным вскрытием проб; и б) со щелочным разложением проб грунта [6], позволяющей выделять ^{90}Sr из оплавленных радиоактивных образований, содержащих "горячие" частицы. Полученные результаты для юго-восточного радиоактивного

следа представлены на рис. 2, где приведено также отношение содержаний стронция и цезия для обследованных точек. Из рис. 2б видно, что только ~10 % ^{90}Sr находится в растворимой форме. Обращает на себя внимание отсутствие корреляции между содержаниями стронция и цезия (рис. 2в).

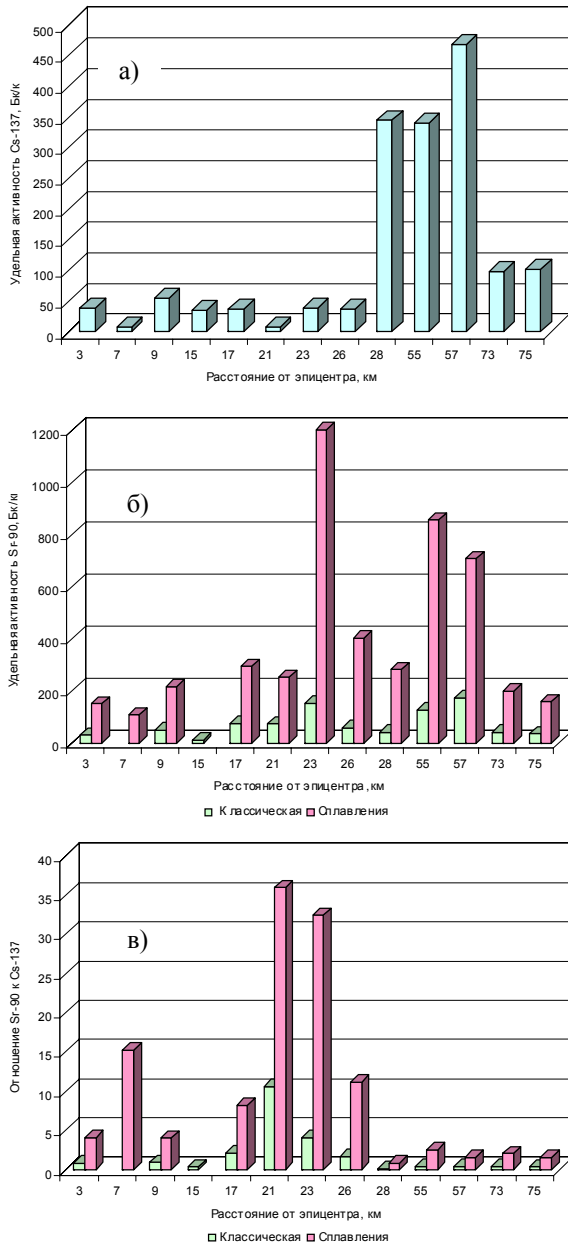


Рис. 2. Результаты распределения ^{137}Cs , ^{90}Sr и отношения $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ по юго-восточному следу радиоактивных выпадений

В настоящее время имеется уже достаточно много данных по радионуклидному загрязнению южной части территории "Опытного поля", в том числе и по $^{239,240}\text{Pu}$. В то же время, радиоактивное загрязнение северной части этой территории полигона, где, как известно, проводились испытания боевых радиоактивных веществ (БРВ), изучено недостаточно.

Исследования радионуклидного загрязнения на испытательном комплексе "Дегелен"

Горный массив Дегелен представляет собой куполовидное поднятие размером 17-18 км в диаметре. Склоны изрезаны многочисленными распадками, в которых часто наблюдаются русла временных водотоков. В геологическом строении это крупный гранитный батолит. Подземные воды заключены в зоне интенсивной трещиноватости скальных пород. Общая площадь этой испытательной площадки составляет ~300 км². На испытательной площадке "Дегелен" было проведено 215 взрывов в 181 штольне. В основном, это были ядерные взрывы относительно небольшой мощности.

Подземные ядерные испытания при достаточной глубине заложения ядерного устройства, прочной и герметичной забивке выработки заложения этого устройства в грунте, при соответствующих метеоусловиях сводили к минимуму экологический ущерб на территории ядерного полигона и практически не наносили ущерба жителям территорий вне полигона. Однако некоторые взрывы сопровождались действиями с нештатной радиационной ситуацией, обусловленной нарушением нормального процесса проведения испытаний, не предусмотренных проектами. Например, при испытании, проводимом 07.01.68 года в штольне №810, произошел быстрый выброс продуктов взрыва в атмосферу. МЭД на входе в штольню составила несколько тысяч Р/ч.

Радиационная обстановка на этой площадке сформировалась в результате выброса радиоактивных газов и аэрозолей в приземной слой атмосферы и выноса радиоактивных веществ со сточными водами на дневную поверхность [7]. До настоящего времени процесс формирования радиационной обстановки еще не закончен.

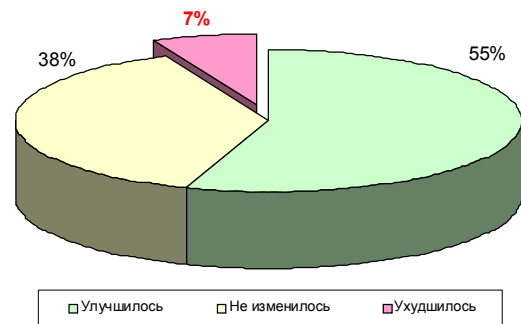


Рис. 3. Изменение радиационных параметров по МЭД до и после закрытия штолен

С 1996 по 2000 годы на горном массиве Дегелен были выполнены работы по закрытию штолен [8], сопровождавшиеся изучением радиационной ситуации на каждой из них. Объектами радиационного обследования являлись их припортальные участки площадью 8000 м², на которых были проведены радиометрические полевые измерения радиационных параметров: мощность экспозиционной дозы, плотность поверхностного загрязнения альфа- и бета-излучателей. В точках максимального загрязнения осуществлялся отбор проб грунта для последующего лабораторного анализа. Изменения радиационных параметров в результате проведенных ра-

бот, представленные на рис. 3, наглядно показывают улучшение радиационной обстановки в результате работ. Из более чем 180 ликвидированных штолен только на 12 параметры МЭД увеличились. Это объясняется тем, что в некоторых случаях в грунт попадали радиоактивные примеси, которые приводили к появлению мелкоочаговых радиоактивных "пятен" на припортовых площадках.

Результаты лабораторных исследований

Отобранные на припортовых площадках штолен пробы природной среды были проанализированы в лабораториях ИРБЭ на радионуклидный состав. При этом использовались методы гамма-спектрометрического, радиохимического и радиометрического анализов. Как и следовало ожидать, лабораторные анализы показали, что в пробах грунта присутствуют радионуклиды $^{239/240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^3H , а также продукты деления ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{155}Eu и продукты

активации ^{60}Co , ^{152}Eu . Причем, если продукты деления присутствуют на припортовых площадках всех штолен, то продукты активации – только на некоторых штольнях.

На рис. 4 представлено сравнение средних значений содержания в почве радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239/240}\text{Pu}$ до и после закрытия штолен по наиболее загрязненным точкам припортовых участков. Представленные гистограммы также убедительно иллюстрируют позитивное воздействие ликвидации штолен на радиационную обстановку горного массива. В первую очередь это обусловлено тем, что после ликвидации штолен припортовый участок доводился до естественного рельефа местности путем засыпки грунтом прилегающей территории. При этом практически происходило захоронение радиоактивных веществ.

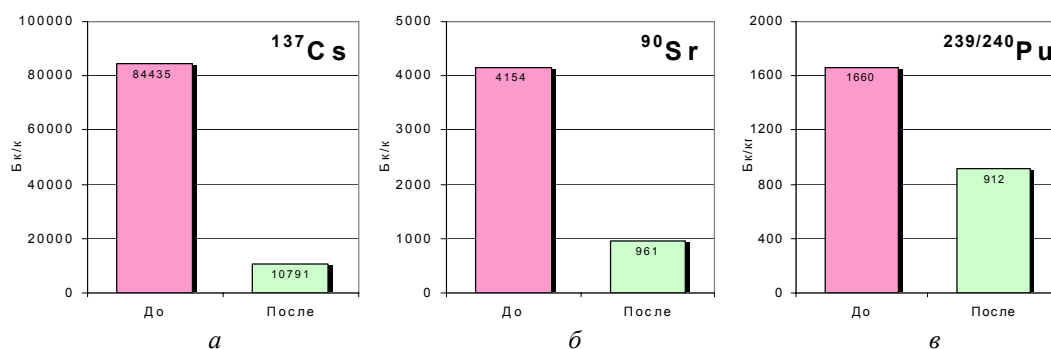


Рис. 4. Сравнение данных по содержанию $^{239/240}\text{Pu}$, ^{90}Sr и ^{137}Cs в образцах грунта, отобранных до и после закрытия законсервированных в 1998 году штолен

Как было отмечено, радиоактивное загрязнение припортовых площадок штолен обусловлено, в основном, радионуклидами ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239/240}\text{Pu}$, удельная концентрация которых на разных штольнях различна. Это загрязнение изменяется во времени, причем не только за счет радиоактивного распада и поверхностного смыва, но также за счет выноса радионуклидов из штолен подземными водами. Известно, что трещинные воды, питаемые атмосферными осадками, формируют систему водных потоков. Вода, просачиваясь через зоны разрушения ядерных взрывов, пополняет резервуар грунтовых вод или выходит на дневную поверхность. При этом трещинные воды смывают радиоактивные вещества, осевшие на поверхностях образовавшихся трещин и локализованные в котловых полостях. Попадая на дневную поверхность, растворенные в воде радионуклиды частично оседают на припортовых площадках, частично переносятся водотоком на большие расстояния, накапливаясь в донных отложениях. Начиная с 1996 года, на штольнях с водотоками проводится отбор проб воды и определение содержания техногенных радионуклидов ^{137}Cs и ^3H [8, 9].

Учитывая, что растения – это важные звенья экологической цепочки, по которой продукты ядерных взрывов переходят в организм животных и человека, и что радиоактивные ручьи из штолен являются главным источником радионуклидного загряз-

нения экологических систем горного массива Дегелен, начаты исследования почвенно-растительного комплекса. Результаты исследований проб грунта (донные отложения) и растительности представлены в таблице 1. Из данных этой таблицы можно предположить, что радиоактивные вещества (по крайней мере, ^{137}Cs) находятся в растворимой форме, легко усваиваемой растениями.

На рис. 5 представлены средние годовые концентрации радионуклидов в воде мониторинговых штолен. Видно, что наибольшая удельная активность трития сохраняется в течение всего периода наблюдений в штольне № 177 и достигала максимума в 1997 году – 1725 кБк/л. Аналогичная картина наблюдается и для ^{137}Cs , наибольшая удельная активность которого отмечена на протяжении 3 лет в штольне № 504 и достигала максимума также в 1997 году – 696 Бк/л. В последующем, на штольне № 504 вода была обнаружена только в одном квартале 2000 г. В целом, прослеживается тенденция на снижение концентрации радионуклидов в пробах воды, отобранных из водотоков штолен.

Таким образом, гидрорежим горного массива Дегелен оказывает очень большое влияние на радиационную обстановку. В этой связи можно уверенно утверждать, что радиационная обстановка на площадке Дегелен не сформировалась до конца.

РАДИОНУКЛИДНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ТЕРРИТОРИИ БЫВШЕГО СЕМИПАЛАТИНСКОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ЯДЕРНОГО ПОЛИГОНА

Табл. 1. Радионуклидное загрязнение ^{137}Cs проб растений и грунта у одной из штолен

Точка отбора	Растительное сообщество	Удельная активность ^{137}Cs , Бк/кг, ошибка в %	
		Растения	Грунт
т. 1	Разнотравье	$0.22 \cdot 10^5 \pm 8$	-
т. 2	Разнотравье с тысячелистником	$2 \cdot 10^5 \pm 4$	$1 \cdot 10^6 \pm 4$
т. 3	Разнотравье со злаковыми	$1.3 \cdot 10^5 \pm 4$	$1.9 \cdot 10^6 \pm 5$
т. 4	Разнотравье со злаковыми	$1.3 \cdot 10^5 \pm 4$	$8.1 \cdot 10^5 \pm 4$
т. 5	Разнотравье, в основном щавель конский	$0.67 \cdot 10^5 \pm 2$	$2.6 \cdot 10^5 \pm 4$
т. 6	Злаковые	$0.29 \cdot 10^5 \pm 8$	$1.07 \cdot 10^5 \pm 4$
т. 7	Разнотравье с камнеломкой	$0.013 \cdot 10^5 \pm 6$	$5.5 \cdot 10^5 \pm 4$
т. 8	Разнотравье	$0.16 \cdot 10^5 \pm 8$	$9.4 \cdot 10^3 \pm 4$
т. 9	Разнотравье	$0.2 \cdot 10^5 \pm 8$	$7.5 \cdot 10^2 \pm 4$
т. 10	Разнотравье	$0.2 \cdot 10^5 \pm 8$	-

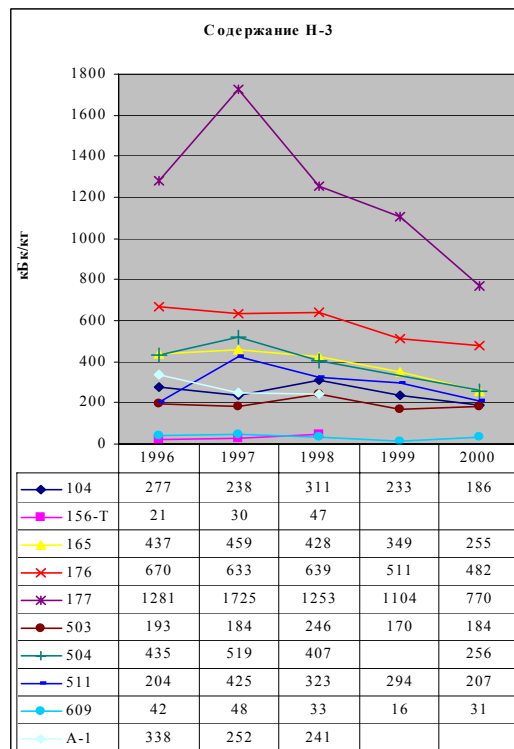
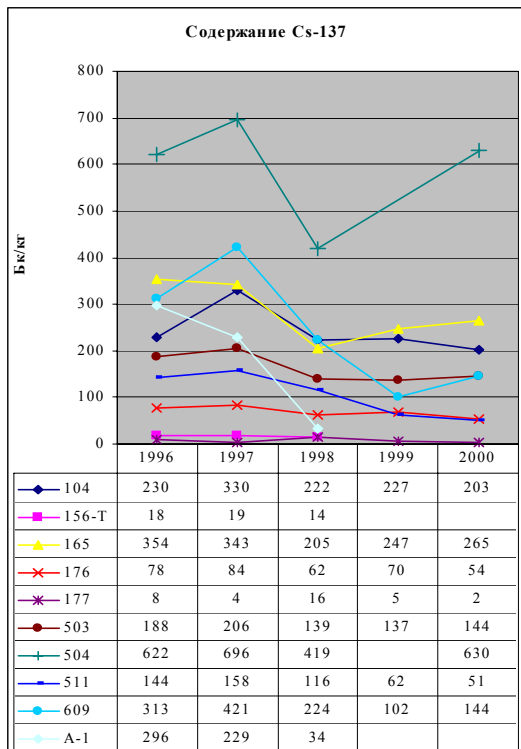


Рис. 5. Результаты анализов на содержание ^{137}Cs и ^3H в пробах воды, отобранных из водотоков мониторинговых штолен

Испытательная площадка "Балапан"

На площадке "Балапан" проводились подземные ядерные взрывы в скважинах и модельные эксперименты с использованием обычных взрывчатых веществ. Всего здесь проведено 109 ядерных взрывов, в том числе первый в бывшем СССР экскавационный взрыв с выбросом грунта в рамках эксперимента по созданию искусственного водохранилища. Этот экскавационный взрыв 15.01.65 г. привел к наиболее сильному загрязнению территории испытательной площадки.

К моменту закрытия СИП на испытательной площадке осталось 13 неиспользованных скважин и комплекс шахтно-пусковых установок, которые в соответствии с Соглашением между Республикой Казахстан и Соединенными Штатами Америки от 13 декабря 1993 года подлежали ликвидации.

Обследование скважин выявило 9 объектов, где МЭД составляла 1-80 мкЗв/ч, при этом площади зон загрязнения не превышали 0,2 км². Основной при-

чиной загрязнения здесь являлся ранний выход продуктов ядерного взрыва на дневную поверхность. Учитывая, что глубина скважин для проведения испытаний составляла, как правило, более 500 м, можно предположить, что при каких-либо нарушениях в системе изоляции полостей ядерных взрывов от окружающей среды возможен выход продуктов в подземные воды. Наблюдение за скважинами, в которых ядерных взрывов не производилось, выявило одну, в которой концентрация трития составила более 1000 кБк/л. Таким образом, определено, что некоторые полости, образованные ядерными взрывами, имеют связь с грунтовыми водами; и, более того, миграция радионуклидов из этих полостей произошла на значительное расстояние.

Результаты полевого обследования неиспользованных скважин

При обследовании скважин было исследовано 143 точки. Полученные результаты измерений показали, что радиационная обстановка на приустьевых

площадках скважин находится в пределах фоновых значений. В большинстве исследованных точек значения поверхностного загрязнения альфа- и бета-излучателями находились на уровне предела чувствительности используемых приборов. Поэтому оценка степени радиоактивного загрязнения скважин проводилась на основе значений МЭД. Диапазон значений МЭД на обследованных скважинах составил 0,18-0,25 мкЗв/ч до закрытия и 0,11-0,14 мкЗв/ч после закрытия.

Лабораторные анализы отобранных проб показали, что наряду с природными радионуклидами на исследованной территории имеются продукты деления – ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239/240}\text{Pu}$.

Следует отметить, что загрязнение радионуклидами ^{137}Cs и ^{90}Sr не превышало уровня глобальных выпадений, характерных для средних широт северного полушария. Наличие повышенных концентраций $^{239/240}\text{Pu}$ показывает необходимость проведения специальных исследований по загрязнению испытательной площадки этим радионуклидом.

Результаты обследования ШПУ

Результаты измерений показали, что радиационная обстановка в местах расположения ШПУ находилась в пределах фоновых значений. В большинстве исследованных точек значения поверхностного загрязнения альфа- и бета-излучателями находились ниже предела чувствительности используемых приборов, т.е. 0,5 и 10 част/мин*см² соответственно. Поэтому оценка степени радиоактивного загрязнения ШПУ проводилась, также как и в случае с неиспользованными скважинами, на основе значений МЭД, которые до ликвидации ШПУ не превышали 0,5, а после ликвидации – 0,17 мкЗв/ч [8, 10, 11].

Загрязнение ШПУ радионуклидами ^{137}Cs и ^{90}Sr находилось на уровне глобальных выпадений. Содержание $^{239/240}\text{Pu}$ превышало этот уровень, что, по-видимому, вызвано общим загрязнением этого района испытательной площадки. Необходимо отметить наличие необычных загрязнений, связанных с радиоактивными изотопами Eu и имеющих размеры до десятков м². В настоящее время все эти участки рекультивированы.

В целом отмечено, что ликвидация неиспользованных скважин и ШПУ не привела к изменению радиационной обстановки на территории испытательной площадки "Балапан".

Площадное обследование Южной части бывшего СИП

Одной из исследовательских задач явилось изучение возможности передачи территории бывшего СИП в сферу хозяйственной деятельности. Проведенные разными ведомствами исследования не позволяли дать комплексную оценку его радиационной обстановки и выработать рекомендации по землепользованию территорий, вовлекаемых в настоящее время в сельскохозяйственный оборот. Одна из основных причин этого состояла в том, что исследования носили, как правило, маршрутный или точечный характер. Для оценки же обстановки в целом

требовались полномасштабные площадные исследования [12].

Проведенное в 1996 году площадное обследование (с плотностью – 1 точка на 7 км²) на территории южной части СИП площадью около 4,5 тыс. км² выявило общую картину радиационной обстановки на исследуемой территории и радиационно-опасные "пятна" и позволило выдать предварительные рекомендации по использованию земель. Предметом особого внимания были сельскохозяйственные угодья, где активно используются пастбища, сенокосные территории, имеются пахотные участки, а также поселки, зимовки и летники, всего было обследовано 48 пунктов временного проживания людей. В них не обнаружено радиоактивных загрязнений, требующих принятия каких-либо мер.

Полученные результаты по площадному обследованию позволили составить схемы загрязнения южной части СИП радионуклидами ^{137}Cs и ^{90}Sr (рис. 6 и 7) и сделать следующие выводы:

- МЭД на обследуемой территории не превышает установленной нормы 0,33 мкЗв/ч;
- Поверхностное загрязнение β -частицами не превышает 55 част/мин*см², что ниже допустимого уровня 200 част/мин*см²;
- Поверхностное загрязнение α -частицами на большей территории ниже 2 част/мин*см². В местах с превышением этого параметра проведено более детальное исследование с целью определения границ потенциально опасной территории;
- Загрязнение радионуклидом ^{137}Cs в отдельных точках превышает фон глобальных выпадений, который для средних широт северного полушария равен – 100-150 мКи/км² (рис. 6).
- Загрязнение ^{90}Sr в ряде мест обследованной территории также превышает фон глобальных выпадений, который для стронция равен 50-70 мКи/км² (рис. 7).
- В большинстве отобранных проб был обнаружен $^{239/240}\text{Pu}$. Его присутствие зарегистрировано как на радиоактивных "следах", так и вне их, практически на всей территории. Выводы по плутонию делать преждевременно, так как материалов по нему крайне недостаточно. Необходимо дальнейшее более детальное обследование, поскольку шаг используемого отбора проб превышал размеры пятен загрязнения плутонием.

Тем не менее, полученной информации было недостаточно для окончательного заключения о возможности хозяйственного использования южной части полигона без проведения целенаправленных дополнительных исследований. Для более детального обследования были выбраны участки местности, расположенные вне основных дозообразующих следов радиоактивных выпадений и увеличена плотность обследования - до 1 точки на 2 км².

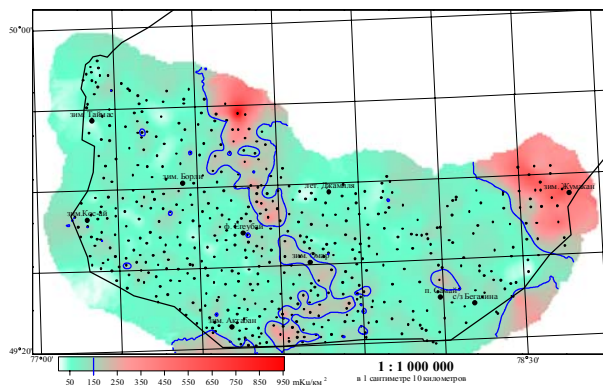


Рис. 6. Карта загрязнения ^{137}Cs

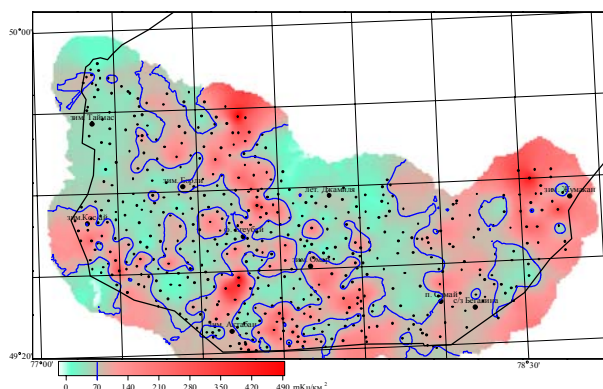


Рис. 7. Карта загрязнения ^{90}Sr

Полученные результаты загрязнения почвы и растительности позволили провести оценку загрязнения продуктов животноводства радионуклидами и оценку возможного годового поступления радионуклидов (^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239,240}\text{Pu}$) в организм человека. Расчетные данные для различных вариантов проживания людей на территории СИП сопоставлялись с предельно допустимыми уровнями годового поступления радионуклидов. Результаты работы показали, что годовое поступление нескольких радионуклидов в организм человека, проживающего в южной части территории СИП, не превышает допустимого уровня, хотя и близко к предельным значениям. Поэтому, риск для проживания людей на этой территории, связанный с радиоактивным загрязнением, можно считать приемлемым. Такая методика оценки рисков для проживания людей может быть применена при обследовании других территорий.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

После прекращения ядерных испытаний на земле и в воздухе прошло достаточно много времени. За прошедший период активность стронция-90 и цезия-137, вследствие их естественного радиоактивного распада, уменьшилась в 2 раза, а альфа-активность плутония практически не изменилась.

Наиболее сложная радиационная обстановка в настоящее время наблюдается на горном массиве Дегелен. Радиоактивное загрязнение, обусловленное подземными испытаниями, в основном локализовано в котловых полостях. Лабораторные анализы показали в пробах грунта, отобранных на припортальных площадках штолен горного массива Дегелен, где имел место ранний выход продуктов взрыва, высокое содержание альфа-активных продуктов и америция-241. На более чем 25 штольных этой испытательной площадки наблюдаются водопроявления. Припортальные площадки многих из них в той или иной мере загрязнены радиоактивными веществами. Это свидетельствует о том, что формирование радиационной обстановки горного массива Дегелен в настоящее время не завершено.

На площадке "Балапан" в результате проведенного обследования были обнаружены участки значительного загрязнения, которые, в основном, располагаются у "оголовков" скважин. Значимым источником радиоактивного загрязнения является тритиевая активность в боевых скважинах, а также большое содержание радионуклидов деления зарядного устройства и активации выброшенных пород на гребне воронки взрыва, в результате которого образовалось "Атомное" озеро.

Оценка современной радиологической обстановки на обследованной территории южной части СИП, проводимой с целью разработки рекомендаций по хозяйственному использованию этих земель в качестве сельхозугодий должна быть комплексной. Это связано со многими факторами, которые необходимо учитывать: в частности, зональный характер выпадения радионуклидов, связанный, в основном, с проведением атмосферных ядерных испытаний; различия в загрязненности радионуклидами почвы и растительности и др.

Полученные данные о качественном и количественном составе радионуклидов-загрязнителей на испытательных площадках Семипалатинского ядерного полигона и прилегающих к ним территориях, позволяют сделать предварительную оценку радиологической обстановки и наметить основные направления дальнейших исследований на полигоне.

Территория бывшего СИП должна иметь особый статус, связанный с многолетним проведением на ней воздушных, наземных и подземных ядерных испытаний, а также экспериментов с использованием делящихся и радиоактивных материалов, что привело к существенному радиационному загрязнению значительной части территории полигона. Проведенные работы являются базой для продолжающихся мониторинговых исследований известных участков радиоактивного загрязнения, а также площадных исследований территории СИП.

ЛИТЕРАТУРА

1. Ядерные испытания СССР/ Под ред. В.А Логачева. - М. - 1997. – С. 114.
2. Бочаров В.С., Зеленцов С.Л., Михайлов В.Н. Характеристика 96 подземных ядерных взрывов на Семипалатинском испытательном полигоне. // Атомная энергия. - Т.67. Вып. 3. - 1989 - С. 210.
3. Изучение радиационной обстановки на бывшем Семипалатинском испытательном ядерном полигоне. Итоговый отчет по контракту DNA-001-94-C-0031. - Курчатов. - 1997.
4. Комплекс аэрогеофизических работ в районе Семипалатинского испытательного полигона. КАЭ ПГО "Аэрогеология". - М. - 1990.
5. Артемьев О.И., Яшкарлова М.Г., Оразжанова Л.И. и др. Радиохимическое определение стронция-90 в почвенных образцах Семипалатинского ядерного испытательного полигона. // Вестник университета "Семей". - 1998. - № 2. - С. 52-57.
6. Артемьев О.И., Жумадилов К.Ш., Ларин В.Н. Радиохимическое определение стронция-90 в почвенных образцах Семипалатинского ядерного испытательного полигона. // Вестник университета "Семей". - 1998. - № 3-4.- С. 186-193.
7. Программа характеристики штолен горного массива Дегелен. Итоговый отчет по контракту DNA-001-95-C-0179. Руководитель работ Тухватулин Ш.Т. - Курчатов. - 1996.
8. Заключительный отчет о выполнении работ по договору DTRA 0023/1. Руководитель работ Птицкая Л.Д. - Курчатов. - 1999. - 38 с.
9. Ахметов М. А., Коновалов В. Е., Птицкая Л. Д., Синяев В. А. Современное состояние экосистемы на испытательной площадке "Дегелен" бывшего СИП. // Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях: Труды Международной конференции. Москва, 24-26 апреля 2000. - М. - Т. 1, С. 477-483.
10. Анализ имеющейся радиэкологической информации на испытательном комплексе ШПИУ. Отчет по контракту DSWA-0015/1-В. Руководитель работ О.И. Артемьев - Курчатов. - 1996. 41 с.
11. Исследование радиационной обстановки на площадке Полевого Сейсмического Комплекса для определения потенциальной опасности при ликвидации шахтных пусковых установок с последующей рекультивацией земель. Отчет по договору № 2 во исполнение Контракта DSWA-0015/3. Руководитель работ О.И. Артемьев - Курчатов. - 1997. - 55 с.
12. Смагулов С.Г., Птицкая Л.Д., Артемьев О.И. Аннотационный отчет по договору "Изучение радиационной обстановки на территории бывшего СИП" и "Разработка и внедрение природоохранных мероприятий на радиоактивно загрязненных территориях". - Курчатов. - 1997. - 23 с.

БУРЫНҒЫ СЕМЕЙ СЫНАҚ ПОЛИГОНЫ АЙМАҒЫНЫҢ РАДИОНУКЛИДТІК ЛАСТАНУЫ

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

ҚР Ұлттық ядролық орталығы радиациялық қауіпсіздік және экология институты

Семей сынақ полигоны аймағында орналасқан әскери инфрақұрылымдарда жою жұмыстары негізінен аяқталды және аталмыш жұмыстарға байланысты радиациялық хал-ахуалды зерттеу әрі ядролық сынақ алаңдарының радионуклидтік ластануын анықтау жұмыстарыда тәмамдалды. Жер астында сынақ жүргізуге арналған штольняларды ("Дегелен" алаңында) және континентаралық баллистикалық ракеталарды сынау үшін орнатылған құдықтың жіберу қондырғылары мен скважиналарды жабу кезінде осындай жұмыстар жүргізілген. Осымен қатарлас, атмосферада ядролық сынақ жұмыстары атқарылған "Тәжірибе алаңы" алқабында маршруттық тексеріс жұмыстары орындалды. Сондайақ, ауылшаруашылығы жұмыстары жүргізіліп жатқан әрі адамдар мекендеген полигонның оңтүстік бөлігі де ауқымдық тексерістен өтті. Мақалада осы жұмыстардың басты нәтижелері берілген.

RADIOACTIVE CONTAMINATION OF FORMER SEMIPALATINSK TEST SITE AREA

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

RK NNC Institute of Radiation Safety and Ecology

The nuclear weapon infrastructure elimination activities and related surveys of radioactive contamination are virtually accomplished at the Semipalatinsk test site (STS). The radioecological surveys accompanied closure of tunnels which were used for underground nuclear testing at Degelen technical field and elimination of intercontinental ballistic missile silo launchers at Balapan technical field. At the same time a ground-based route survey was carried out at the Experimental Field where aboveground tests were conducted and a ground-based area survey was performed in the south of the test site where there are permanent and temporary inhabited settlements. People dwelling these settlements are mainly farmers. The paper presents basic results of radiological work conducted in the course of elimination activities.

УДК 577.391С574.44

РАДИОАКТИВНЫЕ ВЫПАДЕНИЯ ОТ АТМОСФЕРНЫХ ЯДЕРНЫХ ИСПЫТАНИЙ

Умаров М.А., Артемьев О.И.

Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК

Сделан обзор материалов по исследованиям продуктов ядерных взрывов, их поведения в атмосфере и выпадениям на земную поверхность. Рассмотрены работы, имеющие непосредственное отношение к Семипалатинскому испытательному полигону. Основное внимание уделено радиоактивным образованиям, содержащим так называемые "горячие частицы".

ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время, литература по вопросу радиоактивных выпадений достаточно разрознена и носит характер констатации фактического материала по радиоактивному загрязнению окружающей среды. Попытки прогноза локального и глобального загрязнения, объяснения механизма выпадений и прослеживания радиоактивных продуктов от источника до контакта с человеком, а также многого другого предпринимались неоднократно и продолжают сегодня. Значительный вклад в решение этой задачи внесли американские и российские специалисты. Однако, здесь необходимо учитывать тот факт, что практически весь материал, имеющий отношение к испытаниям ядерного оружия, являлся секретным. Отсюда – разноречивость, полученных в последние годы, результатов. Это в большой степени касается Семипалатинского испытательного полигона, где исследования последствий испытаний начались фактически "заново" с 1991 года.

**ХАРАКТЕР РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ
ВНЕШНЕЙ СРЕДЫ**

Масштабы и уровни радиоактивных загрязнений после ядерных взрывов зависят от многих факторов: типа ядерных боеприпасов, вида взрывов, мощности, топографических и метеорологических условий. Выход основных долгоживущих продуктов деления при взрыве представляют продукты ^{235}U и ^{239}Pu , образующихся под действием тепловых нейтронов, и ^{238}U , образующихся под действием быстрых нейтронов. Количество относительно долгоживущих радионуклидов сначала нарастает, а затем, достигнув максимума, уменьшается. Это объясняется тем, что в момент взрыва первоначальная смесь продуктов деления содержит более 200 радионуклидов 35 элементов, но большинство первичных продуктов деления имеет очень малый период полураспада.

Часть образовавшихся при наземном взрыве радиоактивных продуктов (деления и активации), поднятых с грунтом, оседает непосредственно на месте проведения взрыва. Некоторая часть, связанная со сравнительно небольшими частицами грунта или расплавленных пород, может быть отнесена ветром на значительные расстояния от места взрыва. В результате этого образуется радиоактивное загрязнение окружающей среды.

По условиям образования и характеру загрязнения можно выделить следующие зоны загрязнения:

- Зона воронки (несколько десятков или сотен метров);
- Зона ближнего следа, образованного выпадением наиболее крупных частиц из облака (простирается на сотни километров). Условно ближнюю зону можно ограничить первыми сутками выпадений из радиоактивного облака;
- Зона дальнего следа, простирающаяся за ближним следом и обусловленная радиоактивными выпадениями в течение 1-2 недель после взрыва (около 10 тыс.км.) [1].

Степень радиоактивного загрязнения атмосферы и местности при ядерных взрывах определяется главным образом:

- общим количеством образовавшейся при взрыве радиоактивности;
- степенью разбавления радиоактивных продуктов в атмосфере (метеорологической ситуацией при взрыве).

Общее количество радиоактивности, образующейся при взрыве, определяется полной мощностью заряда, величиной наведенной активности, образующейся в результате взаимодействия нейтронов взрыва с ядрами элементов, составляющих поверхность, на которой произведен взрыв. Относительная доля радиоактивных продуктов, связанная с наиболее мелкими частицами, обуславливающими дальние выпадения, составляет около 1% от всего количества радиоактивных продуктов, образовавшихся после взрыва.

ОБРАЗОВАНИЕ РАДИОАКТИВНЫХ ЧАСТИЦ

В последние годы, несмотря на достаточно продолжительный период изучения "горячих частиц" [2, 3], повысилось внимание к данному вопросу. "Горячие частицы" стали рассматривать как своеобразную форму радиоактивного загрязнения окружающей среды. Это связано, в большой степени, с изучением последствий Чернобыльской аварии, испытаний ядерного оружия на различных испытательных полигонах, включая бывший Семипалатинский испытательный полигон (СИП).

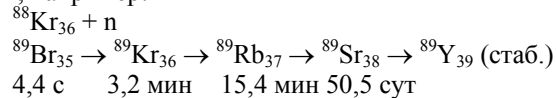
Сложный комплекс физико-химических процессов, протекающих в первые секунды после взрыва, в огненном шаре и облаке одновременно с превращением радиоактивных ядерных продуктов взрыва, существенно сказывается на нуклидном составе от-

дельных частиц - носителей радиоактивности. Огненный шар ядерного взрыва содержит материалы от двух источников – самого ядерного устройства и среды, окружающей взрыв. При проведении наземных испытаний в огненном шаре (а в последствии и в облаке), кроме раскаленного воздуха и атмосферной влаги, содержатся испаренное (или расплавленное) вещество ядерного заряда и материал подстилающей поверхности. Материал подстилающей поверхности находится в раздробленном, до элементарных зерен или их групп, состоянии. При понижении температуры в огненном шаре и облаке испарившиеся радиоактивные продукты взрыва начинают конденсироваться, образуя радиоактивные частицы (при воздушных взрывах). При наземных и приземных взрывах в это время начинается активация расплавленных частиц грунта.

Размер частиц, образующихся при воздушных взрывах, как правило, не превышает 10-25 мкм, а средний размер составляет доли микрометра [4, 5]. Высокоактивные частицы размером более 1-2 мкм, образующиеся при воздушном взрыве, имеют почти исключительно шарообразную форму [6, 7, 8], характерную для затвердевших капель. Вещество частиц представляет собой смесь оксида железа (основная составляющая), алюминия, урана и плутония. В работе [7] показано, что зависимость активности частиц от их размера (для частиц больше 2 мкм) является степенной, с показателем около 3,0. Это указывает на то, что активность в частицах от воздушных взрывов распределена равномерно по их объему (при постоянной удельной активности).

Частицы при наземных взрывах состоят из стеклообразного вещества, получающегося при плавлении силикатных материалов, если последние составляют основу грунта. При этом, возникают два типа частиц: шарообразные (или каплевидные) и неправильной формы (угловатые), образующиеся на периферии огненного шара в результате оплавления отдельных крупинок почвы или грунта, составленных из таких крупинок (оба типа частиц диаметром до 2-3 мм [9, 10]). В шарообразных частицах радиоактивные продукты распределяются более или менее равномерно по их объему или толстому объемному слою. По данным работы [9], "неактивное" ядро в крупных частицах (диаметром 0,5-2 мм) составляет 10-30% объема. На больших угловатых частицах радиоактивные продукты распределяются в тонком поверхностном слое. Количество таких частиц незначительно. Переход радиоактивных продуктов взрыва в частицы инертного материала, т.е. активация частиц (а, в конечном счете, характер распределения радиоактивных частиц), определяется теплофизическими свойствами всех составляющих и термодинамическими условиями в огненном шаре (облаке). Для описания процесса перехода испарившихся продуктов взрыва в жидкую фазу, т.е. активации частиц-носителей, необходимо знать, в форме каких элементов находятся эти продукты на разных стадиях формирования частиц, а также теплофизические свойства указанных элементов.

Радиоактивные продукты деления, как правило, превращаются в радионуклиды, выпадающие на местность, путем ряда последовательных превращений, например:



Первый член цепочки – летучий элемент (бром), второй – инертный газ (криптон), третий – сравнительно летучий (рубий), четвертый – тугоплавкий (стронций).

Если до затвердевания расплавленных частиц данная массовая цепочка была представлена в огненном шаре в основном криптоном-89, то, очевидно, что внутри таких частиц стронций-89 практически будет отсутствовать. Отсюда понятна необходимость знать ядерные константы (независимые выходы и периоды полураспада) всех членов цепочки, к которым принадлежит важнейшие (с точки зрения радиоактивного загрязнения) радионуклиды. Такими цепочками являются массовые цепочки под номерами 89-93, 95, 97, 99, 103, 105, 106, 125, 131-133, 135, 137, 140, 141, 143, 144, 147, 149 и 151. Радионуклиды, принадлежащие именно этим цепочкам, вносят наиболее существенный вклад в активность смеси осколков деления в период от 1 сут до 10^{11} лет после взрыва [11].

Первый этап активации частиц в огненном шаре заканчивается в момент затвердевания частиц. На этом этапе нуклиды проникают внутрь частиц и распределяются по их объему. На втором этапе – от момента затвердевания до выхода частиц из облака – нуклиды распределяются на поверхности частиц. В работе [12] показано, что при взрыве наблюдается равномерное распределение каждого нуклида по поверхности частиц независимо от их размера.

При подземных взрывах с выбросом грунта образование радиоактивных частиц происходит при более сложных условиях. В данном случае нет ни одного преобладающего механизма их образования. Радиоактивная пыль, выпавшая на местность в районе навала грунта, по следу движения облака и пылевого столба, а также в зоне распространения базисной волны, состоит из частиц породы, раздробленной взрывом и подвергнувшейся различному температурному воздействию. Здесь также наблюдаются частицы по своему внешнему виду и структуре, являющимися аналогами частиц, характерных для наземных взрывов.

ИССЛЕДОВАНИЯ СВОЙСТВ "ГОРЯЧИХ ЧАСТИЦ"

После проведения первых испытаний атомного оружия (США – 1945 г., СССР – 1949 г.) стало очевидным, что радиоактивное загрязнение атмосферы и местности может явиться серьезным поражающим фактором такого оружия. Поэтому изучение радиоактивных выпадений после испытаний ядерного оружия и ядерных аварий, прогнозы локальных и глобальных загрязнений как по суммарной активности, так и по отдельным радионуклидам – эти вопросы чрезвычайно актуальны не только в научном

плане, но и в социальном и общечеловеческом. Исследование данной проблемы невозможно без изучения первичного источника – радиоактивных частиц, образующихся при ядерных взрывах и термодинамических, ядерно-физических и химических процессов, протекающих на начальной стадии взрыва.

Особенностями радиоактивного загрязнения с участием "горячих частиц" являются их низкая миграционная способность, относительная устойчивость к внешним воздействиям и своеобразная кинетика выщелачивания из них радионуклидов. Изучение радионуклидного состава "горячих частиц" во многих случаях позволяет определить как физико-химические механизмы их образования [13], так и источник загрязнения [14]. "Горячие частицы" дают заметный вклад в дозу внешнего облучения, который может быть довольно значительным. Наибольшую опасность представляют частицы, попадающие в организм человека. Мощность дозы гамма-излучения "горячих частиц", обнаруженных специалистами Института биофизики СО РАН и Горнохимического комбината Минатома РФ на островах р. Енисей, достигала 50 мР/ч (0,5 мЗв/ч) на расстоянии 1-1,5 см от частицы [15].

В начале 60-х годов возникла впервые проблема "горячих частиц", которые были обнаружены в атмосфере после проведения серий мощных экспериментальных взрывов в 1961-63 гг. Основными радиоактивными компонентами горячих частиц являлись радионуклиды, оксиды которых быстрее конденсировались вследствие высокой температуры кипения (^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{144}Ce , ^{147}Nd , ^{143}Pm , U, Pu, ТПЭ и др.) [16-23]. В горячих частицах содержатся разные химические элементы, входящие в состав конструкционных материалов, а при взрывах близких к земной поверхности – почв и грунтов. Основными химическими компонентами горячих частиц являются: Fe, Al, Ca и Si. Кроме того, в них обнаружены Ti, Mn, K, P [16, 24-26]. В объеме частицы Fe, Ca, Al, Ti распределены неравномерно, и ближе к периферии наблюдаются зоны, обогащенные Fe [25].

В зависимости от соотношения основных химических элементов частицы различают по окраске. Так, по мере увеличения содержания Fe и уменьшения количества Al, Ca, Si окраска изменяется от бесцветной до золотистой и далее до красновато-коричневой и черной [26, 27]. Из проб, отобранных при воздушных взрывах большой мощности серии Доминик-1, были выделены частицы сферической формы, характерной для застывших капель [28]. Было отмечено разнообразие цветов этих частиц – от бесцветных до черных, что свидетельствовало о различиях в их химическом составе. Частицы имели размер от 4 до 20 мкм. Летучие радионуклиды были приурочены к более мелким частицам, тугоплавкие – к более крупным.

При проведении ядерного взрыва вблизи к поверхности земли в огненный шар вовлекаются большие массы грунта (почвы). Образующиеся ра-

диоактивные частицы оказываются связанными с более крупными частицами почвы, которые могут нагреться до температуры плавления. Это приводит к тому, что первоначально сорбированная на них активность оказывается более равномерно распределенной внутри поверхности частиц, имеющих сферическую форму с диаметром 0,25-1 мм. Окраска частиц изменяется от черной (основа частиц составляют окислы железа) до белой (основа частиц – силикаты). Удельная активность этих частиц приближается к активности частиц, образующихся при воздушных взрывах [9]. При "возрасте" частиц 170-3000 дней их удельная активность составила $7,2 \cdot 10^3 - 1,4 \cdot 10^6$ Бк/г. Альфа-радиография частиц показала сложную фрагментарно-обломочную структуру исходной аллювиальной породы и неоднородное полосчато-пятнистое строение радиоактивной стекломассы, образующейся при ударно-термальном воздействии взрыва на породы и минералы поверхностной части грунта [29].

Радиоактивные частицы, образующиеся при подземных ядерных взрывах с выбросом грунта, по своим основным свойствам могут быть разделены на несколько групп. Вклад каждой такой группы частиц определяется целым рядом условий, в частности, временем, прошедшим с момента детонации до начала выброса раздробленной породы грунта. С этой точки зрения частицы, обнаруженные на местности при взрыве в скважине 1003 на Семипалатинском полигоне, были условно разделены на четыре группы [1].

1. Расплавленные частицы неправильной формы, в основном прозрачные, стекловидные.
2. Частицы, расплавленные не полностью, а также конгломераты, состоящие из нескольких расплавленных частиц, прикрепленных к нейтральной частице-носителю (имеют неправильную форму, активность в несколько раз ниже активности частиц 1-й группы).
3. Частицы, аналогичные по внешнему виду частицам нейтральной раздробленной породы из зоны взрыва (наибольшее содержание в зоне базисных выпадений).
4. Оплавленные и расплавленные частицы шарообразной и каплевидной формы разного цвета (прозрачные и темные с блестящей поверхностью). По внешнему виду и структуре они являются аналогом частиц, характерных для наземных ядерных взрывов.

Как было установлено, в частицах первой группы радионуклиды распределены практически равномерно. В частицах третьей группы основное количество радионуклидов сосредоточено на поверхности частиц, в частицах второй группы – в поверхностном, объемном слое. Частицы первой, второй и четвертой (прозрачные шарики) группы в значительной степени обеднены легколетучими радионуклидами (^{131}I , ^{132}Te) и радионуклидами, имеющими газообразных предшественников (^{89}Sr , ^{140}Ba). Частицы третьей группы и черные шарики (четвер-

тая группа), наоборот, обогащены этой группой радионуклидов.

Одним из важных факторов, определяющих дальнейшее поведение радионуклидов, содержащихся в выпавших частицах, является их способность переходить в водные растворы. Степень выщелачивания радионуклидов из выпадений зависит от типа и мощности взрыва, физико-химических свойств частиц, времени, прошедшего после попадания частиц на земную поверхность, и других факторов.

При глобальных выпадениях, которые обусловлены в основном воздушными взрывами, ^{90}Sr и ^{137}Cs поступают на земную поверхность преимущественно в водорастворимой форме [30, 31]. Тугоплавкие радионуклиды осаждаются, как правило, в нерастворимой форме [32, 33]. Даже в 6 моль/л соляной кислоте растворимость радионуклидов не превышает нескольких процентов [34].

На поверхности остеклованных частиц размером более 50 мкм, отобранных в штате Невада, находилось не более 2% активности, содержащейся в частицах [33, 35]. Из частиц выщелачивались главным образом радионуклиды Y, Cs, Sr и Ba [36].

При взрывах, когда подстилающая порода содержит известняки и частицы, состоящие из CaO, наблюдается существенный переход в раствор радионуклидов параллельно с гидратацией CaO в гидроксид кальция [9, 36]. Однако, если частицы CaO оплавлены, то процесс гидратации идет медленно и переход в раствор радионуклидов происходит более плавно [9].

При подземном взрыве на выброс из частиц первой, второй и четвертой групп в воду переходило 1-4% радионуклидов от их общего содержания в частицах [1]. Менее прочно фиксированы радионуклиды в частицах второй группы, степень перехода их в раствор составляла 60-80%.

По имеющемуся на сегодняшний день объему информации по "горячим" частицам назрела необходимость сбора, систематизации и анализа данных по Семипалатинскому полигону.

До настоящего момента различными исследовательскими организациями проводились работы по изучению "горячих частиц" Семипалатинского полигона. В работе [37] рассмотрены результаты работ по исследованию специфики форм нахождения техногенных долгоживущих радионуклидов в почвах Семипалатинского полигона, их сопоставление с глобальными выпадениями и выбор подходящих методик их определения. В приповерхностных горизонтах почв полигона установлены весьма высокие активности техногенных высокотоксичных радионуклидов $^{238,239,240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr , которые сильно снижаются с глубиной, но зачастую, на глубине 20 см еще не достигают фоновых значений. Плутоний и стронций находятся в почве в труднорастворимых формах в виде микроскопических, радиоактивных частиц на поверхности более крупных (до 0,5 мм)

сферических стеклообразных образований преимущественно силикатного состава.

Для изучения характера распределения радионуклидов и форм их нахождения в различных фракциях исследованы пробы, отобранные вдоль следа от испытания термоядерного устройства в 1951 г. Пробы были разделены на гранулометрические фракции "мокрым" способом. После высушивания из каждой фракции отбирался магнитный компонент. Концентрация ^{239}Pu в немагнитных фракциях во много раз превышает концентрацию плутония в магнитных фракциях [38]. Результаты лабораторных исследований различных фракций проб, отобранных по другим направлениям от точки "0" на "Опытном поле", показали, что распределение содержания цезия и америция имеет существенные расхождения в распределении активности по фракциям для каждого направления. Так, в северо-западном направлении (12 км от эпицентра) активность ^{137}Cs и ^{241}Am по всем фракциям (2,00, 0,28, 0,20, 0,10, 0,05, 0,032 и <0,032 мм) распределена достаточно равномерно. В пробе юго-западного направления (8 км от эпицентра) основная активность ^{241}Am находится во фракции 0,032 мм [39].

Проведен ряд работ по изучению загрязнения территории испытательной площадки "Опытное поле" и следов радиоактивных выпадений. Лабораторный гамма-спектрометрический анализ по определению концентрации радионуклидов в послойных образцах почвы, отобранных вблизи эпицентров ядерных взрывов, показал следующие зависимости [40]:

- ^{152}Eu и ^{60}Co (продукты активации грунта) – практически неизменная концентрация по всей глубине (до 10 см);
- ^{241}Am (вещество заряда) и ^{137}Cs (продукт деления вещества заряда) – в поверхностном слое 0-2 см активность в 2-4 раза выше, чем в остальных слоях;
- ^{154}Eu (продукт деления вещества заряда + продукт активации грунта) – средняя зависимость от глубины.

Эта зависимость прослеживается и для "ближних" выпадений по известным радиоактивным следам (юго-восточный, южный).

Радиохимический анализ отобранных на юго-восточном следе (термоядерный след) проб подтверждает ранее высказанные предположения, что около 90% плутония и других радионуклидов находятся в шлаках и остеклованных частицах и связаны с "локальными" выпадениями [39, 40]. Поэтому, полного выделения плутония и стронция по методике, предназначенной для глобальных выпадений, не происходит. Так, растворимость стронция и плутония в 6М HCl и 7М HNO₃ составляет 13,5% и 7,3% соответственно. Растворимость в воде практически нулевая (0,1% - $^{239/240}\text{Pu}$, 0,07% - ^{90}Sr), что говорит о слабой миграции этих радионуклидов в обычных условиях [40]. Также необходимо отметить, что юго-восточный след представляет особый интерес в

плане изучения свойств радиоактивных частиц. След имеет несколько максимумов по плутонию, цезию, стронцию на различных расстояниях (порой значительных) от эпицентра взрыва, т.е. формирование радиационной обстановки вдоль следа – достаточно сложный процесс, требующий дальнейшего детального изучения.

В работе [41] авторы рассматривают возможности идентификации аэрозольных ("горячих") частиц для следов от взрывов 1949 и 1953 г. на СИП. Получены результаты измерений активности различных радионуклидов в частицах и отношения "активность обнаруженных изотопов/активность ^{152}Eu " в частицах и в оплавленном шлаке в зоне взрыва. Указан небольшой разброс в численных значениях отношений в частицах радионуклидов ^{154}Eu и ^{60}Co и большой (но характерный) у ^{137}Cs и ^{241}Am (по отношению к ^{152}Eu). Отношение ^{154}Eu к ^{152}Eu меняется от 0,034 до 0,11, $^{60}\text{Co}/^{152}\text{Eu}$ – от 0,048 до 0,25, $^{137}\text{Cs}/^{152}\text{Eu}$ – от 0,32 до 15,2, $^{241}\text{Am}/^{152}\text{Eu}$ – от 0,0068 до 5,99.

Однако отношения радионуклидов в некоторых случаях не соответствуют расчетным (или общепринятым) показателям. Исследования ИРБЭ по следам ядерных испытаний на "Опытном поле" позволяют

сказать, что стронциево-цезиевые отношения в ряде проб не соответствуют расчетным по цепной реакции деления [42].

Все это требует дальнейшего детального анализа, но уже сейчас видно, что определение долгоживущих изотопов в "горячих" частицах старых следов ядерных взрывов – это реальный и весьма информативный путь для идентификации этих следов (взрывов).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Исследования, проводимые в ряде стран (США, Россия и др.) по изучению пространственного распределения радионуклидов, форм их нахождения в почвах, их миграционной способности, корреляции их содержания с вещественным и структурным составом почвенных фракций, показывают существенное отличие в поведении выпавших радионуклидов в местах проведения ядерных испытаний и на сильно загрязненных, в результате ядерных аварий, территориях, таких как Чернобыль и Кыштым.

Решение перечисленных вопросов для территории СИП чрезвычайно актуально и может оказаться весьма важным при планировании рекультивации и дезактивации загрязненных участков.

ЛИТЕРАТУРА

- Израэль Ю.А., Петров В.Н., Прессман А.Я., Ровинский Ф.Я., Стукин Е.Д., Тер-Сааков А.А.. Радиоактивное загрязнение природных сред при подземных ядерных взрывах и методы его прогнозирования. - Ленинград: Гидрометеорологическое изд. - 1970.
- Радиоактивные частицы в атмосфере. Коллоквиум в г. Бад-Швальбах, ФРГ. 1959. - М.: Госатомиздат, 1963.
- Быховский А.В., Зараев О.М. Горячие аэрозольные частицы при техническом использовании атомной энергии. - М.: Атомиздат, 1974. 254 с.
- Stewart K. Trans. Farad. Soc., 1956, v.52, p.161.
- Freiling E.C. Radioactive Fallout from Nuclear Weapon Tests, 1962, v.I, TID-7632, Wash., 1962, p.47.
- Freiling E.C., Kay V.A. Nature, 1966, v.209, No. 5020, p.236.
- Бенсон П. И др. В кн.: Радиоактивные выпадения от ядерных взрывов. - М.: Мир, 1968, 82 с.
- Crocker G.R. et. al. Helth Phys., 1966, v.12, No. 8, p.1099.
- Adams C.E. et. al. Geochemica et Cosmochemica Acta, 1960, v.18, No. 1/2, p.42.
- Freiling E.C. Radioactive Fallout from Nuclear Weapon Tests, 1962, v.I, TID-7632, Wash., p.25.
- Гречушкин М.П. Таблицы состава продуктов мгновенного деления $\text{U}^{\wedge}$, $\text{U}^{\wedge\wedge}$ и $\text{Pu}^{\wedge\wedge}$. М.: Атомиздат, 1964.
- Rottblat J. Atomic Scientists' J., 1955, 4, No.4, p.224.
- Devell L. Nuclide Composition of Chernobyl Hot Particles. Studsvik Nuclear. STUDSVIK/NP-87/119. 1987.
- Tcherkezian V., Galushkin B., Goryachenkova T. et. Al. J. Environ. Radioact. 1995. v.27, No 2, p.133-139.
- Болсуновский А.Я., Горяченкова Т.А., Черкезян В.О., Мясоедов Б.Ф. Горячие частицы в Красноярском крае. // Радиохимия. - 1998, т.40, № 3, с.271-274.
- Clark R.S., Voshikava K., Rao M.N. et al. - F. geophys. Res., 1967, v.72, N 6, p.1793.
- Mamuro F., Voshikava K., Maki N. - Health Physics, 1965, v.11, N 3, p.199.
- Mamuro F., Voshikava K. et al. - Health Physics, 1996, v.12, N 6, p.757.
- Highly radioactive fallout particles – Radioactivity survey Data in Japan, 1966, N 11-12.
- Malvicini A., De Bertoli M. et al. - Science, 1963, v.139, N 3561, p.1287.
- Rao M.N., Voshnikawa R., Kuroda P.K. - Science, 1966, v.153, N 3736, p.633.
- Быховский А.В., Малахов С.Г. Проблема горячих частиц в атмосферном воздухе. // Гигиена и санитария, 1965, № 7, с.87.
- Kern W. - Nucleonic, 1960, Bd.2, N 5, p.203.
- Rajewsky M.F. - Nature, 1963, N 4889, p.162.
- Kemmochi M. - Nucl. Sci. and Technol., 1996, v.3, N 3, p.106.
- Mamuro T. - Nucl. Sci. Abstrs., 1967, v.21, N 22, p.4254.

27. Mamuro T., Fujita A. - Nucl. Sci. Abstrs., 1966, v.20, N 18, p.4081.
28. Радиоактивные выпадения от ядерных взрывов / Под ред. Ю.А. Израэля. - М.: Мир. - 1968.
29. Вдовенко В.М., Кривохатский А.С., Савоненков В.Г., Комаров А.Н. Об искусственных аналогах тектитов. Радиохимия, 1968, т.10, вып.6, с.688-695.
30. Martell E.A. Atmospheric aspects of strontium-90 fall-out. Science, 1959, v.129, N 3357.
31. Roberts H., Menzel R.G. Availability of exchangeable strontium-90 to plants. F. Agric. and Food Chem., 1961, v.9, N 2.
32. Bryant E.A. et al. - Science, 1960, v.132, N 3423, p.327.
33. Graham F.R. - Science, 1959, v.129, p.1276.
34. Mamuro T. et al. - Health Phys., 1965, v.11, p.316.
35. Lindsten E. et al. - Am. Water Work Assoc., 1961, v.53, N 3, p.256.
36. Crocker F.K. et al. - Health Phys., 1966, v.12, p.1099.
37. Берикболов Б.Р., Шишков И.А. и др. Формы нахождения и особенности определения техногенных долгоживущих радионуклидов в почвах Семипалатинского ядерного полигона. - Алматы: "Гылым", Геология Казахстана - 1998, № 2, с.107-116.
38. Характеризация радиоэкологических и нерадиоэкологических загрязнителей в месте расположения Семипалатинского полигона. //Отчет по проекту К-053 второго года. 1998 г. - Алматы, ИЯФ НЯЦ РК.
39. Характеризация радиоэкологических и нерадиоэкологических загрязнителей в месте расположения Семипалатинского полигона. // Отчет по проекту К-053 второго года. 1998 г. - Курчатов ИРБЭ НЯЦ РК.
40. Артемьев О.И., Ахметов М.А., Птицкая Л.Д. Радиационное наследие атмосферных испытаний, проведенных на Семипалатинском полигоне (СИП). // Материалы международной конференции "Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях". - Санкт-Петербург: Гидрометеониздат, 2001 г.
41. Израэль Ю.А., Стукин Е.Д., Цатуров Ю.С. О возможности идентификации радиоактивных следов ядерных взрывов и реконструкции доз облучения населения с использованием анализа долгоживущих радионуклидов. // Метеорология и гидрология. - 1994. - № 12. С.5-14.
42. Artemev O.I., Akhmetov M.A., Larin V.N. et al. Radiation survey and radionuclide analysis of radioactive plumes from the former Semipalatinsk nuclear test site. Nuclear Physical Methods in Radioecological Investigations of Nuclear Test Sites, Kluwer Academic Publishers, 2000, p.127-143.

АТМОСФЕРАЛЫҚ ЯДРОЛЫҚ ЖАРЫЛЫСТАРДАН ТҮЗІЛГЕН РАДИОАКТИВТІК ТҮСІМДЕР

Умаров М.А., Артемьев О.И.

ҚР ҰАО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты, Курчатов қаласы

Ядролық жарылыстар өнімдерін, олардың атмосферадағы және жер бетіне түскендегі ықпалдық қабылеттерін зерртеу материалдарына шолу жасалған. Семей сынақ полигонына қатысты жумыстар қамтылған. "Ыстық бөлшектер" деп аталатын радиоактивті тузілістерге баса көңіл аударылған.

RADIOACTIVE FALLOUT DUE TO ATMOSPHERIC NUCLEAR TESTS

M.A. Umarov, O.I. Artemyev

Institute of Radiation Safety and Ecology

Published materials concerning investigation of nuclear test products, their behavior in the atmosphere deposition onto the ground have been reviewed. Papers directly pertaining to the Semipalatinsk test site have been analyzed. The major consideration was given to radioactive formations containing so called "hot particles".

УДК 504.054:539.16.006.2

ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ ВОЕННЫХ ПОЛИГОНОВ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ И ОПРЕДЕЛЕНИЕ МЕР ПО ЕЕ РЕАБИЛИТАЦИИ

Стрильчук Ю.Г.

Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК

Проведено радиоэкологическое обследование мест постоянного проживания людей в пределах границ полигонов, входящих в систему полигона "Капустин Яр", населенных пунктов, расположенных на территории прилегающей к полигону, а также мест падения ракетной техники и самолетов, и различных типов ландшафтов. Выявлено загрязнение окружающей среды тяжелыми металлами и радионуклидами. Основную опасность для населения в первую очередь представляют тяжелые металлы, находящиеся в питьевой воде в количествах во много раз превышающих предельно допустимые концентрации, и локальные участки загрязнения радионуклидами техногенного происхождения.

ВВЕДЕНИЕ

В соответствии с Договорами, заключенными между Правительствами Республики Казахстан и Российской Федерации на территории республики действуют полигоны:

1. Государственный летно-испытательный центр (929-ГЛИЦ) площадью 1913,4 тыс. га на территории Атырауской, Западно-Казахстанской и Мангистауской областей (АО, ЗКО, МО).
2. Государственный центральный полигон (4 ГЦП) - 292,8 тыс. га на территории ЗКО.

Эти полигоны составляют систему полигона "Капустин Яр" (Рис. 1, территория выделена красным цветом). Полигон 4 ГЦП используется для падения отделяющихся частей ракет. В этом районе происходило падение первых ступеней баллистических ракет СС-20, а также с 1986 г. приземлялись ступени ракет на смесевых твердых топливах. Ракеты типа СС-20 используют компоненты ракетного топлива (гептил, азотная кислота), являющимися веществами первого класса опасности.



Рис. 1. Место расположения полигонов, входящих в систему полигонов "Капустин Яр" на территории РК.

Полигон 929 ГЛИЦ подразделяется на земли периодического и постоянного пользования. На землях периодического пользования (1854,3 тыс. га) размещаются рабочие зоны полигонов, предназначенные для запуска, полета и падения мишеней, ракет и других летательных аппаратов или их частей, а также зоны безопасности (буферные зоны), предназначенные для обеспечения наземной безопасности. На землях постоянного пользования (41,0 тыс. га) размещаются объекты инфраструктуры полигона (жилые и служебные здания и сооружения, инженерные коммуникации, автодороги и др.). На терри-

тории полигона обломки военной техники большей частью собраны.

Результаты ранее проведенного экологического обследования районов падения ракетной техники показали, что загрязнение компонентами ракетного топлива носит локальный характер и оказывает непродолжительное воздействие на окружающую среду [2].

На действующем комплексном военном полигоне "Капустин Яр" в период 1957-1962 г.г. проведено 10 высотных ядерных испытаний суммарной мощностью 983,4 кт [1]. Поскольку все ядерные испытания на полигоне "Капустин Яр" являются высотными

ми (за исключением № 2, 3, таблица 1), то во время их проведения радиоактивные вещества выбрасываются в стратосферу и более высокие слои атмосферы, где они остаются многие месяцы, медленно опускаясь и рассеиваясь по всей поверхности земного шара. Таким образом, непосредственное радиоактивное загрязнение земной поверхности полигона не происходило.

Табл. 1. Ядерные испытания на территории комплексного военного полигона "Капустин Яр"

№ п/п	Дата проведения	Индекс операции	Е (кт)	Высота взрыва (км)	
				расчетная	фактическая
1	19.01.57	"ЗУР-215"	10	10,4	10,37
2*	01.11.58	-	10	-	-
3*	03.11.58	-	10	-	-
4	06.09.61	"Гроза"	11	20	22,7
5	06.10.61	"Гром"	40	40	41,3
6	27.10.61	"К-1"	1,2	150	150
7	27.10.61	"К-2"	1,2	300	300
8	22.10.62	"К-3"	300	300	290
9	28.10.62	"К-4"	300	150	150
10	01.11.62	"К-5"	300	60	59

Примечание: *более полная информация по данным испытаниям отсутствует

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ОБЪЕКТОВ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

Почвы. Материалы научных исследований свидетельствуют о загрязнении южных районов ЗКО и северных районов АО радионуклидами и тяжелыми металлами.

Аэрогамма-спектрометрической съемкой 1993г. выявлены три участка с повышенной концентрацией цезия-137 в пределах 0,11-0,18 Ки/км², при глобальном фоне по Казахстану 0,100-0,150 Ки/км². Все три пятна вытянуты от полигона "Азгир" в сторону Саратовской области протяженностью порядка 280 км [2].

Критический анализ первичных материалов свидетельствует, что по уровню загрязнения на первый план выдвигается химическое загрязнение почв, особенно тяжелыми металлами. Вместе с тем первичные материалы свидетельствуют о загрязнении территории южных районов ЗКО и северных районов АО радионуклидами в период проведения ядерных испытаний. Кроме того, наличие нитратов в Хаки-Саре и высокое содержание перманганатной окисляемости указывает на присутствие органических соединений связанных с продуктами распада ракетного топлива – гептила.

Водные объекты являются наиболее сильно загрязненным компонентом окружающей среды и практически непригодны для хозяйственно-питьевых нужд населения, кроме Урдинского группового водопровода. Все водные источники Каратобинского, Казталовского, Джангалинского и Тайпакской части Акжайыкского районов также не пригодны для хозяйственно-питьевого водоснабжения из-за превышения предельно допустимых концентраций (ПДК) по содержанию радионуклидов (преобладает радий-226) и тяжелых металлов (по нисходящей: никеля, свинца, марганца и кобальта). Наиболее загрязненными водными источниками, в ко-

торых содержится не менее 5 элементов с концентрацией выше ПДК, являются колодцы Урдинского, Джангалинского, Казталовского, Каратобинского и Тайпакской части Акжайыкского районов. Особенно тревожным является высокое накопление в подземных хозяйственно-питьевых водах токсичных, химически устойчивых элементов (кадмий, кобальт, свинец, медь) с ярко выраженным фармакологическим действием [2].

СОСТОЯНИЕ РАСТИТЕЛЬНОГО ПОКРОВА И КАЧЕСТВО СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОЙ ПРОДУКЦИИ

Анализ радиологических проб сельскохозяйственных кормов и продуктов животноводства, проводимых государственным специально-уполномоченным органом Западно-Казахстанской облветлабораторией, на трех контрольных участках южных районов ЗКО, свидетельствует о наличии трех этапов повышения бета-активности в анализируемых объектах: 1966-1980, 1986-1988 гг. и 1990-1992 гг. [2]. Первый этап обусловлен проведением ядерных взрывов на полигонах "Капустин Яр" и "Азгир", приведших к существенному загрязнению стронцием-90 зерна, зернофуража и кормов (сено, солома). При этом величины накопления радионуклидов в костях животных на целый порядок превышает уровни их содержания в кормах и продуктах животноводства и значительно превышает ПДК. Второй этап был связан с аварией на Чернобыльской АЭС, приведшей к повышению суммарной бета-активности и увеличению содержания цезия-137 и стронция-90 в анализируемых объектах. Природа возникновения третьего этапа по сей день не выяснена, высказываются предположения, что это вариации глобального фона выпадения.

Факт радиационного загрязнения территории ЗКО подтверждается исследованиями Физико-технического института по изучению накопления

альфа-излучателей в спилах деревьев (около 200% над фоном).

В растительных сообществах Джангалинского, Казталовского, Каратобинского, Жанибекского и Тайпакской части Акжайыкского районов отмечалось высокое содержание естественных радионуклидов и превышение ПДК во всех проанализированных пробах по содержанию свинца, кадмия и железа.

Состояние животного мира. Проведение различного рода испытаний военной техники и ядерных взрывов, приведшее к существенному загрязнению среды обитания, негативно отразилось на состоянии животного мира в сопредельных районах ЗКО и АО. Из-за высокого уровня химико-радиологического загрязнения территории, в период 1979-1984 гг. в песках Джангалинского района практически исчез как вид – малый суслик. Повсеместно исчезли ласточки. Периодически, в сопредельных районах ЗКО и АО наблюдаются массовые падежи домашних и диких животных от неустановленных эпизоотий. Зарегистрировано увеличение содержания свинца, серебра, титана, цинка и др. в тканях сельскохозяйственных животных, превышение ПДК по содержанию кадмия в печени и почках диких животных (зайцы, голуби).

Состояние здоровья населения. Исследования члена-корреспондента АМН РК, доктора медицинских наук, профессора Кенесариева У. свидетельствуют о том, что все выявленные особенности показателей здоровья населения (заболеваемость, инвалидность, смертность, младенческая смертность) и их тенденция резкого роста при ухудшении демографических показателей, связаны с ухудшением качества окружающей среды, хроническим воздействием на организм ионизирующей радиации и ростом реальной химической нагрузки на человека, имеющих место в обследованных районах ЗКО, прилегающих к полигону "Капустин Яр" и "Азгир".

АППАРАТУРНО-МЕТОДИЧЕСКОЕ ОБЕСПЕЧЕНИЕ ПОЛЕВЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ

Радиологические исследования проводились в соответствии с аттестованными методическими указаниями [3]. Для проведения полевых исследований использовались приборы и измерительные устройства, которые прошли государственную поверку в Алматинском центре стандартизации и метрологии Комитета по стандартизации, метрологии и сертификации Республики Казахстан (Госстандарт РК).

Полевые исследования заключались в измерении дозиметрических характеристик и отборе проб окружающей среды. Подготовка к инструментальным измерениям мощности эквивалентной дозы (МЭД), потока альфа- и бета- частиц проводились в строгом соответствии с инструкциями по эксплуатации этих приборов.

Проведение автомобильной радиометрической съемки

При проведении автомобильной радиометрической съемки дозиметр СПП-68-01 был установлен в салоне автомобиля FORD. Во время движения автомобиля по маршруту между точками обследования одновременно снимались показания с дозиметра и определялись географические координаты при по-

мощи спутникового геодезического прибора GeoExplorer II.

Топографическая привязка точек обследования

Для определения координат был использован спутниковый навигационный прибор GARMIN, который позволяет определять местоположение точек в географической системе координат WGS 84. Местоположение точек обследования определяется в геодезической системе координат, где: **B** – геодезическая широта, **L** – геодезическая долгота (в градусах, минутах и секундах, например 49°35'24"). Точность определения координат составляет ~5 метров.

ПРОВЕДЕНИЕ ПОЛЕВЫХ РАБОТ ПО РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОМУ ОБСЛЕДОВАНИЮ ПОЛИГОНОВ, ВХОДЯЩИХ В СИСТЕМУ ПОЛИГОНА "КАПУСТИН ЯР"

С целью оценки влияния деятельности полигона "Капустин Яр" на окружающую среду сотрудниками Института радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК проведены радиоэкологические исследования на территории Джангалинского и Бокей-Ординского районов ЗКО.



Рис. 2. Автомобиль Ford на территории проведения работ

Полевые работы проводились на базе мобильной лаборатории радиационной разведки – автомобиль Ford (Рис. 2), оборудованный для проведения радиационных исследований в полевых условиях и автомобиль сопровождения – типа УАЗ-452.

Объектами исследований являлись места постоянного проживания людей в пределах границ полигона и населенные пункты, расположенные на территории прилегающей к полигону, места падения ракетной техники и самолетов, различные типы ландшафтов.

Территория полигонов, входящих в систему полигона "Капустин Яр", использовалась населением в хозяйственной деятельности до создания полигона, во время его эксплуатации и используется в настоящее время. Основным видом сельскохозяйственной деятельности является скотоводство. Местами постоянного проживания на территории полигонов являются зимовки. Восточная часть полигона, расположенная на территории Джангалинского района,

представляет собой песчаную всхолмленную местность, поросшую мелким кустарником. Такие природные ландшафты ограничивают возможность выпаса скота. Поэтому эта часть полигона практически не используется в хозяйственных целях. Западная часть расположена на территории Бокей-Ординского района. Ландшафты этого района, представляющие собой ковыльно-типчаковые степи, разделенные полосами песчаных холмов, поросших кустарниками и деревьями (сосна, осина), позволяют вести более активную хозяйственную деятельность. Так, в районе проведения обследования расположено более 40 зимовок. Вместе с тем, этот район более интенсивно использовался при проведении испытаний. Об этом свидетельствуют многочисленные воронки и остатки военной ракетной техники. В районе точки обследования №11 был расположен бетонный столб, являющийся целеуказателем (Рис. 3). В радиусе 200-300 метров от этого столба обнаружено более десятка воронок.



Рис. 3. Целеуказатель и воронка в районе проведения испытаний



Рис. 4. Хвостовая часть самолета

Несмотря на то, что большая часть ракетной техники и самолетов была собрана сначала военными, а затем собирателями цветных металлов, на территории полигона до сих пор встречаются их отдельные фрагменты (Рис. 4).

Наибольшее их количество находится в солончаке Соленые Грязи (хаки) и на прилегающей территории. Возле обнаруженных объектов был проведен комплекс радиологических исследований. Особое внимание при проведении исследований уделялось местам постоянного проживания людей в пределах

границ полигона, местам падения ракетной техники и самолетов. Радиологическое обследование территории полигона заключалось в проведении радиометрических измерений и отборе проб окружающей среды: почвы, воды и растительности. В каждой точке проведения обследования производилось определение географических координат по спутниковому навигационному прибору GARMIN.

Измерение радиационных параметров

МЭД измерялась дозиметром ДБГБ-01С "СИНТЭКС" на высоте 3 см и 1 метра. Контроль загрязненности территории β -излучателями осуществлялся радиометром РУП-1. Плотность потока α -частиц определялась прибором МКС-01Р. Диапазон измеренных значений составил:

- по плотности поверхностного α -излучения – <1 част/см²*мин;
- по плотности поверхностного β -излучения – от <10 до 26 част/см²*мин;
- по МЭД на поверхности земли – от 0,07 до 1,10 мкЗв/ч;
- по МЭД на высоте 1 метр – от 0,08 до 0,28 мкЗв/ч.

Максимальные значения радиационных параметров по плотности поверхностного β -излучения и МЭД зарегистрированы в месте падения самолета. Согласно радиометрическим данным, загрязнение обнаружено на участке в диаметре не более 5 метров.

Отбор проб окружающей среды

Для определения содержания радионуклидов в образцах почвы отбор пробы проводился методом "конверта" со стороной 10 метров [4]. Для отбора проб почвы использовался трубчатый пробоотборник диаметром 3,1 см. Площадь отбора составляет 100 см², глубина – 10 см. В четырех точках проведен послойный отбор пробы почвы на глубину 0-5 см, 5-10 см и 10-20 см, а в точке № 10 — дополнительно на глубину 20-30 см. Отбор проб почвы на зимовках проводился методом "конверта" со стороной 100 м. Точки были расположены по сторонам света и в центре зимовки. Обследование населенных пунктов за пределами территории полигонов заключалось в отборе одной пробы воды и пробы почвы в непосредственной близости от источника водоснабжения. Параллельно производился отбор проб почвы для последующего определения содержания компонентов ракетного топлива и тяжелых металлов. Пробы отбирались методом "укола", площадь отбора составляет 100 см², глубина – 10 см. Всего было отобрано 54 пробы почвы. Для исследования загрязнения растительного покрова сенокосных угодий на зимовках отобрано 9 проб сена, заготовленного в летний период. В одной из обследованных воронок отобрана проба камыша. Площадь отбора пробы составила 1 м². В населенных пунктах производился отбор проб питьевой воды. Также были отобраны пробы воды из открытого водоема (солончак Соленые Грязи). Для определения радионуклидного состава отбирались пробы воды объемом 10 л. Для определения содержания ртути и тяжелых металлов в этих же местах отбирались пробы воды объемом 0,5 л. Консервация пробы воды для транспортиров-

ки и хранения проводилась согласно методическим указаниям.

Автомобильная радиометрическая съемка

Автомобильная радиометрическая съемка проводилась как на территории полигонов, так и за его пределами по маршрутам следования экспедиции (Рис. 5). Расстояние между точками съемки на автомобильных дорогах, соединяющих населенные пункты, составляло 1-2 км. При обследовании территории полигона МЭД измерялась через 200-500 метров. В результате получены данные в 872 точках.

Из них в 607 точках МЭД не превышает 0,1 мкЗв/ч, в 260 точках – составляет величину от 0,1 до 0,15 мкЗв/ч, и всего в пяти точках – находится в пределах от 0,15 до 0,2 мкЗв/ч. Таким образом, основная часть полученных данных по МЭД находится на уровне фоновых значений, не превышающих 0,15 мкЗв/ч. Повышенные значения МЭД были зарегистрированы в южной части полигона. Согласно ранее проведенной аэро-гамма-съемке, на этой территории было зарегистрировано повышенное содержание цезия-137, вызванное проведением подземных ядерных испытаний на полигоне "Азгир".

В результате полевых исследований были обследованы:

1. пять воронок, образовавшихся в результате проведения испытаний ракетной техники (обследованные воронки находились в различных частях территории полигонов);
2. шесть точек, расположенных на сорах и солончаке Соленые Грязи (хаки);
3. восемь точек на пастбищных угодьях;
4. десять зимовок и населенных пунктов;
5. одна точка в районе песчаных холмов, поросших кустарником и группами деревьев;
6. одна точка – донные отложения реки Большой Узень.

Из всех обследованных точек превышение радиационных параметров было зарегистрировано только в одной точке – месте падения самолета (точка №10) – до 1,1 мкЗв/ч.

В результате проведенных работ на территории полигонов 4 ГЦП и 929 ГЛИЦ было обследовано 31 точка и отобрано 54 пробы почвы, 24 пробы воды, 10 проб растительности.

РЕЗУЛЬТАТЫ ЛАБОРАТОРНЫХ АНАЛИЗОВ ПРОБ НА ОПРЕДЕЛЕНИЕ СОДЕРЖАНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ, ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ И ПРОДУКТОВ РАСПАДА РАКЕТНОГО ТОПЛИВА

Отобранные пробы окружающей среды: почва, вода и растительность были проанализированы на содержание радионуклидов, тяжелых металлов и продуктов распада ракетного топлива. Содержание в пробах радионуклидов определялось в лабораториях Института радиационной безопасности и экологии. Содержание естественных радионуклидов калия-40 и тория-232, техногенных радионуклидов радий-226 и цезий-137 определялось гамма-спектрометрическим методом [5], радионуклидов

стронций-90 и плутоний-239/240 радиохимическим методом [6,7].

Полученные результаты показывают, что в большинстве обследованных точках содержание радионуклидов радий-226, стронций-90, цезий-137 в почве находится на уровне естественного фона, обусловленного типами почв и глобальными выпадениями. Исключение составляют точки №10, №15 и №31. В точке № 10 обнаружено повышенное содержание радия-226 в пробе почвы, которое вызвано падением в этом месте самолета. Возможно, радий-226 использовался в приборах, установленных на самолете. После обгорания самолета, о чем свидетельствует 15-ти сантиметровой слой золы и саж, радионуклид попал в верхние слои почвы. Наибольшее его количество находится в верхнем 10 см слое и выходит на фоновые значения в нижнем слое глубиной 20-30 см. Содержание других радионуклидов в пределах нормы. В этой же точке зафиксировано значительное содержание тяжелых металлов. Превышение содержания в почве радионуклида стронций-90 над фоном глобальных выпадений, составляющим 50-70 мКи/км² (11,6-16,2 Бк/кг) обнаружено не было (кроме пробы № 15). Содержание цезия-137 превышает фон глобальных выпадений равный 100-150 мКи/км² (23,1-34,7 Бк/кг) всего в двух точках № 15 и № 31. В точке № 15 обследование проводилось в районе песчаных холмов поросших кустарником и деревьями. Проба почвы была отобрана под отдельно стоящей сосной. Верхний 10-ти сантиметровой слой почвы представляет основную подстилку. Именно в этом слое произошло накопление цезия-137, превышающего фон глобальных выпадений в три раза. Загрязнение цезием-137 вызвано, скорее всего, накоплением его в растительной составляющей верхнего слоя почвы. В точке № 31 отобрана проба донных отложений реки Большой Узень. Повышенное содержание цезия-137 в этой пробе свидетельствует о водной миграции этого радионуклида и накоплении его в донных отложениях.

Незначительное загрязнение обследованной территории плутонием-239/240 обнаружено во всех пробах почвы и колеблется от 2,3 Бк/кг до 19 Бк/кг (фон глобальных выпадений ~1 Бк/кг). Радионуклидный анализ проб растительности показал незначительное содержание цезия-137. Максимальное значение зарегистрировано в пробе сена, отобранного на территории зим. Нурбулат, равное 36 Бк/кг, что в два раза меньше значения допустимого уровня согласно нормам Минсельхоза Республики Казахстан (74 Бк/кг). Проба растительности, отобранная в точке № 4 была дополнительно проанализирована на содержание стронция-90 и плутония-239/240. Содержание ⁹⁰Sr составляет 1,8 Бк/кг, ^{239/240}Pu – 6,0 Бк/кг. Анализ проб почвы показал, что содержание тяжелых металлов и продуктов распада ракетного топлива в почве обследованного региона находится в пределах норм. Согласно РНД 211.3.01.02-95 Министерства экологии и биоресурсов РК, предельно

допустимая концентрация несимметричного диметилгидразина, гарантирующая защиту подземных вод от загрязнения, составляет 0,1 мг/кг. В точке № 10 зарегистрировано повышенное содержание тяжелых металлов, превышающее ПДК по свинцу в 80 раз, по меди в 8000 раз, по цинку в 270 раз.

Пробы воды отбирались как из открытых водоемов, так и из питьевых источников. Содержание радионуклида цезий-137 в исследованных пробах воды не превышает уровня вмешательства 11 Бк/кг, согласно нормам радиационной безопасности (НРБ-99) [8]. Наиболее загрязненными тяжелыми металлами являются воды солончака Соленые Грязи (хаки). Содержание цинка, меди и свинца в десятки раз, а кобальта – в сотни раз превышают величины предельно допустимых концентраций согласно нормам "Общественный перечень предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов". В пробах воды, отобранных из питьевых источников, встречаются незначительные превышения по кадмию и ртути, и практически во всех пробах отмечены превышения по содержанию меди и цинка в несколько раз. Предельно допустимые концентрации тяжелых металлов в воде согласно нормам составляют: свинец – 0,01 мг/л, кадмий – 0,005 мг/л, медь – 0,001 мг/л, цинк – 0,01 мг/л, ртуть – 0,0001 мг/л.

Максимальные значения загрязняющих веществ, обнаруженных в исследованных пробах почвы, составили:

- торий-232 – 29 Бк/кг (точка № 31);
- радий-226 – 4168 Бк/кг (точка № 10);
- цезий-137 – 140 Бк/кг (точка № 15, слой почвы 0-5 см);
- стронций-90 – 17 Бк/кг (точка № 15);
- плутоний-239/240 – 19 Бк/кг (точка № 16);
- свинец – 1665 мг/кг (точка № 10);
- кадмий – 350 мг/кг (точка № 10);
- медь – 24000 мг/кг (точка № 10);
- цинк – 6309 мг/кг (точка № 10);
- диметилгидразин – не превышает 0,02 мг/кг во всех обследованных образцах;
- нитрозодиметиламин – не превышает 0,06 мг/кг во всех обследованных образцах.

Максимальные значения загрязняющих веществ, обнаруженных в исследованных пробах растительности, составили:

- торий-232 – 9 Бк/кг (точка № 13 – зим. Бокыш);
- радий-226 – 8 Бк/кг (точка № 8 – зим. Саздыкудук);
- цезий-137 – 36 Бк/кг (точка № 23 – зим. Нурбулат);
- стронций-90 – 1,8 Бк/кг (точка № 15);
- плутоний-239/240 – 6,0 Бк/кг (точка № 16).

Максимальные значения загрязняющих веществ, обнаруженных в исследованных пробах воды, составили:

- цезий-137 – не превышает 2 Бк/кг во всех обследованных образцах;
- свинец – 4,66 мг/дм³ (точка № 24);
- кадмий – 1,3 мг/дм³ (точка № 24);
- медь – 0,0812 мг/дм³ (точка № 24);
- цинк – 0,0609 мг/дм³ (точка № 24);
- ртуть – 0,61 мкг/л (точка № 29 – пос. Бисен).

В результате проведенных лабораторных анализов были получены данные:

- по содержанию гамма-излучающих радионуклидов в 59 пробах почвы, 10 пробах растительности и 12 пробах воды;
- по содержанию стронция-90 в 12 пробах почвы;
- по содержанию плутония-239/240 в 8 пробах почвы;
- по содержанию тяжелых металлов свинец, кадмий, медь, цинк в 10 пробах почвы;
- по содержанию продуктов распада ракетного топлива диметилгидразин и нитрозодиметиламин в 10 пробах почвы;
- по содержанию тяжелых металлов свинец, кадмий, медь, цинк и ртуть в 12 пробах воды.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Предварительное радиоэкологическое обследование территорий 4 ГЦП и 929 ГЛИЦ, входящих в систему полигона "Капустин Яр", расположенных на территории Бокей-Ординского и Джангалинского районов ЗКО, позволило определить наличие загрязнения объектов окружающей среды тяжелыми металлами и радионуклидами. Проведенные исследования подтверждают результаты ранее проводимых исследований другими организациями.

Основную опасность для населения в первую очередь представляют тяжелые металлы ртуть, кадмий, цинк и медь, находящиеся в питьевой воде в количествах во много раз превышающих предельно допустимые концентрации, и локальные участки загрязнения радионуклидами техногенного происхождения радий-226, цезий-137. В населенных пунктах пос. Искра, пос. Урда, пос. Бисен и пос. Жалпактал, расположенных за пределами полигона, в пробах питьевой воды также были обнаружены тяжелые металлы в концентрациях превышающих ПДК до 10 раз. Наиболее опасное положение сложилось в пос. Жалпактал, где вышел из строя водопровод и, поэтому, все население берет питьевую воду непосредственно из реки Большая Узень.

Для исключения (ослабления) негативного воздействия тяжелых металлов и радионуклидов на человека необходимо ограничить их поступление в организм с пищей и водой. Для ограничения внешнего облучения радионуклидами необходимо, в первую очередь, исключить пребывание людей в местах непосредственного падения боевой техники или уже в известных местах радиоактивного загрязнения и провести мероприятия по рекультивации загрязненных участков местности.

Таким образом, проведенные предварительные исследования показали, что:

1. В большинстве обследованных точках содержание радионуклидов находится на уровне фоновых значений и обусловлено глобальными выпадениями. Высотные ядерные испытания, проведенные на территории полигона, не привели к непосредственному радиоактивному загрязнению местности (тем не менее, они могли внести свой вклад в повышение глобального радиационного фона). Обнаруженное радиоактивное загрязнение отдельных участков местности, вызвано: а) испытанием обычных видов вооружения; б) проведением ядерных взрывов на полигоне "Азгир" и в) накоплением радионуклидов в некоторых типах природных ландшафтов в результате миграционных процессов. *Содержание радионуклидов вне полигона и на большей части его территории радиационной опасности для населения не представляет.*
2. Загрязнение местности ракетным топливом и продуктами его распада не обнаружено. Негативное воздействие на окружающую среду, возможно, имело место непосредственно во время проведения испытания летной и ракетной техники и носило непродолжительный характер, что обусловлено физико-химическими свойствами элементов ракетного топлива. *В настоящее время загрязнение*

почвенно-растительного покрова территории полигона и на территориях к нему прилегающих не представляет опасности для окружающей среды.

3. *Загрязнение грунтовых вод и почвенного покрова тяжелыми металлами представляет наибольшую опасность для окружающей среды.* Это касается как земель самого полигона, так и прилегающих территорий. Содержание тяжелых металлов в объектах окружающей среды во много раз превышает предельно допустимые концентрации. Загрязнение территории полигона тяжелыми металлами может быть вызвано как непосредственно проведением испытаний летной и ракетной техники, так и глобальным загрязнением всего региона ЗКО. Негативное воздействие испытаний наиболее ярко выражено на территории солончака Соленые Грязи (хаки), где содержание тяжелых металлов в воде и донных отложениях практически на порядок превышает содержание в образцах почвы и воды на остальной территории. Это обусловлено более интенсивным использованием данной территории при проведении испытаний. Большая часть остатков военной техники до сих пор находится на территории солончака, что вносит значительный вклад в формирование экологической обстановки в данном регионе.

ЛИТЕРАТУРА

1. Ядерные испытания в СССР. Том 2. –М. ТООФТЦ. –1997.
2. Экспертное заключение по экологической обстановке, сложившейся в результате функционирования системы военно-испытательных полигонов "Капустин Яр" и "Азгир". С.Ш. Кодралиев, Западно-Казахстанское областное управление природных ресурсов. - 2000.-7с.
3. Методика выполнения измерений. Госстандарт. - 1993 г. инв. №92.
4. Инструкция по отбору проб почвы при радиационном обследовании загрязненной местности. Межведомственная комиссия. - 1987.
5. Активность радионуклидов в объемных образцах. Методика выполнения измерений на гамма-спектрометре. МИ 2143-91. Государственный комитет СССР по управлению качеством продукции и стандартам. - 1991.
6. Плутоний-238,239,240. Радиохимическая методика выделения из проб почвы и приготовления препаратов для альфа-спектрометрических измерений. Стандарт предприятия. СТП 17.66-92. НПО "Радиовый институт им. В.Г. Хлопина". - 1993 .
7. Методика определения удельной (объемной) активности стронция-90 в пробах внешней среды и продуктах питания методом радиохимического выделения. ИАЭ НЯЦ РК. –1995.
8. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99), Агентство по делам Здравоохранения Республики Казахстан.

**ӘСКЕРИ ПОЛИГОНДАРДЫҢ ҚЫЗМЕТІ ҚОРШАҒАН
ОРТАҒА ӘСЕРІНЕ БАҒА БЕРУ ЖӘНЕ ОНЫ ЖОЮДЫҢ ШАРАЛАРЫ**

Стрильчук Ю.Г.

Радиациялық қауыпсыздану және экология институтының ҚР ҰАО Курчатов қаласы

Полигонның шекарасынан тыс тұратын, тұрғылықты адамдардың тұратын жерін радиоэкологиялық зерттеуі өткізілді, полигон жүйесіне кіретін "Капустин Яр" пункті полигонға таяу орналасқан аймақтарға және де ракеталық техникалар, ұшақтар құлаған әртүрлі жердерде тексерілді. Қоршаған ортаны ауыр металдармен және радионуклидтермен ластанған объектілері анықталды. Негізгі қауыпты жұртшылыққа ең бірінші ауыр металдар төндіреді, ауыз су шектен тыс жіберілген қосынды техногенді радионуклидлермен ластанған.

**ASSESSMENT OF MILITARY TEST SITES IMPACT ON ENVIRONMENT
AND IDENTIFICATION OF ENVIRONMENT REHABILITATION ACTIVITIES**

Yu.G. Stril'chuk

RK NNC Institute of Radiation Safety and Ecology

A radioecological study has been carried out in permanently inhabited areas of Kapustin Yar test sites, in settlements located in the vicinity of the test sites and in areas of missile and aircraft fall, and in different landscape types. It was found that the environment was contaminated by heavy metals and radionuclides. Heavy metals present in the potable water in the excess many times greater than limit concentrations allowed and small areas of elevated radioactivity pose a particular hazard for population.

УДК 504.054:539.16

К МЕТОДИКЕ ОБСЛЕДОВАНИЯ НАИБОЛЕЕ ЗАГРЯЗНЕННЫХ α - АКТИВНЫМИ РАДИОНУКЛИДАМИ УЧАСТКОВ ОПЫТНОГО ПОЛЯ

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

Институт ядерной физики НЯЦ РК

Приведены результаты исследования пространственного распределения радионуклидов вблизи испытательной площадки П-2 и экспериментов по усовершенствованию экспрессной α - радиометрической методики для количественной оценки суммарной концентрации $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в полевых условиях, на наиболее загрязненных трансурановыми радионуклидами участках СИП.

ВВЕДЕНИЕ

Ранее проведенными исследованиями достаточно хорошо изучена радиационная загрязненность территории полигона радионуклидом ^{137}Cs и установлена неравномерность его распределения. Распределение цезия носит характер либо протяженных "следов" от воздушных и наземных взрывов, либо локальных пятен, различающихся по площади и уровню загрязненности. Наибольший вклад в загрязненность территории полигона внесли наземные ядерные взрывы, проведенные 29 августа 1949 г., 24 сентября 1951 г., 12 августа 1953 г.- взрыв первого термоядерного устройства, давшего основной вклад в радиоактивное загрязнение полигона и 10 сентября 1956 г. Указанные ядерные взрывы сформировали основные следы радиоактивных выпадений, вытянутые от Опытного поля в юго-восточном и юго-западном направлениях, и небольшой след в северо-восточном направлении [1-8].

Наиболее загрязненной является территория испытательных площадок Опытного поля, где проводились наземные и атмосферные ядерные взрывы. На этих же территориях испытательных площадок можно ожидать наибольшее загрязнение плутонием. Так, на площадке П-2Г общая активность рассея-

ного плутония оценивается в 800-900 Ки. Совокупная площадь загрязнения плутонием территории с уровнем более 1 мкКи/м² оценивается в 25 км². Аналогичная ситуация с площадками П-2 и П-7, на которые было выброшено 845 и 2715 Ки плутония, зона загрязнения от них с уровнем более 1 мкКи/м² составляет 44 км²[9,10].

Характер распределения ^{239}Pu , соответственно, и ^{241}Am вблизи этих испытательных площадок детально не изучен. Имеются данные исследования по восьми направлениям от эпицентра Опытного поля. По этим данным распределения этих радионуклидов весьма разнородно и существенно отличается от других радионуклидов. Большое количество плутония распределено локально в основном в Ю, ЮЗ, ЮВ, В, СВ и СЗ направлениях от Опытного поля [12]. Наибольшая концентрация ^{239}Pu сосредоточена в секторе "ЮВ к ЮЗ" с азимутными углами от 45° до 210° в районе от 8 до 16 км от эпицентра Опытного поля. Распределение концентрации ^{239}Pu на данном участке представлено на рис.1. Видно, что весьма значительные площади полигона характеризуются высоким содержанием этих трансурановых радионуклидов.

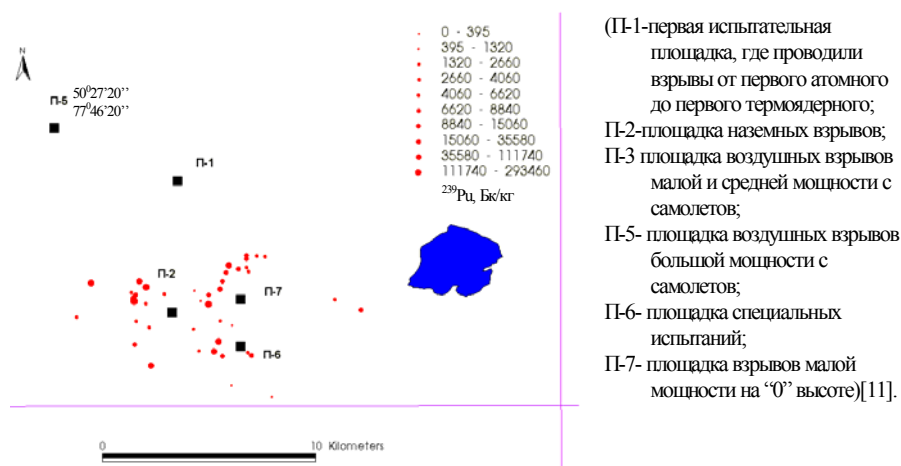


Рис.1. Распространение ^{239}Pu на участке Опытного поля

Естественно, что столь значительные содержания плутония на Опытном поле и в его окрестностях не могут не привлекать пристального внимания. Изложенные обстоятельства являются несомненным основанием необходимости изучения уровня и ха-

рактера распределения трансурановых радионуклидов ^{241}Am и, особенно, изотопов Pu, представляющих (вследствие высокой радиотоксичности) значительную опасность для организма человека и других биообъектов. К сожалению, на сегодняшний день

(даже, при значительных концентрациях плутония и америция) отсутствуют надежные экспрессные методы определения уровня α-активности, что крайне необходимо для выявления участков, загрязненных трансурановыми радионуклидами. Получение достоверных количественных данных простыми радиометрическими методами в полевых условиях затруднительно. Это связано с такими факторами, как значительная неопределенность в геометрии измерений (неоднородность формы поверхности), а также - вариация площадного и глубинного распределения радионуклидов. В связи с изложенным, проводились работы по изучению характера и особенностей радионуклидного загрязнения, вызванного различными типами ядерных испытаний; разработке методического подхода исследования наиболее загрязненных радионуклидами участков; а также - по совершенствованию радиометрического метода измерения α-активности почвы, приемлемого для

оценки концентраций искусственных α-активных радионуклидов на местах их залегания.

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

В качестве объекта исследования нами выбраны участки вблизи испытательной площадки П-2, расположенной на Опытном поле с координатами 50°22'21" с.ш. и 74°49'31" в.д. [10,11]. На этой площадке произведены 4 ядерных взрыва, характеристики которых приведены в таблице 1. Как видно, первый из них относится к серии наземных испытаний без режима ядерного взрыва. В результате было выброшено 215 Ку плутония. Суммарная активность радионуклидов (продуктов всех взрывов) на начало 2001 г. составляет: Pu - 845 Ку, ¹³⁷Cs - 890 Ку и ⁹⁰Sr - 360 Ку. Отношение активностей Pu и ¹³⁷Cs в результате этих четырех испытаний на сегодняшний день приближается к единице. Следовательно, наиболее опасным загрязнителем окрестности площадки П-2 является значительное содержание плутония и, соответственно, ²⁴¹Am.

Табл. 1. Характеристики ядерных взрывов, проведенных на площадке П-2 [9]

Номер испытаний в СССР	Дата проведения испытания	Цель проведения испытания	Энерговыделение, кт ТЭ	Высота взрыва, м	Количество биологически значимых радионуклидов на июль 1994 г. Ки		
					⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	Pu
15	19.10.54	СЯО	0	15	0	0	215
20	02.08.55	СЯО	11.5	2.5	350	850	200
21	05.08.55	СЯО	1.2	1.5	35	90	215
22	21.09.55	СЯО	1.2	1.5	35	90	215

Изучение пространственного распределения радионуклидов проводилось на наиболее загрязненной ²³⁹Pu и ²⁴¹Am территории вблизи испытательной площадки П-2 с координатами: от 50°22'30" до 50°23'15" с.ш. и от 77°45'50" до 77°48'50" в.д. Данный участок выбран исходя из результатов ранее проведенных работ по Проекту МНТЦ К-053 и имеет площадь 4,86 кв.км., шириной по меридиану 1350 м. и длиной по широте 3600 м. Схема обследования данного участка приведена на рис. 2.

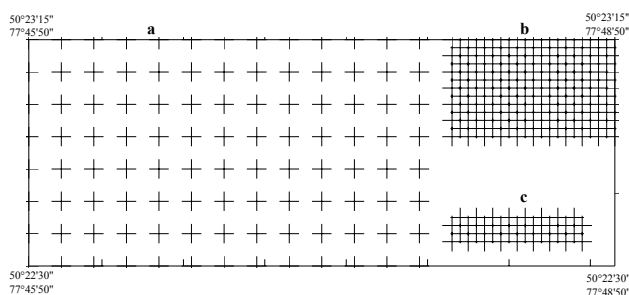


Рис.2. Схема обследования участков вблизи площадки П-2 (а- интервал 200 м., б, с- интервал 50 м.)

При обследовании данного участка принят выбранный нами методический подход изучения характера радиационного загрязнения [8]. Суть подхода заключается в использовании принципа предварительного экспериментального изучения площадки с переходом на детальное изучение пространственного распределения радионуклидов на выбранном участке для характеристики его загрязнения и классификации с точки зрения радиационной опасности.

Предварительное обследование площадки проводили с интервалом в 200 метров, а в наиболее загрязненных местах -50 метров с выборочным отбором проб почвы для лабораторного анализа (рис.2). Полевым радиометром типа Harwell измеряли поток α-частиц, а радиометром PDR74 - счет импульсов в энергетических областях 17 кэВ и 60 кэВ, характерных для рентгеновского и γ- излучения Pu и ²⁴¹Am. Для определения координат точек радиометрических измерений и отбора проб использовался персональный GPS-навигатор "Garmin GPS-12XL". Точность нахождения точек составляла 1 – 1,5 метра. Всего на обследованных участках вблизи площадки П-2 отобрано 275 проб почвы. Определение концентраций радионуклидов ²⁴¹Am, ²³⁹Pu, ¹³⁷Cs, ¹⁵²Eu и др. проводили инструментальным γ-спектрометрическим методом с использованием планарного (GL1010) и коаксиального (GX1520) германиевых детекторов фирмы "CANBERRA".

В основу совершенствования радиометрического метода измерения α- активности почвы, приемлемого для оценки концентраций искусственных α- активных радионуклидов на место их залегания, были положены два основных принципа:

1. минимизация влияния геометрического фактора;
2. простейшее концентрирование искусственных α- излучателей путем отделения значительной части "пустой" низкоактивной части почвы.

В работах [5,12,13] показано, что для многих участков СИП основная часть (90-95%) искусствен-

ных радионуклидов сосредоточена во фракции почвы с размером менее 1,5 мм. В связи с этим целесообразно проводить α - радиометрию именно этой фракции почвы. Опыты по разработке методики проводились в лабораторных условиях. Из образцов почвы СИП, отобранных в различных местах на участке вблизи площадки П-2, с помощью сита с ячейкой 1,5 мм выделяли соответствующую фракцию. Это позволило решить вопрос концентрирования искусственных α -излучателей почвы. Выделенную фракцию помещали в виде тонкого равномерного слоя в кювету цилиндрической формы с диаметром 15,5 см. Таким образом решался вопрос однородности образца и минимизации геометрического фактора. В таком виде проба поступала на радиометрические измерения. Счетчик α -частиц включал в себя блок БДЗА-2 с детектором ZnS(Ag) диаметром 15,5 см и пересчетного устройства. Таким способом была определена α -активность более 50 образцов. Для определения содержания трансурановых элементов проводилась γ -спектрометрия этих же образцов на спектрометре с детектором планарного типа GL1010 "Cambera".

Выполненные эксперименты показали хорошую корреляцию ($R=0.9$) между результатами определения концентраций радионуклидов $^{239+240}\text{Pu} + ^{241}\text{Am}$ и скоростью счета α -частиц (рис.3). Методика дает надежные результаты для образцов почвы с концентрацией α -активных искусственных радионуклидов ≥ 1000 Бк/кг. Ведутся работы по совершенствованию методики и ее адаптации к полевым условиям. Данная методика дает возможность выявить локализацию трансурановых радионуклидов (более 1000 Бк/кг), как продуктов одиночных, так и нескольких разнородных, взрывов.

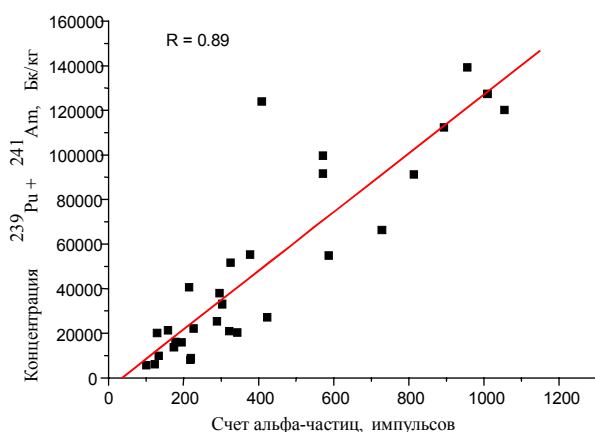


Рис.3. Корреляционная зависимость между концентрациями плутоний+америций и счетом импульсов альфа-частиц

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

По результатам γ -спектрометрических измерений установлено, что концентрации радионуклидов в исследованных пробах заключены в следующие интервалы: ^{137}Cs - $10 \div 28000$ Бк/кг; ^{152}Eu - $5 \div 6600$ Бк/кг; ^{239}Pu - $50 \div 140000$ Бк/кг и ^{241}Am - $5 \div 12600$ Бк/кг. Распределения ^{241}Am , ^{137}Cs и ^{152}Eu по территории площадки представлены на рис.4. Выполнен-

ные построения дают основание для ряда заключений. На основании картины распределения ^{152}Eu (продукт активации) четко и определенно выделяется три максимума, соответствующие эпицентрам ядерных взрывов (№№ 20, 21 и 22, табл.1). Распределение ^{137}Cs (продукт деления) по характеру в значительной степени соответствует таковому для ^{152}Eu . Вместе с тем, локализация эпицентров на этой картине выражена менее четко. Эту особенность можно объяснить влиянием метеорологических условий во время проведения испытаний и высокой подвижностью (ветровой перенос) ^{137}Xe – генетического предшественника ^{137}Cs . Анализ картины распределения ^{241}Am позволяет вполне определенно выделить максимум, вероятнее всего эпицентр одного из ядерных взрывов, где концентрация этого радионуклида превышает 10000 Бк/кг. Из этого же рисунка следует, что загрязнению этим радионуклидом (>1000 Бк/кг) подвержены весьма значительные площади в окрестности упомянутого эпицентра. Кроме того, к востоку от эпицентра (на границе обследованной площади) проявляется тенденция повышения концентрации ^{241}Am .

Дополнительной информацией, способствующей пониманию характера взрыва и идентификации места проведения испытания, может служить величина отношения концентраций ^{241}Am и ^{137}Cs ($K_{\text{Am/Cs}}$). Выполненные расчеты и построения (рис.5,6) позволяют выявить отдельные характерные зоны обследованной территории. Для основной площади (западнее выявленных эпицентров) обследованного участка значения этого коэффициента варьирует в пределах $0,5 \div 1$ (зона 2). На этой площади концентрации америция и цезия относительно низки и сравнимы по своей величине. В зоне двойного эпицентра (юго-восточная часть участка) концентрация ^{241}Am уступает таковой для ^{137}Cs , значения коэффициента их отношений заключено в интервал от 0,1 до 0,5 (зона 1). В зоне одиночного эпицентра (к северу от двойного) америций заметно превалирует над цезием, $K_{\text{Am/Cs}} \approx 1 \div 10$ (зона 3), при весьма высоких концентрациях обоих радионуклидов. Особый интерес представляет зона участка, расположенная восточнее одиночного эпицентра. В этой зоне концентрация ^{137}Cs соответствует фоновому значению СИП, а концентрация ^{241}Am существенно превышает это значение, $K_{\text{Am/Cs}} \approx 10 \div >100$ (зона 4). Совершенно очевидна причастность этой зоны к испытанию без режима ядерного взрыва (№15 в табл.1). На отдаленных от эпицентральных зон ядерных взрывов участках существует хорошая корреляционная зависимость между концентрациями ^{241}Am и ^{137}Cs (рис.7). Такая корреляция, по-видимому, присуща тем местам, где радиоактивное вещество выпало от одного ядерного взрыва. В таких местах по результатам определения ^{137}Cs можно оценить концентрации ^{241}Am . Такой способ не применим для эпицентральной зоны ядерного взрыва, мест выброса радиоактивных веществ в результате испытаний без режима ядерного взрыва, а также участков смешанных выпадений радиоактивности от различных видов ядерного взрыва (участки 1, 3 и 4). Эти участки

характеризуется высоким содержанием того, или другого, из этих радионуклидов.

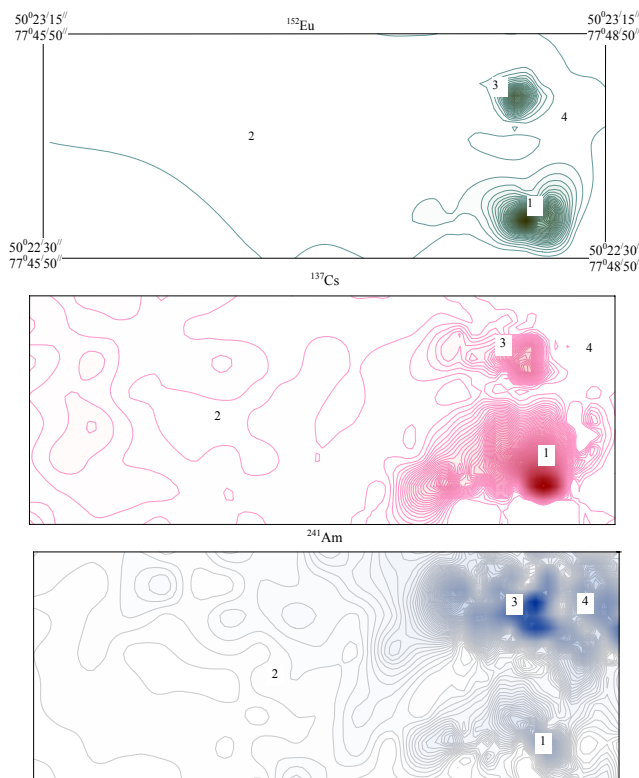


Рис.4. Изолинии распределения ^{241}Am , ^{137}Cs и ^{152}Eu (1, 2, 3, 4-характерные по радионуклидному загрязнению зоны)

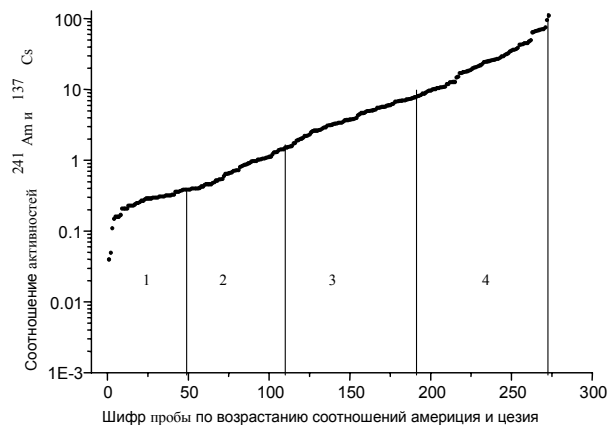


Рис 5. Отношение концентрации ^{241}Am и ^{137}Cs в пробах почвы, отобранных вблизи испытательной площадки П-2. (1, 2, 3, 4-характерные по радионуклидному загрязнению зоны)

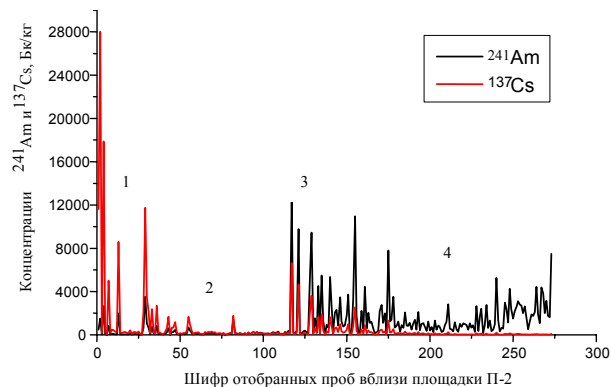


Рис.6. Концентрации ^{241}Am и ^{137}Cs в пробах почвы, отобранных вблизи испытательной площадки П-2. (1, 2, 3, 4-характерные по радионуклидному загрязнению зоны)

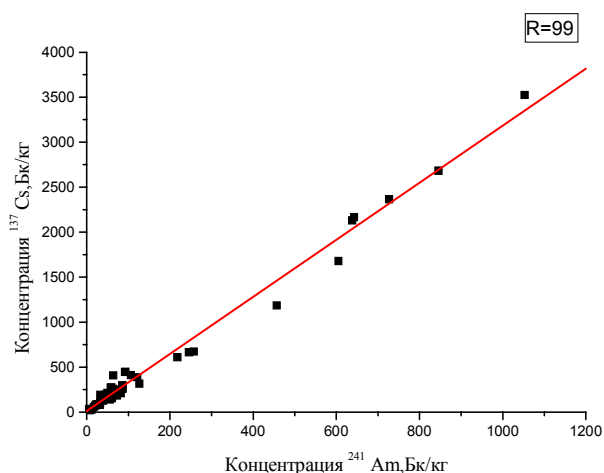


Рис. 7. Корреляционная зависимость концентраций ^{241}Am и ^{137}Cs для зоны 2

Выводы

Выполнены исследования по изучению пространственного распределения радионуклидов вблизи испытательной площадки П-2. Установлены концентрации радионуклидов ^{241}Am , ^{239}Pu , ^{137}Cs и ^{152}Eu . Определены зоны с различными концентрациями радионуклидных загрязнителей (продуктов деления, активации, вещества заряда) и местоположения их наибольшей локализации. Установлена хорошая корреляционная зависимость между концентрациями ^{241}Am и ^{137}Cs для зоны, отдаленной от эпицентров ядерных взрывов.

Выполнены эксперименты по усовершенствованию экспрессной α-радиометрической методики для количественной оценки суммарной концентрации $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am . Показана возможность применения такой методики, основанной на ситовом фракционировании почвы в полевых условиях, для обследования наиболее загрязненных трансурановыми радионуклидами (более 1000 Бк/кг) участков СИП.

ЛИТЕРАТУРА

1. Отчет о проведении комплекса аэрогеофизических работ в районе СИП. МКАЭ ПГО "Аэрогеология". - 1990.
2. Авто-гамма-спектрометрическая съемка участков СИП. // Отчет КГТП. "Волковгеология". – Алматы.- 1994.
3. Оценка радиационной обстановки района Семипалатинского полигона. // Отчет по разделу НИР "Экология " в/ч №52605. – 1992.

4. Отчет по Проекту МНТЦ К-053 "Ретроспективный анализ радиационной обстановки на бывшем Семипалатинском испытательном полигоне". – Алматы. - март 1998.
5. Заключительный технический отчет по Проекту МНТЦ К-053 "Характеризация радиологических и нерадиологических загрязнителей в месте расположения Семипалатинского полигона" – Алматы. - 1999.
6. Kadyrzhanov K.K., Khazhekber S., Kazachevskiy I.V., Lukashenko S.N. and Solodukhin V.P. Characterisation of radionuclide at the Semipalatinsk Nuclear Test Site territory. "Nuclear Physical methods in Radioecological Investigations of Nuclear Test Sites" NATO Science Series, 1 Disarmament Technologies – Vol.31. p.75.
7. Батырбеков Г.А., Бурмистров В.Р., Павлова Н.Н., Хажекбер С. Ретроспективный анализ радиационной обстановки на бывшем Семипалатинском испытательном ядерном полигоне. // Сб. "Радионуклидного загрязнения Семипалатинского испытательного полигона" (Материалы научно-практической конференции по Проекту МНТЦ К-053). – Алматы. – 1999. - с.14.
8. Кадыржанов К.К., Хажекбер С., Казачевский И.В., Лукашенко С.Н., Солодухин В.П. Морфология радионуклидного загрязнения Семипалатинского испытательного полигона // Сб. "Радионуклидного загрязнения Семипалатинского испытательного полигона" (Материалы научно-практической конференции по Проекту МНТЦ К-053). – Алматы. – 1999. - с.36.
9. 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.
10. Материалы по вопросам радиоэкологического состояния территории бывшего Семипалатинского полигона в результате воздействия значимых ядерных испытаний (окончательный доклад по контракту DNA-03-94-033). Физико-Технический Центр при ВНИИЭФ – Российский Федеральный Центр, Арзамас – 16. - Москва, Санкт-Петербург. - 1994.
11. Ядерные испытания СССР. Семипалатинский полигон "Обеспечение общей и радиационной безопасности ядерных испытаний". - Москва. - 1997.
12. Кадыржанов К.К., Хажекбер С., Казачевский И.В., Солодухин В.П., Лукашенко С.Н. Особенности состава, форм нахождения и распределения радионуклидов на различных площадках СИП. // Вестник НЯЦ РК, Радиоэкология. Охрана окружающей среды. - Вып.3. – 2000. - с.15.
13. Kazachevskiy I.V., Solodukhin V.P., Khazhekber 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 Radioanalytical and Nuclear Chemistry. - Vol.235, Nos 1-2 (1998) P.145-149.

СЫНАҚ АЛҚАБЫНЫҢ α-АКТИВТІ РАДИОНУКЛИДТЕРМЕН КӨБІРЕК ЛАСТАНҒАН ЖЕРЛЕРІН ЗЕРТТЕУ ӘДІСТЕМЕСІНЕ

Қажықбар С., Солодухин В.П., Казачевский И.В., Лукашенко С.Н

Ядролық физика институты Алматы қаласы

Радионуклидтердің П-2 алаң төңірегінде таралған ерекшелігі және олардың деңгейі зерттеліп, нәтижелері көрсетілген. Сонымен бірге трансуран радионуклидтерімен көбірек ластанған жерлерді $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am -нің топырақтағы жинақ мөлшерін түздегі жағдайда бағалайтын α- радиометрлік жылдам амалды жетілдіру тәжірибесінің нәтижесі тағы берілген.

TO A TECHNIQUE OF INVESTIGATION OF THE MOST CONTAMINATED AREAS OF "OPYTNOE POLE" BY α-ACTIVATED RADIONUCLIDES

S. Khazhekber, V.P. Solodukhin, I.V. Kazachevsky, S.N. Lukashenko

Institute of Nuclear Physics, Almaty

There were presented results of the radionuclides spatial distribution investigations nearby the test site P-2 and experiments on improvement of express α-radiometric methods for quantitative evaluation of $^{239+240}\text{Pu}$ and ^{241}Am summary concentration in the field terms, at the most contaminated by transuranium radionuclides areas of SNTS.

УДК 504.064:546.296

СОРБЦИЯ СТРОНЦИЯ И ЦЕЗИЯ ПОРОДАМИ С ПЛОЩАДКИ БАЛАПАН

Плотников В.И., Аксенова Т.И., Бердаулетов А.К., Букенов К.Д.,
Даукеев Д.К., Медведева З.В., Плотникова О.М., Хромушин И.В.

Институт ядерной физики НЯЦ РК

Изучение сорбционных свойств твердых пород по отношению к радионуклидам представляет значительный интерес, поскольку именно за счет сорбции возможно связывание радионуклидов и снижение вероятности их распространения.

Нами исследовалась сорбция стронция-85 и цезия-137 геологическими породами, имеющими различный состав и свойства: туфом (горные породы, образовавшиеся из твердых продуктов вулканических извержений - пепла, песка и т.д.), туфопесчаником, песчаником (горная порода, представляющая собой сцементированный песок), туфоалевритом (рыхлая обломочная осадочная порода, промежуточная между песчаными и глинистыми породами), гранитом, порфиритом (общее наименование пород с порфировыми выделениями щелочного полевого шпата, кислого плагиоклаза, кварца, биотита) и аргиллитом (группа твердых, камнеподобных глинистых пород, не размокающих в воде, образующихся из глин или глинистых осадков в результате уплотнения, дегидратации и цементации последних).

Для оценки поглотительной способности того или иного материала наиболее важно знать коэффициенты распределения элементов и степень их захвата в зависимости от кислотности (рН) водной фазы. Важность влияния кислотности среды нельзя недооценивать. По характеру зависимости влияния рН водной фазы на сорбцию ионов можно делать заключения о их способности сорбироваться и десорбироваться при необходимости, например, дезактивации почвы.

Одним из методов изучения распределения между несмешивающимися фазами является метод радиоактивных индикаторов. Преимущества этого метода достаточно хорошо известны, особенно в случае изучения распределения малых и ультрамалых количеств элементов. В качестве радиоактивных индикаторов, в частности, изучения распределения цезия и стронция между твердой и жидкой фазами, используются радионуклиды цезия-137 и стронция-85. Тот и другой радиоизотоп по своим ядерно-физическим свойствам (период полураспада, тип излучения) очень удобны для такого рода исследовательской работы. Кроме того, возможность получения их без носителя, позволяет варьировать фактор влияния концентрации на его захват сорбентами в широком интервале содержания этих элементов в растворе путем добавки необходимых количеств стабильных изотопов. Надежность метода исследования гарантирует получение достоверных результатов сорбции и возможность сделать правильные выводы по степени и характеру сорбции цезия-137 и стронция -90 на различного вида неор-

ганических материалах, в том числе твердых грунтовых породах.

Достаточно апробированным методом исследования сорбции ионов служит методика, приведенная в [1]. Суть этой методики заключается в следующем (стандартные условия).

В стаканчик на 100 см³ приливают поочередно все необходимые растворы, в том числе растворы NaNO₃ и NH₄NO₃ для создания определенной ионной силы; раствор изучаемого микроэлемента с радионуклидом с содержанием его от безносительного до 100 мкг или более высокой концентрации за счет добавки стабильного изотопа. Навеску грунта (раздробленного, промытого и просеянного через различные сита для изучения различных фракций породы) в количестве 0,1 г высыпаяют в раствор пробы и затем добавляют по каплям 0,5 н раствор аммиака или растворы той же концентрации NaOH, KOH. Общий объем раствора пробы доводят дистиллированной водой до 50 см³. Раствор перемешивают в течение 30 минут и отфильтровывают. В фильтрате измеряют рН раствора на рН-метре рН-121 (или других лабораторных рН-метрах). Затем фильтрат помещают в кювету и измеряют его радиоактивность на спектрометре NP-4221. По разности радиоактивности, введенной в пробу и измеренной в фильтрате за вычетом фона, рассчитывается количество сорбируемого элемента (цезия и стронция) для того или иного значения рН.

Для определения коэффициентов распределения элементов между грунтами и водой, использовали следующую методику.

В стеклянную или полиэтиленовую колбу емкостью 0,35 или 0,5 дм³, с плотно закручивающейся пробкой приливали заранее приготовленный раствор, содержащий индикаторные количества того или иного радионуклида. Для создания определенного значения рН добавляли необходимое количество разбавленной HCl или NaOH. Общий объем раствора составляет 100 см³ или несколько больше за счет прилитого раствора кислоты или щелочи. Раствор для определения коэффициентов распределения готовили на отстоявшейся водопроводной воде. Затем в колбу засыпали навеску грунта в количестве 0,5 г с определенным размером гранул (h). Колба герметизируется закручивающейся пробкой и раствор с грунтом периодически взбалтывается от руки. Через определенные промежутки времени из отсто-

явшейся осветленной части раствора отбиралась аликвота и измерялась ее радиоактивность на стандартном четырех-канальном спектрометре NP- 4221. Измерения прекращали после установления равновесия радиоактивности над осадком.

По изменению радиоактивности в растворе рассчитывались коэффициенты распределения по уравнению [2].

По результатам проведенных исследований (рис. 1 - 18) видно, что сорбция как цезия, так и стронция зависит от значений pH раствора, величины зерен грунта, а также природы породы. Цезий сорбируется значительно сильнее стронция при одних и тех же условиях, что ограничивает его миграционную способность. Лучшим сорбентом для данных радионуклидов из всех изученных пород является аргиллит. Так, для цезия - $137 K_d$ на аргиллите равен $2394 \text{ см}^3/\text{г}$, а для стронция - $85 K_d$ равен 210.

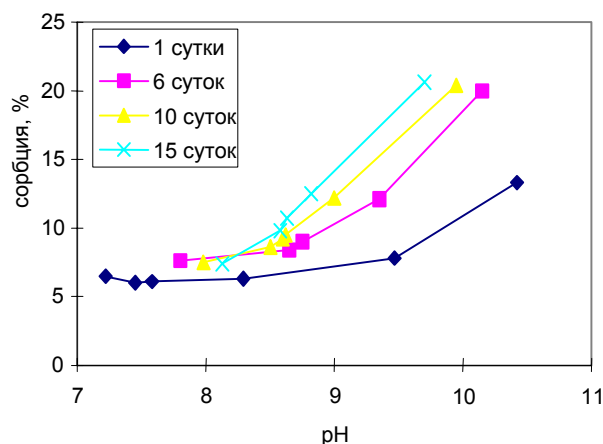


Рис. 1. Зависимость сорбции Sr^{85} тупом от pH и времени контакта тупа с раствором. Условия: $V - 103 \text{ см}^3$; $m - 0,5 \text{ г}$; $h - 0,2 - 0,25 \text{ мм}$; количество $Sr-85$ индикаторное

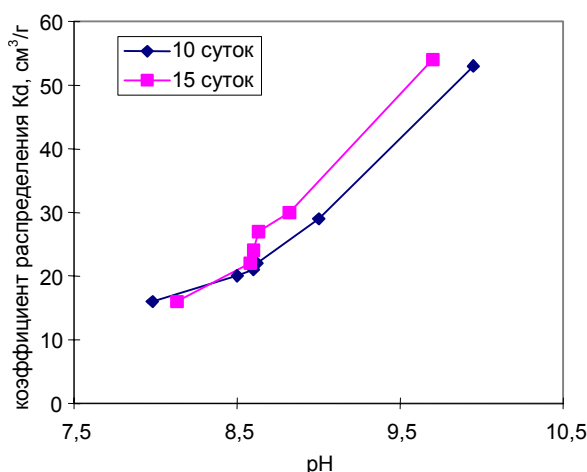


Рис. 2. Зависимость коэффициента распределения K_d Sr^{85} на тупе от pH и времени контакта тупа с раствором. Условия: $V - 103 \text{ см}^3$; $m - 0,5 \text{ г}$; $h - 0,2 - 0,25 \text{ мм}$; количество $Sr-85$ индикаторное

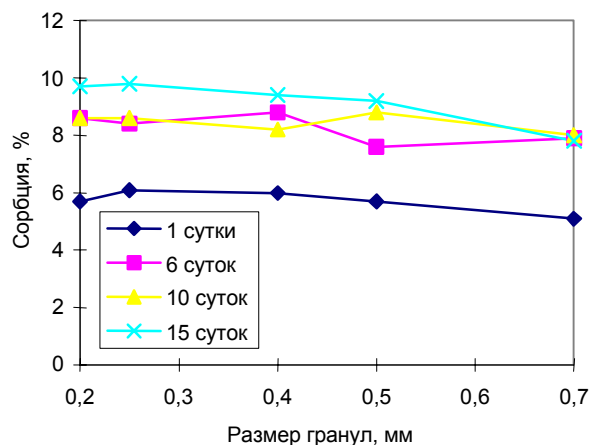


Рис. 3. Зависимость сорбции Sr^{85} тупом от размера его гранул, времени контакта тупа с раствором. Условия: $V - 103 \text{ см}^3$; $m - 0,5 \text{ г}$; $pH = 7,5 - 8,6$; количество $Sr-85$ индикаторное

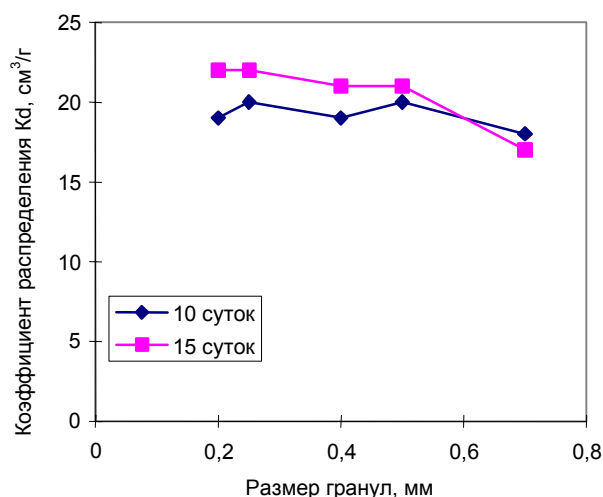


Рис. 4. Зависимость коэффициента распределения Sr^{85} на тупе от размера его гранул, времени контакта тупа с раствором. Условия: $V - 103 \text{ см}^3$; $m - 0,5 \text{ г}$; $pH = 7,5 - 8,6$; количество $Sr-85$ индикаторное

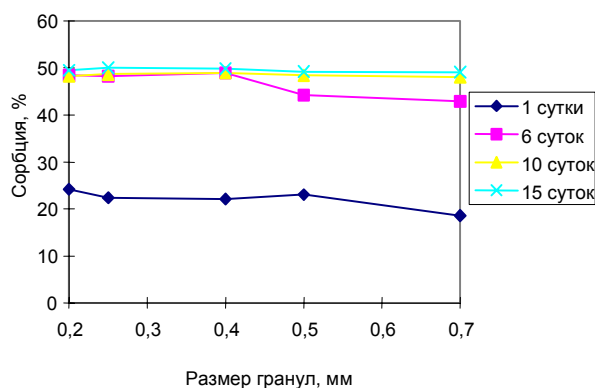


Рис. 5. Зависимость сорбции Sr^{85} аргиллитом от размера его гранул, времени контакта аргиллита с раствором. Условия: $V - 100 \text{ см}^3$; $m - 0,5 \text{ г}$; $pH = 7,0 - 7,5$; количество $Sr-85$ индикаторное

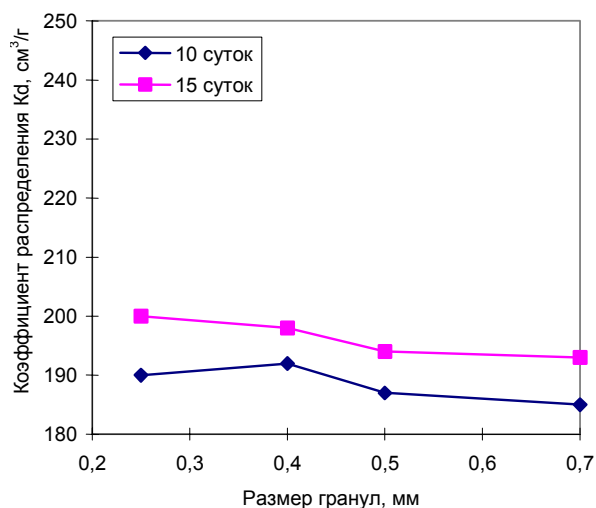


Рис. 6. Зависимость коэффициента распределения Sr^{85} на аргиллите от размера его гранул, времени контакта аргиллита с раствором. Условие: $V - 100 \text{ см}^3$; $t - 0,5 \text{ г}$; $pH = 7,0 - 7,5$; количество $Sr-85$ индикаторное

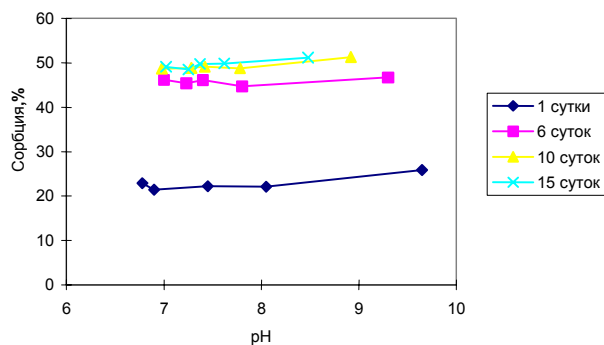


Рис. 7. Зависимость сорбции Sr^{85} аргиллитом от pH и времени контакта аргиллита с раствором. Условие: $V - 100 \text{ см}^3$; $t - 0,5 \text{ г}$; $h - 0,2 - 0,25 \text{ мм}$; количество $Sr-85$ индикаторное

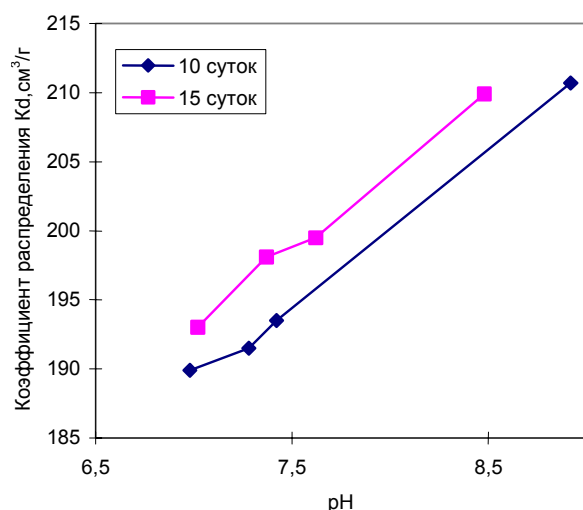


Рис. 8. Зависимость коэффициента распределения Sr^{85} в аргиллите от pH и времени контакта аргиллита с раствором. Условие: $V - 100 \text{ см}^3$; $t - 0,5 \text{ г}$; $h - 0,2 - 0,25 \text{ мм}$; количество $Sr-85$ индикаторное

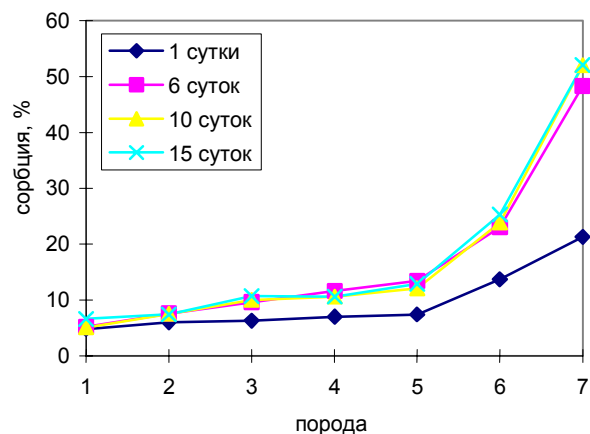


Рис. 9. Зависимость сорбции Sr^{85} от природы грунта, pH раствора и времени контакта. Условие: $V - 103 \text{ см}^3$; $t - 0,5 \text{ г}$; $h - 0,2 - 0,25 \text{ мм}$; количество $Sr-85$ индикаторное. 1 - песчаник, 2 - туф, 3 - порфирит, 4 - гранит, 5 - туфоалеврит, 6 - туфопесчаник, 7 - аргиллит

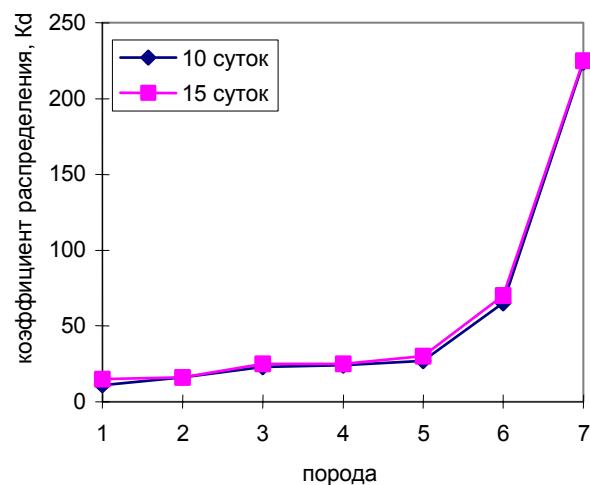


Рис. 10. Зависимость коэффициента распределения K_d Sr^{85} от природы грунта, pH раствора и времени контакта. Условие: $V - 103 \text{ см}^3$; $t - 0,5 \text{ г}$; $h - 0,2 - 0,25 \text{ мм}$; количество $Sr-85$ индикаторное. 1 - песчаник, 2 - туф, 3 - порфирит, 4 - гранит, 5 - туфоалеврит, 6 - туфопесчаник, 7 - аргиллит

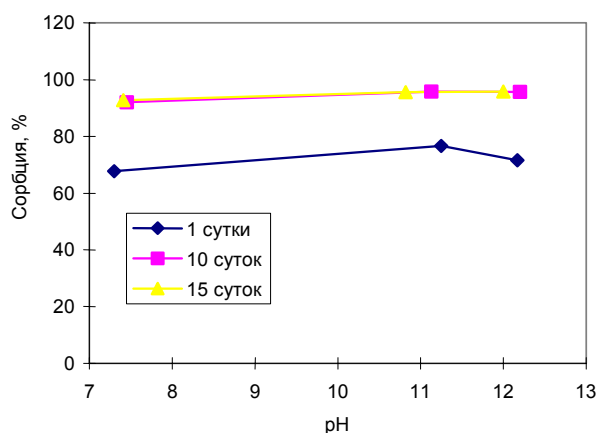


Рис. 11. Зависимость сорбции цезия-137 аргиллитом от pH и времени контакта аргиллита с раствором. Условие: $V - 100 \text{ см}^3$; $t - 0,5 \text{ г}$; $h - 0,25-0,40 \text{ мм}$; количество $Cs-137$ индикаторное

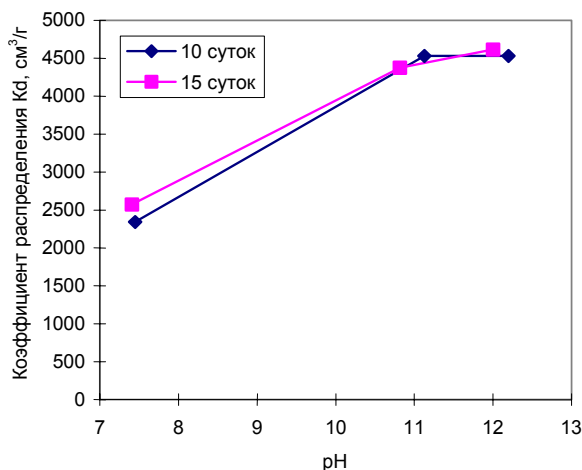


Рис. 12. Зависимость коэффициента распределения цезия-137 на аргиллите от pH и времени контакта аргиллита с раствором. Условия: $V - 100 \text{ см}^3$; $t - 0,5 \text{ г}$; $h - 0,25-0,40 \text{ мм}$; количество Cs-137 индикаторное

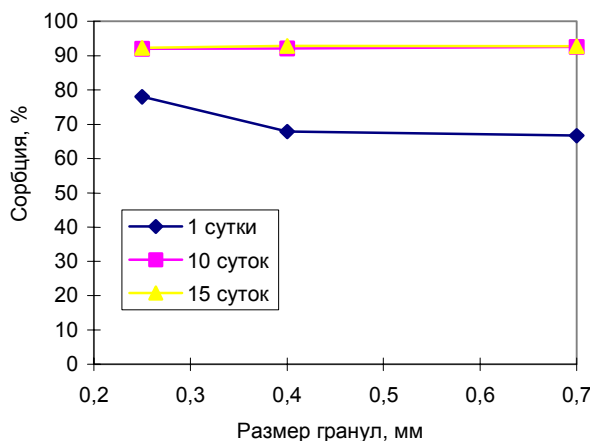


Рис. 13. Зависимость сорбции цезия-137 аргиллитом от размера его гранул, времени контакта аргиллита с раствором. Условия: $V - 100 \text{ см}^3$; $t - 0,5 \text{ г}$; $\text{pH} - 7,3 - 7,4$

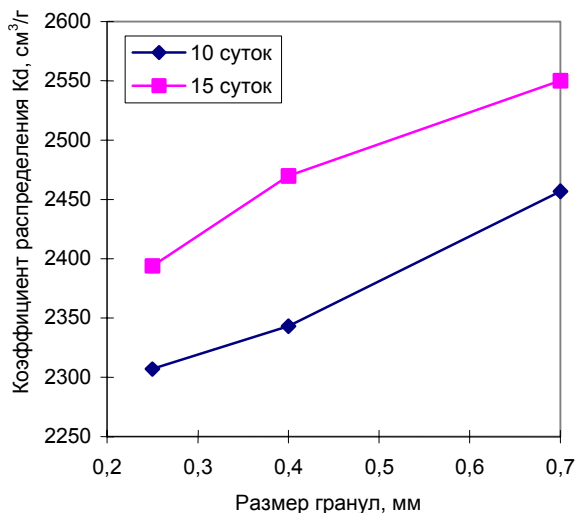


Рис. 14. Зависимость коэффициента распределения K_d цезия-137 на аргиллите от размера его гранул, времени контакта аргиллита с раствором. Условия: $V - 100 \text{ см}^3$; $t - 0,5 \text{ г}$; $\text{pH} - 7,3 - 7,4$

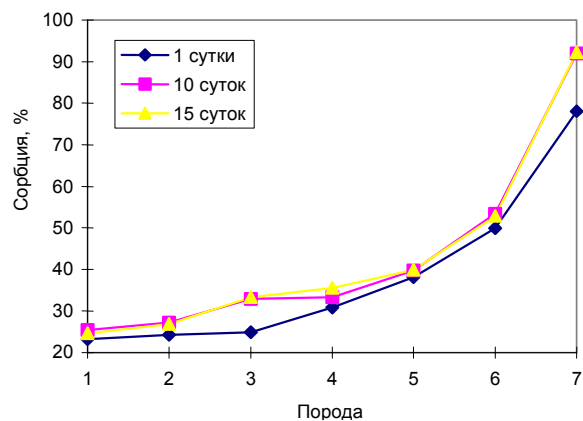


Рис. 15. Зависимость сорбции цезия-137 от природы грунта, pH раствора и времени контакта фаз. Условия: $V - 100 \text{ см}^3$; $t - 0,5 \text{ г}$; $h - 0,20 - 0,25 \text{ мм}$. 1 - песчаник, 2 - порфирит, 3 - туф, 4 - гранит, 5 - туфоалеврит, 6 - туфопесчаник, 7 - аргиллит

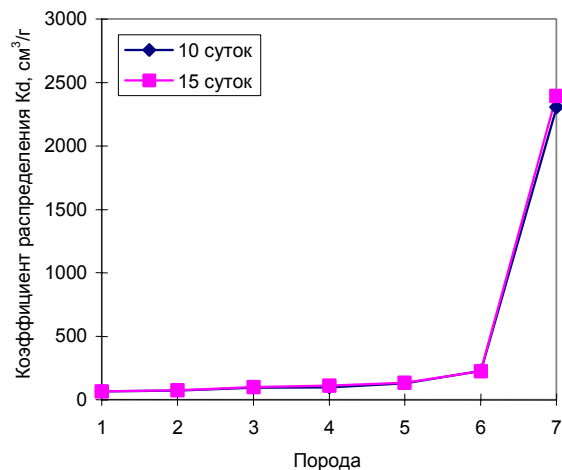


Рис. 16. Зависимость коэффициента распределения цезия-137 от природы грунта, pH раствора и времени контакта фаз. Условия: $V - 100 \text{ см}^3$; $t - 0,5 \text{ г}$; $h - 0,20 - 0,25 \text{ мм}$. 1 - песчаник, 2 - порфирит, 3 - туф, 4 - гранит, 5 - туфоалеврит, 6 - туфопесчаник, 7 - аргиллит.

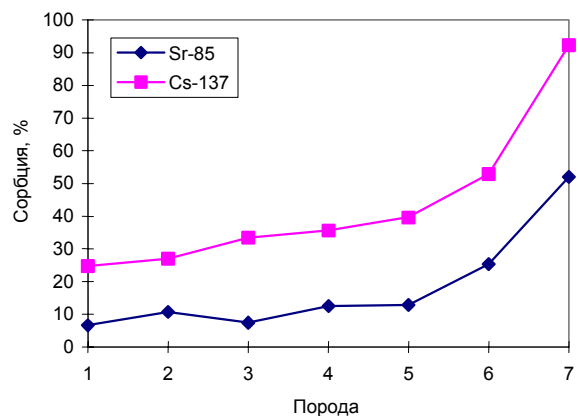


Рис. 17. Зависимости сорбции стронция-85 и цезия-137 от природы грунта, pH раствора. Условия: $V - 100 \text{ см}^3$; $t - 0,5 \text{ г}$; $h - 0,20 - 0,25 \text{ мм}$. Время контакта с раствором - 15 суток. 1 - песчаник, 2 - порфирит, 3 - туф, 4 - гранит, 5 - туфоалеврит, 6 - туфопесчаник, 7 - аргиллит

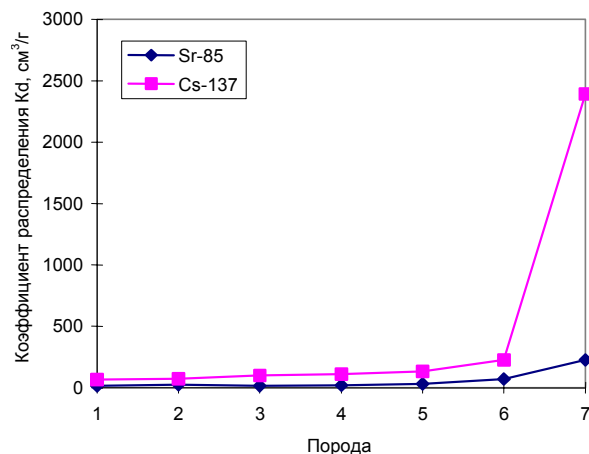


Рис. 18. Зависимости коэффициентов распределения стронция - 85 и цезия - 137 от природы грунта, pH раствора.
Условия: $V - 100 \text{ см}^3$; $t - 0,5 \text{ г}$; $h - 0,20 - 0,25 \text{ мм}$. Время контакта с раствором - 15 суток.
1 - песчаник, 2 - порфирит, 3 - туф, 4 - гранит, 5 - туфоалеврит, 6 - туфопесчаник, 7 - аргиллит

ЛИТЕРАТУРА.

1. В.И. Плотников "Соосаждение селена и теллура с гидроокисями металлов", Журнал неорганической химии, т. 5, № 3, 1960, с. 731.
2. Ан.Н. Несмеянов "Радиохимия", М., Химия, 1978, стр. 212.

БАЛАПАН АЛАҒЫНАН ЖЕР ҚҰРАМЫНДАҒЫ СТРОНЦИЙ МЕН ЦЕЗИЙ СОРБЦИЯЛАРЫ

Плотников В.И., Аксенова Т.И., Бердаулетов А.К., Букенов Д.К.,
Даукеев Д.К., Медведева З.В., Плотникова О.М., Хромушин И.В.

ҚР Ұлттық Ядролық орталығының ядролық физика институты

Қатты денелердің радионуклидке қатысты сорбциялық қасиеттерін зерттеу қызық мәселе, өйткені сорбция арқылы радионуклидтердің байланысуына және таралу ықтималдығының азаюына мүмкіндік алуға болады.

CESIUM AND STRONTIUM SORPTION BY BALAPAN TESTING FIELD ROCK

V.I. Plotnikov, T.I. Aksenova, A.K. Berdauletov, K.D. Bukenov,
D.K. Daukeev, Z.V. Medvedeva, O.M. Plotnikova, I.V. Khromushin

NNC RK Institute of Nuclear Physics

Study of rock sorption properties with regard to radionuclides is of considerable interest since due to sorption it is possible to fix radionuclides and reduce probability of their propagation.

УДК 504.064:546.296

РАДИОЛОГИЧЕСКИЕ ОБСЛЕДОВАНИЯ ПЛОЩАДОК ШПУ

Тихомиров Л.Н., Азаров В.А.

Национальный ядерный центр РК

Территория площадок шахтных пусковых установок (ШПУ) расположена в зоне вероятного загрязнения продуктами испытаний ядерных зарядов. Поэтому программой проведения демонтажа ШПУ предусматривалось проведение радиологического обследования их территории до и после проведения работ по их демонтажу.

В работе приведены основные результаты радиологического обследования площадок ШПУ до и после проведения реабилитационных работ на их территориях.

Работы по радиозоологическому обследованию территории площадок шахтных пусковых установок (ШПУ) проводились в рамках проекта демонтажа шахт межбаллистических ракет (МБР) в Казахстане на основе "Соглашения между Республикой Казахстан и США относительно уничтожения шахтных пусковых установок МБР, ликвидации последствий аварийных ситуаций и предотвращения распространения ядерного оружия от 13 декабря 1993 года и Соглашения между Департаментом обороны США и Министерством науки и новых технологий Республики Казахстан об уничтожении ядерных инфраструктур от 3 октября 1995 года (с учетом Поправки от 10.06 96 г.)."

Радиозоологическое обследование площадок ШПУ производилось вследствие того, что весь район комплекса расположен в зоне вероятного загрязнения территории продуктами испытаний ядерных зарядов и, кроме того, в состав инфраструктуры каждой шахты входили подземные сооружения, использовавшиеся для установки приборов и оборудования специального назначения и являвшихся вероятным местом нахождения вредных и р/а веществ.

Поэтому работы по демонтажу ШПУ проводились в три основных этапа:

- предварительное радиологическое обследование территории площадок ШПУ;
- демонтаж ШПУ и проведение ликвидации обнаруженных очагов территорий с радиоактивным заражением;
- заключительное радиологическое обследование площадок ШПУ.

Радиологические обследования ШПУ включали в себя:

- проведение дозиметрических измерений на местности (α - и β - активности на поверхности земли, измерения МЭД) по заранее разбитой сетке измерений (16 точек на каждой ШПУ);
- отбор проб грунта (отобрано 144 пробы при предварительном обследовании и 256 проб при проведении заключительного обследования);
- лабораторный анализ проб на содержание радионуклидов, в том числе стронция и плутония и тяжелых металлов.

При проведении предварительного радиологического обследования было установлено следующее:

на площадках ШПУ 401 и 406 обнаружены остатки строительных конструкций, мощность экспозиционной дозы от которых достигает до 1,5 мР/ч, что классифицирует их по СПОРО – 97 как радиоактивные отходы, подлежащие захоронению. Фоновое значение мощности экспозиционной дозы для данной местности – 10-20 мкР/ч.

Обнаружено четыре загрязненных участка на площадках ШПУ 401 и 406:

- участок 1 – остатки строительных конструкций – объем 42 – 50 куб.м, мощность экспозиционной дозы до 1,4 мР/ч, загрязнение по бета – активным нуклидам до 2500 част/мин·кв. см;
- участок 2 – территория, загрязненная Eu – 152 – площадь около 100 кв.м;
- участок 3 – остатки строительных конструкций – объем 0,5 куб.м, мощность экспозиционной дозы до 40 мкР/ч, загрязнение по бета – активным нуклидам до 20 част/мин·кв. см;
- участок 4 – остатки строительных конструкций – объем 5 куб.м, мощность экспозиционной дозы до 40 мкР/ч, загрязнение по бета – активным нуклидам до 16 част/мин·кв. см.

После проведения реабилитационных работ и демонтажа ШПУ заключительное радиологическое обследование площадок ШПУ показало, что: аномальных превышений альфа-, бета- и гамма- активностей на обследованной территории не обнаружено. Измеренные в контрольных точках активности находились в следующих пределах:

- по альфа- излучению- 0-1 част / (мин·см²);
- по бета излучению- 4- 14 част / (мин·см²);
- по гамма- излучению- 0,07- 0,18 мкЗв/ч;
- отсутствие аномальных повышений активностей по всем радионуклидам для всех площадок ШПУ;
- отсутствие во всех пробах содержания металлов выше нормативных значений.

В приложении приведены результаты радиозоологических исследований проб грунта отобранных на территории ШПУ до и после проведения реабилитационных работ.

Обследование поверхностей территории площадок ШПУ показало, что они характеризуются наличием мест проседания грунта, вызванных по всей

видимости наличием внутренних полостей. Форма провалов представляет собой округлые впадины, изборозжденные глубокими трещинами, имеющими кольцевую и диаметрально направленность. Иногда в центре или по краям впадин встречаются небольшие (диаметром до полуметра) ямы, глубиной до 1м. Размеры впадин различны диаметр от нескольких метров до нескольких десятков метров (обычно не более 30м). В месте бывшего расположения недостроенной ШПУ имеется кольцевой провал глубиной несколько метров, ограниченный бетонными конструкциями стенок бывшей ШПУ.

На основании результатов проведенных исследований можно сделать следующие выводы:

1. Сложившаяся радиационная обстановка на территории расположения ШПУ не представляет радиационной опасности для окружающей среды и населения.

2. Содержание радионуклидов и металлов в грунте находятся в пределах средних значений для района расположения площадок ШПУ.

3. Опасным фактором использования территории расположения ШПУ для народного хозяйства является наличие проседаний почвы глубиной до нескольких метров в местах их расположения.

Значение среднего содержания радионуклидов находилось как среднее арифметическое по каждой площадке для отдельного радионуклида. Результаты определения приведены в таблице 1.

Отличие в результатах анализов проб отобранных на площадке ШПУ до и после проведения работ по рекультивации земель приведены в табл. 2.

Количественное отличие результатов анализов проб на содержание радионуклидов выражается в процентах от первоначальных значений (до проведения реабилитационных работ).

Данные указаны в следующих обозначениях:

ШПУ 1- данные в таблицах для исследований проведенных до проведения закрытия шахт;

ШПУ 2- данные в таблицах после проведения ликвидационных работ.

Табл. 1. Содержание радионуклидов в пробах грунта площадок ШПУ, Бк/кг

№ площадки	Наименование элемента							
	К-40 ШПУ-1	К-40-ШПУ-2	Eu-152 ШПУ-1	Eu-152 ШПУ-2	Th-232 ШПУ-1	Th-232 ШПУ-2	U-235 ШПУ-1	U-235 ШПУ-2
373	386,4	539,43			3,01	13,08		4,405
374	404,72	514,46			4,3	11,185		5,48
375	350,27	511,405			2,67	8,24	16,91	3,86
376	404,53	494,38			3,25	11,015		4,49
377	373,14	561,115			2,31	6,745	20,82	5,215
395	387,8	480,76			3,09	10,785		3,47
401	373,1957	472,84	17,052	1,84*	2,586	9,465	13,19	3,49
402	374,05	486,175	255,09	1,84*		8,21		4,275
403	373,68	649,58				24,745		3,74
405	382,72	465,855			2,98	9,505		2,39
406	371,1514	534,005	557,962	1,84*	3,832	8,23	34,635	4,445
407	352,63	489,85				6,605		4,97
373	2,53	1,505	98,31	23,24			10	74,055
374	2,41	0,895	121,72	18,975			10	91,45
375		0,61		21,335			14,58	72,17
376		2,27	86,55	18,855			10	87,08
377	2,27	0,705		18,295			10	78,705
395		1,26	88,2	19,57			74,21	86,66
401	4,835	1,03	83,265	23,44	4,35	<1,5*	70,63	78,025
402	3,3	0,415	132,31	19,37			46,48	83,04
403		2,04	91,4	15,33			25,14	55,725
405	9,43	1,74	124,79	22,49			83,12	73,78
406	4,025	1,34	100,01	21,275	3,49	<1,5*	58,79167	61,2
407	6,84	0,265		12,41			48,38	93,18

*) ниже порога определения

Табл. 2. Сравнение и содержание радионуклидов до и после реабилитационных работ на площадке ШПУ, %

№ площадки	Отличие, %							
	K-40	Eu-152	Th-232	U-235	Cs-137	Ra-226	Pu	Sr
373	2,84E+01	0,00E+00	7,70E+01	1,00E+02	6,81E+01	3,23E+02	0,00E+00	8,65E+01
374	2,13E+01	0,00E+00	6,16E+01	1,00E+02	1,69E+02	5,41E+02	0,00E+00	8,91E+01
375	3,15E+01	0,00E+00	6,76E+01	3,38E+02	1,00E+02	1,00E+02	0,00E+00	7,98E+01
376	1,82E+01	0,00E+00	7,05E+01	1,00E+02	1,00E+02	3,59E+02	0,00E+00	8,85E+01
377	3,35E+01	0,00E+00	6,58E+01	2,99E+02	2,22E+02	1,00E+02	0,00E+00	8,73E+01
395	1,93E+01	0,00E+00	7,13E+01	1,00E+02	1,00E+02	3,51E+02	1,00E+02	1,44E+01
401	2,11E+01	8,27E+02	7,27E+01	2,78E+02	3,69E+02	2,55E+02	1,90E+02	9,48E+00
402	2,31E+01	1,38E+04	1,00E+02	1,00E+02	6,95E+02	5,83E+02	0,00E+00	4,40E+01
403	4,25E+01	0,00E+00	1,00E+02	1,00E+02	1,00E+02	4,96E+02	0,00E+00	5,49E+01
405	1,78E+01	0,00E+00	6,86E+01	1,00E+02	4,42E+02	4,55E+02	0,00E+00	1,27E+01
406	3,05E+01	3,02E+04	5,34E+01	6,79E+02	2,00E+02	3,70E+02	1,33E+02	3,94E+00
407	2,80E+01	0,00E+00	1,00E+02	1,00E+02	2,48E+03	1,00E+02	0,00E+00	4,81E+01

ШІҚҚ АЛАҢДАРДЫҢ РАДИОЛОГИЯЛЫҚ ЗЕРТТЕЛУІ

Тихомиров Л.Н., Азаров В.А.

ҚР Ұлттық Ядролық орталығы

ШІҚҚ ядролық зарядты сынақтан өткізгендегі оның бөлшектермен ластанған аймақтарда орналасады. Сондықтан ШІҚҚ қондырғыларын демонтаж жасағанда оның орналасқан жерін демонтажға кейін және демонтаждан кейін радиологиялық тексеруден өткізу көзделеді. Осы жұмыста ШІҚҚ алаңдарын радиологиялық зерттеудің реабилитациялық жұмысқа дейінгі және одан кейінгі негізгі нәтижелері көрсетілген.

RADIOLOGICAL SURVEYS OF SILO-LAUNCHER SITES

L.N. Tikhomirov, V.A. Azarov

NNC RK

Silo-launcher site territory is in the area of probable contamination with nuclear charge testing products. That is why the silo-launcher dismantling program provided for radiological survey of the territory prior to and after dismantling operations.

This paper reveals main results of silo-launcher site radiological survey prior to and after remediation operations at silo-launcher site territories.

УДК 577.391

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ЦЕЗИЯ-137 И АМЕРИЦИЯ-241 ПО ГРАНУЛОМЕТРИЧЕСКИМ ФРАКЦИЯМ ПОЧВЕННОГО ГРУНТА НА ПЛОЩАДКАХ АЗГИРСКОГО ПОЛИГОНА

Ахметов Е.З., Адымов Ж.И., Ерматов А.С., Калиева А.К., Поденежко В.В., Сметанников В.В.

Институт ядерной физики НЯЦ РК

При измерении удельного содержания радионуклидов в поверхностном почвенном слое зараженных территории важно определить в каких агломерациях почвенных частиц происходит наибольшая концентрация радионуклидов. С этой целью был исследован гранулометрический состав почвенного грунта площадок Азгирского полигона и изучено распределение цезия-137 и америция-241 по фракциям почвы.

Исследованиям гранулометрического состава почвенного грунта предшествовало выявление степени загрязненности территорий технологических площадок Азгирского полигона искусственными радионуклидами (α -, β - и γ -нуклидами) Sr^{90} , $\text{Pu}^{239+240}$, Am^{241} и Cs^{137} . Были проанализированы поверхностные пробы почвы отобранных с 5 площадок полигона, в слое глубиной 0-5 см. Удельное содержание в почве γ -нуклидов Cs^{137} и Am^{241} определялось инструментально с использованием γ -спектрометрии с учетом разной степени их самопоглощения в объемных образцах. Определение α -нуклидов $\text{Pu}^{239+240}$ проводилось после их радиохимического выделения по методике МВИ (свидетельство о метрологической аттестации № 06-07-98). Радиохимическое выделение заключается в переводе радионуклидов плутония, иттрия (стронция), америция из образца в азотно-кислый раствор, затем они разделяются экстракцией и хроматографией на отдельные радионуклиды. Возможное присутствие α -

нуклидов из естественных радиоактивных рядов контролировалось по α -излучению родительских или дочерних изотопов. Содержание Sr^{90} определялось по активности дочернего продукта Y^{90} после его радиохимического выделения, активность которого регистрировалась на сцинтилляционном β -спектрометре с использованием пропорционального β -счетчика. Проводился учет поправок на распад иттрия-90 за время отделения его от стронция-90, фона и химического выхода по γ -активности трассера иттрий-88. Из данных табл. 1 следует, что наибольшие концентрации америция, плутония, стронция и цезия зафиксированы на площадке А1. На других площадках степень загрязненности искусственными радионуклидами Cs^{137} , Sr^{90} , $\text{Pu}^{239+240}$ и Am^{241} имеет локальный характер и колеблется от величины концентраций, обусловленных глобальными выпадениями до уровня тысяч Бк/кг (по Cs^{137}) [1]. Высокое содержание Cs^{137} , $\text{Pu}^{239+240}$ и Am^{241} отмечается в пробах А3-72 и А3-73 с площадки А3.

Табл. 1 Удельное содержание радионуклидов в почвенном грунте

№№ п/п	Шифр пробы	Am-241, Бк/кг	Pu-239, Бк/кг	Sr-90, Бк/кг	Cs-137, Бк/кг
1	A1-104	<4,9	25,2± 1,6	522± 70	2827± 60
2	A1-105	25	190± 9	785± 100	4083± 30
3	A1-111	<3,5	3,4± 0,6	223± 23	1527± 17
4	A1-112	<1,5	2,5± 0,3	168± 5	1624± 23
5	A2-78		0,4± 0,2	33± 6	
6	A2-79	<3,2	0,9± 0,2	41± 9	837± 15
7	A2-83	<3,2	0,3± 0,2	14± 2,6	325± 36
8	A2-84	<1,8	0,3± 0,1	<10	125
9	A2-89	<4,0	1,9± 0,2	40± 8,2	903± 15
10	A3-68	<2,8	0,1± 0,1	<10	<3,4
11	A3-69	<1,9	0,5± 0,2	<10	11,9
12	A3-72	45,6	50± 5	66± 14,5	1022± 16
13	A3-73	59,3	187± 9	101± 14,6	1439± 16
Продолжение таблицы 1					
14	A5-53	<2,8	0,3± 0,2	<10	411± 11
15	A5-166	<3,5	0,2± 0,2	22± 4,0	6948± 46
16	A5-171	<1,6	0,1± 0,1	19± 3,2	<17
17	A5-176	<1,9	0,2± 0,1	31± 6,8	381± 39
18	A10-1	<3,9	0,7± 0,4	14,0± 3,0	263± 9
19	A10-2	<3,7	1,0± 0,4	12,0± 3,0	213± 17
20	A10-3	<5,3	0,7± 0,4	<10	43± 14
21	A10-5	<3,5	1,0± 0,5	14,0± 3,8	<3,7
22	A10-6	<1,9	0,4± 0,1	<10	144± 7
23	A10-10	<4,3	1,9± 0,6	16,0± 3,0	64± 9
24	A10-11	<2,2	1,4± 0,4	19,0± 4,6	304± 14
25	A10-13	<2,0	0,6± 0,3	<10	193± 7

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ЦЕЗИЯ-137 И АМЕРИЦИЯ-241 ПО ГРАНУЛОМЕТРИЧЕСКИМ ФРАКЦИЯМ ПОЧВЕННОГО ГРУНТА НА ПЛОЩАДКАХ АЗГИРСКОГО ПОЛИГОНА

№№ п/п	Шифр пробы	Am-241, Бк/кг	Pu-239, Бк/кг	Sr-90, Бк/кг	Cs-137, Бк/кг
26	A10-14	<1,8	0,5± 0,2	<10	516± 23
27	A10-15	<3,8	0,9± 0,3	39,0± 7,8	328± 10
28	A10-143	<2,8	0,2± 0,1	<10	<2,8
29	A10-147	<1,7	0,6± 0,1	<10	480± 11
30	A10-148	<3,2	0,4± 0,1	<10	759± 15
31	A10-152	<1,7	0,1± 0,1	<10	<13
32	A10-153	<2,0	0,7± 0,3	19,0± 4,5	<3,1
33	A10-154	<3,7	1,1± 0,4	26± 3,8	531± 11
34	A10-161	<5,0	<0,5	12± 3,5	677± 14

Определение гранулометрического состава почв с целью изучения степени агломерации почвенных частиц проводилось методами сухого и мокрого рассева. Образцы массой 600-800 г были рассеяны на 7 фракций (2 мм; 1,25 мм; 0,71 мм; 0,40 мм; 0,20 мм; 0,1 мм и < 0,1 мм). В табл. 2 представлены данные процентного содержания почвенных фракций (указанных выше), определенные методом сухого рассева. В выделенных почвенных фракциях образцов определялись концентрации Cs^{137} , которые приведены в этой таблице, где указаны процентные распределения цезия по фракциям.

Для получения дополнительной информации о распределении радионуклидов в почвенных фракциях был проведен мокрый рассев почвенных образцов. Образцы массой 600-800 г замачивали в воде, затем рассеивали мокрым способом на 7 фракций (2,0 мм; 1,25 мм; 0,71 мм; 0,4 мм; 0,2 мм; 0,1 мм, 0,063 мм) и фракцию «глина», которую выделяли из промывной воды после отстаивания. В табл. 3 приведены данные процентного содержания фракций, полученные мокрым рассевом, также содержание (%) $Cs-137$ для каждой фракции.

Табл. 2 Гранулометрический состав почв (сухой рассев) и распределение $Cs-137$ по фракциям

№	Шифр Пробы	Грансостав, %							Распределение Cs^{137} по фракциям, %						
		Размер фракций, мм							размер фракций, мм						
		2,0	1,25	0,71	0,40	0,20	0,1	<0,1	2,0	1,25	0,71	0,40	0,20	0,1	<0,1
1	A1-104	5,1	7,8	17,5	12,6	15	23	19,3	1,03	10,5	33,1	16,0	10,3	11,0	18,2
2	A1-112	10,7	17,8	15,8	14,5	18	14	9,3	11,7	38,9	0,1	29,4	0,2	19,6	0,2
3	A2-79		3,6	25,3	20,3	19	20	11,4		1,7	19,7	23,3	21,3	17,4	16,5
4	A2-84		0,6	12,4	15,7	22	37	12,3		2,1	29,0	0,3	42,2	0,4	25,9
5	A3-69		1,5	25,2	33,8	27	9,5	3,2		2,2	43,5	2,3	1,9	35,1	15
6	A3-72		6,9	32,8	22,6	23	10	3,9		9,3	36,4	23	16,9	9	5,4
7	A3-73		2,7	26,4	25,2	24	16	6,1		3,8	22,7	21,8	20,8	20,2	10,7
8	A5-176		8,3	31,4	17,1	15	20	8,6		20,3	0,3	53,5	0,2	0,3	25,3
9	A10-6		3,6	24,6	26,5	22	14	9,3		4,2	33,9	0,6	0,1	37,8	23,4
10	A10-154		0,1	19	17	21	30	13,4		0,1	16,3	17,3	22,3	26,6	17,5
11	A10-148	5,6	21,3	26	18	12	9,8	6,7	5,42	21,8	27,7	19,4	12,7	8	5

Табл. 3 Гранулометрический состав почв после мокрого рассева и распределение $Cs-137$ по фракциям

№ п/п	Шифр пробы	Гранулометрический состав, %							
		Распределение Cs^{137} по фракциям, %							
		размер фракций, мм							
		2,0	1,25	0,71	0,40	0,20	0,10	0,063	глина
1	A3-73	0,1	0,3	1,6	1,8		16	3,6	65,5
		0,0	1,2	6,5	4	5,2	8,8	6,3	68
2	A10-2		0,0	0,1	0,4	0,5	3,7	42	53,9
			0,0	0,0	2,5	1,0	1,2	6,2	89,1
3	A10-6		0,0	0	43,7	0,2	0,2	10	45,7
			0,0	0,0	3,9	1,6	0,7	3,9	89,9
4	A10-148		0,0	1,3	0,5	0,6	2,2	18	77,5
		0	0,0	0,2	0,1	0,6	0,6	2,3	96,2
5	A10-154			0	0	0,4	5,6	51	43,1
			0,0	0,0	0,0	1,0	8,2	27,3	63,1
6	A10-K6	0,2	0,1	0,1	0,11	0,24	2,7	2,9	93,7
		0,2	0,2	0,2	0,0	0,5	1,3	0,0	97,6
7	A10-K3	0,5	0,1	0,1	0,2	0,4	4	0,2	94,5
		0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	1,2	0,0	98,3

Анализ таблиц 2 и 3 показывает, что по данным гранулометрического состава, определенного методом мокрого рассева, почвенные пробы в основном содержат мелкие пылеватые частицы (фракции) и

глинистую фракцию. Результаты, полученные сухим рассевом, демонстрируют, что из 11 почвенных проб 5 проб имеют равномерно распределенные фракции, а в оставшихся 6 - фракции распределены

неравномерно. Очевидно, что при сухом расसेве глинистая фракция прилипает к более крупным частицам и не отделяется от них, из-за этого и происходит искажение результатов измерений гранулометрического состава. Cs^{137} сосредоточен в основном в мелких пылеватых частицах (фракциях), а также во фракции «глина», в соответствии с фактическим гранулометрическим составом почвенных проб, что не противоречит литературным данным [2]. Обращает на себя внимание проба АЗ-73, в которой инструментально определено содержание Am^{241} в выделенных фракциях, результаты представлены на рис. 1. Здесь как и в случае цезия-137, америций-241 также распределен в основном в мелких фракциях и в глине.

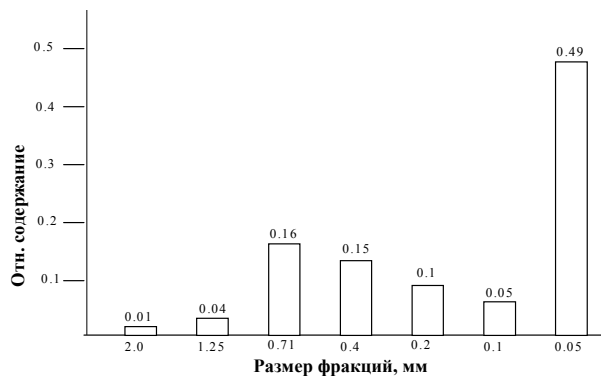


Рис. 1. Распределение Am^{241} в пробе АЗ-73 после мокрого рассева

Распространение радионуклидов из загрязненного участка в окружающую среду зависит от их горизонтального переноса и миграции, которые могут быть следствием таких факторов как ветровая и водная эрозия почвы, форма нахождения и степень связанности радионуклидов с почвенным комплексом.

Выявление миграционных особенностей Cs^{137} , а также определение форм его нахождения и степени связанности с почвенными частицами было изучено на поверхностных образцах почвы (слой 0-5 см). Для сопоставимости и контроля стабильности результатов исследования форм нахождения и выщелачиваемости (связанность с почвенной агломерацией) проводились дважды. Содержание работы заключалось в последовательной обработке образцов почв растворами 0,1М HCl и 6М HCl ацетатно-аммиачного буфера. В каждом обработанном образце определялось содержание Cs^{137} (в единицах Бк). Результаты указанных опытов показали, что основная часть Cs^{137} находится в малоподвижной и прочно фиксированной форме.

В заключение необходимо отметить, что наиболее устойчивый уровень загрязнений почвенного покрова Am^{241} , $Pu - 239+240$, $Sr-90$ и $Cs-137$ фиксируется на площадке А1, это явилось следствием взрыва на относительно небольшой глубине, после которого наблюдалось интенсивное проникновение радионуклидов в подземные воды и на дневную поверхность[3]. Гранулометрический состав почв полигона определяется тем, что почвенные частицы в основном сосредоточены во фракциях 0,20; 0,40 и 0,71 мм (при сухом расसेве) и во фракциях 0,063 мм и "глина" (при мокром рассеве). Однозначно определено, что цезий-137 и америций -241 в основном сосредоточены в мелких пылеватых частицах и глинистой фракции. Это обстоятельство необходимо учитывать при проведении работ по закреплению поверхностного почвенного слоя и рекультивации нарушенных земель. Метод дробного выщелачивания показал, что цезий-137 в основном прочно связан с почвенными частицами, поэтому свободная миграция его по почвенному комплексу исключается, хотя возможен процесс переноса цезия-137 с частицами-агломератами под воздействием ветров и осадков.

ЛИТЕРАТУРА

1. Ахметов Е. З. и др. Полигон Азгир. Препринт 1-96 ИЯФ НЯЦ РК. Алматы, 1996 г.
2. Алиев Д. А. Сторонний-90 и цезий-137 в почвенно-растительном покрове. М., Наука, 1983 г.
3. Кривохатский А. С. и др. Основные характеристики радиационной обстановки после завершения серии подземных ядерных взрывов в интересах народного хозяйства на соляно купольном месторождении Большой Азгир (Казахстан). Препринт РИ-223 НПО "Радиовый институт". М., ЦНИИАтоминформ, 1992 г.

АЗГИР ПОЛИГОНЫНЫҢ АЛАҢЫНДАҒЫ ЖЕРДІҢ ТОПЫРАҒЫНЫҢ ГРАНУЛОМЕТРИЯЛЫҚ ФРАКЦИЯСЫНА ЦЕЗИЙ-137 МЕН АМЕРИЦИЙ –241 ЭЛЕМЕНТТЕРІНІҢ ТАРАЛУЫ

Ахметов Е.З., Адымов Ж.И., Ерматов А.С., Калиева А.К., Поденежко В.В., Сметанников В.В.

ҚР Ұлттық Ядролық орталығының ядролық физика институты

Ластанған жерлердің топырақ бетіндегі радионуклидтердің меншікті жиынтығын өлшеу кезіндегі негізгі мәселе, радионуклидтердің ең көп концентрациясы топырақ бөлшектерінің қандай агломерациясында болатынын анықтау. Осы мақсатпен Азгир полигонының алаңындағы топырақ бетінің гранулометриялық құрамын зерттеп, цезий-137 мен америций –241 элементтерінің топырақтың фракциясына қалай таралатынын анықтаған.

**CESIUM-137 AND AMERICIUM-241 DISTRIBUTION BY
GRANULOMETRIC FRACTIONS OF SOIL AT AZGIR TEST SITE GROUNDS**

E.Z. Akhmetov, Zh.I. Adymov, A.S. Ermatov, A.K. Kalieva, V.V. Podenezhko, V.V. Smetannikov

NNC RK Institute of Nuclear Physics

In measurements of radionuclide specific content in surface soil layer of contaminated territories it is important to determine in what agglomerations of soil particles there is the highest radionuclide concentration. For this purpose granulometric composition of soil at Azgir test site was studied and cesium-137 and americium-241 distribution by soil fractions was researched.

УДК 539.16

АЗГИРСКИЙ ПОЛИГОН (ОБЪЕКТ «ГАЛИТ»): РЕТРОСПЕКТИВА И СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ

¹⁾Ахметов Е.З., ²⁾Гильманов Д.Г.¹⁾Институт ядерной физики НЯЦ РК²⁾Национальный ядерный центр РК

Представлено поствзрывное и нынешнее радиоэкологическое состояние Азгирского полигона. Рассмотрены проблемы распространения радионуклидов в окружающую среду.

Рядом с п. Азгир Курмангазинского (бывшего Денгизского) района Атырауской (бывшей Гурьевской) области на соляных куполах Восточный и Западный Азгир с 1964 г. были развернуты работы по опытно-промышленным исследованиям для отработки технологии создания с помощью подземных ядерных взрывов (ПЯВ) в массивах каменной соли подземных полостей - хранилищ большого объема многоцелевого назначения. В небольших масштабах проводились и другие эксперименты: декаплинг - изучение сейсмических последствий и получение трансплутониевых элементов в индикаторных количествах. На полигоне было осуществлено 17 ПЯВ (22 заряда с энергосвободой в тротиловом эквиваленте от 0,01 до 103 кт) на 10 площадках, на глубинах от 161 до 1491 м, в результате чего образовались 9 полостей разного объема (от 10000 м³ до 240000 м³, суммарный объем около 1 млн м³), существующие на протяжении трех последних десятилетий, и провальная воронка глубиной 35 м и диаметром 600 м, дно которой заполнено грунтовыми водами объемом около 20 тыс.м³ [1]. На площадке А9 боевая скважина значительно отклонилась от вертикали и на рабочей глубине 630 м (место заложения заряда) близко подошла к границе соль-глина на склоне купола, поэтому большая часть энергии взрыва после отдачи от соляного тела образовала неустойчивую полость на стыке соляного и глинистого массивов, после обрушения которой и образовалась провальная воронка [2].

Объекты Азгирского полигона (АП) в организационном отношении находились в подчинении следующих организаций: Лермонтовского ГХУ, Прикаспийского ГХК, ВНИИЭФ, после передачи полигона НЯЦ РК - в ведении ИРБЭ НЯЦ РК, а с 1995 г. ИЯФ НЯЦ РК курирует АП и ведет там НИР в рамках РЦНТП «Развитие атомной энергетики в Казахстане».

Основные технические характеристики ПЯВ, скважин и полостей, географические координаты приведены в табл. 1. По данным ФЯЦ РФ на 1991 г. полости А1÷А5 заполнены водой, полости А8 и А11 сухие, полости А7 и А10 заполнены водой частично. Полости А7, А8, А10 и А11 образованы групповыми взрывами - одновременными подрывами нескольких зарядов. Полость А5 на глубине ~1500 м создана для изучения стабильности существования хранилищ в условиях поддержания в них постоянного противодавления.

Все взрывы проектировались как полностью камуфлетные, т.е. без выхода радиоактивных продуктов взрыва на поверхность. Однако этого достичь не удалось, о чем свидетельствуют данные о продолжительности выбросов радиоактивных инертных газов из полостей - от нескольких дней до нескольких месяцев и об их суммарных активностях до $10^{17} \div 10^{18}$ Бк. На площадках такие нештатные радиационные ситуации возникали неоднократно. Взрывы на куполе Западный Азгир оказывали сильное сейсмическое воздействие на п. Азгир (разрушение жилых и производственных помещений), поэтому дальнейшие взрывы были перенесены на Восточный купол.

В процессе вскрытия полостей, при извлечении радиоактивных пород, отборе проб рассола, выполнении различных технологических операций и из-за неосторожной работы, произошли локальные загрязнения с уровнями активности до 10^5 мкР/ч участков вокруг рабочих скважин на большинстве площадок, где кроме грунта загрязнялись буровые растворы, оборудование и механизмы до уровня 10^6 расп/см²·мин по бета-излучению и 10^4 расп/см²·мин по альфа-излучению. Все указанные загрязнения и радиоактивные отходы (РАО) временно локализовались в траншеях в пределах площадок, затем удалялись на захоронение в полости А3 и А10. Суммарная активность грунта и металлоконструкций по оценке составляет ~50 Кюри.

Остаточная радиоактивность конструкционных материалов зарядных устройств и продуктов взрыва, находящихся в полостях, является в сущности окончательным захоронением РАО. По оценкам, общая активность в подземных полостях Азгирского полигона составляет $0,5 \div 1,0$ млн Кюри. Следует отметить, что измерения уровня радиоактивности объектов окружающей среды на полигоне и прилегающих территориях были начаты в 1965г. за год до первого взрыва. При этом определялись: естественный гамма-фон, плотность потока бета-частиц от поверхности земли, содержание радионуклидов (РН) в почве, растениях, воде колодезь, объемная активность газов и аэрозолей в атмосферном воздухе, интенсивность выпадений [3,4] (Табл. 2).

Табл. 1. Некоторые параметры ядерных взрывов и состояние скважин и полостей на Азгирском полигоне

Индекс площадки (скважины, полости) географические координаты град./мин. с.ш. град./мин. в.д.	Рабочие (боевые) скважины			Полости и их состояние				Технологические скважины	Наблюдат. скважины
	Дата проведения 1-ого эксп./годы проведения последующих (кол-во взрывов)	Ø в "свету", мм/глубина, м/мощн. 1-ого взрыва, м/расстояние от заряда: до кровли соли / до водных горизонтов	Продолжительность выбросов радиоактивных газов в атмосферу/ сумм. выброс, 37 ГБк	Ø, м/объем, тыс.м ³ /суммар активность α-излучения в полости, 37 ГБк	Из документов ФЯЦ РФ				
					Справка по ядерным взрывам	Паспорт мест ядерных взрывов	Тех. паспорт рекультив. земель	Ø в "свету", мм/глубина, м/кол-во, шт.	Обознач./ Ø обсадной колонны, мм
A1/47/49,75 47/56,00	22.04.66	820/161/1,1 161/161	20 дней 1,9*10 ⁵	31/6/79	заполн. водой (ЗВ)	ЗВ	ЗВ	168/510/16	A1-1/A1-2/ /219 A1-3/219
A2/47/54,43 47/54,58	01.07.67/75(1) 77(2)/78(2)/79(1)	630/597/27 300/410	9 дней 5,4*10 ⁶	64/99/1500	ЗВ	ЗВ	ЗВ	630/600/2	A2-1/219 A2-2/219
A3/47/53,76 48/07,91	22.12.71/1976 (1)	820/987/64 730/790	9 дней 5,4*10 ⁶	78/205/420	ЗВ	ЗВ	ЗВ	820/1000/1	
A4/47/53,27 48/08,25	29.07.76.	1120/995/58 745/800	11 месяц. 500	70/140/1500	ЗВ	ЗВ	ЗВ		A4-1/219 A4-2/219
A5/47/53,29 48/09,20	30.09.77.	630/1491/10 1180/1190	4 дня 1,2*10 ⁵	37/15/130	ЗВ	ЗВ	ЗВ		A5-1/219 A5-1/219
A7/47/50,80 48/07,20	17.10.78	1120/1004/73 640/770	49 дней 3	70-100/195/ 520	сухая	ЗВ частично	сухая	820/995/1 590/931/1	
A8/47/55,03 48/07,36	17.01.79	1020/1040/65 670/770	26 час. 4*10 ⁶	36-76/232/ 520	сухая	сухая	сухая	219/913/1	
A9/47/51,42 48/09,62	18.12.78	920/630/103 -	16 дней 200		водоем	водоем	водоем		
A10/47/51,10 48/08,65	24.10.79	630/983/33 680/740	9 мес. 5	62/118/370	сухая	ЗВ	ЗВ частично		
A11/47/52,94 48/07,20	17.07.79	1020/983/21 570/680	2 мес 40	36-50/100/ 750	сухая	сухая	сухая		

Табл. 2. Усредненная суммарная активность объектов внешней среды в регионе полигона

Год	Почва, п х 370 Бк/кг	Растительность, п х 37 Бк/кг	Вода из источников водоснабжения, п х 0,37 Бк/л
1965	2.2	7.0	4.0
1966	2.3	8.5	3.5
1968	2.2	5.4	2.3
1970	2.0	6.7	2.5
1976	1.7	6.5	3.2
1978	1.8	6.5	1.6
1980	2.2	6.4	1.9
1983	2.2	5.3	1.4
1986	1.9	140	3.0
1990	2.3	5.1	2.3

В период наблюдений средние значения удельной и объемной активности объектов внешней среды практически оставались на одном уровне. В табл. 3 приведены усредненные данные о содержании РН в почве и растениях в пределах санитарно-защитных зон всех площадок за длительный период времени. Как видно, удельная активность почвы и растительности оставалась практически постоянной, за исключением 1986 г., когда активность растений заметно выросла в результате выпадений после Чернобыльской катастрофы.

В связи с неблагоприятным состоянием здоровья населения была предпринята попытка провести реконструкцию радиационной обстановки на территории полигона и вне его в момент проведения ядерных взрывов, хотя исходные данные не отличались полнотой (Табл. 4).

Границы дозы в 1 бэр для площадок А2 и А8 составляет более 3 км и нельзя гарантировать, что в

период выбросов в этой зоне не находились люди и не исключены лучевые нагрузки на них.

Были осуществлены рекультивационные работы - сбор с дневной поверхности площадок РАО, возникших в результате технологической деятельности, снятие загрязненного грунта и захоронение их в полости А3 и А10.

Далее производилось покрытие территории площадок чистым грунтом и засев семенами трав-аборигенов. Эти мероприятия улучшили радиационную ситуацию на площадках, которая, однако, местами еще превышает естественный радиационный фон на местности, что, по-видимому, обусловлено некачественным проведением восстановительных работ.

Ядерно-взрывные эксперименты на куполах Восточный и Западный Азгир привнесли некоторые изменения в природный ландшафт и естественный рельеф на местности. В районе площадки А9 появилась провальная воронка как результат неоптималь-

ной закладки боевой скважины и неточных расчетов. Также на каждой площадке визуально определяется некоторое понижение рельефа территории диаметром до 200 м вокруг боевой скважины. Ранее отчужденные под АП земли Балкудукского совхоза (Курмангазинский район) Распоряжением Акима Атырауской области от 25.08.98г. переданы ИЯФ сроком на 25 лет для производства радиоэкологических работ, с запретом проведения хозяйственных, буровых и геологоразведочных работ.

ИЯФ НЯЦ РК с 1995 проводит регулярный контроль радиационной обстановки на территории АП. Первые результаты радиометрических съемок (РМС) и измерений удельного содержания РН в почвенном слое показали, что мощности экспозиционных доз (МЭД) на площадках в основном не превышали естественного уровня, кроме ограниченного количества отдельных точек, где значения МЭД доходили до 400 мкР/ч (площадки А2 и А5) [1]. Содержание цезия-137 в почве местами превышает величину глобального запаса в почве для Казахстана и Средней Азии - 65 мКи/км². Максимальное загрязнение зарегистрировано на площадке А3 (Табл. 5), как видно загрязнения площадок - неравномерные, пятнистые и колеблются в больших пределах.

Табл. 3. Удельная активность почвы/растительности в санитарно-защитных зонах площадок по сумме радионуклидов, $n \times 10^{-8}$ Ки/кг

Год	Площадки									
	A1	A2	A3	A4	A5	A7	A8	A9	A10	A11
1965	2.7									
	2.0									
1966	1.6									
	8.1									
1968		1.2								
	10	10								
1971	2.3		2.0							
	7.9	7.5								
1974		2.2								
		7.8								
1976		1.5	1.7	1.8						
		7.3	7.3	5.1						
1978	1.7	1.9	1.7	1.8	1.9					
	7.8	5.3	7.6	6.2	7.6					
1980	1.4	1.6	2.3	1.9	2.7	3.2	2.4	2.4	2.2	2.2
	7.8	5.4	6.2	5.7	7.8	5.1	7.8	6.7	5.7	6.5
1983	2.1	2.4	2.3	2.1	1.9	2.2	2.1	2.6	2.5	2.1
	6.2	7.6	4.1	4.6	4.0	4.9	6.2	5.6	5.7	3.8
1984	1.9	2.2	2.0	1.8	1.6	2.2	2.5	2.2	2.0	2.2
	4.0	4.1	5.4	4.9	4.6	4.6	6.2	4.7	4.9	4.9
1986	1.2	1.4	2.4	2.7	2.4	1.7	1.5	1.6	1.5	1.9
	35	51	156	200	135	164	157	161	173	186
1990	2.3	2.0	2.3		2.3				2.5	
	4.6	5.1	5.4		4.0				5.4	

Табл. 4. Реконструкция радиационной обстановки

Площадка	Азгир		Балкудук		Расстояние от скважин, м	
	расст км	доза, бэр	расст км	доза, бэр	доза, 10 бэр	доза, 1 бэр
A1	1,5	0,140	26	0,002	150	500
A2	8	0,080	26	0,054	900	3100
A5	18	0,002	42	0,001	110	420
A8	17	0,300	41	0,120	750	3000

За прошедший период наиболее серьезная ситуация на полигоне сложилась в 1997г., когда наблюдались интенсивное образование провалов земной поверхности и массовое заболевание животных, по этому поводу комиссия ГКЧС выезжала в Азгир. Провалы имели бутылеобразную форму глубиной до 2 м и диаметром до

1,5 м. Появление провалов, очевидно, явилось следствием карстообразования в результате воздействия интенсивных в том году паводковых вод и атмосферных осадков. Это можно отнести к оползневым явлениям, возникающим как отдаленные последствия ПЯВ в виде нарушений сплошности среды в результате динамического воздействия в прошлом на надсолевые породы. Сотрудники ИЯФ, входившие в состав комиссии, провели детальное обследование радиационной ситуации, отбор проб почвы и их гамма-спектрометрический анализ.

В таблице 6 приведены результаты измерений содержания в почве гамма-нуклидов естественно и техногенного происхождения [5]. Загрязнения почвы на площадках имеют неравномерный и пятнистый характер, аналогично данным 1995г. На площадках А2, А5 и А10 концентрация цезия-137 в отдельных точках составляет 3741, 2044 и 7785 Бк/кг, соответственно.

Табл. 5. Содержание цезия-137 в пробах почвы

Место отбора проб	Бк/кг	мКи/км ²
A1	6-132	39-713
A2	12-11907	79-9655
A3	5-2696	22-13798
A4	4-36	21-156
A5	13-481	87-4171
A7	4-29	12-179
A8	4-13	28-57
A9	15	76
A10	25-562	122-2800
A11	5-19	27-143
Азгир	4-19	25-102
Балкудук	2-14	16-115
Суюндук	16	96

Вероятно, такие повышенные концентрации цезия-137 обусловлены выходом РН из траншейных захоронений, а также тем, что при проведении рекультивации отдельные радиоактивные пятна, к сожалению, остались и сейчас происходит их обнажение из-за водной и ветровой эрозии почв.

Максимальные уровень МЭД (1200 мкР/ч) и количество пятен радиоактивных аномалий фиксируются по данным 1999г. на площадке А2, на площадках А3, А5 и А10 - 790, 400 и 290 мкР/ч, соответственно. Площади пятен загрязнений, где регистрировались повышенные уровни МЭД, находятся

в пределах $0,1 \div 0,2 \text{ м}^2$. Данные измерений МЭД в поселках Азгир, Балкудук, Батырбек и Суюндук и их окрестностях показывают, что радиационный фон находится в пределах естественного для данной местности ($10 \div 15 \text{ мкР/ч}$).

Результаты определения концентрации радионуклидов цезия-137, калия-40, тория-232, радия-226 в образцах почвы представлены в таблице 7, где

координаты точек пробоотбора определяются азимутом и расстоянием от репера до этих точек. Данные по содержанию РН в поверхностном почвенном слое (от 0 до 5 см) показывают на значительную загрязненность цезием-137 территории площадок А2, А3 и А10, где концентрация цезия-137 достигает 2084, 555 и 4476 Бк/кг, соответственно, при 10 % погрешности.

Табл. 6. Гамма-спектрометрический анализ образцов почвы, Бк/кг (относ. ошибка, %)

Площадки	Cs-137	Co-60	Eu-152	U	Th-228	K-40	Eu-154
A1	1(100)÷ 8(70)	8(92) ÷ 11(30)	22(33)÷ 31(37)	10(100)÷ 23(100)	33(78)÷ 55(57)	15(100)÷ 469(55)	27(38)÷ 31(54)
A2	5(100)÷ 3741(2)	0÷7(56)	1(100)÷ 46(28)	3(100)÷ 36(41)	9(100)÷ 60(76)	15(100)÷ 710(40)	1(100)÷ 47(28)
A3	6(77)÷ 22(30)	2(100)÷ 6(100)	18(100)÷ 57(34)	1(100)÷ 17(88)	34(68)÷ 100(26)	294(84)÷ 787(33)	16(73)÷ 63(31)
A4	40(29)÷ 58(20)	7(100)	27(40)÷ 50(21)	1(100)÷ 3(100)	47(53)÷ 63(100)	16(100)÷ 573(43)	44(30)
A5	6(100)÷ 2044(1)	5(100)	2(100)÷ 40(34)	1(100)÷ 4(100)	19(26)÷ 75(36)	15(100)÷ 468(9)	6(34)÷ 35(52)
A7	÷4(100) 16(42)	2(100)÷ 12(51)	23(100)÷ 31(38)	1(100)÷ 5(100)	52(38)÷ 61(100)	356(76)÷ 831(35)	17(50)÷ 32(35)
A8	38(24)÷ 41(25)	2(100)÷ 4(100)	29(35)÷ 33(33)	23(47)÷ 26(100)	57(40)÷ 59(100)	580(42)÷ 1193(21)	22(65)÷ 27(57)
A10	61(21)÷ 7783(3)	2(100)	2(100)÷ 25(34)	1(100)÷ 5(100)	27(11)÷ 63(100)	357(10)÷ 847(31)	2(100)÷ 31(50)
A11	4(100)÷ 13(50)	3(100)÷ 10(42)	31(30)÷ 39(25)	4(100)÷ 11(100)	89(26)÷ 102(27)	505(55)÷ 870(29)	14(90)÷ 23(62)

Предварительный сравнительный анализ данных по содержанию цезия-137 в почве на площадках А2, А3 и А10 (Табл. 7.) и на площадках А2, А5 и А10 (таблица 8, 1997 г., слой от 0 до 20 см) показывает на то, что уровень загрязненности нижележащих слоев почвы превышает уровень загрязненности поверхностного слоя (0-5 см). По видимому, это обусловлено условиями проведения рекультивации нарушенных земель на территории объекта «Галит», тем более что работы были проведены некачественно и с нарушениями положений проекта рекультивации.

Результаты РМС на площадках А1, А2, А3, А5 и А10 за 1995-1999 гг. представлены на диаграммах изменений МЭД (Рис.1). По вертикальной оси координат отсчитываются зафиксированные максимальные значения МЭД на площадках за вычетом естественной региональной фоновой величины МЭД в ареале АП. Диаграммы наглядно демонстрируют, что начиная с 1996 г. проявляется тенденция к росту величины МЭД на указанных площадках вследствие возникновения отдельных аномальных пятен радионуклидных загрязнений (РНЗ) верхнего почвенного слоя дневной поверхности. Это явление обусловлено, как указывалось ранее, процессами выноса (РН) из траншейных захоронений РАО на площадках. Выход РН из траншей может происходить по таким каналам миграции, как естественная пористость грунта, покрывающего траншеи, капилляры в поверхностном слое грунта, а также из-за ветровой и водной эрозии грунта. На остальных площадках значение МЭД находится в пределах естественных региональных фоновых величин.

Данные гамма-спектрометрических анализов проб почвы с площадок А2, А3, А5 и А10 за 1995-99 гг. представлены на диаграммах изменений уровней

удельной активности цезия-137 (Рис. 2). Амплитуды диаграмм отражают максимальные величины удельной активности цезия-137 на указанных площадках. При этом также определялось содержание в почве калия-40, тория-232, радия-226, европия-155 и америция-241, обнаруженных в незначительных количествах в пробах грунта (не превышающих допустимых концентраций или естественных фоновых значений и уровней глобальных выпадений). Поэтому указанные радионуклиды не представлены на диаграммах. Из рис. 2 видно, что в 1997 г. произошел всплеск уровней концентрации цезия-137 в поверхностном слое почвы на площадках А2, А5 и А10. В том же году на площадках АП были зафиксированы процессы провалообразования грунта вследствие карстообразования из-за обильных осадков и талых вод. Очевидно, что интенсивное проникновение влаги вглубь почвы привело к образованию капилляров, которые могли стать каналами миграции РН на дневную поверхность из траншейных захоронений, кроме капиллярных явлений свой вклад может вносить эрозия грунта, оголяющая аномальные пятна РНЗ и «горячие» частицы.

Измерения МЭД и концентрации цезия-137 в почве на площадках подтверждают возникновение дополнительных пятен РНЗ на дневной поверхности из-за водной и ветровой эрозии грунта. Перенос РН из полостей и ореольных зон РНЗ в осадочных и покрывающих породах на дневную поверхность может осуществляться: движением воды, газа и пара, содержащихся в порах и капиллярах соли, на стратификационных и структурных границах, в пористых системах песчаных слоев и в зонах дезинтеграции приповерхностных горных пород [6].

Табл. 7. Удельная активность техногенных и естественных радионуклидов в пробах почвы Азгирского полигона (глубина от 0 до 5 см), Бк/кг (ошибка, %)

Площадки	Шифр пробы	Координаты точек пробоотбора	Cs-137	K-40	Th-232	Ra-226
A1	A1-1	В 35м	6	1026 (15)	42 (20)	29 (18)
	A1-13	С 35м	9	688	23 (17)	20
	A1-9	З 35м	450 (11)	638 (20)	20 (30)	24 (32)
	A1-5	Ю 35м	169 (11)	717 (18)	22 (40)	26
A2	A2-1	С 30м	160 (11)	546 (18)	24	21
	A2-2	Ю 30м	2084 (10)	611 (17)	24 (27)	23 (34)
	A2-3	З 30м	245 (11)	743 (20)	39 (18)	30 (27)
	A2-4	В 30м	879 (10)	573 (21)	30 (43)	25 (45)
	A2-5	С-З 42м	86 (15)	533 (25)	27 (29)	20
	A2-6	Ю-З 42м	168 (13)	334 (41)	43 (21)	24 (32)
	A2-7	Ю-В 42м	417 (11)	647 (24)	49	27 (47)
A3	A3-5	Ю-З 42м	219 (11)	264 (34)	31	24
	A3-2	З 30м	43 (17)	471 (25)	36 (19)	29 (22)
	A3-7	С-З 42м	18	684 (19)	46 (16)	34 (20)
	A3-4	С 30м	14	772 (15)	31 (16)	28 (28)
	A3-6	С-З 42м	96 (12)	822 (15)	33 (17)	28 (18)
	A3-3	В 30м	78 (13)	538 (20)	34 (31)	24 (22)
	A3-1	Ю 30м	555 (10)	652 (18)	28 (24)	21 (27)
A4	A4-13	С 35м	45 (15)	925 (14)	28 (33)	26 (18)
	A4-1	В 35м	377 (10)	934 (14)	32 (24)	25 (18)
	A4-5	Ю 35м	53	200 (29)	13	-
	A4-9	З 35м	7	716 (14)	37 (15)	20 (33)
A5	A5-1	СВ 42м	33 (15)	193 (37)	21 (22)	19
	A5-2	Ю 30м	33 (18)	281 (33)	24 (40)	-
	A5-3	СЗ 42м	-	195 (58)	14	-
	A5-4	С 30м	11	532 (18)	15	24
	A5-5	ЮВ 42м	122 (11)	545 (18)	17	-
	A5-6	ЮЗ 42м	17	442 (20)	23 (26)	24
	A5-7	В 30м	36 (18)	183 (42)	23 (24)	-
	A5-8	З 30м	107 (11)	464 (19)	18	15
A7	A7-1	Ю 35м	20	502 (22)	30	22
	A7-5	З 35м	49 (17)	1270 (15)	50 (17)	27 (36)
	A7-9	С 35м	12	633 (23)	-	-
	A7-13	В 35м	26 (23)	1324 (15)	40 (19)	32
A8	A8-7	Ю-З 42м	17 (29)	1098 (14)	34 (20)	27 (22)
	A8-6	С-З 42м	26 (19)		30	17 (25)
	A8-4	Ю 30м	22 (25)	806 (19)	36 (20)	27
	A8-1	С 30м	70 (15)	428 (28)	24	20 (30)
	A8-3	З 30м	36 (18)	541 (21)	23 (25)	22
	A8-5	Ю-В 42м	26 (25)	731 (20)	34 (36)	25 (25)
	A8-2	В 30м	22 (21)	438 (23)	18 (28)	14
A9	A9-2	С	7	560 (22)	26 (23)	19 (30)
	A9-9	С 35м	18	650 (23)	24 (36)	25 (25)
A10	A10-1	Ю 40м	4476 (10)	1067 (16)	38 (23)	50
	A10-5	В 35м	961 (10)	967 (16)	32 (32)	25
	A10-13	С 60м	1471 (10)	811 (16)	32	29
A11	A11-1	Ю 35м	60 (18)	806 (16)	23 (22)	25
	A11-5	З 35м	80 (13)	1940 (12)	32 (30)	33 (23)
	A11-13	В 35 м	27 (19)	757 (17)	36 (17)	31 (18)

Табл. 8.

Площадка	Азимут, расстояние от репера, м	Концентрация цезия-137, Бк/кг
A2	С - 40	3741
A5	С З - 65	2044
A10	С З - 30	7785

В настоящее время объекты АП не могут оказывать непосредственного влияния на здоровье местных жителей, опасность заключается в бескон-

трольном нахождении на площадках и осуществлении несанкционированной хозяйственной и иной деятельности, т.к. радиационная ситуация на площадках вокруг боевых скважин не стабилизировалась и продолжают рецидивные проявления РНЗ. Поэтому сохраняется актуальность осуществления в Азгире непрерывного радиоэкологического мониторинга объектов окружающей среды на полигоне и в окрестностях.

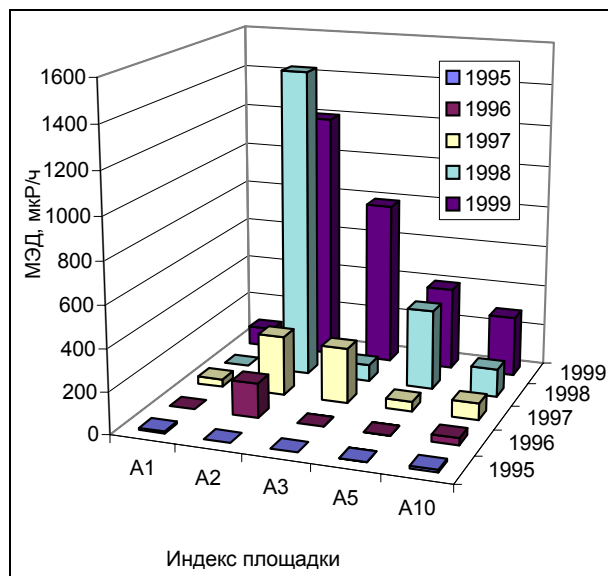


Рис. 1. Диаграмма изменения МЭД на площадках Азгирского полигона

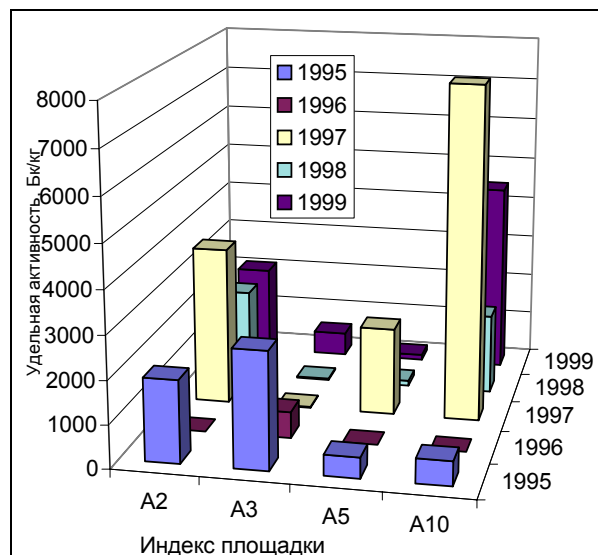


Рис. 2. Диаграмма изменения удельной активности цезия-137 в почве на площадках Азгирского полигона

ЛИТЕРАТУРА

1. Адымов Ж.И., Ахметов Е.З., Ерматов А.С. и др. Полигон Азгир. Препринт №1-96, ИЯФ НЯЦ РК. Алматы, 1996 г.
2. Анализ и обобщение материалов по геологии, гидрогеологии и проведенным подземным ядерным взрывам на солянокупольном месторождении Большой Азгир. Отчет по договору 130-Н. Второй этап. ВНИПИпромтехнология. Москва, 1996г.
3. Комплексное эколого-экономическое исследование природных территорий и оценка состояния здоровья населения на Азгирском и Тайсойганском полигонах. Отчет Санкт-Петербургского Университета. Санкт-Петербург, 1992 г.
4. Анализ и поэтапная реконструкция радиационной обстановки в районе объекта «Галит». Отчет НПО «Радиовый Институт». Санкт-Петербург, 1994 г.
5. Адамский В.Б., Адымов Ж.И., Ахметов Е.З. и др. Мирные ядерные взрывы на солянокупольном месторождении Большой Азгир. Препринт №10-98, ИЯФ НЯЦ РК. Алматы, 1998 г.
6. Савоненков В.Г., Кривохатский А.С. Локализация радиоактивных продуктов (отходов) в соляном куполе Азгир. Препринт РИ-235, НПО «Радиовый Институт». Москва, 1993 г.

АЗҒЫР ПОЛИГОНЫ «ГАЛИТ»: БҰРЫНҒЫ ЖӘНЕ ҚАЗІРГІ ЖАҒДАЙ

¹⁾Ахметов Е.З., ²⁾Гильманов* Д.Г.

¹⁾ҚР Ұлттық Ядролық орталығының ядролық физика институты

²⁾ҚР Ұлттық Ядролық орталығы

Азғыр полигонының жарлыстан кейін және қазіргі радиоэкологиялық жағдайы келтірілген. Радионуклидтер қоршаған ортаға таралуы мселесі қаралған.

THE AZGIR TEST SITE (OBJECT «GALIT»): THE PAST AND THE PRESENT STATE

E.Z. Akhmetov, D.G. Gilmanov

¹⁾NNC RK Institute of Nuclear Physics

²⁾NNC RK, Kurchatov, Republic Kazakhstan

The postexplosion and present radioecological state of the Azgir test site represented. The problems of the spreading of the radionuclids to the environment considered.

УДК 504.064.36

МИРНЫЕ ЯДЕРНЫЕ ВЗРЫВЫ НА ТЕРРИТОРИИ КАЗАХСТАНА

¹Березин С.А., ¹Гильманов Д.Г., ¹Жотабаев Ж.Р., ¹Кадыржанов К.К.,
¹Мукушева М.К., ¹Такибаев Ж.С., ¹Тухватулин Ш.Т., ²Даукеев С.Ж.

¹Национальный ядерный центр РК

²Акимат Атырауской области РК

В статье дается глобальный анализ объектов подземных ядерных взрывов в Казахстане. Рассмотрены основные характеристики мирных ядерных взрывов по целям.

Результаты первых ядерных испытаний СССР привели советских ученых к выводам, что энергию ядерного взрыва можно эффективно использовать в народно-хозяйственных целях. Здесь уместно вспомнить идею И.В. Курчатова, высказанную в 1951г. при обсуждении результатов успешного испытания первой атомной бомбы "...видите, какая сила, создаваемая атомом, расходуется зря? Ведь в военных целях вряд ли она когда-нибудь будет применена. Следует задуматься всерьез о применении ее в мирных целях. Сколько проблем существует в народном хозяйстве, которые с большим эффектом можно решить с помощью атомных взрывов! Взять хотя бы создание водоемов, рытье каналов для переброски водных ресурсов, вскрытие рудных пластов"[1]. В дальнейшем о приоритете СССР в отношении идеи использования энергии ядерных взрывов в промышленных целях получили развитие в научных публикациях. Первые в мире научные статьи о преимуществах промышленных ядерных взрывов были опубликованы советским ученым Г.И. Покровским в 1954г. в журнале "Техника молодежи" и в 1956г. в "Горном журнале". Во Франции К. Ружерон в 1956г. издает книгу "Возможности применения термоядерных взрывов в мирных целях".

Справедливости ради следует отметить, что Соединенные Штаты Америки были пионером не только в создании ядерного оружия, но и в мирном использовании ядерных взрывов. В США практические работы по использованию ядерных взрывов в мирных целях были начаты после утверждения в 1957 г. программы "Плаушер", в рамках которой в декабре 1961г. был произведен первый в мире ядерный взрыв - "Гном", а последний - "Рио-Бланко" в 1971 году. Всего в США были проведены 28 ядерных взрывов в мирных целях (Рис. 1).

В СССР начало практической работы по использованию ядерных взрывов в мирных целях связано с целевой Программой № 7 "Ядерные взрывы для народного хозяйства", принятой в 1962 году. За период 1965-1988гг. на территории бывшего СССР было осуществлено 124 ядерных взрыва в мирных целях, в том числе 39 на территории 7 областей Респуб-

ки Казахстана (Табл. 1., Рис. 2.). Все ядерные взрывы в мирных целях проводившиеся на территории Казахстана осуществлялись под землей. В таблице 2 приведены некоторые характеристики регионального распределения мирных ядерных взрывов по целям их проведения



Рис. 1. Искусственный кратер Седан, программа «Плаушер»



Рис. 2. Ядерные испытания в казахстане

МИРНЫЕ ЯДЕРНЫЕ ВЗРЫВЫ НА ТЕРРИТОРИИ КАЗАХСТАНА

Табл. 1. Мирные ядерные взрывы в Казахстане

Дата проведения, годы	Место проведения (область)	Условия проведения	Количество взрывов
1966-1979	Гурьевская	Создание подземных емкостей большого объема в массиве каменной соли (А-I, ...XI)	17
1969-1970	Мангышлакская	Отработка промышленных взрывных технологий. Скважины Т-1, Т-2, Т-3	3
1965-1974	Семипалатинский полигон	Экспериментальные работы по отработке ЯВТ в интересах народного хозяйства	7
1972	Уральская	Глубинное сейсмическое зондирование. «Регион», скважина Р-5	1
1972	Кустанайская	Глубинное сейсмическое зондирование. «Регион», скважина Р-5	1
1973	Тургайская	Глубинное сейсмическое зондирование. «Меридиан-1», скважина МН-1	1
1973	Шымкентская	Глубинное сейсмическое зондирование. «Меридиан-1, 2» скважины МН-2, 3	2
1983-1984	Уральская	Создание подземных емкостей. «Лира»-1, 2, 3, 4, 5, 6	6
1987	Актюбинская	Отработка ядерно-взрывной технологии. «Батолит», скважина БТ-2	1
ВСЕГО:			39

Табл. 2. Основные характеристики мирных ядерных взрывов, проведенных на территории Казахстана (по целям)

№ №	Поряд. номер взрыва	Название проекта	Дата	Место	Мощность, кт	Глубина залож. заряда, м	Условия проведения
1	2	3	4	5	6	7	8
1. Экспериментальные работы по отработке ЯВТ в интересах народного хозяйства (1965-1974 гг)							
1.	231	"Чаган"	15.01.65	СИП, Балапан	140	175	Скв. 1004
2.	242	"Сары-Узень"	14.10.65.	СИП, Сары-Узень	1,1	48	Скв. 1003
3.	291	"Телькем"	21.10.68.	СИП, Телькем	0,24		Скв. 2308
4.	295	"Телькем-2"	21.11.68.	СИП, Телькем	0,24 0,24 0,24	31,4	Скв. 2305 Скв. 2306 Скв. 2307
5.			09.04.71.	СИП, Дегелен	0,23		Шт. 148/1
6.			16.12.74.	СИП, Дегелен	3,8		Шт. 148/5
7.	413	"Лазурит"	07.12.74.	СИП, Муржик	1,7	75	Скв. Р-1
8.			23.12.70	Мангышлакская обл.	75	497	Скв. 1Т
9.			12.12.70.	Мангышлакская обл.	80	470	Скв. 6Т
10.			06.12.69.	Мангышлакская обл.	30	407	Скв. 2Т
2. Глубинное сейсмическое зондирование земной коры для поиска структур, перспективных для разведки полезных ископаемых							
11.	366	"Регион"	20.08.72.	Уральская. обл.	6.6	489	Скв. Р-3
12.	375	"Регион"	24.11.72.	Кустан. обл.	6,6	423	Скв. Р-5
13.	384	"Меридиан"	28.08.73.	Тургайск. обл.	6.3.	395	Скв. МН-1
14.	386	"Меридиан"	19.09.73.	Чимкентск. обл.	6.3	615	Скв. МН-2
15.	383	"Меридиан"	15.08.73.	Чимкетск. обл.	6.3	600	Скв. МН-3
16.	687	"Батолит"	03.10.87.	Актюбинск. обл.	8,5	1002	Скв. БТ-2
3. Опытнo-промышленные работы по созданию подземных емкостей							
17.	613	"Лира"	10.07.83.	Уральская. обл.	15	907	СКВ. 1 Т
18.	614	"Лира"	10.07.83.	Уральская. обл.	15	917	Скв. 2 Т
19.	615	"Лира"	10.07.83.	Уральская. обл.	15	841	Скв. 3 Т
20.	639	"Лира"	21.07.84.	Уральская. обл	15	816	Скв. 4 Т
21.	640	"Лира"	21.07.84.	Уральская. обл	15	844	Скв. 5 Т
22.	641	"Лира"	21.07.84.	Уральская. обл	15	955	Скв. 6 Т
4. Опытнo-промышленные исследования по отработке технологии создания подземных емкостей в массиве каменной соли на соляно – купольном поднятии Большой Азгир (1966- 1979гг)							
23	248	"Галит"	22.04.66.	Азгир, Гурьевская обл.	1,1	161	Скв. А-1

1	2	3	4	5	6	7	8
24	286	"Галит"	01.07.68.	Азгир, Гурьевская обл.	27	600	Скв. А- 2
25	420	" Галит "	25.04.75.	Азгир, Гурьевская обл.	0,35	600	Скв. А-2-2
26	472	"Галит"	14.10.77.	Азгир, Гурьевская обл.	0,1	600	Скв. А-2-3
27	475	"Галит"	30.10.77.	Азгир, Гурьевская обл.	0,01	600	Скв.А-2-4
28	495	"Галит"	12.09.78.	Азгир, Гурьевская обл.	0,08	600	Скв.А-2-5
29	508	"Галит"	30.11.78.	Азгир, Гурьевская обл.	0,06	600	Скв.А-2-6
30	512	"Галит"	10.01.79.	Азгир, Гурьевская обл.	0,5	600	Скв. А-2-7
31	352	"Галит"	22.12.71.	Азгир, Гурьевская обл.	64	986	Скв. А-3
32.	438	"Галит"	29.03.76.	Азгир, Гурьевская обл.	10	986	Скв. А-3-2
33.	445	"Галит"	29.07.76.	Азгир, Гурьевская обл.	58	1000	Скв. А- 4
34.	470	"Галит"	30.09.77.	Азгир, Гурьевская обл.	10	1500	Скв. А-5
35.	502	"Галит"	17.10.78.	Азгир, Гурьевская обл.	20-150 0,001-20	971	Скв. А-7 Скв. А-7
36.	513	"Галит"	17.01.79.	Азгир, Гурьевская обл.	0,001-20 20-150	995	Скв. А-8 Скв. А-8
37.	510	"Галит"	18.12.78.	Азгир, Гурьевская обл.	103	630	Скв. А-9
38.	537	"Галит"	24.10.79.	Азгир, Гурьевская обл.	0,001-20 20-150	980	Скв. А-10 Скв. А-10
39.	523	"Галит"	14.07.79.	Азгир, Гурьевская обл.	0,001-20 0,001-20 0,001-20	982	Скв. А-11 Скв. А-11 Скв. А-11

Как видно (Табл. 2) самый первый и мощный (140 кт ТЭ) ядерный взрыв в народно - хозяйственных целях проводился 15 января 1965 г. в урочище Балапан (скважина 1004), в месте слияния рек Чаган и Ащи - Су на восточной части Семипалатинского Полигона.

Целью эксперимента являлось создание искусственного водохранилища в засушливой степи с помощью подземного ядерного взрыва и перекрытия русла реки Чаган насыпной плотиной в месте ее слияния с рекой Ащи-Су.

Результаты ядерного взрыва описывает очевидец, принимавший участие в эксперименте в качестве корреспондента газеты "Правда"[2]: "через несколько дней испытатели подошли к месту взрыва. Перед ними в земле зияла гигантская щель. 6 млн. куб. м земли поднял в воздух взрыв. Образовалась воронка диаметром около 500 м и глубиной до 100 м. Ей суждено было стать первым в истории человечества искусственным водохранилищем, рожденным ядерным взрывом".

Представляют интерес некоторые сведения о радиационной обстановке в зоне взрыва, полученные специалистами, входившими в группу прогнозирования радиационного эффекта. К концу первых суток после взрыва мощность дозы непосредственно в воронке и на гребне навала составляла несколько тысяч Р/ч, но уже через 20 суток - 1,5-2,5 Р/ч. Через 29 суток (12 февраля) была выполнена трассировка канала на различных пикетах при уровнях: 2,5 Р/ч на удалении 250 м; 2,1 Р/ч (330 м); 1,7 Р/ч (400 м); 0,7 Р/ч (600м) и 0,2 Р/ч (700м).



Рис. 2. Взрыв "Чаган"



Рис. 3. "Атомное озеро"

При выполнении работ в радиационно опасной зоне для всего персонала предусматривались и осуществлялись меры по его радиационной защите: было выполнено освинцовывание кабин бульдозеров, тщательно хронометрировалось время пребывания на трассе канала, функционировал пункт санитарной обработки, использовалась спецодежда [3]. Вследствие особой уникальности объекта он разносторонне изучался многими научными коллективами как в рамках выполнения комплексных программ радиационных исследований, так и различных целевых программ радиэкологических обследований, продолжавшихся в течение нескольких лет.

Из серии ядерных взрывов, проведенных в мирных целях на территории Казахстана, последний подземный ядерный взрыв произведен на объекте "Ли́ра", который расположен на территории Карачаганакского месторождения бывшей Уральской области.

В период с 1983 по 1984 гг. на площадке объекта "Ли́ра" были осуществлены 6 подземных ядерных взрывов в соляной среде с целью создания парка резервуаров (ПР)

для хранения нефтегазопродуктов. Все работы, связанные с подготовкой, спуском и подрывом зарядов, осуществляли специалисты КБ АТО при консультации специалистов ВНИИ ТФ - основных разработчиков.

Систематические исследования почвенно-растительного покрова, контроль и анализ радиэкологической обстановки на площадке "Ли́ра" с момента ее создания и до конца 1992 г. осуществлялись сотрудниками Радиевого института им. В.Г. Хлопина [4].

После распада СССР дальнейшие работы на площадке "Ли́ра" не проводились.

Начиная с 1999г., в связи с интенсивным развитием Карачаганакского газоконденсатного месторождения, детальное изучение радиэкологической ситуации на технологических площадках объекта "Ли́ра" и ее прогнозирование на перспективу осуществляются специалистами Института ядерной физики НЯЦ РК.

Аналогичные работы проводятся на объектах Балапан и Дегелен (СИП) Институтом радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК и Институтом ядерной физики НЯЦ РК на площадке "Азгир".

Особо следует подчеркнуть, что из 38 объектов, где проводились подземные ядерные взрывы для народно-хозяйственных целей на территории Казахстана, ни один объект не используется по назначению.

Проведенный нами общий анализ объектов, где проводились мирные ядерные взрывы на территории Казахстана показывает, что эти объекты имеют специфические особенности, а именно:

- в силу существовавших ранее ограничений, как заказчики, так и производители работ не оформляли горноотводные акты для проведения подземных ядерных взрывов в народно-хозяйственных целях;

- по сей день, не стоят на едином государственном учете участки недр, где проводились такие взрывы (за исключением площадки "Ли́ра");
- по различным причинам в Республику Казахстан от Российской Федерации не передана горно-геологическая, геофизическая, радиэкологическая и другие научно-технические документации по объектам мирных ядерных взрывов (МЯВ), проведенных на территории Казахстана ("Регион - 3, 5", "1,2,3- Т", "Меридиан - 1, 2, 3", "Батолит -2");
- наличие потенциальной экологической опасности некоторых объектов МЯВ, степень которой на сегодня неизвестна и трудно прогнозируема на будущее;
- длительное и бесконтрольное воздействие радиационного загрязнения на окружающую среду и определенную часть населения РК.

Исходя из вышеприведенного (за исключением объектов СИП и объекта "Ли́ра"), необходимо выполнить следующий комплекс работ по объектам МЯВ:

- сбор, анализ и обобщение имеющихся данных по проведенным взрывам, полевые исследования по определению радиационно-экологической обстановки, отбор образцов во всех компонентах окружающей среды, анализ отобранных проб;
- оценка надежности захоронения радиоактивных продуктов взрыва в центральных зонах на основе долгосрочного прогноза миграции радионуклидов в недрах и оценка воздействия на окружающую среду;
- научно-техническое обоснование и разработка проектов специальных горных отводов под охранные массивы с целью защиты недр, окружающей среды и населения от радиоактивного облучения в результате случайного или несанкционированного вмешательства в зону взрыва (бурение, горнопроходческие работы и др.), с системой радиэкологического мониторинга районов взрывов.

Для выполнения вышеперечисленных задач и во исполнение постановления Правительства РК от 12.03. 1999г. № 227 "О реализации Указа Президента РК от 24.02. 1999г. №71 "Об утверждении Договора между Республикой Казахстан и Российской Федерацией об экономическом сотрудничестве на 1998- 2007 годы" (Раздел: "Охрана окружающей среды") Национальным ядерным центром РК в 1999 году была разработана совместная Казахстанско-Российская программа по ликвидации последствий ядерных взрывов и направлена в адрес Министерства экологии и природных ресурсов РК (МЭПР) и Миннауки-АН РК, дальнейшая судьба которой неизвестна по настоящее время.

В заключение следует отметить, что необоснованная отсрочка в выполнении вышеуказанных работ, которые, по нашему мнению, в конечном итоге придется когда-либо обязательно выполнять, может привести к нежелательным последствиям.

ЛИТЕРАТУРА

1. Ядерные испытания СССР, Москва, ИЗДАТ, 1997.
2. Губарев В. В двух шагах от эпицентра. «Техника молодежи» № 11, 1978.
3. Матущенко А.М. Первый мирный ядерный. «Атомпресс» № 2, 1995.
4. Ядерные испытания СССР. Том 2, Минатом РФ, 2000.

ҚАЗАҚСТАН ТЕРРИТОРИЯСЫНДАҒЫ БЕЙБІТ МАҚСАТТЫ ЖАРЫЛЫСТАР

¹⁾Березин С.А., ¹⁾Гилманов Ж.Г., ¹⁾Жотабаев Ж.Р., ¹⁾Қадыржанов Қ.К.,
¹⁾Мұқышева М.Қ., ¹⁾Төкібаев Ж.С., ¹⁾Тухватулин Ш.Т., ²⁾Даукеев С.Ж.

¹⁾ҚР Ұлттық ядролық орталығы
²⁾Қазақстан Республикасының Атырау облысының әкімшілігі

Қазақстан территориясындағы жерасты ядролық жарылысы өткізілген объектілерге жалпы талдау жасалды. Бейбіт мақсаттағы ядролық жарылыстардың негізгі сипаттамасы қарастырылды.

PEACEFUL NUCLEAR EXPLOSIONS AT KAZAKHSTAN TERRITORY

¹⁾S.A. Berezin, ¹⁾D.G. Gilmanov, ¹⁾Zh.R. Zhotabaev, ¹⁾K.K. Kadyrzhanov,
¹⁾M.K. Mukusheva, ¹⁾Zh.S. Takibaev, ¹⁾Sh.T. Tukhvatulin, ²⁾S.Zh. Daukeev

¹⁾National Nuclear Center RK
²⁾Akimat of Atyrau Oblast, RK

The article gives global analysis of the objects of underground nuclear explosions in Kazakhstan. Principal characteristics of peaceful nuclear explosions are considered by purposes.

УДК 577.391: 577.4

CAN THE COMBINED EFFECTS OF RADIOLOGICAL AND CHEMICAL STRESSORS BE ASSESSED IN A COMBINED MANNER, USING RISK ASSESSMENT METHODS?

Dr. Malcolm Stephenson

Jacques Whitford Environment Limited P.O. Box 1116, Fredericton, New Brunswick, Canada E3B 5C2

This paper reviews the use of risk assessment in environmental management and decision making, and the history and technical basis for risk assessment under the separate radiological and chemical risk management paradigms. Recommendations on how a combined risk assessment framework might work is provided as well as significant technical barriers to implementing such a framework are commented upon.

Internationally accepted methodologies for risk assessment have been developed largely independently for both radioactive contaminants (e.g., the International Commission on Radiological Protection approach) and for chemical contaminants (e.g., approaches developed by United States Environmental Protection Agency and others). Risk assessment methodologies may focus on either the risk to human receptors, or the risk to ecological receptors. For radionuclides, risk assessment has historically focused on human receptors, since it has been assumed that by protecting individual humans, other biota in the environment will also be provided with adequate protection. For chemicals, risk assessment has diverged into assessments focused on either human health, or ecological receptors, and there has been no serious effort to integrate these two methodologies.

There is no accepted methodology that can be used to assess the combined or cumulative risk of both radiological and chemical contaminants simultaneously, for either human or ecological receptors. However, in order to effectively manage risks to human and ecological receptors in areas where both chemical and radiological risks may occur, it is evident that such methods must be developed.

Barriers to completing simultaneous risk assessments for radiological and chemical contaminants include regulatory limitations (regulators are not prepared or qualified to review a combined risk assessment); methodological limitations (the existing methodologies may express risk in different units, or in ways that are not directly comparable or additive); and knowledge gaps (there may be uncertainty about whether different classes of contaminant affect receptors in ways that are synergistic, additive, or antagonistic). These issues are of greater importance for human health risk assessments than for ecological risk assessments, largely because the methodologies for human health risk assessment are more highly developed and less flexible than for ecological risk assessment.

Resolving the difference and integrating the paradigms for radiological and chemical risk assessments will require considerable effort from scientists, industry and regulators; and between risk assessors and risk managers. Due to the complexity of conducting risk assessments for human and ecological receptors, and for radiological and chemical contaminants, it is unlikely

that any single "template" will be universally applicable. Therefore, emphasis should be placed on developing a flexible policy framework within which risk assessors and risk managers can manage the aggregate risk from all stressors, protecting public health and the environment.

1.0 INTRODUCTION

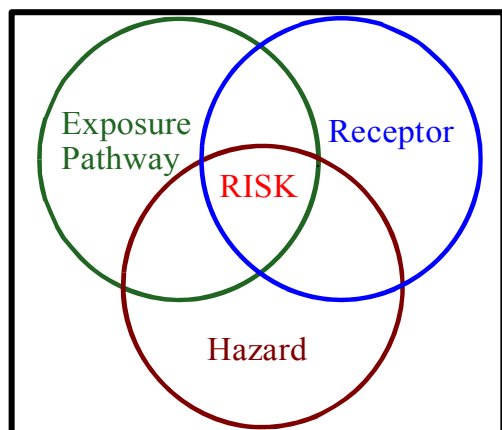
Risk assessment is the process of quantifying risks and finding acceptable levels of risk for an individual, group or society. It may involve the characterization of the types of health and environmental effects expected from exposure to a chemical substance or radionuclide, estimation of the probability or risk of occurrence of adverse effects, and a recommendation for corrective actions. There are two main objectives of human health and ecological risk assessments:

- to determine whether the identified potential contaminants of concern (COCs) will pose unacceptable risks to identified receptors (humans and/or ecological); and
- if unacceptable risks are identified, to identify management options or strategies that will ensure the protection of the receptors at risk.

Although the process outlined above is the one that has been developed for chemical risk assessment, the process for radioactive substances is generally similar.

Principles of Risk Assessment

As illustrated, there are three elements to risk: the hazard, the exposure pathway, and the receptor. For a risk to occur, all three elements (hazard, pathway and receptor) must be in place. A risk assessment examines the relationship among these three elements by evaluating the potential for adverse effects to occur to the receptors, as a result of exposure to the hazards, through specific exposure pathways. This assessment may be qualitative (classifying risk as "low", "moderate", or "high") or quantitative (calculating detailed estimates of exposure to the COCs, and comparing exposure to quantitative limiting values). If the risk of harm to the receptors is considered to be unacceptable, then a risk management strategy is outlined. The risk management strategy is designed to control or eliminate one or more of the hazard, the exposure pathway, and/or the receptor, in order to manage risk at an acceptable level.



2.0 RISK ASSESSMENT COMPONENTS

Human health and ecological risk assessments involving contaminated sites often differ in their approach, depending on the nature of the hazard, regulatory requirements, and the objectives of the risk assessment. However, they typically contain the following standard elements.

Hazard Identification

This step involves identifying substances in the environment which may pose a potential health risk to humans and/or ecological receptors, and an evaluation of their potential toxicity. The chemical and radiological hazards, and their estimated concentrations in the environment should be identified based on site data, and an understanding of the toxicology of the COCs.

Receptor Characterization

This step involves identifying and characterizing the relevant receptors for the study (human and/or ecological) which are dependent on the characteristics and distribution of the COCs. Receptor characterization may also require detailed descriptions of the receptors (such as body weight, skin surface area, ingestion and inhalation rates). For human exposure to radioactive substances, there are detailed receptor models, such as those defined by the ICRP (1975).

Exposure Assessment

Exposure assessment is usually a qualitative and quantitative evaluation of the likelihood or degree to which the receptors would be exposed to the COCs. Typically, all potential exposure pathways are identified for each hazard-receptor combination. From this list, a quantitative assessment of all contaminants, pathways and receptors may be carried out (this is usually the case for radiological assessments). Alternatively, a qualitative (screening level) assessment of the likelihood of exposure may be carried out, with only a subset of the COCs, those judged to present a credible risk to health or environmental safety, being carried forward for further quantitative analysis. This approach is more commonly applied for chemical hazards.

Risk Characterization

Risk characterization involves a quantitative assessment of the actual health risk of each identified hazard to each receptor, based on the degree of exposure. In order to complete a risk characterization, the concentrations of the COCs at the point of exposure (POE) are

determined either directly or indirectly. For direct exposure pathways, such as soil ingestion and dermal contact, the POE is the concentration of the COC at the source. For indirect exposure pathways, such as volatilization from soil to outdoor air for inhalation exposure, predictive risk assessment models may be used to calculate the attenuation (or dilution) coefficient between the source zone and the POE.

The contaminant intake is then calculated for each receptor, based on the identified receptor characteristics as outlined in the receptor characterization stage. The potential health risk from exposure to the predicted contaminant intake level is then determined, based on the toxicity and expected adverse effect associated with each of the COCs.

Uncertainty Assessment

Uncertainty assessment involves an examination of the main assumptions used in the risk assessment, to consider their acceptability (*i.e.*, whether they are reasonable and whether different assumptions would dramatically alter the conclusions of the risk analysis). As the number of calculations and assumptions used in the risk analysis increase, the results of the risk assessment inevitably become less accurate and predictive for the specific site and COCs. Typically, where uncertainty exists, the risk assessor will make conservative assumptions, which will cumulatively lead to an overestimate of the actual risk level. In large scale risk assessments, uncertainty may be addressed through Monte Carlo analysis (a statistical procedure involving a large number of simulations, using randomly sampled parameter values) of either the entire assessment, or selected contaminants or scenarios that are determined to be of key importance to the outcome of the assessment.

Risk assessment provides an approach for the assessment and management of chemicals and radionuclides in the environment, that has met with broad national and international acceptance. Risk-based approaches have been utilized when deriving “acceptable” concentrations for these substances in various environmental media. Risk assessment appears to be the best approach currently available to assess and manage substances in the environment, in order to ensure the protection of human and environmental receptors.

2.1 Human Health and Ecological Risk Assessments

Human health risk assessment (HHRA) and ecological risk assessment (ERA) share many similarities in their approach and methodology. Both involve the same basic components of hazard identification, receptor characterization, exposure assessment, risk characterization and uncertainty assessment. Both typically use a qualitative screening approach with a quantitative assessment of those hazard-exposure-receptor combinations that are expected to pose the most significant risks. Many of the adverse effects of exposure to contaminants (*e.g.*, tumor initiation or toxicity) are similar between humans and other non-human organisms. Much of the toxicity information for chemicals is based on animal studies which are either utilized directly for ecological risk assessment or are extrapolated for human studies.

Finally, both kinds of risk assessment can provide numerical target clean up levels for contaminants, below which no adverse health effects are expected to the receptors of concern. Where unacceptable risks are identified the results of a risk assessment can be used to help develop management strategies to control risks.

There are, however, some important differences between HHRA and ERA which originate primarily from the fact that different receptors are being assessed, against different endpoints. For HHRA (see Figure 1) the receptor of concern is human, and different sub-populations (child/adult; worker/public) within the overall population may be examined. Emphasis is placed on protecting humans against a small risk of acute or chronic health effects. For ERA (see Figure 2) the potential receptors include all other components of the natural environment, including living and non-living things. Since it is impractical to examine all potentially affected non-human receptors, ecological risk assessors select specific key environmental components to assess. These components, known as 'Valued Environmental Components' or VECs, are resources or environmental features that are important to human populations based on economic or social values; have intrinsic ecological significance; or can serve as a baseline from which the impacts of development can be evaluated. VECs can include terrestrial and aquatic flora or fauna (such as endangered species or economically important wild populations), or non-living entities such as sediment or surface water quality.

The targets or endpoints for HHRA and ERA also differ. Human health targets are well defined: there must not be a cancer risk in excess of a target within the range of 1×10^{-4} to 1×10^{-6} . For non-carcinogenic risks, a target hazard index of 1.0 must not be exceeded. Thus, acceptable levels of risk to human receptors are well defined, and are based on an acceptable level of risk to an individual. For ecological receptors, assessment endpoints (a statement of a desired management goal) and measurement endpoints (a statement of some measure that can be used to demonstrate that the management goal is achieved) are developed for each risk assessment. Measurement endpoints for biota are typically expressed at the population level. An example of an assessment endpoint might be to ensure that an area continues to support 'fishable waters'. As measurement endpoints, the ERA might evaluate whether water quality meets guidelines for the protection of fish and other aquatic biota, and that the population or quality of 'fishable' fish (*i.e.*, of edible size and fit for human consumption) is not altered beyond an acceptable limit.

2.2 Radiological and Chemical Risk Assessment

Concern about the potential harmful effects of radiation dates from the discovery of x-rays and radioactivity in the 1890s. Between 1928 and the 1950s, radiation safety standards were set in units called roentgens (R), which are a measure of the radiation-caused ionization in air. The risk due to radiation exposure was initially managed by basing exposure limits upon the application of a safety factor of 100 to the lower range of radiation fields known to cause skin burns (600 R). There was

also an assumption that some threshold existed below which the effects of radiation would be nonexistent. After World War II, the exploitation of radiation and nuclear technologies expanded rapidly. In 1949, a maximum permissible dose of 0.3 rem per week (or an annual dose limit of 15 rem per year) was introduced. In contrast to the roentgen, the rem is a measure of the dose of ionizing radiation absorbed by biological tissue. The level of occupational dose that is considered acceptable has been gradually lowered over time, as a result of concern about the genetic risks associated with radiation, the increasing number of radiation sources that people may be exposed to, and empirical observations on the incidence of leukemia among radiologists.

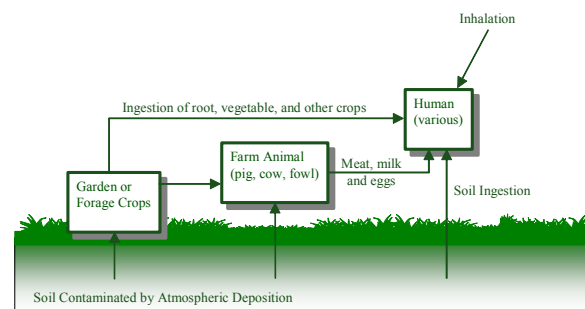


Fig. 1. Example Conceptual Model, Heavy Metal in Soil Near a Smelter

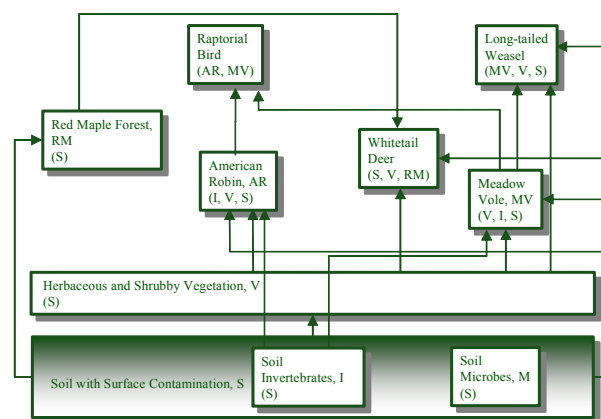


Fig. 2. Example Conceptual Model, Heavy Metal in Soil Near a Smelter

Worldwide exposure of humans to radiation from aboveground nuclear weapons tests shifted the focus of radiation protection efforts towards population dose and risk. The period of nuclear testing also coincided with increasing consensus among radiation scientists that the assumption of a dose threshold, below which there were no effects, should be abandoned. In 1958, the National Council on Radiation Protection and Measurement (NCRP) suggested a dose limit of 0.5 rem/year for members of the general public, based upon a subjective judgement that permissible doses to the public should be lower than occupational exposure limits (which were 5 rem/year at that time).

The 1960s and 1970s saw further changes in public attitude towards radiation exposure, and modifications in radiation standards, culminating in the 1977 publication of International Commission on Radiological Pro-

tection (ICRP) Report 26. This report proposed that criteria for maximum permissible levels of radiation exposure should be based upon quantitative estimates of risk, and that the acceptability of risks from radiation exposure should be based upon comparisons with other risks that society considered to be acceptable. At that time, it was considered that the annual average mortality rate among workers would be acceptable if it did not exceed one in ten thousand (1×10^{-4} /year). ICRP Report 26 also reaffirmed the principle that exposure to radiation should be kept as low as reasonably achievable (ALARA).

During the 1980s, the ICRP and NCRP recommended that the dose limit for members of the public should be lowered to 0.1 rem/year, and this dose limit was further modified during the 1990s to represent the dose from all artificial radiation sources combined. In addition, it was recommended that doses from individual sources of radiation should be constrained to lower levels. Examples of model frameworks used to estimate the exposure of humans to radiation from a variety of operating nuclear facilities include IAEA (1982) and CSA (1987).

The evolution of risk management strategies to control exposure to chemicals in many ways parallels the development of radiation risk management, however, the two have also diverged in several important aspects.

At about the same time as concern was developing regarding the potential for members of the public to be exposed to radiation, people were also becoming aware of the increased production and use of synthetic chemicals. During the 1940s and 1950s, efforts to protect workers and the public were based upon the assumption that there was a threshold below which no adverse effects would occur. Thus, for workers, Threshold Limit Values (TLVs) were developed by the American Conference of Governmental Industrial Hygienists, with the objective of keeping worker exposure levels below those observed to cause acute health effects. Similarly, the Food and Drug Administration was developing Acceptable Daily Intakes (ADIs) based upon animal studies in which a No Observed Effect Level (NOEL) was established. The ADIs were typically derived from NOELs, after applying a safety factor of 10 to account for inter-species differences, and a second factor of 10 to protect sensitive individuals within the human population. It was not until the 1950s that a no-threshold theory of carcinogenesis began to be applied to chemical carcinogens.

To address the need to evaluate the actual level of risk associated with exposure to chemical carcinogens, the field of chemical risk assessment developed rapidly during the 1980s and 1990s. The present risk assessment process was brought forward by the National Research Council in 1983. Subsequently, in 1996, the National Academy of Sciences promoted an iterative approach to risk assessment, whereby the process starts with relatively inexpensive screening techniques, and advances to more intensive and costly assessments only where the level of risk justifies their use.

The common elements of the radiation and chemical risk management paradigms include (adapted from Locke et al., 1998):

- they arise from common dose-response modeling (*i.e.*, the linear no-threshold hypothesis) aimed at preventing risks at low exposure levels;
- they are tools that environmental and public health managers use to limit or reduce exposures and protect public health;
- they are scientifically based paradigms that seek to incorporate and use the latest data and information, while identifying uncertainties and data gaps;
- they address societal concerns, individual and population risk, and other benefits in decision making;
- they seek long-term solutions to environmental concerns that may not have complete solutions given today's knowledge base;
- over time the scientific basis for these approaches has improved, and management efforts have moved towards increasing levels of protection; and
- they recognize that risk can be managed by a variety of techniques, including removing the hazard (cleanup), or preventing the receptor from contacting the hazard (by removing the receptor, or by blocking pathways that allow the hazard to reach the receptor).

The methods used for chemical risk assessment are detailed in the USEPA documents "Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual (RAGS)" (EPA 1989a, 1991a,b, 1998). Guidance is also available for ecological risk assessments (EPA 1989b).

3.0 TECHNICAL CHALLENGES TO COMBINED RISK ASSESSMENT

In order to assess the risks from radiological and chemical hazards in a combined assessment or cumulative fashion, several constraints must be met. These include:

- the health or other adverse effects that are measured in the risk assessment must be of the same kind;
- there must be a common time period over which risks are estimated;
- the risks must be attributable to stressors that can reasonably be viewed as similar and additive, rather than as synergistic or antagonistic in their action; and
- the regulatory standards against which the estimated levels of risk are judged must be consistent.

These and other constraints are outlined and discussed in more detail below.

Health or Other Adverse Effects Must Be of the Same Kind

The endpoint of a risk assessment is generally a number, expressing the probability that an adverse effect will occur during a finite period of time. Thus, the

risk that there will be an adverse radiological or chemical effect can be expressed in a form such as 1×10^{-5} /year or 1×10^{-5} (lifetime). Where a time unit is not indicated, the risk is usually expressed as a lifetime risk.

One problem with expressing risk in units that are superficially similar is that readers may not be able to distinguish clearly between whether risks are annual or lifetime. Moreover, even when lifetime risks are expressed, the integrating period may differ. For example, in the nuclear industry where protecting workers is of paramount importance, it is normal to integrate risks over a 50-year period, corresponding with the upper range of a normal working life. As the same models and data are generally used to estimate risk to members of the public, where lifetime estimates are presented these too are usually calculated on a 50-year basis. In contrast, in assessing the lifetime risk of chemical contaminants in the environment to members of the public, the USEPA generally uses a 70-year integrating period.

In order to be treated cumulatively, the nature of the adverse effect that individuals may suffer should also be commensurate. Whereas the nuclear industry has generally expressed risks in terms of the expected rate of fatalities from cancer, plus other serious genetic effects, the USEPA generally expresses cancer risks in terms of the total number of cancers that may be expected, regardless of whether they are fatal or not. ICRP publication No. 60 (ICRP 1991) does provide a basis for estimating the risk of all cancers, although these risk factors have not been widely adopted within the nuclear industry. The ICRP has also developed some age-dependent dose conversion factors, with a 70-year commitment for some radionuclides (ICRP 1989), however, these have not been widely utilized.

The USEPA (EPA 1999a) has recently produced new cancer risk coefficients for environmental exposure to radionuclides. These risk coefficients were developed in order to take into account age and gender dependence of intake, metabolism, dosimetry, radiogenic risk, and competing causes of death in estimating the lifetime risks to health from internal or external exposure to radionuclides. The risk coefficients can also express morbidity as well as mortality risks. These risk coefficients appear to represent a significant advance in the way radiation risks can be perceived and managed. In addition, they appear to provide a stronger basis for harmonizing and integrating risks from chemical and radiological contaminants than do the traditional approaches.

The USEPA cancer risk coefficients (as presented in a preliminary draft of Federal Guidance Report No. 13) were reviewed by the Committee on Evaluation of EPA Guidelines for Exposure to Naturally Occurring Radioactive Materials (National Research Council 1999). It was noted that the USEPA approach to risk estimation differed from approaches based upon recommendations of the ICRP (*i.e.*, Publications 26, 30, 60 and 72 of the ICRP) in three important respects.

- First, EPA's risk models take into account the age dependence of the absorbed dose rate in body tissues and the age dependence of the ra-

diogenic risks, whereas risks calculated by ICRP methods are based on calculated effective doses or effective dose equivalents, which are not intended to provide accurate representations of cancer risks for individual organs or tissues of the body. The difference between the two approaches is particularly important for long-lived radionuclides with long retention times in the body.

- Second, EPA's assumptions about mortality for all cancers and for other competing causes of death, which are used in estimating radiogenic risks, are based upon data on the U.S. population, which differ from the data used by ICRP.
- Third, the other federal agencies and state governments that normally estimate risks based on ICRP methods do not take into account age-specific dosimetric and biokinetic models and current models for the redistribution and retention of radioactive decay products in the body.

It was concluded by the Committee (National Research Council 1999) that the differences between EPA's risk estimates for internal exposure and estimates obtained by ICRP methods are particularly important for the long-lived alpha-emitting radionuclides, and the difference can be as large as a factor of 5 or 10. However, EPA's risk estimates were considered to be lower in all cases. When comparing risk for external exposures, EPA's risk estimates were considered to be nearly the same as estimates using ICRP methods. The Committee supported the EPA approaches to estimating risks from radiation exposure as appropriate for the current U.S. population, and methodologically more rigorous than approaches based upon current or earlier ICRP methods.

The Effects of Stressors are Similar and Additive

It is important to understand that by making a conscious decision to treat risks as additive, we are making fundamental assumptions about the independent mode of action of different carcinogens. Although it is conceptually simple to assume that the risk of cancer attributable to chemical contaminants can be added to the risk of cancer from radiation, we have little assurance that this is indeed the case. Experimental and analytical approaches to the assessment of chemical mixtures owe much to the early work of Bliss (1939). In his pioneering work entitled *The Toxicology of Poisons Applied Jointly*, Bliss laid the conceptual groundwork for much of the literature on chemical interactions that has been published since that time. Bliss defined three basic types of joint action for mixtures that remain central to the literature today.

- *Independent joint action* was defined as the case where poisons or drugs act independently and have different modes of toxic action. The susceptibility to one component may or may not be correlated with the susceptibility to the other. The toxicity of the mixture can be predicted from the dose-response curve for each constituent applied

alone and from the correlation in susceptibility to the two poisons.

- *Similar joint action* was defined as the case where poisons or drugs produce similar but independent effects, so one component can be substituted for the other. Variations in individual susceptibility to the two components are correlated completely or are parallel. The toxicity of the mixture is predictable directly from that of the constituents if their relative proportions are known.
- *Synergistic action* is the case where the effect of the mixture cannot be assessed from that of the individual ingredients, but depends on a knowledge of their combined toxicity when used in different proportions. One component may synergize (magnify) or antagonize (cancel) the other.

In subsequent toxicological work, the model of similar joint action has become widely used. The USEPA (EPA 1986) published *Guidelines for the Health Risk Assessment of Chemical Mixtures*, which outlines the use of the Hazard Index (HI) for situations where chemicals have similar mode of action or toxic effect. Using the HI, concentrations of individual non-carcinogenic substances can be expressed as a fraction of a critical concentration of toxicological significance, and these fractions (hazard quotients) can be summed to calculate the HI. As long as the HI remains less than unity, concern about site-specific effects remains low. The similar joint action model also serves as a basis for any "toxic equivalency" method, such as the EPA approach to chlorinated and brominated dioxins and dibenzofurans (EPA 1989c).

The independent joint action model is another common approach to the assessment of mixtures. Like similar joint action, this model is non-interactive in the sense that the individual chemicals in the mixture are not expected to affect the toxicity of other chemicals. However, the individual chemicals are known to have different modes of action, or the nature and the site of the toxic end point may differ. In this situation, the highest hazard quotient alone may serve to characterize the hazard associated with exposure to the mixture. The drawback to using this model is that the risk associated with the mixture may be underestimated when the underlying toxicological assumption is not valid. As a result, the default approach recommended by the USEPA (EPA 1986) for the assessment of carcinogens is also an additive model.

Independent joint action and similar joint action are by no means the only models describing the action of chemical mixtures, and it is important to understand that they do not address the potential interactions among substances. Much information exists in the biomedical and toxicological literature to show that certain combinations of substances may have synergistic (*i.e.*, they have greater effects when administered together than would be predicted by an independent or similar joint action model), or antagonistic effects (*i.e.*, one substance may block the intended effect of the other, or act as an antidote). Specific procedures and recommenda-

tions for dealing with these situations are limited, however, the USEPA and other organizations do maintain databases documenting such interactions. One relevant example of a synergistic effect would be the apparent interaction between exposure to radon gas, cigarette smoking, and lung cancer deaths.

The most common assumption for both radiological and chemical hazards is that cancer induction at low exposure levels occurs at a rate that can be extrapolated backwards from observed rates of induction at higher exposure levels. This assumption is typically referred to as the linear-no-threshold (LNT) hypothesis, as we assume a linear relationship, and that there is no lower limit of exposure below which cancer induction does not occur.

In fact, there are a number of plausible alternative models that could be advanced, although none have particularly strong empirical evidence to support them. A "homeopathic" model would suggest that the activity of trace amounts of some substances could be out of proportion to their concentration, in effect suggesting that cancer induction rates could be higher than the LNT model would indicate. Conversely, some workers have claimed to see good evidence for "hormesis", which describes the situation where exposure to low levels of radiation may invigorate organisms. Proponents of hormesis have suggested that exposure to low levels of radiation can stimulate the activity of cellular mechanisms that neutralize free radicals and repair oxidative damage and damaged DNA. At the present time, however, the LNT hypothesis enjoys wide support because it appears to be both reasonable and prudent in the event that there really is a threshold in the response function.

Regulatory Standards Must be Consistent

Finding a common regulatory basis is a significant issue in harmonizing risk assessments for radiological and chemical contaminants. In the nuclear industry, dose limits for workers and members of the public are commonly different, and may differ for various kinds of radiation sources. These differences generally reflect the concept that individuals can accept differing levels of risk, depending upon the level of control they have over accepting the risk, and the benefits that they may also enjoy as a function of the risk. Thus, the occupational dose limit for adult workers at licensed nuclear facilities in the United States is generally 5 rems/year (total effective dose equivalent for the whole body). Other occupational dose limits are also defined for special circumstances or individual tissues. In contrast, members of the public living near a licensed facility must not be exposed to dose in excess of 0.1 rem/year, exclusive of the contribution from background radiation, from medical treatments, medical research, or the licensee's permitted disposal of radioactive material into sanitary sewerage. For non-operating facilities such as a decommissioned nuclear facility, the allowable dose rates to members of the public are lower still (0.025 rem/year, exclusive of background and medically-administered radiation).

As has been noted elsewhere, radiological dose rates can be converted into units of risk by applying a risk factor. Radiological risk factors are also believed to

vary according to the characteristics of the population or sub-population being considered. Thus, for the population of workers in nuclear facilities (*i.e.*, a population of workers aged between 20 and 65 years), the risk factor is thought to be approximately 0.0004 fatal cancers and serious genetic effects per rem of exposure. In contrast, the risk factor for members of the general population is thought to be approximately 0.0005 because of the greater sensitivity of young people (ICRP 1991). Alternatively a risk factor of 0.00073 could be used, to account for the risk of non-fatal cancers as well as fatal cancers and serious genetic effects (ICRP 1991).

Using the conventional risk factor of 0.0005/rem, it can be seen that the risk of fatal cancer or serious genetic effects associated with a radiation dose of 0.1 rem/year would be approximately 5×10^{-5} /year, or 3.5×10^{-3} lifetime, for a 70-year life span. Likewise, a radiation dose of 0.025 rem/year would correspond to a lifetime risk of 8.75×10^{-4} . It should be noted, however, that NRC policy requires that actual dose rates should be optimized following the ALARA principle, in addition to being below the regulated level, which in practice achieves considerably lower dose and risk levels.

In contrast, where cleanups are carried out for chemical contaminants under the RCRA or CERCLA processes, the USEPA generally requires that lifetime risks of all cancers (the incremental excess cancer rate) should be within the range of 1×10^{-4} to 1×10^{-6} . For non-carcinogenic contaminants, the Hazard Index for contaminants having a similar toxic endpoint or mechanism of action should be less than 1.

Other Technical Issues

Other technical issues must also be addressed, including the choice of a receptor model, and whether to consider or to disregard background or naturally occurring levels of contamination.

Receptor models are important because the susceptibility or sensitivity of human receptors to carcinogens may differ with age or gender. In general, fetuses, infants, and young people are thought to be more sensitive to carcinogens than adults because tissues and organs are differentiating, and they are growing rapidly. Moreover, the risk of specific cancers can vary significantly between male and female populations. Consequently, for chemical risk assessment, there has been a considerable interest in developing an array of receptor models in order to better understand and assess risks to different groups within the overall population. In contrast, in the nuclear industry, gender issues were largely eliminated through the development of the ICRP "reference man" model (ICRP 1975). ICRP reference man represents an adult with both male and female characteristics relevant for dose calculation, and this model is also routinely used as a reference for predicting dose to members of the public.

The question of how to deal with background levels of contaminants can also be controversial. In general, the nuclear industry has tended to differentiate between natural background levels of radiation, and the radiation released during the normal operation of licensed facilities.

This is because the permitted release rates for radionuclides are typically a small fraction of natural levels of radiation. Thus, although operational releases can add an incremental radiation exposure (to a maximum of 0.1 rem/year for members of the public living near a nuclear facility), this is viewed in the context of an unavoidable natural background radiation level that may range from 0.15 to 0.6 rem/year globally, and averages 0.3 rem/year in the United States (UNSCEAR 1988, NCRP 1987).

4.0 TECHNICAL APPROACHES TO COMBINED RISK ASSESSMENT

In Canada and the United States, there has been much discussion of approaches to assessing both radiological and chemical hazards. Despite this interest the debate has not been resolved and no standard assessment process has yet been developed. A number of different general approaches or frameworks have been proposed by various international organizations, industries, and regulators, however, many of these are problem-specific, and may not be applicable on a broader scale (see Chen and McKone 2001). The following section outlines several approaches that have been proposed to achieve a harmonized, combined, or cumulative assessment of the potential hazards or impacts of both radioactive and chemically toxic substances in the environment.

International Commission on Radiological Protection

The International Commission on Radiological Protection (ICRP 1985) proposed an approach (an "index of harm") to compare different occupational risks in a variety of industries, based on time lost due to occupational injury or disease. The index of harm was intended to provide a common unit against which a variety of risks could be compared in an occupational setting. Risks were classified as either:

- fatal, or fatal within a certain time period following an accident or exposure;
- causing permanent incapacity; or
- temporary, involving limited time off work.

Each of these was measured in terms of years of healthy life lost per company or industry. It was concluded that the number of years of healthy life lost per company or industry provided a fuller assessment of total occupational harm to workers than could be obtained from mortality rates alone.

There are several significant limitations to this type of approach. First, it is most useful in an occupational setting. Unemployed persons, seniors, children, and other people affected by the operations of a company outside of the workplace (*i.e.*, by water or air pollution) were not considered in the assessment, although it would appear that the concept could be extended to include effects on people outside of the workplace. Secondly, the weighting of non-fatal injuries or disease is a very subjective exercise, which can arbitrarily place a value on a disease or injury without a fuller understanding of the ramifications (*i.e.*, being diagnosed with curable cancer, or the psychological effects of having can-

cer). Finally, it is not clear how the effects of chemical or radiological contaminants on non-human receptors could be evaluated within this framework. The study is useful, however, in pointing out that it may be possible to evaluate a variety of risks in a common currency regardless of whether they originate from radiological or chemical contamination.

International Atomic Energy Agency

The International Atomic Energy Agency (IAEA 1999) outlined an approach entitled the 'Impact Pathway Approach', a method for estimating the impacts of a power generating plant on humans, environmental components, and the economic costs and benefits of these impacts. The fundamental idea of the approach is to track the path of events from plant activities, to releases and changes in concentrations of pollutants in the various environmental media, and to determine incremental impacts that result from those concentrations. The process involves a series of steps, including: determining the scope of the study; screening analysis and characterizing of plant activities; identifying priority impact pathways; defining the type and magnitude of emissions; determining relevant receptors; calculation of expected impacts; uncertainty analysis; and synthesis of results.

This approach provides a general framework for identifying potential COCs (which can include both radiological and chemical contaminants) and for conducting a risk analysis for these COCs. The approach cannot, however, address some of the fundamental differences in the understanding of the two types of contaminants. For example, the human health effects of radiation exposure are well known, whereas effects of chemical exposure are generally less well understood and have often been extrapolated from animal studies.

The approach also does not resolve the issue of 'acceptable' risk for different contaminants. Acceptable lifetime chemical carcinogenic risks range from 1×10^{-4} to 1×10^{-6} , whereas acceptable lifetime cancer risks associated with exposure to radionuclides may appear to be considerably higher. Against these divergent regulatory standards, it is difficult to visualize how a cumulative assessment can be accomplished.

The Impact Pathway Approach is a general framework which can be applied to the nuclear industry in order to assess potential exposure to contaminants resulting from nuclear plant activities. However, certain fundamental issues in the assessment of radiological and chemical contaminants must be addressed before this approach can be feasible.

U.S. Nuclear Regulatory Commission, Division of Waste Management

The NRC Office of Nuclear Material Safety and Safeguards (NRC 2000) has provided guidance for the performance of safety and environmental reviews of reclamation plans for uranium recovery sites. It is essentially a checklist which outlines the information required in new reclamation plans, renewals and amendments. Although it applies specifically to one aspect of the nuclear industry, it provides a detailed description of the information which is expected by the NRC when

assessing uranium recovery sites. Some of the principles embodied in the regulatory thinking with respect to uranium recovery sites may be relevant to other decommissioned nuclear facilities.

According to the report (NRC 2000), an assessment will be acceptable if the following conditions are met.

- It considers the present and potential health and environmental hazards, including cancer risk by human exposure to radionuclides and other health hazards from the chemical toxicity of the constituents. The cumulative effects of human exposure to hazardous constituents, and the combined effects from both radiological and non-radiological constituents should be considered.
- The point of exposure (POE) has been identified and is acceptably sited at the downgradient edge of the affected area.
- The hazardous constituent source term and the extent of groundwater contamination have been characterized.
- The cancer risk and other health and environmental hazards from human or environmental exposure to hazardous constituents have been evaluated acceptably.

The report indicates that cumulative effects should be considered, including the combined effects from both radiological and non-radiological constituents. Thus, regulators reviewing these reports will be examining the documents to ensure that some form of cumulative assessment has been conducted for both chemical and radiological contaminants (where both are present). The document provides no guidance as to how these assessments are to be conducted or what acceptable approaches are available. Nevertheless, the document shows a regulatory recognition of the potential importance of cumulative effects.

Summary of Existing Approaches to Combined Risk Assessment

The examples and case studies discussed above show that there have been few if any serious attempts to assess the risks associated with radiological and chemical contaminants in a truly cumulative manner. Where the two sets of contaminants have been considered in the same environmental context, the result has usually been a report containing two separate assessments performed in parallel. However, the question of combined or cumulative risk assessment of these two types of contaminants has received much attention recently from both the EPA and the nuclear industry. At a workshop held in 1998, experts from EPA, government agencies and the nuclear industry met to discuss the possibility of developing a harmonized risk management framework for assessing both types of contaminants. The results of the workshop (ELI 1998) were positive, with a target date of 2005 set for developing a framework. The frameworks presented in this report (see Section 6 below) represent some of the current ideas as to how to resolve some of the fundamental differences between the two risk assessment approaches.

5.0 RECOMMENDATIONS

As outlined in the preceding Sections of this report, we have so far discussed the principles of risk assessment in the context of the nuclear industry, and both national and international guidance on frameworks developed by regulatory agencies such as the NRC (and ICRP) and USEPA. Apparent differences in the level of risk deemed acceptable within the nuclear and chemical risk management frameworks can be understood in terms of the differing regulatory frameworks. Clearly, any effort that aims to harmonize the risk frameworks can succeed only to the extent that the underlying regulatory philosophies can be harmonized. Similarly, and again as has been discussed in greater detail in earlier sections of this paper, there are some significant technical issues that require resolution before radiological and chemical hazards can be considered in a truly cumulative manner, within a harmonized framework.

Recommended Approach for Cumulative HHRA

The generic risk levels used as targets for clean up activities at chemically contaminated sites are generally expressed as corresponding to a lifetime incremental cancer risk of between 1×10^{-4} and 1×10^{-6} . In addition, Hazard Index scores for non-carcinogenic contaminants must not exceed unity. In contrast, the upper bound on risk to members of the public living near an operating nuclear facility (exclusive of natural background and other man-made sources of radiation) may be rather higher than this (as high as 3.5×10^{-3} based upon a 70 year life span). Application of the ALARA principle normally ensures that the realized dose and risk levels are one or two orders of magnitude lower than this. Nevertheless, for a target total effective dose equivalent of 10 millirem/year, and assuming a life span of 70 years and a risk factor of 0.00073/rem (ICRP 1991) to account for non-fatal as well as fatal cancers and serious genetic effects, the incremental lifetime risk level could still be as high as 5×10^{-4} for radionuclides alone.

- Radiation dose rates and risk levels should be assessed following USEPA methodology, as this methodology is more comprehensive and complete than the existing methods based upon ICRP guidance, and in addition is more consistent in its underlying assumptions and philosophy to the USEPA approach for chemical contaminants. Use of the USEPA methodology for radiological assessment will overcome many of the technical objections to performing a cumulative risk assessment for radiological and chemical contaminants.
- Risk from radiological and chemical carcinogens should be considered additive, in the absence of scientific evidence to indicate a synergistic or other combined effect, and risk for non-carcinogenic contaminants should be considered additive where they have the same mode of action or toxic endpoint.

Recommended Approach for Cumulative ERA

There are no significant regulatory impediments to undertaking an ERA to assess the effects of combined exposure to radionuclides and chemical contaminants, rather, there is an opportunity to develop and implement a methodology that can be acceptable to both radiological and chemical regulators. From a radiological perspective, there is a well established paradigm based upon the assumption that assuring the protection of humans from radionuclides in the environment will inherently result in adequate protection for non-human biota. This assumption has been the subject of considerable discussion (Thompson 1988, Kahn 1992, Hegner 1994, Whicker and Bedford 1995), but remains a well established and generally justified position. Consequently, there has been little impetus within the nuclear industry, until recently, to develop methods for ERA. Recent work performed at the Oak Ridge National Laboratory, however, has gone a long way towards developing a coherent and unified framework for ERA that can address both radiological and chemical contaminants.

Present guidance for ERA indicates that a broad range of chemical stressors can be treated as additive, through a Hazard Quotient (or Ecological Screening Quotient, Suter 1993, EPA 1999b). ESQs are calculated specific to each receptor, COC, and exposure scenario location evaluated in the risk assessment. The ESQ is the quotient of the COC-estimated exposure level divided by the COC and measurement receptor specific toxicity reference value (TRV). To evaluate potential risk resulting from exposure of a measurement receptor to multiple COCs at a specific location, each of the COC-specific ESQ values should be summed to determine a total ESQ, which should remain less than 1.0 (EPA 1999b).

In an analogous manner, TRVs can be defined for radionuclides, as specific concentrations in environmental media (such as water or sediment) that will result in a dose rate to natural populations of biota that would deliver a maximum acceptable radiological dose rate. For aquatic biota, such a dose rate would be in the range of 1 rad/day, and appropriate TRV concentrations have been developed at the Oak Ridge National Laboratory (BJC 1998). While a comprehensive set of TRVs for other biota has yet to be developed, the principle of developing TRVs to estimate risk to non-human biota exposed to radionuclides is established, and can be successfully extended. It must be emphasized, however, that in most cases the TRVs for non-human biota will be higher than corresponding safe levels for human exposure. In this case, the lower of the two values should clearly be used for environmental management purposes.

Therefore, we see no significant technical barriers to performing ERA that can assess the cumulative aspects of both radiological and chemical contaminants. The only serious limitation at the present time would appear to be the limited availability of appropriate TRVs for biota other than aquatic biota.

REFERENCES

1. BJC. 1998. Radiological benchmarks for screening contaminants of potential concern for effects on aquatic biota at Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee. Bechtel Jacobs Company LLC, Report BJC/OR-80.
2. Bliss, C.I. 1939. The toxicity of poisons applied jointly. *Annals of Applied Biology* 26: 585-615.
3. Chen, W.G. and T.E. McKone. 2001. Chronic health risks from aggregate exposures to ionizing radiation and chemicals: scientific basis for an assessment framework. *Risk Analysis* 21: 25-42.
4. CSA. 1987. Guidelines for calculating derived release limits for radioactive material in airborne and liquid effluents for normal operation of nuclear facilities. Canadian Standards Association CAN/CSA-N288.1-M87.
5. ELI. 1998. Similarities and differences in chemical and radiation risk management: workshop proceedings. Document available through the Environmental Law Institute, Washington, D.C., <http://www.eli.org/about/center.htm>
6. EPA (United States Environmental Protection Agency). 1986. Guidelines for the health risk assessment of chemical mixtures. *Federal Register* 51(185), 34014-34025.
7. EPA. 1989a. Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume I – Human Health Evaluation Manual (Part A), EPA/540/1-89/002, Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC.
8. EPA. 1989b. Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume II – Environmental Evaluation Manual, Interim Final. Washington, DC: Office of Solid Waste, Office of Emergency and Remedial Response. Report EPA/540/1-89/001A.
9. EPA. 1989c. Interim procedures for estimating risks associated with exposures to mixtures of chlorinated dibenzo-p-dioxins and -dibenzofurans (CDDs and CDFs) and 1989 update. Report EPA/625/3-89/016.
10. EPA. 1991a. Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume I – Human Health Evaluation Manual (Part B, Development of Risk-based Preliminary Remediation Goals), OWSER Directive 9285.7-01B, Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC.
11. EPA. 1991b. Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume I – Human Health Evaluation Manual (Part C, Risk Evaluation of Remedial Alternatives), OWSER Directive 9285.7-01C, Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC.
12. EPA. 1998. Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume I – Human Health Evaluation Manual (Part D, Standardized Planning, Reporting and Review of Superfund Risk Assessments), Interim Publication 9285.7-01D, Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC.
13. EPA. 1999a. Cancer Risk Coefficients for Environmental Exposure to Radionuclides. Federal Guidance Report No. 13. EPA 402-R-99-001.
14. EPA. 1999b. Screening level ecological risk assessment protocol for hazardous waste combustion facilities: Volume 1. U.S. EPA, Office of Solid Waste. EPA 530-D-99-001A. August 1999.
15. Hegner, R.E. 1994. Does protecting human health protect ecological health? *Risk Analysis* 14: 3-4.
16. IAEA. 1982. Generic models and parameters for assessing the environmental transfer of radionuclides from routine releases: exposures of critical groups. International Atomic Energy Agency, Vienna. Safety Series No. 57.
17. IAEA. 1999. Health and environmental impacts of electricity generation systems: Procedures for comparative assessment. International Atomic Energy Agency, Vienna. Technical Reports Series No.394. STI/DOC/010/394.
18. ICRP (International Commission on Radiological Protection). 1975. Reference Man: Anatomical, Physiological and Metabolic Characteristics. ICRP Publication 23.
19. ICRP. 1985. Radiation protection: Quantitative bases for developing a unified index of harm. International Commission on Radiological Protection Publication 45. Pergamon Press.
20. ICRP. 1989. Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides. *Annals of the ICRP* 20(2) (ICRP Publication 56, Part 1).
21. ICRP. 1991. 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. *Annals of the ICRP* 21(1-3) (ICRP Publication 60).
22. Kahn, B. 1992. Ecological risks associated with radioactive materials. Pp. 289-326 in: *Predicting Ecosystem Risk*. J. Cairns Jr., B.R. Niederlehner and D.R. Orvos (eds.). Princeton Scientific Publishing Co. Inc, Princeton, NJ. 347 pp.
23. Locke, P.A., M.C. Carney, N.L. Tran, T.A. Burke and M. Melanson. 1998. Chemical and Radiation Environmental Risk Management: Foundations, Common Themes, Similarities and Differences. Workshop discussion draft paper prepared for a workshop on addressing the similarities and differences in chemical and radiation environmental risk management. Conference organized by Environmental Law Institute and Johns Hopkins University Risk Science and Public Policy Institute. Report available through <http://www.eli.org/about/center.htm>
24. National Research Council. 1999. Evaluation of Guidelines for Exposures to Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials. National Academy Press, Washington D.C.
25. NCRP (National Commission on Radiological Protection). 1987. Exposure of the population in the United States and Canada from natural background radiation. National Council on Radiation Protection and Measurements, Bethesda, MD. Report No. NCRP-94.
26. NRC (Nuclear Regulatory Commission). 2000. Standard Review Plan for the Review of a Reclamation Plan for Mill Tailings Sites Under Title II of the Uranium Mill Tailings Radiation Control Act (NUREG-1620). Published May 2000. <http://www.nrc.gov/NRC/NUREGS/SR1620/sr1620.html>
27. Suter, G.W. 1993. *Ecological Risk Assessment*. Lewis Publishers, Chelsea, MI. 538 pp.
28. Thompson, P.M. 1988. Environmental monitoring for radionuclides in marine ecosystems; are species other than man protected adequately? *J. Environ. Radioactivity* 7: 275-283.

29. UNSCEAR. 1988. Sources and effects and risks of ionizing radiation. Report to the General Assembly, with annexes. United Nations, New York.
30. Whicker, F.W. and J.S. Bedford. 1995. Protection of the natural environment from ionizing radiation. Are specific criteria needed? Proceedings of an international symposium on the environmental impact of radioactive releases. IAEA-SM-339/193.

**ВОЗМОЖНОСТЬ СОВМЕСТНОЙ ОЦЕНКИ КОМБИНИРОВАННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ
ФАКТОРОВ РАДИАЦИОННОЙ И ХИМИЧЕСКОЙ ПРИРОДЫ
С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ МЕТОДОВ ОЦЕНКИ РИСКА**

Стефенсон М.

Джеймс Уитфорд Энвайронмент Лимитед, Фредериктон, Нью-Брансуик, Канада

В статье рассматривается использование оценки риска в экологическом управлении и принятии решений, история и технические основы оценки риска в обеих (радиационной и химической) парадигмах риска. Даны рекомендации по разработке общей стратегии оценки комбинированного риска. Прокомментированы основные технические преграды по внедрению такой стратегии.

**РАДИАЦИЯЛЫҚ ЖӘНЕ ХИМИЯЛЫҚ ФАКТОРЛАРДЫҢ
ҚҰРАСТЫРЫЛҒАН ӘСЕРІН БАҒАЛАУДА ҚАУЫП-ҚАТЕР ТӘСІЛДЕРІН ҚОЛДАНУ**

Стефенсон М.

Джеймс Уитфорд Энвайронмент Лимитед, Фредериктон, Нью-Брансуик, Канада

Мақалада экологиялық дұрыс шешім қабылдау мақсатында радиациялық және химиялық факторлардың құрастырылған әсерін бағалау үшін қауып-қатер тәсілдерін пайдалану жолдары айтылған. Бұндай стратегиялық әдістерді қолданғандағы негізгі техникалық қиыншылықтар туралы түсініктеме берілді.

УДК 504.36:577.4

КОМПЛЕКСНЫЙ РАДИОБИОЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ СИП: ОБЩИЙ ПОДХОД

¹Сейсебаев А.Т., ²Шеналь К., ¹Бахтин М.М., ¹Кадырова Н.Ж.¹Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК²Реннский университет, г. Ренн, Франция

В статье излагаются основные направления исследований и общие методологические подходы в организации системы комплексного радиобиоэкологического мониторинга на территории бывшего Семипалатинского ядерного полигона. Приведены первые результаты мониторинговых исследований природных популяций растений и животных СИП.

Проблемы мониторинга радиоактивного загрязнения объектов окружающей среды в последние годы приобретают все большее значение. Они являются предметом изучения ряда национальных и международных программ и проектов, которые осуществляются после Чернобыльской аварии [1-6] и закрытия Семипалатинского испытательного полигона (СИП) [7-12].

Уникальность территории СИП [13] и необходимость долговременного изучения радиационной обстановки, оценки и прогноза последствий ядерных испытаний на природные популяции организмов требуют разработки системы комплексного радиобиоэкологического мониторинга. Как показывает сам термин, это комплексный подход к мониторингу окружающей среды, когда в одной и той же местности радиационного биогеоценоза, в одно и то же время, но в разных средах - атмосфере, почве, почвенных и грунтовых водах, в открытых водоемах и реках - измеряются все параметры, характеризующие радиоактивные загрязнения среды. Наряду с этим, обязательным условием системы комплексного радиобиоэкологического мониторинга является исследование определенных радиобиологических процессов, отражающих наиболее важные структурные и функциональные показатели биологической компоненты.

В настоящей работе представлены некоторые теоретические аспекты и отдельные практические позиции системы комплексного радиобиоэкологического мониторинга СИП.

Главное при разработке принципов организации мониторинга - это определить ее цель и задачи. Основная цель радиобиоэкологического мониторинга, как системы наблюдения, оценки и прогноза радиационной обстановки в местах проведения ядерных испытаний и исследования биологических последствий радиоактивного загрязнения окружающей среды заключается в получении информации, необходимой и достаточной для принятия решений о мерах по защите природы и человека от ионизирующих излучений.

А. Престон и Дж. Порит [14] отмечают, что "...мониторинг должен рассматриваться не как некая абсолютно самостоятельная деятельность, изолированная от других требований и действий, а как один из компонентов глобального подхода к управ-

лению качеством окружающей среды. Необходимо использовать не только данные об окружающей среде, но и все средства получения информации, способные помочь предпринять активные действия по охране природной среды. Данные должны тщательно отбираться, оцениваться и быть существенными с точки зрения рассматриваемых проблем".

Основными объектами радиобиоэкологического мониторинга служат природные среды и биологические объекты, участвующие в формировании доз внешнего и внутреннего облучения: приземный слой атмосферного воздуха, поверхностные и подземные воды, почвы, дикорастущие и сельскохозяйственные растения, животные и человек.

Крупномасштабность радиобиоэкологических исследований и систематические наблюдения за объектами природы обеспечат объективными данными о возможных изменениях радиационной и санитарно-гигиенической обстановки в местах проведения ядерных и термоядерных взрывов, дадут возможность оценить и спрогнозировать возможные биологические последствия хронического действия радиации на природные сообщества.

В основные задачи исследования системы комплексного радиобиоэкологического мониторинга СИП входят:

- Оценка радиационной обстановки в местах проведения ядерных испытаний.
- Изучение закономерности миграции радионуклидов по биологическим цепям: почва-растения-животные-агропромышленная продукция.
- Изучение хронического действия ионизирующих излучений на природные популяции организмов и прогноз генетических последствий ядерных испытаний на флору и фауну региона.
- Разработка программ работы с населением по обеспечению радиационной безопасности и по пропаганде основ заповедного дела, проблем охраны природной среды и рационального природопользования.

Для объективного осознания степени опасности СИП для здоровья населения и окружающей среды прежде всего необходима более полная информация о радионуклидной загрязненности территории полигона, включающая параметры поверхностного за-

грязнения альфа-, бета-излучателей, мощности экспозиционной дозы (МЭД) гамма-излучений, радионуклидного состава отбираемых проб почвы, воды, донных отложений, растений, органов животных и пищевых продуктов.

При оценке радиационной обстановки в местах проведения ядерных испытаний следует предусмотреть следующие аналитические и методологические подходы:

- анализ имеющихся материалов по радиоактивному загрязнению территории полигона, разработка инструкции по обеспечению радиационной безопасности людей;
- разработка и аттестация комплекса методик по обследованию радиоактивно загрязненных территорий, калибровка и метрологическая аттестация измерительных приборов;
- проведение полевых измерений: маршрутная радиометрическая съемка, площадная съемка на радиоактивно-загрязненных участках, отбор проб объектов природы;
- лабораторный (радиометрический, гамма-спектральный, радиохимический) анализ проб почвы, воды, донных отложений, растений и др. на содержание радиоактивных веществ;
- изучение содержания радона в карьерах угольного месторождения "Каражыра" и др. промышленных объектах;
- составление крупномасштабной радиологической карты радиоактивно-загрязненных участков;
- создание банка данных радиоактивного загрязнения территории полигона.

Институтом радиационной безопасности и экологии проводится планомерное исследование по изучению радиологической ситуации на полигоне. Силами международной кооперации создана аппаратурно-методическая база для проведения радиоэкологических исследований. Проведен ретроспективный анализ имеющихся данных по радиологической ситуации на полигоне. В настоящее время имеются результаты загрязнения примерно 30% площади территории полигона в масштабе 1:300 000. Выполненные исследования свидетельствуют о значительной радионуклидной загрязненности основных технических площадок: "Опытное поле", "Балапан", "Дегелен" и участков проведения экскавационных взрывов. Площадки различаются по характеру радиоактивного загрязнения. Наличие выявленных загрязнений требует проведения комплексных исследований для выяснения полной радиологической ситуации на СИП [12].

Важнейшей задачей комплексного радиобиоэкологического мониторинга является: изучение распределения и биогеохимической миграции радиоактивных веществ в объектах биосферы, включая миграцию по пищевым цепям; выявление критических звеньев в природных экологических системах, в которых происходит накопление радиоактивных ве-

ществ; определение дозовых нагрузок ионизирующих излучений на различные компоненты экосистемы.

Обычно попавшие в атмосферу радиоактивные вещества постепенно откладываются на поверхности земли, при этом они концентрируются на трех основных объектах: почве, растениях и водоемах. Почва служит мощным сорбентом радиоактивных продуктов деления.

Попадая на поверхность водоемов, радиоактивные осадки, как правило, оседают на дно, концентрируясь в донных отложениях, где их накопление достигает 95-98% от всего попавшего на зеркало водоема количества. Осевшие на растения радиоактивные вещества могут адсорбироваться поверхностью путем диффузии, а также через устьица проникать внутрь клеток, вовлекаться в пути передвижения веществ и накапливаться в органах и тканях растения. Значительная, если не основная, часть радиоактивных веществ попадает в растения через корневую систему из почвы. Возможно их проникновение также из загрязненных водоемов при подтоплении и орошении [13].

Загрязненные растения являются главным источником поступления радиоактивных веществ в организм диких и сельскохозяйственных животных вместе с кормом. Поставщиком их является и вода открытых водоемов. С растительной и животной пищей, с водой радиоактивные вещества могут поступать в организм человека. Считается, что их основным источником является животная пища и в особенности молоко и молочные продукты, тем более что эти продукты у местного коренного населения составляют 80-90% их рациона. Но по оценкам некоторых исследователей до 50% радиоактивных веществ может поступать с растительной пищей. Доля ингаляционного пути поступления радиоактивных веществ не велика [15].

Свойства почвы, особенно ее механический состав и pH, оказывают существенное влияние на скорость очищения корнеобитаемого слоя от радиоактивных загрязнений вследствие вертикальной и горизонтальной миграции радионуклидов. Скорость вертикального передвижения радионуклидов в почвенном профиле зависит от прочности их сорбции на минеральных частицах и от водного режима. В песчаных почвах фильтрация воды происходит значительно быстрее, чем в тяжелых - по механическому составу, и они быстрее очищаются от радиоактивных загрязнений.

Поступление радионуклидов из почвы в продукцию растениеводства в сильной степени зависит также от биологических особенностей растений. К наиболее существенным из них следует отнести потребность растений в химических элементах, являющихся изотопными и неизотопными аналогами радионуклидов, так как абсолютные значения концентрации последних в растениях находятся в прямой связи от содержания в них природных аналогов-биофилов.

Суть методологического подхода к изучению закономерностей миграции радионуклидов по биологическим цепям "почва-растения-животные-агропромышленная продукция" заключается в следующем:

- Выбор экспериментальных тестовых площадей для полевых исследований.
- Изучение характера миграции радионуклидов из почвы в растения в зависимости от типа, механического состава и физико-химических свойств почвы. Определение коэффициентов накопления радионуклидов у различных видов растений.
- Исследование закономерностей распределения радионуклидов в зависимости от форм нахождения и физико-химических свойств нуклидов, скорости их вертикальной и горизонтальной миграции по профилю почвы.
- Роль биологических особенностей растений в накоплении радиоактивных веществ.
- Накопление радиоактивных веществ популяциями животных в зависимости от сезонных и годовых условий существования. Перенос радиоактивных элементов мигрирующими животными.
- Оценка вторичного радиационного загрязнения путем воздушного, водного и почвенного переноса. Разработка методов математического моделирования и кругооборота радиоактивных веществ в радиоактивно-загрязненных биогеоценозах СИП [13].

Для объективной оценки последствий ядерных испытаний на природную среду необходимо провести также исследование живых биологических систем, которое позволит перевести физические и химические показатели в величину, имеющую биологический смысл и найти ответ на вопрос - на сколько среда пригодна или не пригодна для обитания живых организмов. При этом следует учесть, что биологический компонент биосферы отличается чрезвычайной сложностью, которая вызывается большим количеством переменных, входящих в биологическую систему, большим количеством представленных в ней биологических видов, наличием различных типов переменных на разных уровнях организации, неравномерным распределением в пространстве и времени [16].

Влияние радиоактивных веществ может проявляться на уровне особей и популяций. В первом случае радионуклиды воздействуют на отдельные процессы в организме, что приводит к изменениям размеров клетки, химического состава клетки, характера ферментативных систем, процессов дыхания, осмотической регуляции, роста и размножения, возникновению мутаций, канцерогенеза, образованию патологических форм. На уровне организмов биологические показатели должны сочетать наличие экологически важных морфологических, этологических, биохимических, физиологических и генетических характеристик, специфичных для вида. На по-

пуляционно - биоценотическом уровне влияние радиации обнаруживается в изменении числа видов в сообществе, численности популяций и соотношения видов, родов и т.д.

Понимание биологических последствий хронического воздействия ионизирующих излучений на природные популяции организмов может быть достигнуто при использовании следующих подходов:

- оценки уровня радиоактивного загрязнения в среде обитания популяций организмов;
- изучения экологического состояния, видового разнообразия и структуры фито- и зооценозов. Выбор и обоснование биоиндикаторов;
- исследования особенностей роста и развития, формообразования диких и культурных растений, произрастающих в местах с разным уровнем радиации;
- особенностей обитания популяции животных в радиационном биогеоценозе;
- изучения состава микробных популяций и их изменений в зависимости от уровня загрязнения почвы радионуклидами;
- изучения генетических и цитогенетических эффектов ионизирующих излучений в хронически облучаемых природных популяциях растений и животных;
- радиационной адаптации популяций организмов к повышенному уровню радиации;
- проблемы малых доз радиации в радиоэкологии растений и животных;
- изучения содержания тяжелых металлов-мутагенов в объектах природы. Проблема синергизма при совместном действии радиации и тяжелых металлов на растения.

Реализация полной схемы биологического мониторинга связана с большими расходами, практически трудно осуществима в данное время. Для мониторинговых исследований в будущем должны быть отобраны уникальные индикаторные виды растений и животных, разработаны основные критерии и показатели, адекватно характеризующие состояние биосистем на разных уровнях организации - от молекулярно-генетического до популяционного.

Первые результаты мониторинговых исследований природных популяций растений, произрастающих на опытно-экспериментальных площадках (ОЭП): "Опытное поле", "Балапан" и "Дегелен", показали, что флора СИП включает 530 видов из 72 семейств и 281 рода. Широкая вариация на уровне таксонов разного ранга и флористического разнообразия в пределах отдельных ОЭП связана с разнообразием природных условий и степенью антропогенной нарушенности растительного покрова территории полигона. Наибольшее флористическое разнообразие отмечено для гранитного низкогорья Дегелен. Формирование флоры техногенных ядерных экотопов (местообитание с МЭД гамма-излучений от 60 и выше 6300 мкР/ч) ОЭП СИП влечет за собой коренные изменения в спектрах семейств и родов региональной флоры. Флора техногенных ядерных

экотопов значительно беднее. Меняется представленность монотипных таксонов разного ранга. В естественных и слабонарушенных экотопах ОЭП так же, как и в техногенных ядерных экотопах, соотношение группы по режиму увлажнения варьирует и отражает вариацию условий местопроизрастания растений. В техногенных экотопах возрастает доля ксерофитов и мезоксерофитов [17].

Изучение дифференциации видов естественных и трансформированных флор техногенных экотопов в зависимости от МЭД показало, что растения, произрастающие при МЭД свыше 6300 мкР/ч, представлены следующими видами: *Artemisia frigida*, *Chamaenerion angustifolium*, *Ephedra distachya*, *Festuca valesiaca*, *Kochia scoparia*, *Lotus angustissimus*, *Phragmites juncea*, *Silene suffrutescens*, *Stipa sareptana*, *Typha angustifolia*, или 2,1% от общего числа видов. Растений, обитающих на техногенных экотопах с МЭД 2900-6300 мкР/ч, уже больше - 59, или 11,1%. Они представлены такими видами, как *Artemisia scoparia*, *Dianthus rigidus*, *Iris scariosa*, *Kochia sieversiana*, *Lepidium latifolium*, *Limonium suffrutescens*, *Rumex confertus*, *Salix cinerea*, *Sanguisorba officinalis*, *Stipa capillata*, *Urtica urens* и др. Растения, произрастающие при "потенциально опасных" дозах в диапазоне от 60 до 3000 мкР/ч, разделены нами на группы до 200 мкР/ч, 1000 мкР/ч, 2000 мкР/ч и 3000 мкР/ч. Это самая многочисленная группа (389 видов, 73,4%), включающая такие виды, как *Atriplex cana*, *Tanacetum achilleifolium*, *Gypsophila paniculata*, *Urtica cannabina*, *Acroptilon repens* и др. [18]. В целом ценотический состав, структура и пространственное распределение растительного покрова, сформированного в местах проведения ядерных взрывов, его антропогенная трансформация и конкретные ряды демутации связаны с уровнем радиации и дифференциацией экологических условий. Восстановление растительности при малых дозах ионизирующего излучения зависит от экологических условий - режима увлажнения, рельефа и микрорельефа, экспозиции и крутизны склонов, литоэдафотопы, флористического состава окружающей среды. При высоких дозах ионизирующего излучения естественное зарастание, в первую очередь, лимитируется уровнем радиации. Естественное зарастание на техногенных радиоактивных экотопах происходит медленно и неэффективно. Растительные группировки на вновь сформированных техногенных местообитаниях отличаются от зональных сообществ и часто представляют собой пионерную стадию (или несколько стадий) процесса восстановления растительного покрова. Для полного восстановления зональной растительности требуется значительный срок. В качестве индикаторных видов предварительно выбраны: ковыль волосатик (*Stipa capillata*), ковыль сарептский (*Stipa sareptana*), ячмень богдан (*Hordeum bogdan*), пырей гребенчатый (*Agropyron cristatum*), люцерна серповидная (*Medicago falcata*) и др. [19].

Исследованы популяции дикорастущих растений *Stipa capillata*, произрастающие вблизи "Атомного озера" на территории урочища Балапан. Показано, что компонентный состав растворимых белков в листьях *Stipa capillata* меняется при действии ионизирующих излучений. Различия в спектре между "радиоактивными" и "контрольными" вариантами составляют 3-6 компонентов. Появление новых компонентов белков и ферментов может быть следствием мутации или посттрансляционных изменений белков после воздействия хронического облучения растений. Чтобы точно доказать генетическую природу этих изменений потребуются дополнительные исследования по анализу первичной структуры этих белков или ДНК [20].

Изучен видовой состав и составлен кадастр позвоночных животных СИП. В настоящее время на территории полигона встречаются 92 вида позвоночных животных, в том числе земноводных - 2, пресмыкающихся - 8, птиц - 61, млекопитающих - 21. Из внесенных в Красную книгу Республики Казахстан животных на территории СИП встречаются 7 видов позвоночных. Для дальнейших мониторинговых исследований выбраны: мышь полевая (*Apodemus agrarius*), большой тушканчик (*Allactaga major*), суслик краснощекий (*Citellus erythrogenus*), тушканчик - прыгун (*Allactaga saltator*), ящурка разноцветная (*Eremios arguta*) и др. [21, 22].

Начато генетическое изучение млекопитающих, обитающих на территории СИП. Показано, что самцы *Allactaga major* и *Citellus erythrogenus*, обитающие на радиоактивно загрязненных участках урочища Балапан имеют повышенное количество аномальных сперматозоидов, превышающие контрольный уровень в 2-8 раз. Выявлено, что в клетках костного мозга мышевидных грызунов (*Allactaga major* и *Citellus erythrogenus*) и домашних овец (*Ovis aries*), обитающих на радиоактивно загрязненных площадках СИП, обнаружено 2-4х кратное повышение количества метафазных клеток с полиплоидным и анеуплоидным наборами хромосом, а также структурные нарушения хромосом в виде одиночных, парных фрагментов и дицентриков [19].

Впервые исследованы природные популяции хирономид (*Diptera, Chironomidae*) из 7 водоемов СИП и 4 контрольных водоемов. С помощью цитогенетического метода анализа были идентифицированы 10 видов хирономид из подсемейства *Chironomidae* и 1 вид из подсемейства *Tanypodinae*. Изучены кариотип и хромосомный полиморфизм, определены спектр и частоты последовательностей дисков хромосом и их генотипических сочетаний для 2 популяций *Camptochironomus setivalva*, 5 популяций *Glyptotendipes salinus* и для 3 популяций *Camptochironomus tentans*. В радиоактивно загрязненных водоемах СИП выявлены ряд новых инверсионных последовательностей дисков ($p' \text{ sal C3}$, $p' \text{ sal C4}$, $p' \text{ ten B5}$, $p' \text{ ten CK}$, $p' \text{ ten D3}$, $p' \text{ ten FK}$) и их генотипических сочетаний ($p' \text{ sal C2.3}$, $p' \text{ sal C2.4}$, $p' \text{ ten B1.5}$, $p' \text{ ten C2.K}$, $p' \text{ ten D1.3}$, $p' \text{ ten F1.K}$ и др.), а также гете-

розигота по размеру блока центромерного гетерохроматина в плече *G* у *Glyptotendipes salinus*. Указанные изменения в структуре наследственного аппарата хирономид являются итогом длительной адаптивной селекции в условиях радиоактивного загрязнения окружающей среды. Дополнительно проведен молекулярный анализ геномной ДНК личинок *Camptochironomus setivalva*, и в гене цитохромоксидазы 1 обнаружена делеция трех нуклеотидов, которая приводит к замене одного аминокислотного остатка и выпадению другого. Поскольку ни у одного из проанализированных ранее видов хирономид не было обнаружено делеции, можно предположить, что данная делеция вызвана радиоактивным излучением [19, 23, 24].

Следует отметить, что изучение радиоэкологических проблем СИП ранее были усложнены абсолютной секретностью и отсутствием объективной информации о радиационной обстановке территории полигона и прилегающих к нему регионов. Дефицит объективных информационных данных о радиационной обстановке в регионе, отсутствие у широких слоев населения достаточных знаний о радиации и ее биологическом действии обусловило формирование психологической напряженности, а у

части населения - чувства боязни и даже страха. Горький опыт прошлого заставляет людей с большой осторожностью, а порой и с недоверием относиться к сегодняшней ситуации вокруг полигона. Чтобы развеять сомнения, укрепить веру в завтрашнем дне, все, что связано с радиацией в регионе, ее воздействием на окружающую среду, должно стать достоянием гласности. Важнейшая наша задача состоит в том, чтобы в доступной форме постоянно проводить пропаганду радиобиологических знаний среди населения, способствовать формированию у людей сбалансированного отношения ко всему, что связано с радиацией [13]. В этой связи должна быть разработана программа работы с населением по обеспечению радиационной безопасности и пропаганде основ заповедного дела на территории СИП. Цель данной статьи - еще раз привлечь внимание ученых и специалистов к радиобиоэкологическим проблемам СИП. Решение сложной проблемы СИП возможно лишь при наличии научно-обоснованной концепции, комплексной программы мониторинговых исследований и при широком научном сотрудничестве, кооперации сил и средств ученых и специалистов не только Казахстана, но и ближнего и дальнего зарубежья.

ЛИТЕРАТУРА

1. Международный Чернобыльский проект. Общий обзор оценки радиологических последствий и защитных мер. (Доклад Международного консультативного комитета) - Вена. -1991. -58 с.
2. Десятилетие после Чернобыля. Материалы Международной конференции. Австрия, Вена 8-12 апреля 1996 г. - Вена. - 1996. -546 с.
3. Чернобыль - десять лет спустя. Радиоактивное воздействие и последствия для здоровья населения. Оценочный доклад Комитета по радиационной защите и здравоохранению Агентство по ядерной энергии. Ноябрь, 1995 г. ОЕСД. - Париж. - 1996. -124 с.
4. Алексахин Р.М. Радиоэкологические уроки Чернобыля. //Радиобиология. -1993. -том 33, №1. - С. 3-14.
5. Шевченко В.А., Абрамов В.И. и др. Генетические последствия для популяции растений радиоактивного загрязнения окружающей среды в связи с Чернобыльской аварией. //Радиационная биология. Радиоэкология. -1996. -том.36, вып.2. - С.531-545.
6. Фоменко С.В., Алексахин Р.М. и др. Анализ факторов, определяющие формирование доз внутреннего облучения сельского населения и эффективность защитных мероприятий в сельском хозяйстве в отдаленный период после аварий на Чернобыльской АЭС. // Радиационная биология. Радиоэкология. -1999. -том.39, №5. -С.487-489.
7. Ахметов М.А., Баядилов Е.И. и др. Характеристика исходных данных радиационного состояния эпицентральной зоны объекта "Чаган" -экскавационного подземного ядерного взрыва для создания искусственного водохранилища. //Известия Нац. Акад. наук РК, серия физико-матем. -1994. -№6. -С. 79-96.
8. Изучение радиационной обстановки на бывшем СИП. Итоговый отчет по контракту DNA-001-94-C-0031. – Алматы. - 1994.
9. Полевые измерения, отбор проб почвы и их лабораторный анализ для 10 площадок на бывшем Семипалатинском испытательном полигоне в Республике Казахстан. Итоговый отчет по контракту DNA-001-94-C-0122. -Курчатов -1995. -117 с.
10. P. Hill, R. Hille, P. Bouisset, D. Calmet, I. Kluson, S. Smagulov, A. Seisebaev Radiological Assessment of long – Term Effects at the Semipalatinsk test Site. Nato – Semipalatinsk project 1995/96. –Forschungszentrum Julich, 1996. – 116 p
11. Радионуклидное загрязнение территории Семипалатинского полигона (Материалы научно-практической конференции по Проекту МНТЦ К-053). - Алматы. -1999. -168с.
12. Черепнин Ю.С. Современная радиационная обстановка на бывшем Семипалатинском испытательном полигоне. //Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях. Труды международной конференции. - Санкт-Петербург: Гидрометеоздат. -2000. -том1. -С.92-100.
13. Сейсебаев А. Т., Смагулов С. Г. и др. Современные проблемы радиоэкологии бывшего Семипалатинского испытательного полигона. – Павлодар. -1997. -21 с.
14. Престон А., Порит ДЖ. Комплексный глобальный мониторинг окружающей среды: политика и принципы. // Комплексный глобальный мониторинг загрязнения окружающей природной среды. Труды международного симпозиума. - Ленинград: Гидрометеоздат. -1980. -С.19-28.

15. Гудков И.Н. Основы общей и сельскохозяйственной радиобиологии. - Киев: Издательство УСХА. -1994. -328с.
16. Соколов В.Е., Смирнов Н.Н. Мониторинг биологической составляющей биосферы. //В кн.: Комплексный глобальный мониторинг загрязнения окружающей природной среды. - Л.: Гидрометеиздат. -1980. -С. 29-34.
17. Султанова Б.М. Антропогенная трансформация и особенности восстановления растительного покрова опытно-экспериментальной площадки "Балапан" Семипалатинского испытательного полигона. // Радиационная безопасность и социально-экологические проблемы Казахстана. Материалы международной конференции. Караганда, 10-14 ноября 1997г. – Алматы - Караганда: Изд-во "Наука". -1998. -С.88-94.
18. Султанова Б.М. Антропогенная трансформация растительности Семипалатинского испытательного полигона. //Автореферат дисс. ... кандидата биол. наук. - Алматы. -2000. -31с.
19. Сейсебаев А.Т., Бахтин М.М. Радиобиоэкологический мониторинг природных популяций растений и животных бывшего Семипалатинского полигона. // Биологические эффекты малых доз ионизирующей радиации и радиоактивное загрязнение среды. Труды Международной конференции. Сыктывкар, 20-24 марта 2001г.- Сыктывкар. -2001г. -С.91-92.
20. K.N. Sarsenbaev, U.Esnazarov, L.Starikova et. al. Influence of low chronical doses of Radiation on compound complex of enzymes and proteins of Stipa capillata from Semipalatinsk polygon // Радиационная безопасность и социально-экологические проблемы Казахстана. Материалы Международной Конференции, Караганда 10-14 ноября 1997г. –Алматы - Караганда. Наука, -1998, -с.76-82
21. Хромов В.А., Сейсебаев А.Т. О фауне позвоночных урочище Балапан // Радиационная безопасность и социально-экологические проблемы Казахстана: Материалы Международной Конференции, Караганда 10-14 ноября 1997г. – Алматы – Караганда: Наука. –1998. -С.133-138.
22. Сейсебаев А.Т. Оценка биологических последствий воздействия ядерных испытаний на природные популяции растений и животных. Отчет ИРБЭ НЯЦ РК. – Курчатов. -1999. -175 с.
23. Бахтин М.М., Сейсебаев А.Т., Рахимбаева К.Т., Айманова К.Г. Кариологическая характеристика хирономид *Glyptotendipes salinus* из озера "Балапан" //Вестник НЯЦ РК. -2000. -№3. -С.79-83.
24. Сейсебаев А.Т., Бахтин М.М., Рахимбаева К.Т. Кариотип и хромосомный полиморфизм *Camptochironomus tentans* (Diptera, Chironomidae) //Вестник НЯЦ РК. -2000. -№3. -С.84-89.

СЕМЕЙ СЫНАҚ ПОЛИГОНЫНДАҒЫ КОМПЛЕКСТІ РАДИОБИОЭКОЛОГИЯЛЫҚ МОНИТОРИНГІ: ЖАЛПЫЛАМА ШЕШІМІН ТАБУ

¹Сейсебаев А.Т., ²Шеналь К., ¹Птицкая Л.Д., ¹Бахтин М.М., ¹Қадырова Н.Ж.

¹ҚР ҰЯО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты
²Ренн университеті, Франция

Мақалада Семей сынақ полигонында комплекстік радиобиоэкологиялық мониторинг жүйесін ұйымдастырудың негізгі бағыттарымен жалпы әдістемелік шешімдерін табудың жолдары ұсынылған. Табиғи өсімдіктер мен жануарлар популяцияларының мониторингті зерттеу жұмыстарының алғашқы нәтижелері берілген.

INTEGRATED RADIOBIOECOLOGICAL MONITORING OF SEMIPALATINSK TEST SITE: GENERAL APPROACH

¹A.T. Seisebaev, ²C. Chenal, ¹L.D. Ptitskaya, ¹M.M. Bakhtin, ¹H.Sh. Kadirova

¹RK NNC Institute for Radiation Safety and Ecology, Kurchatov
²Rennes University, France

This paper presents major research directions and general methodology for establishment of an integrated radiobio-ecological monitoring system at the territory of the former Semipalatinsk nuclear test site. Also, it briefly provides the first results of monitoring the natural plant and animal populations at STS.

УДК 577.115.4:599.323.4:539.16.04

ОЦЕНКА СРЕДНЕГОДОВОЙ ЭФФЕКТИВНОЙ ДОЗЫ ВНУТРЕННЕГО ОБЛУЧЕНИЯ НАСЕЛЕНИЯ РЕГИОНА СЕМИПАЛАТИНСКОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ПОЛИГОНА

¹)Карабалин Б.К., ²)Мукушева М.К., ¹)Кайрамбаев С.К., ²)Мукушев А.К., ²)Кислухин А.Г.

¹)Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК

²)Национальный ядерный центр Республики Казахстан

В настоящей статье представлены результаты исследовательских работ по проекту МНТЦ К-054 «Экологические пути миграции радионуклидов на Семипалатинском испытательном полигоне».

Ядерные испытания, проводившиеся на Семипалатинском полигоне в период с 1949 по 1989 г. создали весьма сложную радиационную обстановку на полигоне, которая эволюционирует во времени. К сожалению, не возможно в настоящее время оценить динамику радиоактивного загрязнения из-за отсутствия в Казахстане данных по радиационной обстановке 15-20 летней давности. Важно учесть, что в настоящее время проявляются вторичные эффекты загрязнения территории, связанные с аккумуляцией продуктов деления при подземных ядерных взрывах, особенно в горном массиве Дегелен, и их выносом на дневную поверхность талыми и ливневыми водами. Поэтому при оценке экологических последствий ядерных испытаний необходимо принимать в расчет все количество радиоактивных веществ, сосредоточенных на поверхности и под землей.

Исследования радиационной обстановки на полигоне и влияния ядерных испытаний на окружающую среду и здоровье людей, естественно, проводились и во время испытаний. Однако, несмотря на то, что отдельные результаты этих исследований сегодня опубликованы или готовятся к публикации, большая часть данных остается недоступной широкому кругу специалистов и, в частности, казахстанским специалистам.

В рамках проекта МНТЦ К-054 проведено обобщение существующих (доступных) материалов по радиационной обстановке на Семипалатинском полигоне и прилегающих территориях. Проведены исследования с целью проверки и уточнения этих материалов, более детально изучалась радиационная обстановка на выбранных участках- населенных пунктах КСХП «Акжарский», «Чаганский», которые расположены вблизи радиационно-опасных участков полигона (Опытное поле, «Атомное озеро», площадка «Балапан»). С 1997 года были начаты исследования экологических путей миграции радионуклидов по пищевой цепочке. Тем не менее, имеющейся информации недостаточно не только для окончательного заключения о возможности хозяйственного использования территории полигона, но и для достоверной оценки ущерба, нанесенного ядерными испытаниями здоровью людей и окружающей среде. Радиоэкологические исследования должны быть продолжены.

Для выполнения запланированных работ были выбраны населенные пункты (зимовки и летники), прилегающие к полигону

Общий вид полигона с изолиниями по ^{137}Cs , радиоактивными следами и выбранными для обследования населенными пунктами показан на Рис. 1.

Зимовки коллективного сельхозпредприятия (КСХП) «Чаганский» Жанасемейского района Восточно-Казахстанской области расположены в юго-восточной части опытной площадки «Балапан» бывшего СИП. Радиоактивное загрязнение зимовки обусловлено, в основном, подземным экскавационным ядерным взрывом 15.01.1965г, использованного для создания искусственного водоема при слиянии высыхающих рек Чаган и Ащи-Су, и получивший название атомное озеро "Чаган".

Во всех населенных пунктах совхоза было проведено радиометрическое и дозиметрическое обследование местности

Для более детального изучения была выбрана зимовка Шаган, так как она находится ближе всех к атомному озеру.

Другим объектом исследований являются зимовки КСХП «Акжарский» Майского района Павлодарской области, расположенные в северной части полигона. Пастбищные земли зимовок и летовок находятся в непосредственной близости от площадки «Опытное поле», радиоактивное загрязнение которого обусловлено 30 наземными и 87 воздушными ядерными взрывами, проведенными с 1949 по 1962 гг.

Так же, как и в совхозе "Чаганский" во всех населенных пунктах были проведены радиометрические и дозиметрические исследования местности, и для более тщательного обследования были выбраны три зимовки (Кызыл-Кудук, Тактайколь, Тулпар), примерно одинаково удаленные от площадки "Опытное поле".

В результате полученных данных спектрометрического и радиохимического анализов проб можно сделать предварительные выводы по радиоактивному загрязнению выбранных площадок.

Лабораторный анализ показал наличие в пробах как продуктов деления (^{137}Cs и ^{90}Sr), так и непрореагированного ядерного горючего ($^{239/240}\text{Pu}$, ^{241}Am) и радионуклидов активационного происхождения (^{60}Co , $^{152/154}\text{Eu}$).

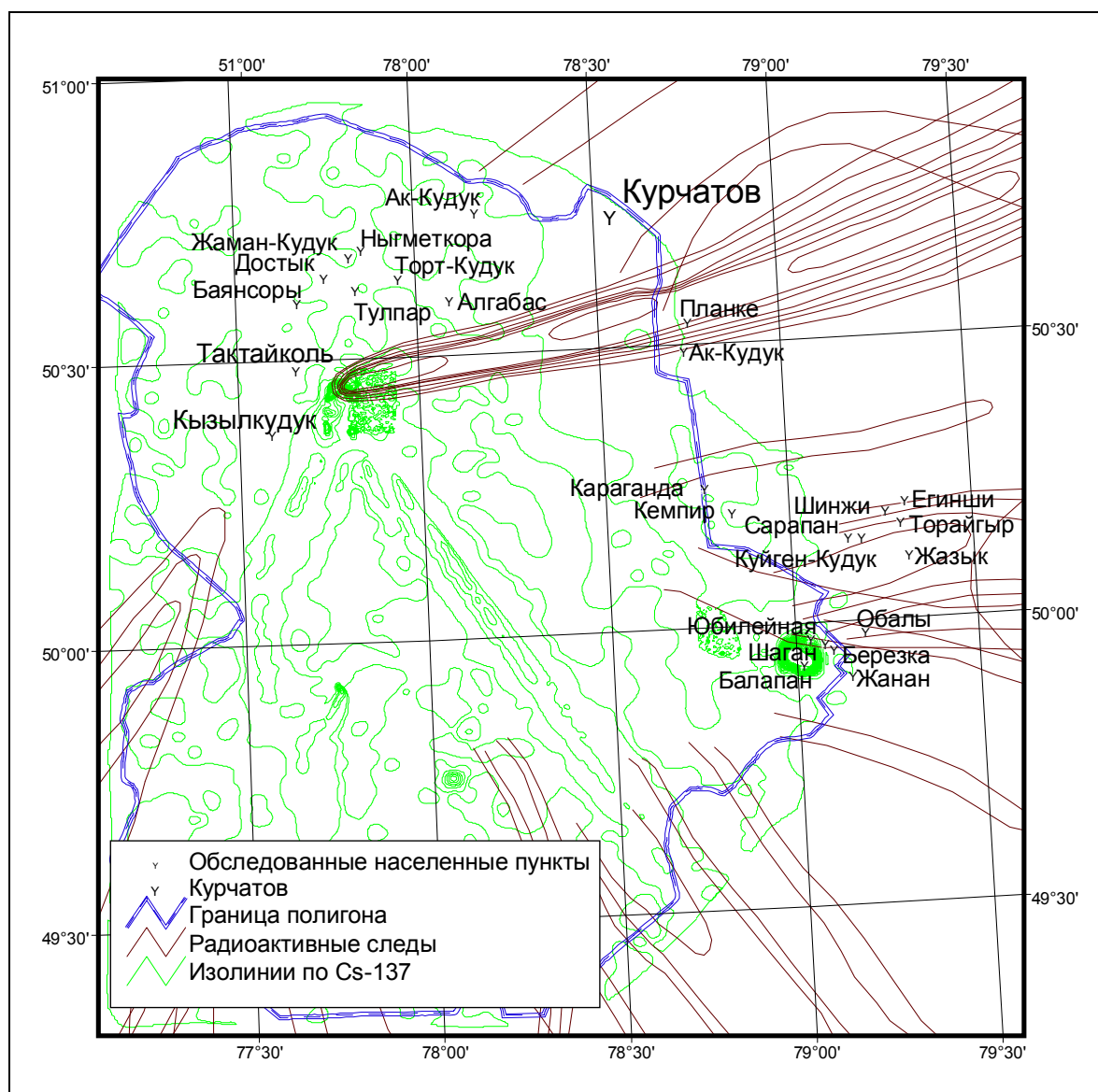


Рис. 1.

Данные анализов подтверждают "пятнистый" характер загрязнения радионуклидами территории пастбищных земель, так как точки обследования с низким содержанием радиоактивных элементов чередуются с сильно загрязненными:

- Плотность загрязнения естественных пастбищных угодий составила от 4400 Бк/м² до 20560 Бк/м² по ¹³⁷Cs.
- Мощность экспозиционной дозы на обследуемых населенных пунктах не превышает установленной нормы по НРБ-99 - 0,33 мкЗв/ч.
- Плотность поверхностного загрязнения β -частицами не превышает 50 част/мин*см², что ниже допустимого уровня 200 част/мин*см² по НРБ-99
- Поверхностное загрязнение α -частицами на большей территории ниже 2 част/мин*см².
- Загрязнение радионуклидом ¹³⁷Cs в отдельных точках пастбищных угодий превышает

фон глобальных выпадений, который для средних широт северного полушария равен - 100-150 мКи/км².

- Загрязнение ⁹⁰Sr в ряде мест обследованных точек пастбищ также превышает фон глобальных выпадений, который для стронция равен 50-70 мКи/км².
- Отмечено также присутствие в образцах ²³⁹Pu, одного из токсичных радионуклидов. Плутоний выявлен в основном на всех участках сельскохозяйственных угодий, и превышает фон глобальных выпадений 1-2 мКи/км².
- Кроме того нами были проведены полевые спектрометрические измерения в зимовках хозяйства «Акжарский». In-situ спектрометрия проводилась следующими приборами и оборудованием: высокочистый германиевый детектор фирмы "Canberra", анализатор "Inspector", программа обработки спектров "Genie-2000"

- В почве содержание Cs-137 незначительное, отмечено лишь присутствие естественных радионуклидов ^{234}Th , ^{238}U и ^{40}K .

ЗАГРЯЗНЕНИЕ В ПОЧВЕ, РАСТИТЕЛЬНОСТИ И В ДРУГИХ БИООБЪЕКТАХ ОТОБРАННЫХ В ХОЗЯЙСТВЕ "ЧАГАНСКИЙ" ПО ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am , $^{239/240}\text{Pu}$

Загрязнение по ^{137}Cs

С территории зимовки Шаган (Заветы Ильича) было отобрано 48 послонных проб почвы с шагом 0-5см, 5-15см, 15-30см, 16 образцов растений, 34 пробы органов и тканей сельскохозяйственных животных, 6 проб молока и молочных продуктов. Перечисленные образцы были проанализированы на содержание ^{137}Cs гамма-спектрометрическим методом. В результате проведенных лабораторных гамма-спектрометрических измерений установлены значения удельной активности:

- в почве – от <2 до 4050 Бк/кг;
- в растениях – от 5,8 до 4524 Бк/кг;
- в органах и тканях животных - от 0,80 до 58,3 Бк/кг (допустимая концентрация по НРБ-96 – 96 Бк/кг);
- в молоке и молочных продуктах – от <1,1 до 190,3 Бк/кг сухого веса, что в 2 раза превышает допустимую концентрацию по НРБ-96 – 96 Бк/кг.

На сегодняшний день до сих пор не утверждены нормативы предельно допустимых концентраций (ПДК) в почве и растительности, что затрудняет оценку радиационной обстановки, планирование радиоэкологических исследований и выдачу рекомендаций по использованию обследованных земель.

Загрязнение по ^{90}Sr

В результате радиохимического анализа в пробах были выявлены следующие значения удельной активности ^{90}Sr :

- в почве - от 1,75 до 2520 Бк/кг;
- в растительности - от 5 до 135,3 Бк/кг;
- в органах и тканях животных - от 0,60 до 89,5 Бк/кг, почти в 2 раза выше допустимой концентрации по НРБ-96 – 45 Бк/кг.
- в молоке и молочных продуктах - от 9 до 49 Бк/кг (Допустимая концентрация по НРБ-96 – 45 Бк/кг).

Загрязнение по ^{241}Am

В результате измерений проб на ^{241}Am содержание выявлены следующие значения удельной активности:

- в почве - от 1 до 120 Бк/кг;
- в растительности от 1 до 117 Бк/кг;
- в органах и тканях животных от 0,05 до 0,55 Бк/кг (Допустимая концентрация по НРБ-96 – 6,3 Бк/кг);
- в молоке и молочных продуктах – до <0,6 Бк/кг

Загрязнение по $^{239/240}\text{Pu}$

Количество выброшенного ^{239}Pu в экосистему при испытаниях на Семипалатинском полигоне в

сотни раз больше, чем выброшенного плутония при аварии на Чернобыльской АЭС. Известно, что ^{239}Pu обладает существенно более высоким (примерно на два порядка большим) биологическим действием, чем продукты деления. В результате радиационная ситуация на бывшем Семипалатинском полигоне еще больше усугубляется по сравнению с аварией на Чернобыльской АЭС. Поэтому проблема изучения его содержания и распределения в почве и далее по пищевой цепи приобретает особенно важное и актуальное значение.

После радиохимического анализа и радиометрического определения плутония были получены следующие результаты:

- в почве - от 1 до 2395 Бк/кг;
- в растительности - от 0,75 до 277 Бк/кг;
- в органах и тканях животных от 0,10 до 46,85 Бк/кг (по НРБ-96 – 5 Бк/кг) – превышение концентрации плутония более чем 9 раз.
- в молоке и молочных продуктах от <0,8 до 2,6 Бк/кг,

Почти во всех пробах наблюдается повышенное содержание ^{60}Co , $^{152/154}\text{Eu}$, и естественного радионуклида ^{40}K .

ЗАГРЯЗНЕНИЕ В ПОЧВЕ, РАСТИТЕЛЬНОСТИ И В ДРУГИХ БИООБЪЕКТАХ ОТОБРАННЫХ В ХОЗЯЙСТВЕ "АКЖАРСКИЙ" ПО ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239/240}\text{Pu}$

С территории зимовок хозяйства «Акжарский» было отобрано 110 послонных проб почвы с шагом 0-5см, 5-10см, 15-20см, 20-30, 24 образцов растений, 39 проб органов и тканей сельскохозяйственных животных, 6 проб молока и молочных продуктов, 2 пробы воды и 4 пробы экскрементов с/х животных.

Загрязнение по ^{137}Cs

В результате проведенных лабораторных гамма-спектрометрических измерений установлены значения удельной активности ^{137}Cs :

- в почве – от 0,93 до 400 Бк/кг;
- в растениях – от 0,86 до 35 Бк/кг;
- в органах и тканях животных – от 0,4 до 1,85 Бк/кг;
- в молоке и молочных продуктах – от 0,0037 до 5,57 Бк/кг сухого веса.

Загрязнение по ^{90}Sr

В результате радиохимического анализа в пробах были выявлены следующие значения удельной активности:

- в почве – от 7 до 42 Бк/кг;
- в растительности – от 83 до 275 Бк/кг;

Загрязнение по $^{239/240}\text{Pu}$

Результаты лабораторных анализов показали следующие значения удельной активности:

- В почве – от 0,66 до 41,53 Бк/кг;
- в растительности – от 0,62 до 1,29 Бк/кг;
- в молоке и молочных продуктах – от 0,21 до 23,7 Бк/кг (по НРБ-96 – 5 Бк/кг) – превышение концентрации плутония более чем 4 раза.

РАСЧЕТ КОЭФФИЦИЕНТОВ НАКОПЛЕНИЯ И ПЕРЕХОДА РАДИОНУКЛИДОВ ПО БИОЛОГИЧЕСКОЙ ЦЕПИ

Почва-растение

Одним из важнейших параметров, используемых для описания перехода радионуклидов из почвы в растения в сельскохозяйственных экосистемах, является коэффициент накопления K_n и коэффициент перехода K_p , которые определяются уравнениями, приведенными в (1).

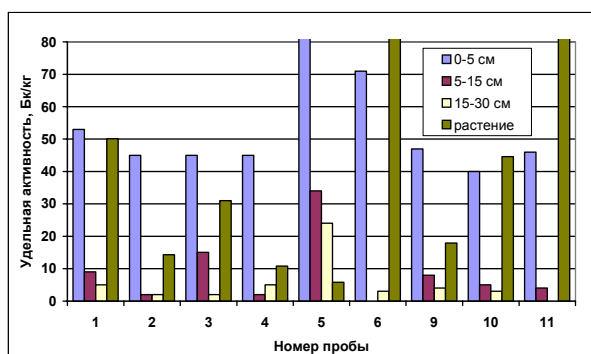


Рис. 2. Распределение ^{137}Cs в растениях и различных слоях почвы

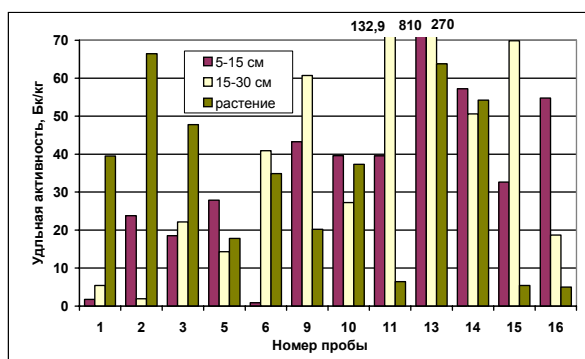


Рис. 31. Распределение ^{90}Sr в растениях и различных слоях почвы

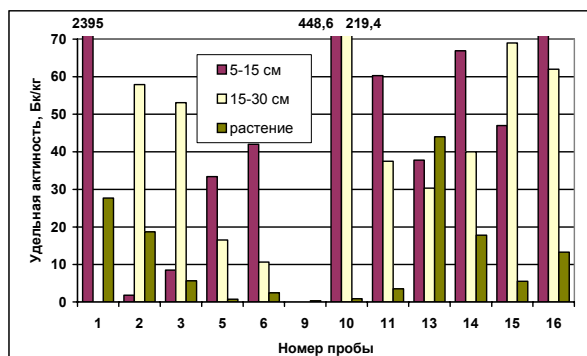


Рис. 4. Распределение ^{239}Pu в растениях и различных слоях почвы.

Табл. 1. Коэффициенты накопления и перехода радионуклидов в цепи почва-растение (хозяйство Акжарский).

№ точки	Радионуклид	Коэффициент накопления	Плотность площадного загрязнения, Бк/м ²	Коэффициент перехода, м ² /кг
1.	^{137}Cs	0,01	40208	0,0001
2.		0,07	3080	0,0003
3.		1,43	5888	0,0059
4.		0,09	3368	0,0004
5.		0,03	7760	0,0001
6.		0,21	1776	0,0009
7.	^{90}Sr	12,33	2880,0	0,0514
8.		27,36	2412,0	0,1140
9.		4,56	7160,0	0,0190
10.	$^{239/240}\text{Pu}$	0,03	15048,0	0,0001
11.		0,53	182,4	0,0083
12.		0,16	7552,0	0,0002

Растение-животное

Из литературных источников [2], известно, что основным источником поступления радиоактивных и стабильных нуклидов в организм животных является корм, в меньшей степени вода (около 2 %) и воздух. Нами был рассмотрен вариант поступления радионуклидов через корм.

При оценке накопления радионуклидов в органах, тканях и организме животных в современной радиоэкологии пользуются такими показателями как «содержание» и «кратность накопления» [3].

По полученным данным видно, что радиоцезий отложился в большей степени в мышечной ткани K_n – 0,03÷0,301. Этот результат согласуется с литера-

турными данными, где отмечалось, что ^{137}Cs накапливается главным образом в мышцах, причем на пути передвижения ^{137}Cs от рациона к мышцам дискриминация радиоцезия относительно К отсутствует и даже, наоборот, наблюдается увеличение отношение $^{137}\text{Cs}/\text{K}$ в мышцах.

Поступление радионуклидов в организм человека через продукты питания

Изучение питания наблюдаемого контингента населения проводилось опросно-статистическим методом, основанным на учете потребления пищевых продуктов 100 человек.

Нами был рассмотрен два варианта поступления радионуклидов в организм человека: через молоко и мясо.

Нами были отобраны с зимовки «Шаган» и зимовок хозяйства «Акжарский» молочные продукты коровы: молоко, катык, курт и кобылье молоко (кумыс). Все образцы были проанализированы спектрометрическими и радиохимическими методами.

Для этого звена цепи были произведены расчеты коэффициентов накопления и перехода радионуклидов в молоко.

Максимальная УА по ^{137}Cs в коровьем молоке составила 190,3 Бк/кг (зим. Шаган), а в хозяйстве Акжарский – 50,5 Бк/кг. За основу расчета было взято именно коровье молоко, т.к. жители региона круглый год используют его в своем рационе, а кобылье молоко (кумыс) потребляется в, основном, летне-осенний период. ^{137}Cs в кумысе из зим. Шаган не обнаружено, а в зим. Тулпар хозяйства Акжарский составило – 5,57 Бк/кг, надо обратить внимание на тот факт, что в этой же пробе обнаружено очень высокое содержание ^{239}Pu – 23,7 Бк/кг (уровень вмешательства–0,56 Бк/кг)

Поступление радионуклидов в организм через молочные продукты местного производства как ка-

тык, курт, незначительно. В образце катык присутствует ^{239}Pu – 2,6 Бк/кг.

Далее были отобраны образцы мяса: конина (хозяйство Акжарский), баранина (хозяйство Чаганский), максимальная удельная активность по ^{137}Cs – 58,30 Бк/кг обнаружено в съедобной ткани барана, а в образце мяса конины – 24 Бк/кг.

Расчеты по накоплению и переходу в мясо радионуклидов производились по формуле, предложенной авторами (4).

Расчет годового поступления ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239/240}\text{Pu}$ в организм человека.

При оценке возможных доз внутреннего облучения людей от инкорпорированных радионуклидов основное внимание уделялось биологически опасным и важным радионуклидам, к числу которых относятся ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239/240}\text{Pu}$.

Для оценки облучения населения определяющим является годовое поступление радионуклидов в организм, или предел годового поступления, ПГП [5].

Годовое поступление радионуклидов в организм человека с молоком или мясом определяется по формуле [4]:

$$ГП_j = C_i \times P, \quad (1)$$

где $ГП_j$ - годовое поступление данного радионуклида в организм человека, Бк/год;

C_i - концентрация радионуклида в продукте питания человека, Бк/кг;

P - количество продукта, с которым радионуклид поступает в организм человека на протяжении календарного года, кг/год.

В таблицах 1-2 приведены результаты расчетов годового поступления ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239/240}\text{Pu}$ в организм человека с молоком и мясом при усредненных значениях концентраций данных радионуклидов в продуктах питания для исследуемых хозяйств.

Табл. 1. Результаты расчетов годового поступления радионуклидов в организм человека с продуктами питания - молоко и мясо (баранина) для зим. Шаган.

Наименование продуктов питания	Радионуклид	Содержание радионуклида в корме животного, Бк/кг (ср.)	Годовое поступление радионуклида (ГП), Бк/год	Суммарное годовое поступление с молоком и мясом, Бк/год	Предел годового поступления (ПГП), Бк/год
Молоко	^{137}Cs	193,37	20845	21552	77000
Мясо			707		
Молоко	^{90}Sr	49,64	7479	10110	36000
Мясо			2631		
Молоко	^{239}Pu	13,37	506	1343	4000
Мясо			837		

Табл. 2. Результаты расчетов годового поступления радионуклидов в организм человека с продуктами питания - молоко и мясо (конина) для хоз. Акжарский.

Наименование продуктов питания	Радионуклид	Содержание радионуклида в корме животного, Бк/кг (ср.)	Годовое поступление радионуклида (ГП), Бк/год	Суммарное годовое поступление с молоком и мясом, Бк/год	Предел годового поступления (ПГП), Бк/год
Молоко	^{137}Cs	11,19	4171	4847	77000
Мясо			676		
Молоко	^{90}Sr	186,33	112	2272	36000
Мясо			2160		
Молоко	^{239}Pu	1,38	686	713	4000
Мясо			27		

**Определение эффективной дозы
ионизирующего излучения на население,
проживающее на исследуемых участках.**

Общую эффективную дозу определяли по формуле (6). Результаты расчетов приведены в таблице 3.

В результате проведенных расчетов годового поступления ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239/240}\text{Pu}$ в организм человека с молоком и мясом, нами получены следующие цифровые значения:

1. Для хозяйства Акжарский получаем $E_{i \text{ пищ}}=0,7$ мЗв, для зимовки Шаган $E_{i \text{ пищ}}=2,4$ мЗв.
2. Общая максимальная годовая эффективная доза для хозяйства Акжарский будет $E_{\text{общ}} - 2,1$ мЗв, а для зим. Шаган $E_{\text{общ}} - 3,8$ мЗв.

По результатам расчетов можно сделать вывод, что вклад внутреннего облучения в суммарную дозовую нагрузку на население значителен. Доза $E_{i \text{ пищ}}$

для зим. Шаган в 3,4 раза выше чем в хозяйстве Акжарский. Данный факт можно объяснить тем, что зим. Шаган находится ближе к загрязненной территории, чем зимовки хозяйства Акжарский.

Для дальнейшего использования обследованных участков необходимо разработать рекомендации, состоящие из различных контрмер, направленных на уменьшение поступления радионуклидов в агропромышленную продукцию:

- проводить разъяснительную работу с населением,
- ограничить доступ людей и сельскохозяйственных животных на локальные загрязненные территории,
- применить агротехнические, агрохимические, агрометеорологические и другие меры в области ведения агропромышленного производства.

Табл. 3. Результаты расчетов ожидаемой дозы от поступления радионуклидов в организм людей проживающих на зим. Шаган и хоз. Акжарский

Радионуклид	Дозовый коэффициент ($\epsilon_{\text{нас}}$), Зв/Бк	Суммарное годовое поступление с молоком и мясом, Бк/год		Ожидаемая доза от поступления в организм радионуклидов через органы пищеварения ($E_{i \text{ пищ}}$), мЗв	
		Шаган	Акжарский	Шаган	Акжарский
^{137}Cs	$8,0 \cdot 10^{-8}$	21552	4847	2,4	0,7
^{90}Sr	$1,3 \cdot 10^{-8}$	10110	2272		
$^{239/240}\text{Pu}$	$4,2 \cdot 10^{-7}$	1343	713		

**СЕМЕЙ СЫНАҚ ПОЛИГОНЫ АЙМАҒЫ ТҮРҒЫНДАРЫНЫҢ
ІШКІ СӘУЛЕЛЕНУІНІҢ ТИІМДІ МӨЛШЕРІНЕ ОРТАША ЖЫЛДЫҚ БАҒА БЕРУ**

¹⁾Қарабалин Б.К., ²⁾Мұқышева М.Қ., ¹⁾Қайрамбаев С.К., ²⁾Мұқышев А.Қ., ²⁾Кислухин. А.Г.

²⁾Қазақстан Республикасының Ұлттық ядролық орталығы

¹⁾ҚР Ұлттық ядролық орталығы радиациялық қауіпсіздік және экология институты

Осы мақалада «Семей сынақ полигонындағы радионуклидтерді көшірудің экологиялық жолдарың атты ХҒТО К-054 жобасы бойынша жүргізілген зерттеу жұмыстарының нәтижесі берілген.

**EVALUATION OF AVERAGE ANNUAL INTERNAL IRRADIATION EFFECTIVE DOSE
OF THE POPULATION LIVING IN THE AREA OF THE SEMIPALATINSK TEST SITE**

¹⁾B.K. Karabalin, ²⁾M.K. Mukusheva, ¹⁾S.K. Kairambayev, ²⁾A.K. Mukushev, ²⁾A.G. Kisluhin

*RK NNC Institute of Radiation Safety and Ecology
National Nuclear Center of the Republic of Kazakhstan*

The article presents results of research work carried out under ISTC project K-054 *Ecological Migration Pathways of Radionuclides Resulted From Nuclear Tests at Semipalatinsk Test Site*.

УДК 504.054:539.16

ВЛИЯНИЕ МАЛЫХ ДОЗ ОБЛУЧЕНИЯ НА ПОКАЗАТЕЛИ ПЕРЕКИСНОГО ОКИСЛЕНИЯ ЛИПИДОВ

¹⁾Утешев А.Б., ²⁾Мукушев А.К., ³⁾Недостаева Г.А.¹⁾Алматинский Государственный Университет усовершенствования врачей Республики Казахстан²⁾Национальный ядерный центр Республики Казахстан³⁾Семипалатинская Государственная Медицинская Академия

Перекисное окисление липидов является одним из патогенетических звеньев механизма действия ионизирующего облучения. Облучение вызывает существенное ускорение перекисного окисления липидов, развивающегося по свободнорадикальному механизму окисления. Продукты этого процесса вызывают повреждение биополимеров и, как следствие, клеточные структуры. В данной работе произведен анализ состояния перекисного окисления липидов и антиоксидантной защиты у населения, проживающего на территории Семипалатинского испытательного полигона.

ВВЕДЕНИЕ

Семипалатинский испытательный полигон (СИП) был одним из основных полигонов, использовавшихся бывшим Советским Союзом для испытаний ядерного оружия. На площади в 18500 км² с 1949 –го по 1989-ый год здесь было проведено 456 ядерных испытаний, включая наземные, атмосферные и подземные испытания. Во время функционирования полигона доступ на него строго контролировался военными частями, и какое-либо гражданское использование земель полигона было запрещено. В 1991 году Указом Президента Республики Казахстан полигон был закрыт и территории полигона перешли под управление местных органов власти. На территории полигона началось постепенное восстановление сельскохозяйственной деятельности (коневодство, овцеводство), осуществляемое, в основном, местными жителями.

Население этих территорий подвергается длительному внутреннему облучению за счет инкорпорации радионуклидов.

В настоящее время проведены многочисленные исследования, посвященные изучению механизмов действия на организм человека и животных внешнего облучения (Сухомлинов Б.Ф. и др., 1993), (Барабой В.А. 1991) (Гудзь Т.И., и др., 1989), (Марченков Ф.С., и др., 1987), (Завитаева Т.А., и др., 1986). Вместе с тем данные о влиянии на организм человека длительного внутреннего облучения отсутствуют.

Облучение инициирует и существенно ускоряет перекисное окисление липидов, развивающееся по свободнорадикальному механизму, который является важнейшим и необходимым этапом лучевого поражения. Продукты этого процесса, возникающие в клетке гидроперекисы и перекисы органических субстратов, эпоксиды, альдегиды, кетоны оказывают повреждающее воздействие на биополимеры, и, как следствие, клеточные структуры.

Целью данного исследования явилось:

1. Изучить состояние перекисного окисления липидов (ПОЛ) у лиц, проживающих на территориях, прилегающих к СИП.

2. Изучить активность внутриклеточных антиоксидантных ферментов (СОД, ГПО, ГР, каталазы) в эритроцитах крови лиц, проживающих на указанных территориях, а также активность внеклеточного антиоксидантного фермента церулоплазмينا.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Для проведения исследований нами были выбраны жители населенных пунктов, прилегающих к наиболее радиационно-опасным местам Семипалатинского полигона: вблизи Опытного поля и «Атомного озера».

Для определения особенностей состояния перекисного окисления липидов и антиоксидантной защиты у человека в условиях постоянного действия ионизирующего излучения было проведено обследование жителей населенных пунктов села Чаган, села Акжар и зимовок хозяйства Акжарский

Методы исследования: биохимические. При проведении исследований кровь брали из локтевой вены натощак. В качестве антикоагулянта использовали 0,1 % раствор ЭДТА, который является ингибитором ПОЛ. Содержание первичных продуктов ПОЛ – ацилгидроперекисей определяли в плазме крови по методу (Гаврилов В.Б., и др., 1983), выражали в условных единицах. Содержание МДА определяли в сыворотке крови по (Гаврилов В.Б., и др., 1987) и выражали в нмоль/ мл сыворотки, активность СОД по (Дубинина Е.Е., и др., 1983.) выражали в условных единицах, активность ГР (Власова С.Н., и др., 1990) выражали в мкм НАДФН/ мл эритроцитов/мин. Активность ГПО определяли по методу (Власова С.Н., и др., 1990) и выражали в мкм окисленного глутатиона/мл эритроцитов/ мин, активность каталазы по (Чевари С., и др., 1991), церулоплазмينا по (Сиверина О.Б., и др., 1986). Активность обоих ферментов выражали в МЕ.

Результаты исследований обработаны методом вариационной статистики. Аппаратура- спектрометр 26. Возраст обследуемых колебался от 20 до 60 лет и более.

В качестве контрольной группы выбраны лица, проживающие в селе Вишневка, Акмолинской области.

Актуальность исследований определяется последствиями 40-летней деятельности Семипалатинского ядерного полигона, а именно радиоактивным загрязнением прилегающих к нему территорий. Население этих территорий подвергается длительному внутреннему облучению в различных дозах за счет инкорпорации радионуклидов. В настоящее время проведены многочисленные исследования, посвященные изучению механизмов действия на организм человека и животных внешнего облучения. Вместе с тем данные литературы о влиянии на организм человека длительного внутреннего облучения отрывочны, мало исследованы и противоречивы.

Состояние ПОЛ и АОА у лиц, проживающих в населенных пунктах, прилегающих к СИП, характеризуются тем, что выявлена четкая зависимость активности процессов ПОЛ от дозы ионизирующего излучения, полученных за счет инкорпорации радионуклидов. Все параметры ПОЛ у обследованного контингента при исследовании оказались выше, чем в контроле.

В результате длительного внутреннего облучения за счет инкорпорации радионуклидов повышается количество как первичных (ДК), так и вторичных (МДА) гидроперекисей. Увеличение ДК и МДА у обследованных категорий лиц, схоже с таковыми, имеющимися в литературных источниках. Повышение этих факторов ведет за собой и активизацию антиоксидантной системы. При чем ответная реакция АОС на различные по интенсивности дозы ионизирующего излучения совершенно неадекватна. При более низких дозах с/з Акжар, с/з Чаган) АОС характеризуется повышением всех звеньев ответной реакции.

У лиц, проживающих в с. Акжар, удаленном от эпицентра ядерных взрывов на 60 км (ожидаемая доза составляет (0,7 МЗв) отмечается повышение активности глутатионзависимых ферментов: ГлПО (в 1,45 раз) и ГлР (в 1,15) раз. Одной из наиболее вероятных причин повышение активности ферментов может быть вызванное облучением активизацией антиоксидантной защиты. Одновременно происходит компенсаторное повышение активности каталазы в 1,35 раз, кроме того активность СОД также повышается, но не значительно (в 1,02 раза), оставаясь практически на уровне контроля. Все это, по-видимому, обуславливает выход продуктов перекисного окисления липидов практически на уровне контроля (ДК повышается в 1,04 раза, МДА в 1,03 раза.). При этой дозе повышение активности ГлПО, ГлР и каталазы с компенсирует выход токсических продуктов ПОЛ. Парадоксальным является незначительное повышение активности СОД, как основного фактора катализирующего реакцию нейтрализации супероксидного анион-радикала в перекись водорода (менее токсичного продукта, чем перекись водорода), который за тем под действием каталазы и

глутатионпероксидазы обезвреживается до нетоксичных продуктов. Возможно определенную роль здесь сыграло повышение ЦП в 1,19 раз, который по последним научным данным способен восстанавливать супероксидные радикалы до воды и кислорода, отличительным признаком ЦП от СОД является место локализации. ЦП циркулирует в крови, а СОД является внутриклеточным ферментом, хотя ГлПО и каталаза тоже внутриклеточные ферменты. Видимо процесс ПОЛ затрагивает не только клеточный уровень но и включает системный подход. Вторым возможным объяснением является высокая активность СОД, даже при малых его количествах. Интересно поведение глутатионзависимых ферментов. ГлР способна поддерживать уровень глутатиона на достаточном уровне, посредством восстановления его дисульфидной формы GSH (за счет НАДФН), который за тем под действием ГлПО способен нейтрализовать перекись водорода до воды.

У жителей с/з. Чаган, удаленного от Атомного озера на 45 км, где ожидаемая доза составляет 1,4 мЗв (в 2 раза выше, чем в с/з Акжар) отмечается повышение уровня ДК в 1,1 раза, и МДА так же в 1,1 раза, что выше, чем в с/з Акжар. Активность ферментов АОС значительно повышена. Отмечается более значительная активизация глутатионзависимой системы: ГлР увеличена в 1,8 раза, и ГлПО в 1,96 раза по сравнению с контролем). Активности СОД возросла в 2,02 раза, каталазы в 1,75 раза и ЦП 1,54 раза. Вследствие высокой активности ферментов антиоксидантной защиты содержание ДК и МДА остается практически на уровне контроля. Обращает на себя внимание резкое повышение величины СОД, на фоне менее резкого увеличения ЦП. При данной дозе отмечается значительное повышение всех параметров АОС, в ответ на повышение дозы в 3,7 раза по сравнению с контролем. Представленные данные показывают изменение соотношения между собой параметров АОС по сравнению с с/з Акжар. Другими словами, увеличение дозы ионизирующего излучения ведут к непропорциональному увеличению активности ферментов АОС между собой. Так как практически все обследованные ферменты, за исключением ЦП являются внутриклеточными, а исследованы эритроциты, которые вырабатываются в красном костном мозге, возможно стимуляция этих ферментов за счет ионизирующего излучения. Вторым вероятным моментом является компенсаторная активация АОС в ответ на действие радиации.

Третьей обследованной когортой являются жители зимовок с/з Акжарский, которые располагаются на различном удалении от Опытного поля от 10 км до 25км, причем выпас скота часто осуществляется на загрязненных территориях, с более значительной ожидаемой дозой облучения. Уровень ДК возрос в 1,36 раза, МДА - в 1,12 раза. Обращает внимание значительное увеличение ДК по сравнению с незначительным повышением МДА. Такое соотношение по литературным данным более харак-

терно для острого облучения, так как выработка первичных гидроперекисей превалирует над вторичными. Продукты ПОЛ обладают радиосенсибилизирующим действием, вызывая тем самым усиление действия радиации. В этой когорте наступает увеличение токсинов, инициируемых излучением. Поведение ферментов имеет несколько иной характер. Активность ГлПО остается на том же уровне, как и в с/з Чаган, но остается все же значительным. ГлР увеличена в 2 раза по сравнению с контролем, но по отношению к предыдущему повышению увеличена незначительно. Возможно несколько объяснений данному факту: ГлР восстанавливает глутатион которое обладает радиозащитным действием и вероятно часть его уходит на восстановление липоперекисей, и.т.д., другим объяснением такого поведения является более высокая радиочувствительность ГлПО по сравнению с ГлР, или снижение пула фермента, за счет угнетения его синтеза. Обращает внимание понижение СОД по сравнению с величиной в с/з Чаган, но это уменьшение незначительное. Возможно также угнетение синтеза СОД под воздействием радиации, уменьшение его пула. Наряду с этим наблюдается снижение активности каталазы по сравнению с с/з Чаган. Вероятно, это обратная реакция на снижение СОД, как основного поставщика перекиси водорода. Совершенно иначе ведет себя ЦП. Он резко и значительно повышается (в 5,6 раз по сравнению с контролем и в 3,6 раза выше, чем в с/з Чаган). Таким образом, рассчитанная нами ожидаемая доза на зимовках с/з Акжар, представляется критической в плане защитной реакции АОС на действие ионизирующего излучения. При этой дозе наблюдается предельная выработка ферментов АОС, невозможность их повышения в ответ на усиление ионизирующего излучения (ГлПО) и даже падение основных факторов защиты (каталаза и СОД) от действия радиации. Все это подтверждается увеличением, хоть и незначительным уровня ДК. А как известно, накопление токсических продуктов ПОЛ происходит только после истощения антиоксидантной системы организма. Заметное повышение ЦП, приносит компенсирующий эффект. Вероятно, за счет него и происходит некоторая инактивация действия ионизирующего излучения.

Особое внимание обращает на себя характер изменения активности внеклеточного антиоксидантного фермента ЦП. Степень повышения активности фермента находится в прямой зависимости от дозы внутреннего облучения и свидетельствует о тяжести радиационного поражения. Церулоплазмин участвует в торможении аутоокисления липидов и перехвате супероксидных радикалов.

Значительная доза облучения инициирует интенсивное перекисное окисление липидов. Выраженная стресс- реакция организма сопровождается выбросом в кровь гуморальных факторов регуляции. В конечном счете указанные причины вызывают повышение активности всех ферментов антиоксидантной защиты, вследствие чего содержание ГП и МДА остается на уровне контроля, практически во всех обследованных категориях

Выводы

1. Состояние перекисного окисления липидов зависит от дозы ионизирующего излучения.
2. Система антиоксидантной защиты обеспечивает содержание токсических продуктов на уровне контроля.
3. При увеличении дозы внутреннего облучения (с/з Чаган, зимовки) за счет выраженности стресс- реакции организма повышается активность всех ферментных систем антиоксидантной защиты (внутри и внеклеточных).
4. Соотношение активности ферментов между собой при повышении дозы изменяются.
5. Определение активности церулоплазмينا может быть рекомендовано в качестве теста, свидетельствующего о тяжести радиационного поражения.
6. Ответная реакция на воздействие ионизирующего излучения определяется не только внутриклеточным гомеостазом, но и системным уровнем.
7. Система антиоксидантной защиты активизируется до определенных значений дозы, после которой начинается спад активности, возможно даже истощение.
8. В связи с однообразным рационом питания, в основном мясо - молочными продуктами, недостаток витаминов (вит. А, и С) приводит к уменьшению доли неферментативного ПОЛ, что усугубляет положение.

ЛИТЕРАТУРА

1. Барабой В.А. Особенности биологического действия ионизирующего излучения в малых дозах //Врач. Дело-1991-№7-С.111-112.
2. Власова С.Н., Шабунина Е.И., Переслегина И.А. Активность глутатионзависимых ферментов эритроцитов при хронических заболеваниях печени у детей.// Лаб. Дело.-1990.-№8.-С.19-22.
3. Гаврилов В.Б., Гаврилова А.Р., Мажуль Л.М. Анализ методов определения продуктов перекисного окисления липидов в сыворотке крови по тесту с тиобарбитуровой кислотой.// Вопросы мед. Химии.-1987.-№1.-С.118-121.
4. Гаврилов В.Б., Мишкорудная М.И. спектрофотометрическое определение содержания гидроперекисей липидов в плазме крови // Лаб. Дело.-1983.-№3.-С.33-35
5. Дубинина Е.Е., Сальникова Л.А. Ефимова Л.Ф.Активность и изоферментный спектр супер-оксиддисмутазы эритроцитов и плазмы крови человека // Лаб. Дело-1983.-№10.-С.30-33.

6. Гудзь Т.И. Гончаренко Е.Н. Участие супероксидного анион-радикала в лучевом поражении // 1 Всесоюз. Радиобиол. Съезд, Москва, 21-27 авг., 1989: Тез. Докл. Т.1.- Пушкино, 1989. -С- 189-190
7. Завитаева Т.А. Сравнительный выход аберрации хромосом при облучении низкими дозами гамма- и нейтронного излучений лимфоцитов в периферической крови // Инф. Бюл. Науч. Сов. АН УССР.-1987.Б.-№11.-С.79-81
8. Гончаренко Е.Н., Кудряшов Ю.Б. Гипотеза эндогенного фона радиорезистентности // М. Изд. МГУ, 1980-С.176
9. Константинова М.М., Ревец Л.//Радиобиол.-1977-Т.17. вып.6-С 839-843
10. Марченков Ф.С., Давиденко А.В, Васильев А.Н., Кучеренко Н.Е. Активность ферментов глутатионзависимой антиокислительной системы головного мозга в условиях ионизирующей радиации //
11. Сухомлинов Б.Ф., Чайка Я.П., Монастырская С.С. Демида Е.Н. Исследование отдельных ферментов гликолиза эритроцитов тонкого кишечника крыс при воздействии ионизирующей радиации //Радиобиол.-1993.-Т.33, вып.2.-С.255-258
12. Чевари С., Андял Т., Штрэнгер Я. Определение антиоксидантных параметров крови и их диагностическое значение в пожилом возрасте. //Лаб. Дело.-1991.-№10-С.9-13.
13. Dormandy T. // Lancet. 1978. V/1/#3/P647-650
14. Jamashoji S., Kajimoto G. // FEBS Letters/ 1983.V152,#1.P168-170/
15. Гаврилов В.Б., Гаврилова А.Р., Мажуль Л.М. Анализ методов определения продуктов перекисного окисления липидов в сыворотке крови по тесту с тиобарбитуровой кислотой.// Вопросы мед. Химии.-1987.-№1.-С.118-121.

АЗ МӨЛШЕРДЕГІ СӘУЛЕЛЕНУДІҢ ЛИПИДТЕР ТОТЫҒУЫ МЕН ОКСИДАНТҚА ҚАРСЫ ҚОРҒАНЫС ЖАҒДАЙЫНА ӘСЕР ЕТУІ

Утешов А.Б., Мұқышев А.Қ., Недостаева Г.А.

¹⁾ҚР Дәрігерлер білімін жетілдіру Алматы Мемлекеттік Университеті

²⁾ҚР Ұлттық ядролық орталығы

³⁾Семей Мемлекеттік Медициналық Академиясы

Липидтер тотығуы әрекеттегі ионданған сәулелену механизмінің патофизиологиялық құрамды бөліктерінің бірі болып табылады. Сәулелену тотығудың еркін радикальды механизмі бойынша дамиды, липидтер тотығуының маңызды үдеуін туғызады. Осындай процесстер өнімі биополимерлердің бұзылуын, соның салдарынан, торша құрылымының да бұзылуына әсер етеді. Берілген жұмыста Семей сынақ полигонында тұратын тұрғындардың оксидантқа қарсы қорғанысы мен липидтер тотығуы жағдайына талдау жасалған.

INFLUENCE OF LOW RADIATION DOSES ON LIPID PEROXIDATION AND ANTIOXIDANT PROTECTION STATUS

¹⁾A.B. Uteshev, ²⁾A.K. Mukushev, ³⁾G.A. Nedostayeva

¹⁾Almaty State University of Doctors' Advanced Training

²⁾National Nuclear Center of the Republic of Kazakhstan

³⁾Semipalatinsk State Medical Academy

Lipid peroxidation is one of the pathogenetic links of ionizing radiation action mechanism. Irradiation causes significant acceleration of lipid peroxidation, which is developed by free radical oxidation mechanism. Products of this process cause injury of biopolymers and, as a result, of cellular constructions. This effort analyzes the status of lipid peroxidation and antioxidant protection of people living at the area of the Semipalatinsk Test Site.

УДК. 504.054: 539. 16.

РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОГО ПОКРОВА ОТДЕЛЬНЫХ УЧАСТКОВ ЮЖНОЙ ЧАСТИ ТЕРРИТОРИИ СЕМИПАЛАТИНСКОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ПОЛИГОНА

Тулеубаев Б.А., Жариков С.К.

Институт радиационной безопасности и экологии

На основе экспериментальных данных рассмотрен характер радиоактивного загрязнения лугопастбищной территории южной части бывшего Семипалатинского испытательного полигона (СИП). Определены отдельные параметры миграции радионуклидов в цепи "почва-растение" в зависимости от типа и разновидности почв, степени использования сенокосно-пастбищных угодий и других антропогенных факторов.

ВВЕДЕНИЕ

Изучение последствий многолетних ядерных испытаний на территории бывшего СИП и оценка радиэкологического состояния почвенно-растительного покрова сенокосно-пастбищных земель СИП находятся в ряду наиболее актуальных проблем региона.

Объективная оценка ядерных последствий нанесенных на лугопастбищную среду полигона, с учетом изучения общей радиационной ситуации на нем, требует организации и проведения специальных циклов исследований, направленных на установление миграционной закономерности радионуклидов, их распределения и биологического действия на различные компоненты биогеоценоза. Результаты этих исследований должны способствовать переводу полученных химических, физико-химических, биологических и других показателей в аргумент, имеющий жизненный смысл, т.е. ответить на вопрос, – насколько обследуемая лугопастбищная среда пригодна или нет для организации и проведения сельскохозяйственной деятельности на нем или иного характера назначения. Дело в том, что несмотря на ограниченную изученность радио- и агроэкологической обстановки на южной части территории полигона, люди проживающие на территории СИП и в его окрестностях, довольно активно проводят хозяйственную деятельность. Фермеры занимаются заготовкой сена и огородничеством, осуществляют выпас скота и другие виды крестьянского труда. В этой связи, изучение характера радиоактивного загрязнения почвенно-растительного покрова лугопастбищных земель данного региона имеет определенную хозяйственную и научную значимость.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Объектом наших исследований являлись флора, растительность и разные типы почв в урочище "Караолен" Караоленского сельского округа Восточно-Казахстанской области площадью 100 кв. км (условно названный "участок А"). Выбранный участок земли для изучения является блоком пастбищного хозяйства фермеров вышеназванного округа, где расположены несколько зимовок (Егеубай, Жалташ, Сарыкамыс и Келдибай) и летников (Ташлык, Аскарбай и Айтжан). Фермеры и члены их семей в некоторых пунктах проживают постоянно и ведут сельскохозяйственную деятельность.

Местность обследуемого участка: по характеру рельефа - слегка всхолмленная равнина, где максимальная относительная высота составляет 150 м при наименьшей протяженности (около 8 км); по почвенно-растительному покрову и гидрографии - равнинно-степная с речной и озерной сетью (коэффициент густоты 0,1), протекает небольшая речка Карасу, а также проходит безводное русло реки Ащису. Река Карасу в летний период, как правило, частично пересыхает, образуя солончаки, долина реки асимметрична, правый берег обрывистый, левый – низменный.

В течение всего года на данной местности господствует активная ветровая деятельность. В годовом их ходе ветер со скоростью до 8 м/с имеет наибольшую вероятность – 95%. Преобладающее направление ветра здесь в летний период - северное (24%), а в переходные периоды года - преобладают юго-западные ветры (20%). Интенсивность выпадения атмосферных осадков в разные годы существенно отличается. Среднее количество осадков года составляет около 300 мм, из них порядка 60% выпадает в теплый период года (апрель – октябрь).

Полевые работы на выбранном участке включают:

- проведение радиометрических измерений (определение мощности экспозиционной дозы и плотности поверхностного загрязнения α - и β - частицами) на всех точках отбора проб почв и образцов растительности;
- отбор проб воды из водоисточников (шахтные колодцы, речки и т.д.), почв и растительности в узлах реперной сетки;
- почвенно-геоботаническое обследование территории участка путем заложения экологических профилей и почвенных разрезов.

При проведении полевых радиометрических измерений и отбора проб объектов природной среды, руководствовались инструкцией и методическими указаниями [1,2]. В пределах обследуемого участка заложены экологические профили (три ключевые участки) в целях выявления ценоотического состава растительного покрова по традиционной методике [3] на разных типах почв и на фоне различных условий хозяйствования по отработанной методике [4]. Почвенные разрезы заложены методом "полуям" на распространенных здесь каштановых и солончако-

вых почвах, где по общеизвестной методике проводилось морфологическое описание почв; определены их гранулометрический состав и структура, а также другие внешние их признаки [5]. Пробы почвы отбирались методом "треугольника", а пробы растительности собраны на каждой точке обследования сырой массой не менее 2 кг.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

В ходе обследования почвенно-растительного покрова установлено, что на исследуемом участке распространены в основном светло-каштановые и темно-каштановые почвы, которые местами чередуются солонцеватыми солончаками аллювиального происхождения (рис.1). Каштановые почвы характеризуются по механическому составу присутствием почвенных разновидностей от супесчаного до среднесуглинистого, а солончаки имеют глинистый механический состав. Поверхность почвы исследуемого участка покрыта щебнем кварцитов пород. Щебенность на участке составляет от 20 до 30 %. Поверхность щебня местами имеет довольно плотное содержание лишайников.

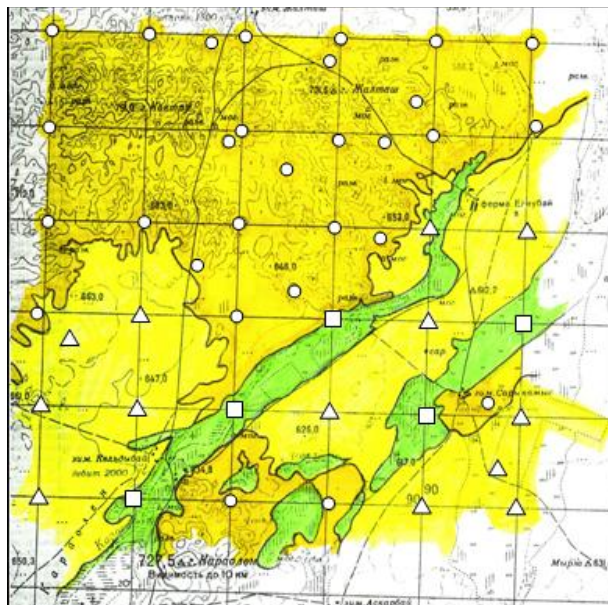


Рис.1. Типы почв на участке обследования.

а) О - темно-каштановые почвы; б) □ - солончаки
в) Δ - светло-каштановые почвы

С целью получения общей характеристики распространенных каштановых и солончаковых почв на участке А были заложены профили почвенных разрезов методом "полуям".

Точка "Каштановая почва":

- *Корочка 0-2 см.* Палевая, слоистая, хрупкая, тонко сильнопористая, сухая, много щебня кварцитов пород. Переход ясный, граница слегка волнистая.
- *Горизонт A_0 2-10 см.* Серовато-палевый легкий суглинок, довольно рыхлый, сухой, непрочный мелкокомковатый, большое количество корней, много щебня кварцитов пород. Переход постепенный по цвету, ясный по сложению и структуре, граница ровная.

- *Горизонт A_1 В 10-40 см.* Палево-коричневый, слегка гумусированный средний суглинок, несколько уплотнен, ореховато-мелкопризматический, структурные отдельности образуют непрочные "четки" на корнях, щебня кварцитов пород меньше, чем в верхних горизонтах.
- *Горизонт B_1 40-60 см.* Белесый просветленный карбонатный горизонт, среднесуглинистый, плотный, непрочный призматический, новообразования карбонатов в основном виде мучнистой присыпки, корней меньше, чем в предыдущих горизонтах. Переход ясный, граница ровная.

Почва здесь светло-каштановая легкосуглинистая, не солонцеватая, на делювии, щебенность обломками кварцитов пород, подстилаемая глиной. Механический состав представлен на самом верхнем горизонте (0-10 см) пылевато-песчаными легкими суглинками, глубже следуют среднесуглинистые иловато-песчаные горизонты, которые сменяются сначала легкими, а затем средними глинами.

Для сравнительного анализа последующий почвенный разрез был заложен на террасе соленого протока рек Карасу и Ащису.

Точка "Солончак":

- *Горизонт A_0 0-5 см.* Светло-серая слоистая глинистая корочка, сильнопористая, разбита, сухая, пронизанная корнями растений. Переход к следующему горизонту ясный по цвету, сложению и структуре, граница ровная.
- *Горизонт A_1 В 5-10 см.* Серовато-буроватый, глинистый, мелкоореховатый, слегка слоистый, слабо уплотненный, свежий, много корней растений. Переход ясный по сложению и структуре, постепенный по цвету, граница ровная.
- *Горизонт B_1 10-35 см.* Коричневато-бурый, глинистый, призматический, сильнопористый, очень плотный, характерны вертикальные трещины, поверхность структурных отдельностей глянцевая, до 25 см горизонт слабосвежий, глубже – влажный, горизонт засолен, но выветов солей из-за влажности почвы не видно. Переход ясный по цвету, структуре и сложению.
- *Горизонт B_2 35-60 см.* Желтовато-коричневый глинистый, менее плотный, чем предыдущий горизонт, влажный, карбонатов очень много в виде мелких мучнистых пятен, встречаются редкие корешки растений. Переход постепенный, граница ровная.

Почва здесь глинистый карбонатный солонцеватый луговой аллювиальный солончак, развивающийся на песчано-галечниковых отложениях, формирующихся под влиянием сильно минерализованных хлоридных грунтовых вод. Поверхность почвы мало щебнистая.

При изучении последствий ядерных испытаний на внешнюю среду, необходимо также общая оценка состояния растительного покрова, определение структуры фитоценоза и изучение видового состава

растений. К сожалению, нам неизвестно первоначальное состояние фитоценоза и состава флоры исследуемого участка до проведения ядерных испытаний, и все же изучение современного радиоэкологического состояния растительного покрова СИП представляет определенный практический интерес в качестве источника кормодобычи.

В результате геоботанических исследований установлено, что ценотический состав растительного покрова обследованного участка отличается значительным разнообразием. Во флористический спектр вошли представители следующих семейств: астровые, злаки, бобовые, губоцветные, розоцветные, осоковые, маревые и др. Представители этих же семейств играют определенную (основную) роль в структуре растительного покрова, войдя в состав доминантного комплекса флоры. Более наглядно остановимся на примерах распределения их в разрезе распространенных здесь типов почв.

Из семейств астровых эта полыни: холодная (*Artemisia frigida*) и сиверсовская (*Artemisia siversiana*) на светло-каштановых почвах; на участках с темно-каштановыми почвами, кроме названных видов полыни, распространена тонковатая полынь – Шренка (*Artemisia schrenkiana*); на солончаковых почвах преобладают полыни холодная (*Artemisia frigida*), бело-земельная (*Artemisia terrealba*) и сиверсовская (*Artemisia siversiana*).

Среди злаков на каштановых типах почвах более широкое распространение имеют тырсык (*Stipa sareptina*) и типчак (*Festuca sulcata*).

Из бобовых на каштановых почвах присутствует ландшафтный кустарник – карагана низкорослая (*Caragana pumila*).

Среди доминантного комплекса флоры на светло-каштановых почвах можно отметить присутствие *Carex capina*, *Parmelia splendens*, *Nonnea sulcata*, а на темно-каштановых почвах кроме вышеперечисленных видов, сформированы ценозы с доминированием *Spiraea hypericifolia*, *Phlomis tuberosa*, *Kochia prostata*, *Ephedra distachya*, *Lasiagrastis splendens*.

В состав галофитных ценозов, кроме вышеперечисленных видов полыни, входят: *Kochia prostata*, *Lasiagrastis splendens*, *Plantago maritima*, *Gnaphalium gerardi*, *Primula splendens* и *Camphorosma monspeliacum*.

Далее, для правильной оценки радиоэкологического состояния на изучаемом участке, необходимы объективные сведения о характере радиоактивного загрязнения и распределения радионуклидов на местности. Не менее важным вопросом здесь является изучение закономерностей миграции радионуклидов в зависимости от свойств почвы и биологических особенностей растений. Поэтому на данном этапе наших исследований была поставлена задача – изучение особенностей распределения радионуклидов в почвенно-растительном покрове на разных типах почв в зависимости от характера использования этих земель.

Как известно, ключевыми параметрами миграционного процесса являются коэффициенты накопле-

ния и перехода радионуклидов в цепи "почва-растение":

- коэффициент накопления (K_n) – это отношение содержания радионуклида в единице массы растениеводческой продукции C_p (Бк/кг) к содержанию данного радионуклида в единице массы почвы C_n (Бк/кг) и определяется уравнением:

$$K_n = C_p \text{ (Бк/кг)} / C_n \text{ (Бк/кг)} \quad (1)$$

- коэффициент перехода (K_n) условно характеризует долю активности, содержащейся на участке почвы 1 м^2 , которая переходит в 1 кг сухого вещества растительности. Этот коэффициент равен отношению (ур.2) удельной активности радионуклида в воздушно-сухой пробе растительности (Бк/кг) к поверхностной активности радионуклида на почве (Бк/м²), определяемая как плотность площадного загрязнения почвы (ур.3)

$$K_n = C_p \text{ (Бк/кг)} / \text{ППЗ (Бк/м}^2\text{)} \quad (2)$$

$$\text{ППЗ} = C_n \text{ (Бк/кг)} \cdot \rho_s \text{ (кг/м}^3\text{)} \cdot h \text{ (м)}, \quad (3)$$

где

♦ - ППЗ – плотность поверхностного загрязнения почвы,

♦ - ρ_s – плотность или объемная масса почвы,

♦ - h – мощность или глубина слоя почвы.

Объемная масса почвы определяется методом режущего кольца, а мощность слоя берется на глубину отбора проб почв (в наших условиях 15 см). Объемная масса исследуемых почв на этой глубине составляет в пределах $1,27 - 1,34 \text{ г/см}^3$. Для расчета плотности площадного загрязнения почв берется ее усредненная величина $1,3 \text{ г/см}^3$ или 1300 кг/м^3 .

Как показано на гистограмме (рис.2), плотность площадного загрязнения исследуемых типов почв ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239/240}\text{Pu}$ на участке А варьирует в широких пределах. Наибольшая плотность отмечена в загрязнении почвы $^{239/240}\text{Pu}$. Так, если плотность площадного загрязнения почвы $^{239/240}\text{Pu}$ на светло-каштановых почвах составляет в пределах $585-38220 \text{ Бк/м}^2$, то на темно-каштановых и солончаковых почвах она варьировала соответственно $1268-29250$ и $3120-42705 \text{ Бк/м}^2$. Далее, плотность площадного загрязнения почв ^{137}Cs также изменяется в значительных пределах, так если на светло-каштановых почвах она составляет $936-8580 \text{ Бк/м}^2$, то на темно-каштановых и солончаковых почвах имеет значение соответственно $1170-19524$ и $1170-14235 \text{ Бк/м}^2$. Относительно низкое значение плотности площадного загрязнения по ^{90}Sr наблюдается во всех типах почвах. На изучаемом слое ($0-15 \text{ см}$) светло-каштановых почв она составляла $585-2535 \text{ Бк/м}^2$, а на темно-каштановых и солончаковых почвах ППЗ по ^{90}Sr имела показатели соответственно $585-3705$ и $585-2143 \text{ Бк/м}^2$. Для сравнения экспериментальных данных на гистограмме (рис.2) приводятся показатели глобального загрязнения почвенно-растительного покрова в широтном поясе $50 - 600$ северной широты на территории бывшего СССР, заимствованные из работ Л.И. Болтневой, Ю.А. Израэля и др. [6] и Ф.И. Павлоцкой, З.М., Федоровой и др. [7].

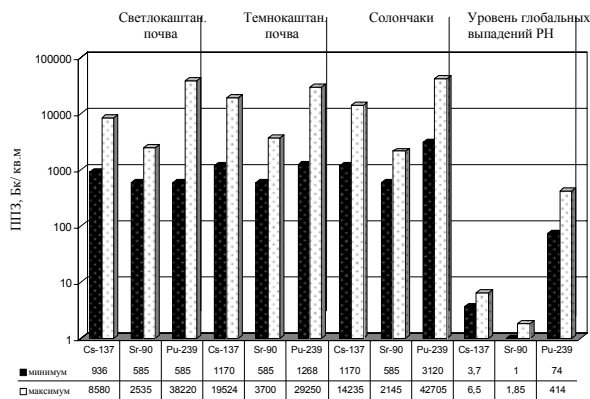


Рис. 2. Плотность поверхностного загрязнения почвы радионуклидами. Примечание: Уровень глобальных выпадений радионуклидов приведены по данным [6] и [7]

Как известно, существует в основном две пути аккумуляции радионуклидов в растительный покров: непосредственное осаждение их на поверхность растений из воздушной среды (исключается в данном случае глобальное выпадение радионуклидов из атмосферы) и миграция радионуклидов из почвы через корневую систему растения. Количество радионуклидов, задерживаемых растительным покровом при выпадении из воздушной сферы, зависит от их физико-химических свойств, биологических особенностей растений, величины проективного покрытия и т.д.

На обследованных участках со светло- и темно-каштановыми почвами проективное покрытие в основном составляло 60-70% и в редких случаях дос-

тигало до 80-90%, а на солончаках она имело 30-40% или 50-60%.

Несмотря на относительно повышенную плотность площадного загрязнения верхнего слоя почв радионуклидами, коэффициенты их накопления в растениях относительно низкие. Результаты радиохимического анализа подтверждают, что средние содержания радионуклидов в растениях, особенно $^{239/240}\text{Pu}$, намного ниже по сравнению их содержания в почвах. Отсюда, и относительно низкие коэффициенты накопления $^{239/240}\text{Pu}$ в растениях, что составляют 0,01-0,78 на светло-каштановых почвах, а на темно-каштановых и солончаковых почвах – соответственно 0,02-0,95 и 0,008-0,17, хотя на отдельных точках (9, 10) изучаемого участка значение коэффициента накопления $^{239/240}\text{Pu}$ составляло более 3 (табл.1). Коэффициенты накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr в растениях несколько высокие, которые наглядно представлены в таблице 1. Так, на светло-каштановых почвах коэффициенты их накопления составили для ^{137}Cs от 0,2 до 14,0 и для ^{90}Sr от 0,2 до 17,6; на темно-каштановых почвах – соответственно 0,3-24,4 и 0,2-8,7 и на солончаковых почвах – соответственно 1,2-1,9 и 0,3-1,7.

В целом, на темно-каштановых почвах исследуемого участка коэффициент накопления радионуклидов относительно выше, что связано, видимо, с характером использования этой территории. Дело в том, что участки с темно-каштановыми почвами являются в основном сенокосными угодьями с последующим использованием их под выпас скота, связанные со сравнительно высокой здесь продуктивностью сенокосно-пастбищных блоков.

Таблица 1. Коэффициенты накопления и перехода радионуклидов в миграционной цепи "почва – растение".

Тип почвы	№ точки	Cs-137		Sr-90		Pu-239/240		№ точки	Cs-137		Sr-90		Pu-239/240	
		K_n	$K_n \cdot 10^{-3}$	K_n	$K_n \cdot 10^{-3}$	K_n	$K_n \cdot 10^{-3}$		K_n	$K_n \cdot 10^{-3}$	K_n	$K_n \cdot 10^{-3}$	K_n	$K_n \cdot 10^{-3}$
Светло-каштановые почвы	5	0,14	0,7	1,0	5,1	0,02	0,1	9	4,2	21,4	1,6	8,2	3,42	0,1
	38	1,3	6,6	1,7	8,5	0,01	0	10	14,0	71,8	0,02	0,1	0,001	0
	49	10,7	54,9	0,2	1,2	0,07	0,3	17	2,9	0,3	0,61	3,1	0,18	0,3
	28	2,6	13,3	0,4	2,1	0,23	1,2	29	4,1	21,0	0,7	3,7	0,78	1,2
	3	0,16	0,8	1,6	8,0	0,02	2,8	32	6,5	33,3	0,68	3,5	0,06	2,8
	6	61,1	313	3,0	15,2	0,15	0,8	31	4,8	31,0	17,6	90,6	0,34	0,8
	7	7,0	35,9	1,4	7,3	0,13	0,7	-	-	-	-	-	-	-
Темно-каштановые почвы	2	2,0	10,3	4,3	22,2	0,13	0,6	1	20,0	103	4,54	23,3	0,2	5,1
	21	1,1	5,7	1,22	6,2	-	-	11	63,6	326	0,33	1,7	0,14	0,7
	39	0,7	0,8	1,0	5,1	0,02	0,1	13	13,3	68,2	1,5	7,5	0,04	0,3
	23	1,0	5,1	1,5	7,9	0,95	4,9	14	18,7	95,9	1,47	7,5	3,07	15,4
	43	0,4	2,1	0,33	1,7	0,06	0,3	15	8,5	43,8	0,9	4,9	0,33	1,7
	35	0,6	3,2	0,7	3,9	0,07	0,5	22	2,2	11,1	1,93	9,9	0,05	0,3
	33	1,9	9,6	0,36	1,8	-	-	40	13,3	7,8	-	-	-	-
	37	3,2	16,4	2,03	10,4	0,13	0,7	41	-	-	1,9	9,7	0,11	0,5
	12	0,9	4,4	1,0	5,1	0,15	0,8	42	3,2	16,2	0,03	0,2	0,05	0,2
	18	0,8	4,3	0,65	3,3	-	-	44	12,5	64,1	8,7	44,4	0,48	2,4
	19	5,8	29,9	3,0	1,7	0,25	1,3	45	1,0	5,1	1,3	5,8	-	-
	24	1,7	9,0	0,8	4,4	0,05	0,2	46	4,6	23,7	-	-	-	-
	25	0,25	1,3	1,25	6,4	0,17	0,9	50	4,6	23,4	2,16	11,1	0,02	0
	27	1,0	5,4	0,16	0,8	0,25	1,3	36	24,4	125	2,7	13,7	1,0	5,1
	-	-	-	-	-	-	-	34	5,8	29,9	0,27	0,3	0,05	0,2
Солончаки	4	-	-	0,65	3,4	0,17	0,9	20	1,9	9,8	0,39	2,0	-	-
	8	1,22	6,3	-	-	0,04	0,2	30	1,3	6,5	1,75	9,0	0,008	0
	16	1,78	9,2	0,29	1,5	0,07	0	-	-	-	-	-	-	-

В результате подобного интенсивного использования, обусловленных механизированной работой сельскохозяйственных машин (тракторов, сенокосилок, уборочной техники и др.) и нагулом скота, про-

исходит подъем пыли с поверхностного слоя почвы. Таким образом, за счет ветрового переноса радиоактивной пыли в приземном слое воздуха наблюдается вторичное загрязнение растительного покрова путем

оседания радионуклидов в органах надземной части растений, которое возможно является основным путем их загрязнения. Участки со светло-каштановыми почвами менее подвергнуты воздействиям антропогенных факторов, так как они используются в основном как пастбищные земли для выпаса ограниченного поголовья скота.

На интенсивно используемых сенокосно-пастбищных участках земель отмечено также относительно повышенные коэффициенты перехода радионуклидов. Как видно из данных таблицы 1, сравнительно низкие коэффициенты перехода радионуклидов из почвы в растения наблюдаются на солончаковых почвах, что свидетельствуют также о преимуществе поступления радионуклидов в растения аэральным путем. Однако, изложенная версия не исключает миграцию радионуклидов за счет дея-

тельности корневых систем растений. Эти вопросы являются предметом дополнительных исследований.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Исследование характера радиоактивного загрязнения почвенно-растительного покрова на участке А южной части территории полигона позволило выявить отдельные особенности распределения радионуклидов на разных типах почв в зависимости от условий использования этих земель в хозяйственных целях. Основным путем радиоактивного загрязнения почвенно-растительного покрова является ветровой перенос радиоактивной пыли с приземного слоя воздуха. Вопросы закономерностей распределения и миграции радионуклидов в цепи "почва-растение" требуют постановки дополнительных исследований.

ЛИТЕРАТУРА

1. Инструкция и методические указания по наземному обследованию радиационной обстановки на загрязненной территории. // Утверждена Межведомственной комиссией по радиационному контролю природной среды. - М. -1989.
2. Методика полевых геоботанических исследований. Изд. АН СССР. - М.-Л. -1932.
3. Тулеубаев Б.А., Артемьев О.И., Сейсебаев А.Т. и др. // Методические указания по обследованию радиационной обстановки и радиэкологической агрооценке сельскохозяйственных угодий на территории бывшего СИП и прилегающих к нему регионов. – Курчатов. -1998.
4. Тулеубаев Б.А. Экологическое профилирование и картирование для мониторинга агроэкосистемы Прииртышья. – Павлодар. – ЦНТИ. - 1998.
5. Практикум по почвоведению. Под ред. И.С. Кауричева. - М.: Колос. – 1980 – с. 272.
6. Болтнева Л.И., Израэль Ю.А. и др. Глобальное загрязнение ^{137}Cs и ^{90}Sr и дозы внешнего облучения на территории СССР. // "АЭ". Т.42, вып. 5. - май 1977.
7. Павлоцкая Ф.И., Федорова З.М. и др. Содержание плутония в почвах Советского Союза. // "АЭ". Т.59, вып. 5. - ноябрь 1985.

СЕМЕЙ СЫНАҚ ПОЛИГОНЫ АЙМАҒЫНЫҢ ОҢТҮСТІК БӨЛІГІНДЕГІ КЕЙБІР АЛҚАПТАРДА ТОПЫРАҚ-ӨСІМДІК ЖАМЫЛҒЫСЫНЫҢ РАДИОАКТИВТІ ЛАСТАНУЫ

Төлеубаев Б.Ә., Жарыков С.Қ.

ҚР ҰЯО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты

Экспериментальды мәліметтер негізінде бұрынғы Семей сынақ полигонының оңтүстік бөлігіндегі шалғынды-жайылымды аймақтардың радиоактивті ластану сипаты қарастырылды. "Топырақ-өсімдік" тізбегінде топырақтың түрлеріне және пайдалану жағдайына байланысты миграция процесінің кейбір параметрлері анықталған.

RADIOACTIVE CONTAMINATION OF SOIL-VEGETATION COVER IN SOME SOUTHERN AREAS SEMIPALATINSK TEST SITE

B.A. Tuleubaev, S.K. Zharikov

Institute of Radiation Safety and Ecology

The nature of radioactive contamination of meadow-pasture lands in the south of the Semipalatinsk test site (STS) has been studied using experimental data. Individual parameters of radionuclide transport from soil into plants depending upon soil type and sub-type, extent of land use for hay-making and pasturing, and other nature-climatic and anthropogenic factors have been determined.

УДК 504.054:539.16

ХАРАКТЕР НАКОПЛЕНИЯ И РАСПРЕДЕЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ ^{90}Sr И $^{239/240}\text{Pu}$ В ПОЧВЕННО – РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ ОТДЕЛЬНЫХ ПЛОЩАДОК СЕМИПАЛАТИНСКОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ПОЛИГОНА

Тулеубаев Б.А., Артемьев О.И., Лукьянова Ю.А., Сидорич Т.В., Силкина Г.П., Курманбаева Д.С.

Институт радиационной безопасности и экологии

Изложены материалы полевых и лабораторных исследований по изучению характера загрязнения почвенно-растительного покрова некоторых участков территории бывшего СИП радионуклидами ^{90}Sr и $^{239/240}\text{Pu}$. Определены некоторые параметры миграции радионуклидов в объектах природной среды на отдельных площадках территории бывшего СИП.

ВВЕДЕНИЕ

В результате проведенных длительных ядерных испытаний на территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона (СИП) возникла сложная экологическая обстановка, обусловленная наличием локальных участков, техногенно загрязненных радиоактивными веществами. Эти участки характеризуются ионизирующим излучением с мощностью экспозиционной дозы (МЭД) от 60 до 21000 мкР/час.

Интенсивная деятельность на территории полигона более 40 лет привела к значительной антропогенной нарушенности экосистем, затронув все компоненты природной среды, в т.ч. почвенно-растительный покров. Известно, что цепочка "почва-растение" является начальным звеном миграции радионуклидов в пищевой цепи. Установлено, что накопление радионуклидов в растениях зависит от нескольких факторов, в их числе от: физико-химических свойств как почв, так и самих радионуклидов, содержания органических веществ и влаги в почве, биологических особенностей растений, а также от других внешних условий среды. Таким образом, исследования по изучению характера загрязнения почвенно-растительного покрова радионуклидами ^{90}Sr и $^{239/240}\text{Pu}$ на разных типах почв позволят провести предварительную оценку особенностей их накопления и перераспределения в объектах природной среды.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Объектами исследований являлись растительность и разные типы почв южной части территории бывшего СИП, площадки "Опытное поле" и горного массива Дегелен. На выбранных участках проведены следующие виды полевых работ:

- радиометрические измерения, включающие определение МЭД и плотности поверхностного загрязнения α - и β -частицами, на всех точках отбора проб почвы и растительности;
- отбор проб почвы и растительности;
- определение местоположения объектов в геодезической системе координат, позволяющее установить точное место измерения и пробоотбора.

При проведении полевых радиометрических измерений и отбора проб почвенно-растительного покрова руководствовались инструкцией и методическими указаниями [1, 2]. Пробы почвы отбирались методом "треугольника", а пробы растительности собраны на каждой точке обследования сырой массой не менее 2 кг.

Определение содержания радионуклидов стронция-90 и плутония-239/240 в пробах почв и растений осуществляется радиохимическим методом [3]. Радиохимический анализ проб проводится: стронций-90 определяется по дочернему продукту – иттрию-90, при этом для анализа почв на содержание стронция-90 используются 2 методики, одна из которых рассчитана на выделение подвижных форм стронция ("классическая"), другая – на полное выделение, включая радиоактивные образования с "горячими" частицами.

Определение содержания плутония-239/240 проводится по методике, основанной на переводе радионуклидов из пробы в раствор (со смесью азотной и плавиковой кислоты), выделении плутония в радиохимически чистом состоянии и приготовлении исходного раствора для альфа-спектрометрических препаратов, учитывая потери плутония с помощью трассера.

На исследуемых участках распространены, в основном, светло-каштановые и темно-каштановые почвы, встречаются также солончаковатые солонцы. Почвенный покров здесь отличается значительной неоднородностью, что связано с характером почвообразующих пород, рельефом местности, наличием и глубиной залегания грунтовых вод. Светло-каштановые почвы здесь формируются под полынно-ковыльно-типчаковым, часто кустарниковым растительным покровом. По механическому составу большинство анализируемых светло-каштановых почв представлены средними песчанистыми и слабощебнистыми суглинками. Темно-каштановые почвы формируются под типчаково-ковыльным растительным покровом. По механическому составу среди них преобладают песчанистые, средне- и легкосуглинистые разновидности. Солонцы на исследуемых участках имеют довольно значительное распространение, залегая преимущественно пятнами разного размера среди других почв, т.е. в виде ком-

плексов. Они формируются в основном под полынно-типчаковой растительностью. Преобладающее большинство этих солонцов относится к генетическому роду солончаковых, зачастую их называют солончаковатые солонцы. По механическому составу солонцы исследуемых участков легко- и средне-суглинистые, изредка местами – более тяжелые.

Исходя из задачи исследования, изучение характера радиоактивного загрязнения и распределения радионуклидов ^{90}Sr и $^{239/240}\text{Pu}$ проводилось именно на этих типах почв, которые имеют широкое распространение в пределах Казахского мелкосопочника, в т.ч. на территории бывшего СИП. При выявлении особенностей распределения радионуклидов ^{90}Sr и $^{239/240}\text{Pu}$ в почвенно-растительном покрове на разных типах почв определялись нижеследующие параметры по общеизвестной методике их расчета:

- плотность площадного загрязнения (ППЗ), Бк/м²;
- коэффициент накопления (K_n);
- коэффициент перехода (K_p), м²/кг.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Результаты исследований отдела радиозащиты ИРБЭ НЯЦ РК подтверждают, что основная часть радионуклидов в почве содержится в верхнем горизонте, а именно в 0-15 см слое почвы. Поэтому отбор проб почв проводился на эту глубину, лишь местами – в слое почвы 0-12 см объемная масса исследуемых типов почвы в указанных горизонтах

составляет 1,27-1,34 г/см³. Для расчета взята ее осредненная величина – 1,3 г/см³.

Анализ полученных результатов полевых и лабораторных исследований свидетельствует о крайне неравномерном распределении изучаемых радионуклидов в объектах природной среды на разных типах почв. Как видно из таблицы 1, наибольшая плотность площадного загрязнения верхнего слоя почвенного покрова радионуклидом ^{90}Sr отмечена на светло-каштановых почвах горного массива Дегелен. Повышенная плотность площадного загрязнения радионуклидом $^{239/240}\text{Pu}$ также была зарегистрирована на этом же типе почв, но в пределах площадки "Опытное поле". Содержание ^{90}Sr в верхнем слое светло-каштановых почв на "Опытном поле" несколько ниже, чем концентрация $^{239/240}\text{Pu}$. Однако, его содержание на светло-каштановых почвах горного массива Дегелен превышает содержание $^{239/240}\text{Pu}$ в несколько сотен раз, местами даже в тысячу раз.

Относительно низкая плотность площадного загрязнения радионуклидами отмечена в почвенном покрове обследуемых участков южной части территории полигона на всех изучаемых типах почв, за исключением плутониевого загрязнения на солонцовых почвах, где его плотность была несколько выше.

Табл. 1. Плотность площадного загрязнения (ППЗ) почвенно-растительного покрова радионуклидами и их распределение по компонентам среды

Место отбора проб	Тип почвы	Число проб	Содержание радионуклидов, Бк/кг				ППЗ, Бк/м ²	
			в почве		в растениях			
			⁹⁰ Sr	^{239/240} Pu	⁹⁰ Sr	^{239/240} Pu	⁹⁰ Sr	^{239/240} Pu
Южная часть СИП	Темно-каштановый	1	20±5,8	10±2	4,8±0,96	10±2,1	3900	1950
		2	9,4±4,4	21±6	2,7±0,54	6,2±1,4	1833	4095
		3	10±4,9	13±3	3,15±0,76	0,74±0,23	1950	6825
		4	15±6,2	35±8	2,44±0,71	0,29±0,17	2925	2535
	Солонцы	1	22±6,2	67±15	5,7±1,25	35±7	4290	13065
		2	6,1±3,3	60±14	1,4±0,55	11,7±3	1189,5	11700
		3	7,3±4,9	16±4	3,7±0,86	2,2±0,5	1423,5	3120
	Светло-каштановый	1	15±6,3	15±4	2,3±0,58	0,93±0,27	2925	2925
		2	9,8±4,4	30±8	2,8±0,7	7,7±2,1	1911	5850
	Опытное поле	Светло-каштановый	1	889±187	1540±323	80±13	120±28	138684
2			719±129	1020±214	47±8,5	41±11	112164	159120
3			132±33	143±33	62±11	1,4±0,4	20592	22308
4			33±15	306±64	27±5,1	7,9±1,7	5148	47736
5			93±25	544±114	34±6,8	22±5	14508	84864
6			—	162±34	—	28±6	—	25272
7			52±30	—	19±2,3	—	8112	—
Дегелен	Светло-каштановый	1	143±27	76±16	64±14	74±19	22308	11856
		2	3546±603	—	1280±220	—	553176	—
		3	74±14	59±14	96±18	4,7±1,0	11544	9204
		4	93516±6323	32±7	55100±88220	4,6±1,7	14588496	4992
		5	300500±47000	67±14	134000±21000	4,5±1,4	46878000	10542
		6	2963±504	43±9	185±33	1,6±0,7	462228	6708
		7	—	18±4	—	1,4±0,4	—	2808

С целью выявления признаков количественной изменчивости загрязнения почвенно-растительного покрова радионуклидами экспериментальные материалы и расчетные показатели миграционного процесса были подвергнуты статистической обработке

методом малых выборок (не сгруппированные данные). Результаты обработки подтверждают достоверность предварительной оценки степени их варьирования для изучаемых типов почв. Так, относительная ошибка средней плотности площадного за-

грязнения (ППЗ) ^{90}Sr составляла в пределах 0,3-1,0%, за исключением ее показателя на светло-каштановых почвах площадки "Опытное поле", где она обозначена более 6%, что свидетельствует об определенной неоднородности загрязнения почвенного покрова ^{90}Sr . Коэффициент вариации здесь также высок, когда на остальных типах почв его значение было ниже в 2-3 раза.

Обнаружено сравнительно однородное плутониевое загрязнение почвенного покрова в пределах одного типа почв на обследуемых точках участка. Так, относительная ошибка средней плотности площадного загрязнения плутонием-239/240 не превышала значение 0,1% на темно-каштановых почвах южной части территории, а на остальных типах почв ее значения были еще ниже. Соответственно, очень низкие коэффициенты вариации показателей ППЗ почвенного покрова плутонием-239/240, лишь на солонцах, этот коэффициент составил 5,7%.

Таким образом, при 95%-ном уровне вероятности доверительный интервал для среднего значения ППЗ $^{239/240}\text{Pu}$ на темно-каштановых почвах южной части полигона составил в пределах 3827-3863 Бк/м², а на солонцах – 9263-9367 Бк/м². Этот интервал на светло-каштановых почвах участков "Опытное поле" и "Дегелен" составил соответственно 44996-45093 и 7658-7681 Бк/м².

Расчеты некоторых параметров миграции исследуемых радионуклидов позволили также дать предварительную оценку характера их накопления и перераспределения в почвенно-растительном покрове. Из данных таблицы 2 видно неравномерное накопление ^{90}Sr в растениях, несмотря на повышенную плотность площадного загрязнения почвенного покрова. Так, на светло-каштановых почвах горного

массива Дегелен коэффициент накопления ^{90}Sr составил 0,06-1,3, хотя на этих точках были обнаружены наибольшие показатели ППЗ (табл.1).

На темно-каштановых почвах, солонцах и светло-каштановых почвах южной части полигона коэффициент накопления ^{90}Sr по сравнению с аналогичным параметром на участках горного массива несколько ниже, что составило соответственно 0,16-0,32; 0,23-0,51 и 0,15-0,29 (табл.2). А коэффициент накопления $^{239/240}\text{Pu}$ на темно-каштановых почвах составил 0,008-1,0, на солонцах – 0,14-0,52, что подтверждает неравномерность поступления $^{239/240}\text{Pu}$ в растения, где отмечена значительная вариация показателей их накопления. В то же время коэффициент вариации для показателей накопления ^{90}Sr в растениях намного ниже по сравнению с плутониевым, что свидетельствует о наличии факта равномерного загрязнения растительного покрова исследуемой территории ^{90}Sr .

В отношении характера миграции изучаемых радионуклидов в цепочке "почва-растение" следует отметить, что в целом на исследуемых участках замечен слабый переход по профилю - снизу вверх. Несколько "повышенный" темп миграции радионуклидов через корневую систему наблюдается на светло-каштановых почвах горного массива Дегелен. Это явление обусловлено, видимо, более лучшим водным режимом почв, оказывающее влияние на подвижность радионуклидов путем перевода определенной их части в почвенный раствор. Как видно из данных таблицы 2, относительно низкие коэффициенты перехода $^{239/240}\text{Pu}$ отмечены практически на всех обследуемых участках по сравнению с коэффициентами перехода ^{90}Sr на этих же почвах.

Табл. 2. Некоторые параметры миграции стронция-90 и плутония-239/240 в почвенно-растительном покрове

Место отбора проб	Тип почвы	Число проб	Коэффициенты			
			накопления		перехода	
			⁹⁰ Sr	^{239/240} Pu	⁹⁰ Sr	^{239/240} Pu
Южная часть СИП	Темно-каштановый	1	0,24	1,0	0,0012	0,0051
		2	0,29	0,295	0,0015	0,0015
		3	0,32	0,057	0,0016	0,0003
		4	0,16	0,008	0,0008	0,00004
	Солонцы	1	0,26	0,522	0,0013	0,0027
		2	0,23	0,195	0,0012	0,001
		3	0,51	0,138	0,0026	0,0007
	Светло-каштановый	1	0,15	—	0,0008	—
		2	0,29	—	0,0015	—
	Опытное поле	Светло-каштановый	1	0,09	0,78	0,0006
2			0,065	0,04	0,0004	0,0003
3			0,47	0,01	0,003	0,00006
4			0,82	0,026	0,0053	0,0002
5			0,37	0,04	0,0023	0,0003
6			—	0,17	—	0,0011
7			0,37	—	0,0023	—
Дегелен	Светло-каштановый	1	0,45	0,97	0,0029	0,0062
		2	0,36	0,016	0,0023	0,00001
		3	1,3	0,08	0,0083	0,0005
		4	0,59	0,14	0,0038	0,0009
		5	0,45	0,67	0,0029	0,0004
		6	0,062	0,037	0,0004	0,0002
		7	—	0,078	—	0,0005

Предварительная оценка характера накопления и перераспределения радионуклидов в почвенно-растительном покрове исследуемых участков приводит к мысли, что основная часть радиоактивного загрязнения растительной массы выпадает на долю поверхностного захвата надземными частями растений, в основном за счет ветрового переноса. Немаловажную роль здесь играет деятельность самого человека, связанная с проведением сельскохозяйственных работ: сенокошением, пастьбой скота и др. (южная часть территории СИП).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Изучение особенностей накопления и распределения радионуклидов ^{90}Sr и $^{239/240}\text{Pu}$ в почвенно-

растительном покрове дало возможность охарактеризовать их на разных типах почв. Предварительный анализ полученных результатов подтверждает наличие определенной взаимосвязи между отдельными параметрами миграции радионуклидов в почвенно-растительном покрове и свойствами почв. Экспериментальные данные были подвергнуты статистической обработке методом малых выборок, позволившей получить характеристики количественной изменчивости загрязнения почвенно-растительного покрова указанными радионуклидами в зависимости от типов почв.

ЛИТЕРАТУРА

1. Инструкция и методические указания по наземному обследованию радиационной обстановки на загрязненной территории. // Утверждена Межведомственной комиссией по радиационному контролю природной среды. - М. - 1989.
2. Тулеубаев Б.А., Артемьев О.И., Сейсебаев А.Т. и др. Методические указания по обследованию радиационной обстановки и радиоэкологической агрооценке с/х угодий на территории бывшего СИП и прилегающих к нему регионов. – Курчатов. – 1998. - С.
3. Artemev O.I. , Akhmetov M.A. , Larin V.N. e.s. Radiation Survey and Radionuclide Analysis of Radioactive Plumes from the Former Semipalatinsk Nuclear Test Site. // S.S. Hecker et al. (eds.) Nuclear Physical Methods in Radioecological Investigations of Nuclear Test Sites. Kluwer Academic Publishers. - 2000. - Netherlands. - P. 127-143.

СЕМЕЙ СЫНАҚ ПОЛИГОНЫНЫҢ КЕЙБІР АЛАҢДАРЫНДАҒЫ ТОПЫРАҚ - ӨСІМДІК ЖАМЫЛҒЫСЫНДА СТРОНЦИЙ-90 МЕН ПЛУТОНИЙ -239/240 РАДИОНУКЛИДТЕРІНІҢ ЖИНАҚТАЛУ ЖӘНЕ ТАРАЛУ СИПАТЫ

Төлеубаев Б.Ә., Артемьев О.И., Лукьянова Ю.А., Сидорич Т.В., Силкина Г.П., Құрманбаева Д.С.

ҚР ҰЯО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты Курчатов қаласы

Далалық және лабораториялық зерттеу жұмыстарының нәтижелері арқылы топырақ -өсімдік жамылғысының стронций -90 мен плутоний-239/240 радионуклидтерімен ластану сипаты баяндалған. Бұрынғы Семей сынақ полигоны аймағының кейбір алаңдарындағы табиғи орта саяқтарында радионуклидтердің миграциялану параметрлері анықталған.

STRONTIUM-90 AND PLUTONIUM-239/240 ACCUMULATION AND DISTRIBUTION IN SOIL- VEGETATIVE COVER OF SOME SEMIPALATINSK TEST SITE AREAS

B.A. Tuleubaev, O.I. Artemev, Yu.A. Luk'yznova, T.V. Sidorich, G.P. Silkina, D.S. Kurmanbaeva

RK NNC Institute of Radiation Safety and Ecology Kurchatov

This paper presents results of field and laboratory studies of soil-vegetative cover contamination by ^{90}Sr and $^{239/240}\text{Pu}$. Certain parameters of radionuclide migration in the environment of some former STS areas were determined.

УДК 591.524 (574.41)

**СОСТОЯНИЕ СООБЩЕСТВА ПЛАНКТОННЫХ РАКООБРАЗНЫХ
В ВОДОЕМАХ ЗОНЫ СЕМИПАЛАТИНСКОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ПОЛИГОНА (ЛЕТО 2000г.)**

Стуге Т.С., Крупа Е.Г., Матмуратов С.А.

Институт зоологии МОН РК, г. Алматы

Исследован летний зоопланктон некоторых водоемов зоны Семипалатинского полигона в условиях ухудшения гидрологического режима и повышения минерализации воды. Описывается видовой состав планктонных ракообразных, фаунистические комплексы, структурные характеристики сообщества и их изменения по сравнению с 1993, 1995 годами. Состояние сообщества зоопланктона по ряду информационных показателей оценивается как благополучное в р. Шаган. В остальных водоемах экологическая ситуация приближается к экстремальной.

В 2000 г. в составе комплекса работ по изучению влияния экологических условий Семипалатинского испытательного полигона (СИП) на популяции и сообщества водных животных исследован летний зоопланктон водоемов систем р. Шаган и р. Узунбулак (г. Дегелен). Пробы зоопланктона собирали в июне-июле на реке Шаган, ручье Узунбулак и водохранилище Шаган по сетке гидробиологических станций. Общее количество станций – 8. Общее количество проб – 17, из них тотальных – 6, 50-100 литровых – 6, качественных – 3, смывов с растительности – 2. Для количественного лова планктона использовали планктонную сеть Джеди (малая модель, диаметр входного отверстия 12 см, мельничный газ № 72). Пробы фиксировали 40%-ным формалином.

Камеральная обработка проб проводилась в условиях лаборатории общепринятыми методами [1, 2]. Определялись информационные показатели, характеризующие состояние сообщества [3-5]: индекс плотности (значимости), коэффициент видового разнообразия Маргалефа, информационный индекс Шеннона (в двух модификациях, по численности и по биомассе), показатель трофической структуры сообщества (Вх/Вм). Для сравнения видового состава с данными предыдущих исследований использовали коэффициент видового сходства Серенсена. Сапробность воды устанавливали по видам-индикаторам и индексу сапробности Пантиле-Букка [6].

Гидрологический и гидрохимический режимы обследованных водоемов имели существенные отличия по сравнению с предыдущими годами (1993-95 гг.). Река Шаган значительно обмелела и уже на расстоянии 2-3 км ниже выхода из гор Канчингиз была представлена отдельными плесами. В водохранилище Шаган при низком уровне воды минерализация повысилась до 28,0 г/л (в 1993 г. она составляла 16,0 г/л, в 1995 г. – 7,0 г/л). Более стабильными были показатели минерализации в верхнем течении р. Шаган, изменяясь за годы исследований от 0,7 до 0,9 г/л. В р. Узунбулак минерализация находилась в пределах 0,4-0,5 г/л, однако вследствие падения уровня воды местами до 10 см левый приток не соединялся с основным руслом. Температура воды в период наблюдений колебалась по станциям от 23,1 до 24,5°C в водохранилище, от 24,6 до 25,1°C

в р. Шаган, минимум показателей отмечен в р. Узунбулак – 16,9-17,2°C.

По результатам летней гидробиологической съемки видовой состав микроракообразных водоемов зоны влияния СИП представлен 37 таксонами (табл. 1). Из них ветвистоусых рачков (Cladocera) – 22 вида, веслоногих (Copepoda) – 14 видов, в том числе 3 вида Calanoida, 10 видов Cyclopoida, 1 вид Harpacticoida, а также ближе не определенные ракушковые рачки Ostracoda. Из этого списка 13 видов выявлены впервые для региона. Кроме вышеназванных форм, в планктонных пробах встречены личиночные стадии двусторчатых моллюсков, хирономид, жаброногие ракообразные и Hydra, а также организмы микрозоопланктона – Rotatoria (25 видов) и Protozoa.

Наибольшей частотой встречаемости и обилием характеризуются виды – обитатели соленых континентальных водоемов. У веслоногих ракообразных это *A. salinus* (78,6%) и *C. retrogressus* (71,4%), у ветвистоусых – *M. mongolica* (64,3%). Высокий процент встречаемости свойственен также весьма редкому эндемичному виду циклопов – *A. dengizicus* [7], впервые обнаруженному в этом регионе (57,1%), и представителю каланоид *E. affinis* (42,8%) в 1993 г. входившему в доминантный состав зоопланктона [8].

Структура планктоценоза ракообразных в исследованной зоне СИП характеризуется неравномерным распределением видовых популяций. На основе их ранжировки по встречаемости и биомассе, объединенных в индексе плотности (значимости), нами выделены доминантные, субдоминантные и второстепенные виды, образующие различные фаунистические комплексы. В летний период 2000 г. в условиях маловодности и повышенной минерализации воды в исследованных водоемах выделено три фаунистических комплекса: в р. Шаган развивается комплекс “*D. longispina*” (индекс значимости 31,0) с субдоминантами *C. reticulata* (20,07) и *M. viridis* (14,64); в р. Узунбулак комплекс “*Ostracoda*” (индекс значимости 20,85) с субдоминантами *A. salinus* (9,12) и *P. fimbriatus* (6,70); в водохранилище Шаган комплекс “*M. mongolica*-*A. salinus*” (индексы значимости 556,24 и 457,66) с субдоминантами *A. dengizicus* (58,61), *E. affinis* (57,18) и *C. retrogressus* (49,97).

**СОСТОЯНИЕ СООБЩЕСТВА ПЛАНКТОННЫХ РАКООБРАЗНЫХ
В ВОДОЕМАХ ЗОНЫ СЕМИПАЛАТИНСКОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ПОЛИГОНА (ЛЕТО 2000г.)**

Табл. 1. Таксономический состав микроракообразных водоемов зоны влияния СИП, лето 2000 г.

Название таксона	в-ще Шаган	р.Шаган	р.Узунбулак
Cladocera			
<i>Daphnia longispina</i> O.F.Müller	+	+	
<i>Daphnia</i> sp.	+		
<i>Cerodaphnia reticulata</i> Jurine		+	
<i>Moina mongolica</i> Daday	+		
<i>Moina</i> sp.			+
<i>Eurycercus lamellatus</i> (O.F. Müller)		+	
<i>Camptocercus rectirostis</i> Schoedler*		+	
<i>Acroperus harpae</i> Baird		+	
<i>A. neglectus</i> Lilljeborg*		+	
<i>Acroperus</i> sp.**		+	
<i>Biapertura affinis</i> (Leydig)*		+	
<i>Alona quadrangularis</i> (O.F. Müller)		+	
<i>A. guttata</i> Sars		+	
<i>A. costata</i> Sars*		+	
<i>A. rectangula</i> Sars	+	+	
<i>Alonella nana</i> (Baird)*		+	
<i>A. excisa</i> (Fischer)		+	
<i>A. reticulata</i> (Henry)**		+	
<i>Chydorus sphaericus</i> (O.F. Müller)		+	+
<i>Pleuroxus aduncus</i> (Jurine)*		+	
<i>Oxyurella tenuicaudis</i> (Sars)*		+	
<i>Bosmina longirostis</i> (O.F. Müller)	+	+	
Copepoda			
<i>Arctodiaptomus salinus</i> Daday	+		+
<i>Eurytemora affinis</i> (Poppe)	+		
<i>Diaptomus</i> sp.			+
<i>Eucyclops serrulatus</i> (Fischer)		+	
<i>E. denticulatus</i> (Graeter)*		+	
<i>Paracyclops fimbriatus</i> (Fischer)			+
<i>Ectocyclops phaleratus</i> (Koch)*		+	
<i>Macrocyclus albidus</i> (Jurine)		+	
<i>Acanthocyclops</i> sp.			+
<i>Megacyclops viridis</i> (Jurine)	+	+	
<i>Diacyclops bisetosus</i> (Rehberg)*	+		
<i>Apocyclops dengizicus</i> (Lepeschkin)*	+		
<i>Mesocyclops leuckarti</i> (Claus)		+	
<i>Cletocamptus retrogressus</i> Schmank.	+		+
Ostracoda		+	+

* - вид, впервые указывается для региона;

** - впервые для Казахстана

По сравнению с предыдущими годами в фаунистических комплексах произошли заметные изменения не только на уровне доминантных видов, но и среди субдоминантов. Так в р. Шаган осенью 1993 г. развивался эвригалинный комплекс “*E. serrulatus*-*D. longispina*” (23,6-22,7), субдоминировала *A. quadrangularis* (10,25); осенью 1995 г. в фаунистическом комплексе усилилась роль солелюбивого вида *A. salinus* (157,38) с несколькими субдоминантами *C. reticulata* (71,36), *M. leuckarti* (48,50) и *M. viridis* (31,91). В р. Узунбулак в 1993 г. при более высоком уровне воды, чем в 2000 г., развивался комплекс “*A. salinus*” (70,86) с субдоминантом *E. serrulatus* (40,6). В водохранилище Шаган во все годы исследований руководящую роль сохраняет галофильный комп-лекс “*M. mongolica*-*A. salinus*”, но в зависимости от солености воды динамично меняется роль руководящих и второстепенных видов. Так в 1993 г. усиливается доминирование *A. salinus* (640,73), имеющего более низкую соленостную толерантность по сравнению с галофилом

M. mongolica (403,90). В ядро фаунистического комп-лекса в 1993 г. входят также эвригалинный *M. viridis* (251,17) и солелюбивая *E. affinis* (217,20). В 1995 г. моина переходит в разряд второстепенных видов, в водохранилище развивается комплекс “*A. salinus* (712,90), причем в его ядре возрастает роль эвригалинных видов *D. magna* (420,96), *D. longispina* (232,96), *C. reticulata* (157,82).

Ниже приводим подробные сведения о составе и количественном развитии ракообразных в отдельных водоемах зоны СИП.

Река Шаган. Видовое разнообразие ракообразных здесь наиболее богато – 26 таксонов. Отличительной особенностью речной фауны являлось видовое обилие ветвистоусых рачков из семейства Chydoridae – 16 видов (61,5% от всего видового состава ракообразных в реке). Девять из них не отмечены в предыдущие годы [8-9]. Рачки *A. reticulata* и *Acroperus* sp. вообще не указывались ранее для территории Казахстана, последнего нам не удалось идентифицировать до вида. По ряду признаков он

существенно отличается от видов, зарегистрированных в Казахстане и СНГ, и схож с видами австралийской фауны [10]. Возможно, что это новый вид рода *Asco-perus*.

По показателям численности в реке преобладали веслоногие ракообразные – 3,36 тыс.экз./м³ (50,6%) с доминантами *M. viridis* (30,8%) и *M. leuckarti* (27,2%). По биомассе преобладали ветвистоусые – 23,19 мг/м³ (59,0%) с доминантами *D. longispina* (41,9%) и *C. reticulata* (36,5%). Доминант осенней фауны *A. salinus* летом в реке был представлен незначительным числом особей (120 экз./м³) на личиночных стадиях развития. Показатели общей численности и биомассы мезозoopланктона по участкам реки изменялись незначительно, в пределах одного порядка величин: численность от 4679 до 7996 экз./м³, биомасса от 26,58 до 44,07 мг/м³.

Осенью 1993 г. видовой состав и количественное развитие рачков в реке были более бедными: число видов – 5, численность 0,21 тыс. экз./м³, биомасса 12,35 мг/м³ [8]. В 1995 г. при более благоприятном гидрологическом режиме видовое разнообразие в реке возросло до 24 видов, численность до 12,26 тыс. экз./м³, биомасса до 376,36 мг/м³ [9].

Река Узунбулак. Фауна ракообразных здесь была значительно беднее – всего 8 видов. На участках с минимальными глубинами до 10 – 15 см преобладали ракушковые рачки (*Ostracoda*) – до 88,0% численности и 91,7% биомассы. В затонах с глубиной до 30 – 50 см по численности преобладал придонный вид циклопов *P. fimbriatus* – до 230 экз./м³, в небольшом количестве (50 экз./м³) присутствовали также копеподитные стадии *A. salinus*. Другие виды (см. табл. 1) представлены единичными особями. Общая численность и биомасса ракообразных в водоеме незначительны – от 310 до 757 экз./м³ и от 3,96 до 9,45 мг/м³. Осенью 1993 г. видовой состав ракообразных в системе Узунбулак был представлен 9 видами: 3 вида ветвистоусых и 6 видов веслоногих. В кладоцерный комплекс входили *M. mongolica* и эвригаллинные *Ch. sphaericus* и *A. rectangula*. Численность ветвистоусых была невысока, составляя в сумме по станциям 90-110 экз./м³. Веслоногие также были представлены как галофилами (*A. salinus*, *M. asiaticus*, *E. affinis*, *C. retrogressus*), так и эвригаллинными циклопами *M. viridis* и *E. serrulatus*. Среди веслоногих относительно высокие показатели наблюдались у *E. serrulatus* – до 920 экз./м³ и *A. salinus*

– до 650 экз./м³. Средняя численность копепод составляла 1,81 тыс. экз./м³, общая численность и биомасса ракообразных были на порядок выше, чем в 2000 г. – 1,9 тыс. экз./м³ и 74,05 мг/м³.

Водохранилище Шаган. Количество видов ракообразных в водоеме находится на уровне 1993 г. (11 и 9 видов соответственно) и включает 5 видов кладоцер и 6 видов копепод (см. табл. 1). По сравнению с 1995 г. (16 видов) видовой состав сократился более, чем на 30%. Однако по прежнему водохранилище характеризуется наиболее высокими показателями количественного развития организмов. Общая численность ракообразных изменяется по станциям от 84,82 до 331,72 тыс. экз./м³, биомасса от 3,14 до 11,47 г/м³. Средние показатели составляют 178,85 тыс. экз./м³ и 5,29 г/м³ соответственно.

Основным доминантом является веслоногий рачок *A. salinus* – 39,2 % - 77,8 % численности и 25,5 – 50,6% биомассы планктонных ракообразных. Общая численность арктодиатомуса в водоеме изменяется по участкам от 40,96 до 197,84 тыс. экз./м³. Основу популяции вида летом составляли личиночные стадии развития – 90,2–94,0 % от численности вида (табл. 2). Число яйценосных самок в это время года было невелико – 1,9 – 3,6 %. Плодовитость самок *A. salinus* в водохранилище была высока для этого вида (5-29 яиц) и составляла в среднем 11,43 яйца. Длина тела самок в среднем 1,66 мм, самцов 1,51 мм и находится в пределах, характерных для вида. Известно, что размер тела копепод зависит от температуры воды [11], а рост прекращается по достижению половозрелости [12]. В связи с этим обращает на себя внимание десинхронизация темпов роста *A. salinus* в водохранилище Шаган, проявляющаяся в необычно широком диапазоне колебаний длины тела половозрелых особей при сходных температурных условиях. Минимальная длина тела самцов здесь равна 1,25 мм, максималная 1,9 мм, для самок соответственно 1,3 и 2,2 мм. Предыдущими исследованиями [13] было показано, что, как правило, размах колебаний длины половозрелых особей у копепод, выросших при одинаковых температурных условиях, не превышает 300 микрон. Разработанная нами система диагностических признаков (всего 11) и их соотношений позволит получить в дальнейшем совокупную информацию по морфометрии и изменчивости ведущего вида зоопланктофауны водоемов зоны СИП.

Табл. 2. Состав популяции *A. salinus* в водохранилище Шаган, тыс.экз./м³, лето 2000 г.

Станции	Самки	Самцы	Копеподиты	Науплии	♀♀ ♂♂	ad:juv	Общая численность
1	1,33	1,00	31,97	6,66	1:0,75	1:16,58	40,96
1a	20,63	2,95	64,83	33,89	1:0,14	1:4,19	122,30
2	4,00	4,00	48,50	25,50	1:1	1:9,25	82,00
2a	7,24	1,13	68,05	18,82	1:0,16	1:10,38	95,24
4	0,66	0,33	24,00	13,66	1:0,50	1:48,14	48,65
4a	1,47	1,12	52,06	34,38	1:0,76	1:54,36	88,03
5	4,66	1,00	107,89	35,63	1:0,21	1:25,39	149,38
5a	7,84	3,92	125,36	60,72	1:0,50	1:15,82	197,84
среднее по водоему	5,98	1,93	65,32	28,66	1:0,32	1:11,88	101,89

Другой представитель веслоногих *E. affinis* создает в водохранилище до 36,4 % численности при абсолютных показателях 6,92 – 75,10 тыс. экз/м³. Плодовитость вида в водоеме 11 – 26 яиц (средняя 19,1). Численность впервые найденного в водохранилище галофильного вида *A. dengizicus* составляет от 180 до 45181 экз/м³. Плодовитость самок высокая – 50 – 68 яиц (средняя 55,9). Представитель п/отряда Harpacticoida – *C. retrogressus* – широко распространен по водоему, численность его изменяется в пределах 217 – 4157 экз/м³.

Основу группы ветвистоусых составляет галофил *M. mongolica*. Плотность особей на кубометр варьирует от 25,99 до 91,30 тыс. экз/м³ (средняя 45,83 тыс.экз/м³). Популяция моин представлена в основном парте-ногенетическими самками – 58,0 – 70,5%. Молодь занимала меньшую часть популяции – 2,1 – 34,4 %. Параллельно партеногенезу идет процесс полового размножения, число самцов на

разных станциях 0,2 – 3,12 %. В конце июня появляются первые эфиппийные самки – 0,2 %. Плодовитость этого вида низкая – 2 – 7 яиц (средняя 2,6). Из других кладоцер найдены эвригалинные виды *A. rectangula* и *B. longirostris*, которые могут обитать в водоемах с высокой соленостью, вплоть до гипергалинных [14].

Средние показатели численности и биомассы ракообразных в водохранилище находятся на уровне прошлых лет (1993, 1995), характеризуя эвтрофный уровень развития планктона.

Распределение показателей численности и биомассы ракообразных по водоемам и отдельным станциям показано в табл.3. Впервые полученные для летнего периода данные могут быть использованы в экологическом мониторинге, так же, как и рассчитанные нами индексы видовой и трофической структуры, приведенные в табл.4.

Табл. 3. Численность (тыс.экз/м³) и биомасса (мг/м³) микроракообразных водоемов зоны влияния СИП, лето 2000 г.

Станции	Cladocera		Copepoda		Всего	
	численность	биомасса	численность	биомасса	численность	биомасса
в-ще Шаган						
ст. 1	31,66	2276,54	53,15	863,22	84,82	3139,76
ст. 1а	95,27	5594,34	216,44	58,76,03	331,72	11470,37
ст. 2	47,00	3979,00	159,13	2733,04	206,13	6712,04
ст. 2а	55,02	3385,06	110,32	1912,39	165,34	5297,45
ст. 4	26,08	1925,44	52,76	696,88	78,84	2622,13
ст. 4а	38,55	2158,20	93,61	1212,32	132,16	1212,32
ст. 5	27,18	1800,80	150,92	2565,68	178,10	4366,48
ст. 5а	53,25	3666,60	200,45	3837,37	253,70	7503,97
среднее	46,75	3098,17	129,60	2349,63	178,85	5290,58
р. Шаган						
плес	3,19	8,74	4,80	17,84	7,99	26,58
карьер	2,57	37,65	1,92	5,89	4,64	43,95
среднее	2,88	23,19	3,36	11,86	6,32	35,26
р. Узунбулак						
левый приток	0,01	0,07	0,08	0,71	0,76	9,45
основное русло	0,01	0,87	0,26	2,96	0,31	3,96
среднее	0,01	0,47	0,17	1,84	0,53	6,68

Табл. 4. Информационные характеристики сообщества ракообразных водоемов зоны влияния СИП, лето 2000 г.

Показатели	в-ще Шаган	Р. Шаган	р. Узунбулак
Индекс видового разнообразия Маргалефа, d'	0,33-0,58 0,45	1,18-1,20 1,19	0,45-0,87 0,66
Индекс Шеннона H бит/особь	0,95-1,99 1,36	2,28-2,52 2,40	0,74-1,49 1,12
Индекс Шеннона H бит/мг	0,88-1,47 1,09	1,99-2,97 2,48	0,56-2,08 1,32
Vх/Вм	0,0006-0,0085 0,0025	0,015-1,045 0,53	0,038-0,583 0,31
Индекс сапробности Пантле-Букка, S		1,44-1,64 1,54	1,50

Примечание: числитель - пределы колебаний, знаменатель - среднее для водоема, Vх/Вм - отношение биомасс хищников и мирных

Трофическая структура сообщества на большинстве станций вполне благополучна, преобладание хищников отмечается только на одной станции в р.Шаган.

Пониженные значения информационного индекса Шеннона (при благоприятных условиях среды его показатели изменяются в пределах 2 – 4 бит/особь) указывают на неустойчивый характер сообщества в меняющихся условиях среды, а показатели меньше единицы – на экстремальные условия существования планктонных организмов [5].

Индексы сапробности рассчитаны нами лишь для станций, где найдены виды с известной сапробной валентностью, и характеризуют слабый уровень органического загрязнения в р. Шаган и р. Узунбулак.

Коэффициенты видового сходства с фауной предыдущих лет невысоки, они изменяются по водоемам от 19,4 до 63,2%. Очевидно это связано с перестройкой сообщества вследствие колебаний уровня солености воды и изменения гидрологического режима исследуемых водоемов.

ЛИТЕРАТУРА

1. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зоопланктон и его продукция. - Л. - 1984. - 34 с.
2. Балущкина Е.В., Винберг Г.Г. Зависимость между длиной и массой тела у планктонных ракообразных // Экспериментальные и полевые исследования биологических основ продуктивности озер. - Л. - 1979. - С. 58-79.
3. Хеллауэл Д.М. Сравнительный обзор методов анализа данных в биологическом надзоре // Научные основы контроля качества вод по гидробиологическим показателям. - Л. - 1977. - С. 109-123.
4. Пидгайко М.Л. Зоопланктон водоемов Европейской части СССР. - М.: Наука. - 1984. - 208 с.
5. Андроникова И.Н. Использование структурно-функциональных показателей зоопланктона в системе мониторинга // Гидробиологические исследования внутренних вод. - Л. - 1989. - С. 47-53.
6. Унифицированные методы исследования качества вод. Часть III. Методы биологического анализа вод. -М., -1975. -176 с.
7. Mirabdullaev I.M., Stuge T.S. Redescription of *Apocyclops dengizicus* (Lepeschkin, 1900) from Central Asia (Crustacea, Copepoda) // Spixiana. V. 21, № 2. Munchen, - 1998. - P. 173-178.
8. Стуге Т.С. Об осеннем зоопланктоне водоемов зоны влияния Семипалатинского полигона // Вестник НЯЦ РК. - 2000 г., вып. 3. - С. 73-77.
9. Стуге Т.С., Матмуратов С.А. Особенности состава и структуры сообщества планктонных ракообразных в водоемах зоны влияния Семипалатинского полигона // Сб. работ Минэкологии и биоресурсов. – Алматы. - 1997. - С. 97-110.
10. Смирнов Н.Н. Chydoridae фауны мира // Фауна СССР. Ракообразные. Т. I, вып. 2. - Л. - 1971. - 532 с.
11. Dodson S. Morphological analysis of Wisconsin (USA) species of the *Acanthocyclops vernalis* group (Copepoda, Cyclopoida). // Journal of Crustacean Biology. - 1994. 14, 1. - PP. 113-131.
12. Боруцкий Е.В., Степанова Л.А., Кос М.С. Определитель Calanoida пресных вод СССР. С-Пб. - 1991. - 504 с.
13. Крупа Е.Г. Низшие ракообразные малых водоемов урбанизированной зоны юго-востока Казахстана. // Дисс. ... канд. биол. наук. - Алматы. - 2000. - 178 с.
14. Стуге Т.С. О зоопланктоне соленых озер Казахстана. Сообщение I. Водоемы Павлодарской и Кокшетауской областей // Казахст. зоол. журн. "Selevinia". – Алматы. - 1995. № 1. - С. 35-41.

СЕМЕЙ СЫНАҚ ПОЛИГОН ӨңІРІНДЕГІ СУ ҚОЙМАДАҒЫ ШАЯНТӘРІЗДЕС ПЛАНКТОН ТОПТАРЫНЫҢ ЖАҒДАЙЛАРЫ (ЖАЗ 2000)

Стуге Т.С., Крупа Е.Г., Матмуратов С.А.

ҚР БҒМ Зоология институты Алматы қаласы

Семей полигон өңіріндегі кейбір су қоймаларда гидрологиялық режимінің нашарлаған және судың минералдануы көтерілген уақытта жазғы зоопланктондар зерттелді. Шаянтәріздес планктон жәндіктерінің түрлері, құрылымдық сипаттама топтары және олардың 1993, 1995 жылдармен салыстырғандағы түр құрамының өзгерістері берілген. Шаған өзеніндегі зоопланктон тобының тіршілік жағдайы басқа су қоймаларына қарағанда қолайлы деп бағаланды. Қалған су қоймаларындағы экологиялық жағдай қауыпты деңгейге тең.

THE STATE OF PLANKTON CRUSTACEAN COMMUNITY IN WATERBODIES OF SEMIPALATINSK TEST RANGE ZONE (SUMMER 2000)

T.S. Stuge, E.G. Krupa, S.A. Matmurov

Institute of Zoology, Ministry of Education and Science, Almaty

The summer zooplankton of some waterbodies of Semipalatinsk test range zone was investigated in conditions of hydrological regime worsening and water mineralization increase. The species composition, faunistic complexes, structural characteristics of crustacean community and its changes in comparative with 1993, 1995 years are described. The state of zooplankton community by number of some information indexes was evaluated as normal in Shagan river. In other waterbodies the ecological situation was closed to extreme.

УДК 583. 17. 577. 475 (574)

**К ФАУНЕ КОЛОВРАТОК В ВОДОЕМАХ ЗОНЫ ВЛИЯНИЯ
СЕМИПАЛАТИНСКОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ПОЛИГОНА****Трошина Т.Т., Матмуратов С.А.***Институт Зоологии МОН РК, г. Алматы*

Проведено исследование фауны коловраток (сентябрь, 1995 г.) в водоемах зоны влияния Семипалатинского испытательного полигона (СИП): водохранилище Шаган и озере Балыктыколь системы р. Шаган; озерах Балыктыколь и Карасор Карагандинской области и озере Карасор Павлодарской области; в р. Аягуз северозападной г. Аягуз. Выявлены сравнительно бедное видовое разнообразие (всего 27 видов) и низкая степень сходства фауны коловраток в водоемах. Показатели численности и биомассы исследованных сообществ коловраток ниже, чем таковые водоемов близлежащих регионов. Определены характерные доминирующие комплексы и наиболее общие виды.

Коловратки (класс Rotatoria, тип Nemathelminthes) - наиболее мелкие многоклеточные животные (50 – 500 мкм) из низших первичнополостных червей группы Aschelminthes, являются неотъемлемым и обязательным компонентом гидрофауны водоемов. Имея короткий жизненный цикл и высокую скорость размножения, они создают многочисленные и разнообразные в видовом отношении сообщества, структурные и функциональные характеристики которых отражают особенности условий среды обитания. Коловратки очень чувствительны к изменениям физико-химических показателей воды и являются удобными биоиндикаторами, что обуславливает интерес к изучению этой группы, особенно в экологически неблагоприятных регионах.

Учитывая слабую изученность фауны Rotatoria в зоне воздействия СИП, нами на основе обработки материалов фаунистических сборов в сентябре 1995 г. проведено исследование разнообразия коловраток в отдельных водоемах зоны СИП: р. Аягуз на участке 10 км северо-западнее г. Аягуз, водохранилище Шаган и озеро Балыктыколь системы р. Шаган (Семипалатинская обл.), озер Карасор и Балыктыколь системы р. Талды (Карагандинская обл.), оз. Карасор - конечный водоем р. Тундык (Павлодарская обл.).

Изучался видовой состав коловраток, их таксономическая представленность, степень видового разнообразия и сходства фаун исследуемых водоемов. Определяли также уровень количественного развития коловраток, доминирующие комплексы и их характеристики, по видам - индикаторам оценивали значения сапробиологических показателей воды.

Сбор материала проводили планктонными сетями Джели и Апштейна (газ №71) по общепринятой методике (1). Для характеристики среды обитания на гидробиологических станциях измерялись глубина, прозрачность и температура воды с отбором проб на гидрохимию.

Обработку фаунистического материала проводили путем микроскопирования проб и препаратов (микроскопы МБС-10 и Opton). При идентификации организмов руководствовались общепри-

нятыми определителями (2, 3, 4). Количественное развитие ротаторий определяли с учетом методических рекомендаций, расчисляя биомассу организмов по индивидуальным размерам встреченных видов (5). Индексы видового разнообразия Шеннона, показатели сапробности воды по Пантле и Букку, а также коэффициенты сходства фаун определяли по соответствующим методикам (6, 7, 8).

Обследованные водоемы характеризуются значительными различиями в своих гидрохимических характеристиках. Наибольшую минерализацию и жесткость воды в этот период имели оз. Балыктыколь Семипалатинской обл. (14361 мг/л, 68,0 ммоль/л) и оз. Карасор Карагандинской обл. (16578 мг/л, 97,5 ммоль/л) соответственно. Наименьшими эти показатели были в р. Аягуз с общей минерализацией 1433,1 мг/л и общей жесткостью 6,62 ммоль/л. Температура воды в водоемах изменялась в пределах 13,0 – 17,0°C.

Изученная фауна коловраток характеризовалась довольно бедным видовым составом. Всего в зоопланктоне водоемов выявлено 27 таксонов, относящихся к 11 семействам и 18 родам. Более половины из них обнаружены здесь впервые.

Таксономический состав и встречаемость коловраток даны в таблице 1. Представленное число семейств их составляет примерно 41% от известного к настоящему времени максимального природного разнообразия коловраток, включающего 27 семейств. Значительно меньше оно и по сравнению с известным разнообразием коловраток в отдельных казахстанских водоемах. Так, в бассейне р. Нуры, в водоемах низовья р. Сыр-Дарьи, р. Или и оз. Балхаш эта величина находится в пределах 60% – 70%. Как видно из таблицы, только два семейства относительно разнообразны в видовом отношении: Brachionidae (4 рода, 7 видов) и Hexarthridae (1 род, 6 видов). Представители этих семейств фактически создают основу численности и биомассы коловраточного населения изученных водоемов и в отдельных случаях являются абсолютными доминантами. Остальные семейства представлены каждое только 1 родом и 2 – 3 видами.

Табл. 1. Видовой состав и встречаемость коловраток в планктоне водоемов зоны влияния СИП в сентябре 1995г.

N п/п	Таксоны	A	Ш	Б ₁	Б ₂	К ₁	К ₂
1	2	3	4	5	6	7	8
	Кл. Rotatoria						
	П/кл. Eurotatoria						
	Сем. Notommatidae						
	Род Cephalodella						
1	Cephalodella gibba Ehr.	+	-	-	+	-	-
2	Cephalodella sp.	+	-	-	-	-	-
	Сем. Trichocercidae						
	Род Trichocerca						
3	Trichocerca sp.	-	+	-	-	-	-
	Сем. Lecanidae						
	Род Lecanæ						
4	Lecane (s.str.) luna luna Mull.	+	+	+	-	-	-
5	L.(M.) pyriformis Daday	-	+	-	-	-	-
6	Lecane sp.	-	+	-	-	-	-
	Сем. Trichotriidae						
	Род Trichotria						
7	Trichotria pocillum (Mull.)	-	+	-	-	-	-
	Сем. Mytilinidae						
	Род Mytilinus						
8	Mytilina sp.	+	-	-	-	-	-
	Сем. Euchlanidae						
	Род Euchlanis						
9	Euchlanis contorta Wuld.	+	-	-	-	-	-
	Сем. Brachionidae						
	Род Brachionus						
10	Br. quadridentatus hyphalmiros Schug.	+	-	-	-	-	-
11	Br. bennini Leiss	+	-	-	-	-	-
12	Br. angularis aestivus Shor.	+	-	-	-	-	-
13	Br. plicatilis longicornis Fadeev	-	+	+	-	-	-
14	Br. p.asplanchnoides Charin	-	-	-	-	+	-
	Род Keratella						
15	Keratella quadrata Mull.	+	+	+	-	-	-
	Род Notholca						
16	Notholca acuminata Ehr.	-	+	+	-	-	-
	Отр Monimotrochida						
	Сем. Testudinellidae						
	Род Testudinella						
17	Testudinella patina Herm.	-	+	-	-	-	-
18	T.p.intermedia Ader.	-	+	-	-	-	-
	Сем. Filiniidae						
	Род Filinia						
19	Filinia longiseta Ehr.	+	-	-	-	-	-
20	F.l.limnetica Zachar.	+	-	-	-	-	-
	Сем. Hexarthridae						
	Род Hexarthra						
21	Hexarthra oxiuris Zern.	+	-	-	-	-	-
22	H.fennica Lev.	-	+	-	+	-	+
23	H.bulgarica Wiss.	-	+	+	-	-	-
24	H.libica Manfr.	-	-	-	+	-	-
25	Hexarthra sp.1	+	+	+	+	+	+
26	Hexarthra sp.2	-	-	+	-	-	-
	Отр. Bdelloidea						
27	Bdelloidea sp.	+	-	+	-	-	-
	Всего	14	14	7	4	2	3

Примечание: А – р. Аягуз; Ш – В-ще Шаган; Б₁ – озеро Балыктыколь системы р. Шаган; Б₂ – озеро Балыктыколь Карагандинской обл.; К₁ – озеро Карасор Карагандинской области; К₂ – озеро Карасор Павлодарской области.

В экологическом отношении выявленный видовой состав характеризуется довольно широким спектром обитания. Это и представители планктона небольших водоемов с повышенной минерализацией воды – большая часть видов, и реофилы, встречающиеся в дельтах и старицах рек – такие как E. contorta из дельты р. Волга и Br. bennini, регистрируемая во многих крупных реках, в том числе

Оби, Иртыше, Амуре. Это и виды, встреченные в минерализованных термальных источниках – C.g. gibba, серных гейзерных источниках с повышенным содержанием иода и брома – L.(M.) piriformis и галобионты, населяющие прибрежные районы континентальных морей и крупных солоноватоводных озер – Br. q. hyphalmiros, Br. p. asplanchnoides, T. p. patina, T. p. intermedia.

Почти все встреченные виды характеризуются всесветным распространением и лишь четыре из них имеют узкий ареал встречаемости. Это *Br.p.asplanchnoides*, отмечаемый в основном в приазовских лиманах, *E.contorta* – в устье р.Волга, *H.bulgarica*, зарегистрированный в горном озере Болгарии и *H.molis*, встречаемый в пресных пересыхающих водоемах Северной Африки. Преобладающую часть фаунистического состава коловраток составляют солоноватоводные виды, обитающие при минерализации воды 2 –11‰, а такой стеногалинный галобионт как *Br.p.longicornis*, встреченный в водохранилище Шаган и оз. Балыктыколь (Семипалат.обл.), выдерживает минерализацию до 70‰. В общем можно отметить, что состав фауны коловраток водоемов зоны влияния СИП формируют виды, способные обитать в широком диапазоне абиотических факторов среды вплоть до экстремальных условий.

В сапробиологическом отношении почти все исследованные коловратки относятся к олиго- бета- мезосапробам. Лишь один вид *Br.angularis* из р. Аягуз является альфа- мезосапробом. Из этого следует, что уровень органического загрязнения воды в исследуемых водоемах, за исключением р. Шаган, в сентябре 1995 г был невысоким и их можно отнести к водоемам олиго- мезосапробного типа.

Данные таксономического анализа из таблицы 2 показывают, что, при невысоком общем количестве таксонов, число их по отдельным озерам еще меньше. Лишь в р. Аягуз и водохранилище Шаган ротатории представлены 7-8 семействами, 9 родами и 14 видами. В остальных случаях встречено всего по 2-7 видов, относящихся к 2-3 семействам и 2-5 родам. Из 11 выявленных семейств лишь одно – Hexarthridae - является общим для всех исследуемых водоемов. Вторым наиболее распространенным семейством является Brachionidae, на третьем месте – сем.Lecanidae.

По данным исследований осеннего периода 1993 г. [9, 10] в водоемах зоны СИП было выявлено 9 видов коловраток, представлявших всего 3 семейства: Brachionidae, Hexarthridae и Testudinellidae. При этом более разнообразной была фауна в водохранилище Шаган и оз. Балыктыколь системы реки Шаган – 7 и 5 видов соответственно. В 1995 г. здесь появились представители еще пяти семейств, среди которых наиболее разнообразны были факультативные планктеры, обитатели зарослевых биотопов – Lecanidae. Общими с 1993 г. были виды: *K. quadrata*, *Br. plicatilis*, *Br. quadridentatus*, *N. acuminata*, *H. fennica*, Hexarthra sp.. Коэффициент видового сходства фаун коловраток в сравниваемые годы для водохранилища Шаган составил 57%, для оз. Балыктыколь – 70%.

Табл. 2. Распределение семейств коловраток (количество родов-Р и видов-В) в водоемах зоны влияния СИП в сентябре 1995 г.

		А		Ш		Б ₁		Б ₂		К ₁		К ₂	
		Р.	В.	Р.	В.	Р.	В.	Р.	В.	Р.	В.	Р.	В.
1	Notommatidae	1	2	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-
2	Trichocercidae	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-
3	Lecanidae	1	1	1	3	1	1	-	-	-	-	-	-
4	Trichotriidae	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-
5	Mytilinidae	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6	Euchlanidae	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
7	Brachionidae	2	4	3	3	3	3	-	-	1	1	1	1
8	Testudinellidae	-	-	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-
9	Filiniidae	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10	Hexarthridae	1	2	1	3	1	3	1	3	1	1	1	2
11	Bdelloidae	1	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-
	Всего	9	14	9	14	5	7	2	4	2	2	2	3

Примечание: А – р. Аягуз; Ш – в-ще Шаган; Б₁ – озеро Балыктыколь системы р. Шаган; Б₂ – озеро Балыктыколь Карагандинской обл.; К₁ – озеро Карасор Карагандинской области; К₂ – озеро Карасор Павлодарской области.

В таблице 3 приведены коэффициенты видового сходства фаун коловраток исследованных водоемов между собой. Значения их сравнительно малы и указывают на значительное различие видового состава коловраток в водоемах.

Табл. 3. Коэффициенты сходства фаун коловраток водоемов зоны влияния СИП (сентябрь 1995г)

	А	Ш	Б ₁	Б ₂	К ₁	К ₂
А	-	28,6	28,6	22,2	12,5	11,9
Ш	28,6	-	57,1	22,2	12,5	35,3
Б ₁	28,6	57,1	-	18,2	22,2	40,0
Б ₂	22,2	22,2	18,2	-	33,3	30,0
К ₁	12,5	12,5	22,2	33,3	-	40
К ₂	11,8	35,3	40,0	30,0	40,0	-

Примечание: те же что в табл. 2

Наиболее сходна фауна коловраток в сентябре 1995 г. в водохранилище Шаган и оз. Балыктыколь Семипалатинской обл.(57,1%). Эти водоемы, не смотря на значительную разницу в минерализации воды, имеют общий источник биофонда - р.Шаган, что обуславливает высокий коэффициент сходства их фаун и обитание в них таких общих видов как *L.(s.str.)luna luna*, *Br.p.longicornis*, *K.quadrata*, *N.acuminata* и *Hexarthra* sp. Для других водоемов коэффициенты сходства менее значительны –11,8 – 40,0%.

Данные численности, биомассы, индексов видового разнообразия Шеннона и доминирующих видов коловраток по озерам приведены в таблице 4. Уровень количественного развития коловраток водо-

емах довольно низкий и находится в пределах 3,744 – 18,043 тыс.экз./м³, а биомасса -4,49 - 144,3 мг/м³. В других водоемах Казахстана эти показатели на один- два порядка выше. Так в отдельных водохранилищах и озерах бассейна р. Нуры, в озерах низовья р. Сыр-Дарьи, р. Или и в оз. Балхаш численность коловраток колеблется в пределах 35,7 – 1363,4 тыс.экз./м³, а биомасса – 143 – 4149,8 мг/м³.

В составе зоопланктона исследуемых водоемов коловратки играют существенную роль. Так в 1993 г в водохранилище Шаган и оз Балыктыколь они составляли 21,7 и 13,0%% общей численности и 3,55 и 1,2 %% общей биомассы зоопланктона (9,10). В 1995 г. значение их возросло более чем в два раза и в водохранилище они создавали 59,5% численности и 7,1 % биомассы, а в оз. Балыктыколь – 33,5 и 1,5%% соответственно.

Табл. 4. Гидрохимические показатели воды и биологические характеристики сообщества коловраток (численность, N; экз./м³; биомасса, B; мг/м³, число видов-п; индекс Шеннона-H; доминирующие виды) водоемов зоны СИП (сентябрь 1995г.).

Водоемы	Минерализация воды мг/л.	Общая жесткость воды ммоль/л	п	H	N	B	Доминанты
А	1433,1.	6,62	14	2,77	13030	24,03	K.quadrata (38%) H.oxiuris (12%) Br.q.hyphalmiros(12) Br.angularis (12%)
Ш	7074,0	53,5	14	2,5	18043	28,45	H.fennica-36% H.bulgarica-24% N.acuminata24%
Б ₁	16578,0	68,0	7	0,25	17277	22,61	H.bulgarica-99%
Б ₂	4609,6	41,0	4	0,74	4393	17,47	H.fennica (88%)
К ₁	14361	97,5	2	0,44	5500	144,3	Br.pl.asplanchnoides-(99%)
К ₂	5226,8	54,0	3	0,24	3714	4,49	H.fennica (96%)

Примечание: те же что и в табл. 2

Как видно, в целом при наблюдаемых невысоких абсолютных показателях численности и биомассы коловраток отдельные водоемы значительно различаются между собой по количественному развитию ротаторного сообщества. Наиболее многочисленны коловратки в исследованный период были в р. Аягуз, водохранилище Шаган и в оз. Балыктыколь Семипалатинской обл. Доминантами здесь в основном являлись представители сем. Hexarthridae. По биомассе организмов выделя-

ется высокоминерализованное оз. Карасор Карагандинской обл., где крупный вид – галофил Br. pl. asplanchnoides (520 мкм) при относительно невысокой численности – (5,500 тыс.экз/м³) создает значительную биомассу – 144,27 мг/м³.

Сравнительные данные количественного развития коловраток наиболее представительных семейств Lecanidae, Brachionidae и Hexarthridae по водоемам приведены в таблице 5.

Табл. 5. Численность (N; %) и биомасса (B; %) коловраток семейств Hexarthridae, Brachionidae и Lecanidae в водоемах зоны СИП в сентябре 1995 г.

Виды	А		Ш		Б ₁		Б ₂		К ₁		К ₂	
	N	B	N	B	N	B	N	B	N	B	N	B
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Сем.Lecanidae Род Lecane												
Lecane (s.str.) luna luna	4,0	3,0	0,2	0,04	0,02	0,01	-	-	-	-	-	-
L.(M)pyriformis	-	-	5,0	1,0	-	-	-	-	-	-	-	-
Lecane sp	-	-	0,2	0,04	-	-	-	-	-	-	-	-
Сем.Brachionidae Род Brachionus												
Br.q. hyphalmiros	12,0	4,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Br.bennini	4,0	1,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Br.angularis	12,0	2,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Br.p.longicornis	-	-	2,0	4,0	0,02	0,001	-	-	-	-	-	-
Br.p.asplanchnoides	-	-	-	-	-	-	-	-	91,0	94,0	-	-
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Род Keratella												
Keratella quadrata	38,0	71,0	0,4	1,0	-	-	10,0	3,0	-	-	-	-
Род Notholca												
Notholca acuminata	-	-	24,0	21,0	0,9	1,0	-	-	-	-	4,0	4,0
Сем.Hexarthridae Род Hexarthra												
H.oxiuris	12,0	2,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
H.fennica	-	-	38,0	28,0	-	-	88,0	77,0	-	-	96,0	93,0
H.bulgarica	-	-	24,0	40,0	-	-	-	-	-	-	-	-
H.libica	-	-	-	-	-	-	2,0	12,0	-	-	-	-
Hexarthra sp.1	0,01	0,01	15,0	0,3	0,01	0,01	1,0	0,06	9,0	0,1	0,01	0,01
Hexarthra sp.2	-	-	-	-	0,01	0,01	-	-	-	-	-	-

Примечание: те же что и в табл. 2

Из таблицы видно, что лишь представители сем. Hexarthridae встречаются во всех исследованных водоемах и в отдельных из них создают основу общей численности. При этом выделяются *H. fennica* и *H. bulgarica*, как наиболее распространенные и массовые виды, особенно *H. fennica*, достигающая в водохранилище Шаган, озерах Балыктыколь Карагандинской обл. и Карасор Павлодарской обл. 38,0 - 88,0 - 96 %% общей численности соответственно. Обращает на себя внимание, что из шести зарегистрированных видов названного семейства лишь один - *Hexarthra spl*, при своей малочисленности, является

единственным общим видом для исследованных водоемов зоны СИП. Необходимо отметить, что все представители сем. Hexarthridae имели, как правило, различные отклонения в определительных признаках, были более крупными по размерам и до вида определялись с некоторой долей обобщения. Не исключено, что это указывает на изменения отдельных видовых признаков этого наиболее представительного в исследованных водоемах зоны влияния СИП семейства коловраток, что требует более детальных исследований.

ЛИТЕРАТУРА

1. Киселев И.А. Методы исследования планктона // Жизнь пресных вод. Т.4, ч.1 - М.-Л., - 1956. - С. 183-265.
2. Кутикова Л.В. Коловратки фауны СССР. Л.: "Наука". - 1970. - 744 с.
3. Определитель пресноводных беспозвоночных Европейской части СССР. - Л.: "Наука". - 1977. - 510 с.
4. Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. Т.1 Коловратки. - С.-П. - 1995.
5. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях. Зоопланктон и его продукция. - Л.: - 1984. - 34 с.
6. Познанские Д.А., Жилукас В.Ю. Таблица для подсчета индекса видового разнообразия Шеннона-Уивера. - Вильнюс. - 1983. Деп. в Лит. НИИТИ 18.03.83, № 1035 Ли-Д83.
7. Унифицированные методы исследования качества вод. - М.: - 1975. Ч. III. - 176 с.
8. Константинов А.С. Общая гидробиология. - М.: - 1972. - С. 249-251.
9. Стуге Т.С. Об осеннем зоопланктоне водоемов зоны влияния Семипалатинского испытательного полигона // Вестн. НЯЦ РК. - 2000. вып.3. - С. 73-77.
10. Стуге Т.С., Матмуратов С.А. Особенности состава и структуры сообщества планктонных ракообразных в водоемах зоны влияния Семипалатинского полигона // Сб. работ Минэкологии и Биоресурсов. - Алматы. - 1997. - С. 97-110.

СЕМЕЙ СЫНАҚ ПОЛИГОН ӨНІРІНДЕГІ СУ ҚОЙМАЛАРЫНДАҒЫ КОЛОВРАТОК ФАУНАСЫ

Трошина Т.Т., Матмуратов С.А.

КР БҒМ Зоология Институты Алматы қаласы

Семей сынақ полигон өніріндегі су қоймаларында: Шаған су бөгені мен Шаған өзені жүйесіндегі Балықтыкөл; Карағанды облысындағы Балықтыкөл және Карасор көлдері, Павлодар облысындағы Карасор көлі; Аягөз қаласының солтүстік батысындағы Аягөз өзенінде коловраток фаунасы зерттелді (қыркүйік 1995 ж). Бұл су қоймаларда коловраток түрлерінің аз (Барлығы 27 түр) және ұқсастық дәрежесі төмен екені анықталды. Зерттелген коловратоктар саны мен биосалмақ мөлшері басқа аймақтардағы суларға қарағанда аз болды. Ең көп кездесетін жалпы және басымды түрлері анықталды.

ON ROTATORIA FAUNA IN SOME WATER BODIES OF SEMIPALATINSK TEST SITE AREA

T.T. Troshina, S.A. Matmuratov

RK MES Institute of Zoology, Almaty

Fauna of Rotatoria: Aeschelmintes on material collected in September 1995 has been investigated within the reservoirs which are under the influence of Semipalatinsk test polygon: Balaktykol' lake (Semei Prov) and Balaktykol' lake (Karaganda Prov.), Karasor lake (Karaganda and Pavlodar Prov), Shagan reservoir and Auagus stream. 27 species of Rotatoria and their predominating complex were found out. Rotatoria size, individual weight, biomass and Shenon index has been determined.

УДК 504.064.36:[550.4.08+539.16.07]

К ВОПРОСУ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОГО КАРТИРОВАНИЯ ТЕРРИТОРИЙ БЫВШИХ ИСПЫТАТЕЛЬНЫХ ПОЛИГОНОВ

Гринштейн Ю.А., Сюсюра Б.Б.

Институт геофизических исследований НЯЦ РК

При традиционном подходе к картированию распределения альфа- и бета-излучателей (^{239}Pu , ^{90}Sr) на территории Семипалатинского испытательного полигона, необходимо проведение крупномасштабных (1:25000 – 1:50000) литогеохимических съемок, которые потребуют нескольких десятилетий и огромных материальных затрат. С целью поиска более экспрессных методов картирования радионуклидного загрязнения территорий, проведены работы по оценке применимости опыта шлихогеохимического опробования, используемого в геологоразведке.

Анализ результатов обследования территории Семипалатинского испытательного полигона (СИП), выполненного в 1991-1994 гг. аэрогеофизическими и автомобильными гамма-спектрометрическими съемками, а также литогеохимическими съемками различного масштаба (АО "Алтынгео", АО "Волков-геология" и др.) показал, что:

- основной, характерной особенностью радиационных полей на территории СИП является их крайняя неоднородность, мозаичность, "пятнистость" и, как следствие этого, невозможность достоверного предсказания характера распределения радионуклидов в местах, где мелкомасштабные съемки не выявили аномального загрязнения;
- исходя из размеров участков радионуклидного загрязнения, корректное радиоэкологическое районирование территории СИП с целью выделения безопасных территорий для хозяйственной деятельности может быть осуществлено с помощью геофизических съемок масштаба не мельче 1:25000. Съемки такого масштаба могут обеспечить оценку закономерностей распределения мощности экспозиционной дозы внешнего гамма-излучения (МЭД), техногенных (^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs) и естественных радионуклидов (U, Th, K);
- при использовании традиционных методов гамма-спектрометрии нерешенной остается проблема оценки загрязненности территории такими особо опасными техногенными радионуклидами как ^{90}Sr , ^{239}Pu , которая может быть достоверно решена путем проведения наземной литогеохимической съемки масштаба 1:25 000 - 1:50 000. Масштаб соответствует отбору 160 - 40 проб с 1 км², что означает, что на площади полигона (около 18 000 км²) необходимо отобрать и проанализировать около 700 тыс. проб. При традиционном подходе к выполнению этих работ потребуются не одно десятилетие и очень большие финансовые затраты.

В связи со сказанным весьма актуальной является разработка такого способа площадного опробования территорий, который позволит получить ин-

формацию об уровнях загрязнения и структуре радионуклидных полей при допустимых, с точки зрения здравого смысла, затратах времени и средств. Как показывает опыт поисковых работ, на месторождениях урана и других рудных элементов возможно получение достоверной информации о распределении радионуклидов с помощью литохимической съемки не только по регулярной сети, но и по потокам рассеяния, когда пробы отбираются из русловых отложений. Особенно привлекательным выглядит шлихо-геохимический метод (ШГМ) опробования потоков с выделением и анализом наиболее представительных фракций. Опыту применения этого метода для изучения радионуклидного загрязнения на СИП посвящена данная статья.

Основные задачи, которые решались на первом этапе работ сводились к следующему:

- выяснение степени обогащения радионуклидами различных гранулометрических и вещественных фракций в отобранных пробах;
- установление принципиальной возможности обнаружения локальных аномалий техногенных радионуклидов путем проведения шлихо-геохимических поисков по потокам рассеяния.

Предстояло установить, переносятся ли техногенные радионуклиды потоками рассеяния, а если переносятся, то с какой фракцией. Для решения этой задачи были проведены полевые работы с отбором шлихо-геохимических проб на пяти участках СИП, расположенных в Майском и Абралинском районах. Отобранные пробы условно разделены на основные и вспомогательные.

Выбор места отбора основных проб осуществлялся исходя из следующих положений:

- на месте отбора пробы должно быть аномальное содержание плутония-239 (по данным предыдущих исследований);
- место отбора пробы должно быть расположено на возвышенности или на склоне долины с тем, чтобы через него проходили пути паводковых и дождевых вод. Точки отбора вспомогательных проб определялись на путях стока паводковых и дождевых вод.

В результате изучения имеющейся информации о полях радионуклидного загрязнения на СИП и консультаций с сотрудниками Института радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК (ИРБЭ), которые проводили литогеохимические съемки на полигоне, были намечены участки для проведения опытно-методических работ и конкретные точки отбора. Большинство проб отбирались в юго-западной части полигона, которая характеризуется низко-, среднегорным и мелкосопочным рельефом, развитием пологих долин и небольших равнин. Рельеф отличается мягкими формами, пологими, ровными склонами. Долины, как правило, заросшие травой, также имеют ровные, пологие склоны. Руслы и тальвеги временных потоков слабо выражены. Места расположения отобранных проб на местности показано на рис. 1-5.

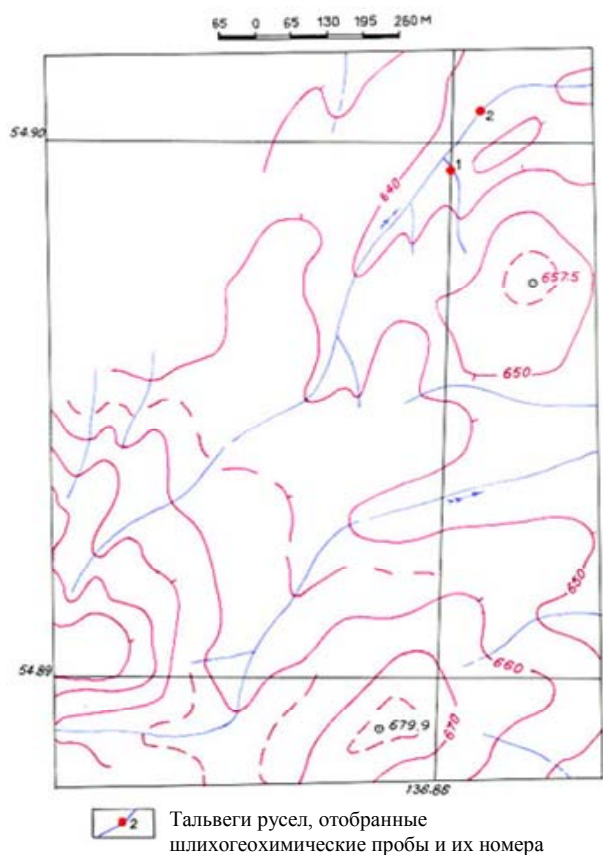


Рис.1. Места отбора проб П-99-1 и П-99-2

Всего было отобрано 14 проб. Пять проб (П-99-10 - П-99-14) отобраны на участке "Опытное поле" в пологой долине восточного простирания в районе профиля "Восточный", по которому ИРБЭ в 1998 г было проведено опробование (рис.5). Остальные 9 проб отбирались в местах, где работами ИРБЭ установлены повышенные содержания плутония и стронция. Исходя из того, что ранее пробы отбирались по треугольнику со стороной 1м, первая проба (основная) бралась непосредственно в месте предыдущего отбора так, чтобы шлихо-геохимические пробы соединяли вершины треугольника. Следующая проба на этом участке отбиралась вниз по скло-

ну (по направлению сноса материала временными водотоками) на расстоянии 80-100 м от первой. Так, проба П-99-1 взята на месте пробы 19 (150 Бк/кг ^{239}Pu), а проба П-99-2 - в 100 м от нее (рис.1). Проба П-99-3 взята непосредственно на месте пробы 36 (~ 500Бк/кг ^{239}Pu), а проба П-99-4 - в 80м от нее (рис.2). Проба П-99-5 взята на месте пробы 27 (140 Бк/кг ^{239}Pu), а проба П-99-6 - в 110 м от нее (рис.3). Проба П-99-7 взята на месте пробы № СК-97 (90 Бк/кг). Эта проба сопровождается двумя пробами - П-99-8 и П-99-9, отобранными ниже по склону (рис.4).

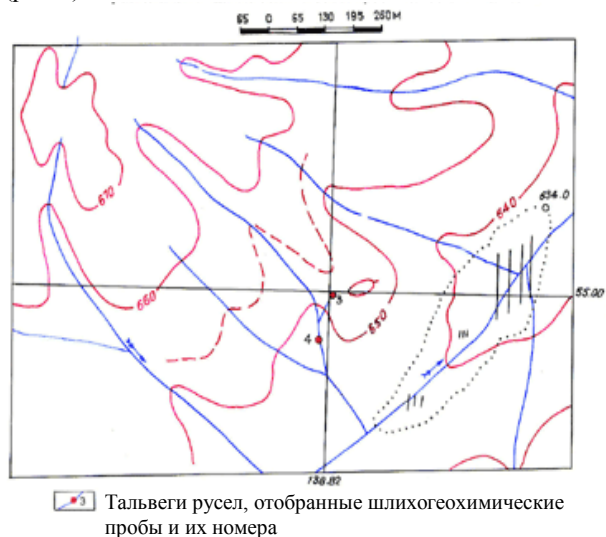


Рис.2. Места отбора проб П-99-3 и П-99-4

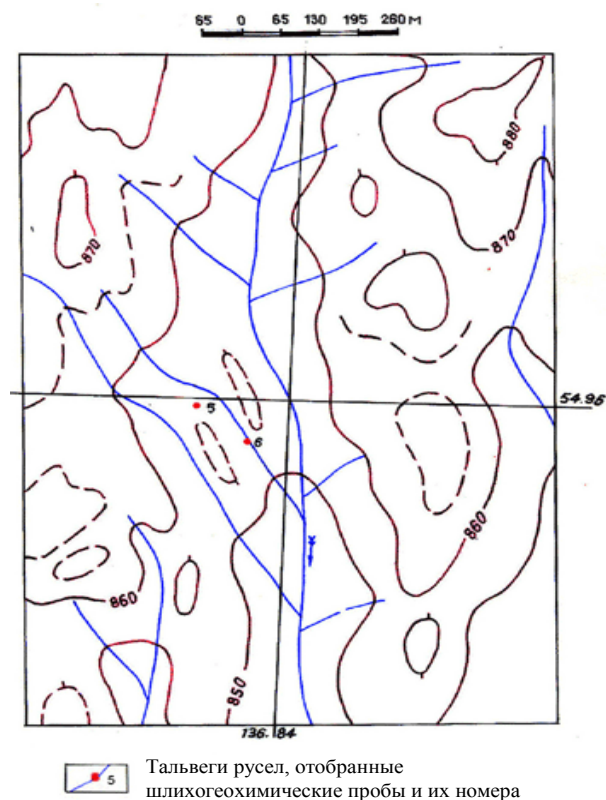


Рис.3. Места отбора проб П-99-5 и П-99-6

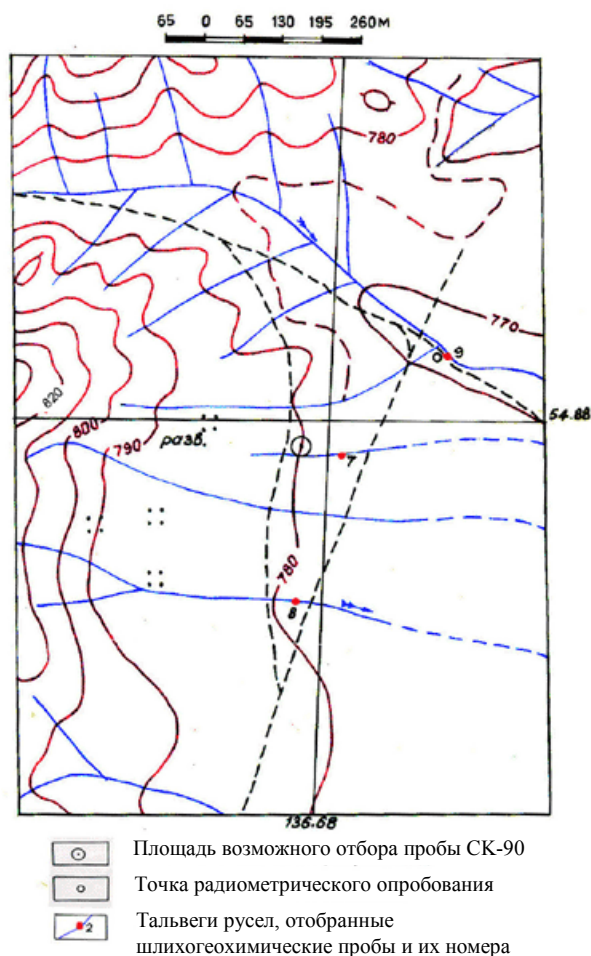


Рис. 4 Места отбора проб П-99-7 - П-99-9

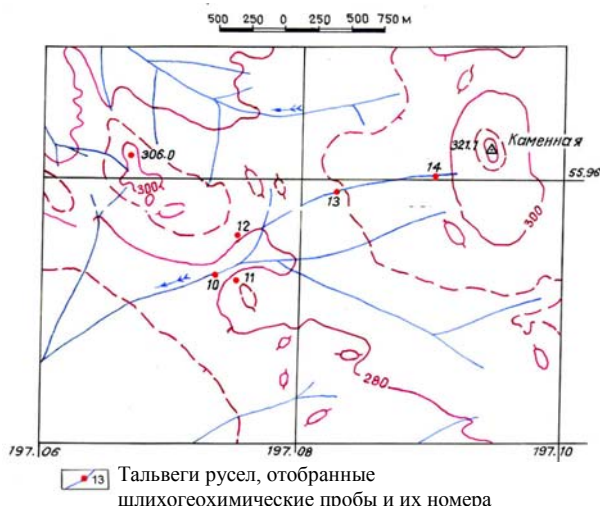


Рис.5 Места отбора проб П-99-10 - П-99-14

Пробы отбирались задириковым способом: глубина задиры - 5 см, площадь задиры - 6000 см². Вес каждой пробы составлял порядка 60 кг. Идентификацию точек отбора проб на местности и предварительное радиометрическое обследование осуществляли сотрудники ИРБЭ. Измерение α -, β - и γ -фона осуществлялось специализированными радиометрами МКС-01Р (α -излучение), КРБ-1 (β -излучение) и СРП-68-01 (γ -излучение). Привязка проб на местности осуществлялась с помощью приемника GPS – "Магеллан – 5000". Список проб, отобранных в указанных районах, приведен в табл. 1.

Табл. 1. Список шлихо-геохимических проб

№ п.п.	№№ проб	Координаты		Результаты полевых измерений			Район отбора (административный)
		Широта	Долгота	α -част/см ² сек	β -част/см ² сек	γ -мкР/час	
1	П-99-1	49°30'46"	77°34'05"	0,2	7	15	Абралинский
2	П-99-2*	49°30'47"	77°34'06"	0,4	<10	16	Абралинский
3	П-99-3	49°36'16"	77°30'58"	0,5	<10	16	Абралинский
4	П-99-4*	49°36'14"	77°30'59"	0,3	2	13	Абралинский
5	П-99-5	49°34'06"	77°32'31"	0,6	<10	12	Абралинский
6	П-99-6*	49°34'03"	77°32'32"	4,0	5	14	Абралинский
7	П-99-7	49°30'00"	77°19'03"	-	5	16	Абралинский
8	П-99-8*	49°29'54"	77°19'02"	-	5	17	Абралинский
9	П-99-9*	49°30'08"	77°19'15"	-	<10	16	Абралинский
10	П-99-10	50°27'09"	77°55'12"	-	5	17	Майский
11	П-99-11*	50°27'09"	77°55'21"	-	3	24	Майский
12	П-99-12*	50°27'16"	77°55'16"	-	5	16	Майский
13	П-99-13*	50°27'20"	77°55'28"	-	5	15	Майский
14	П-99-14*	50°27'29"	77°56'38"	-	6	14	Майский

Примечание: вспомогательные пробы отмечены звездочкой.

В лаборатории ТОО "Иналмаззолото" отобранные пробы были разделены на 5 фракций:

I – фракция, выделенная сухим рассевом на сите с размером ячеек 1 мм. Это - исходные пробы, их масса составила 42%-72% от начального веса. Полученный материал тщательно перемешивался, и из него отбиралась аналитическая навеска объемом 1 л. Пробы сохранили свои исходные номера, приведенные в табл. 1. Оставшаяся масса была разделена мокрым рассевом на сите 0,1 мм на две фракции.

При этом, выход подрешеточного продукта (-0,1 мм) составил около 20%. Обе полученные фракции направлялись на концентратор Кнелсона, где разделялись на легкую и тяжелую фракции. В результате фракционного отсева были получены аналитические навески для всех намеченных фракций, и был рассчитан выход каждой фракции:

II – песчанистая тяжелая фракция, класс (+0,1 до - 1 мм) - 60%;

III – глинистая тяжелая фракция, класс (- 0,1 мм) - 50%;

IV – песчанистая легкая фракция, класс (+0,1 мм до - 1 мм) - 40%;

V – глинистая легкая фракция, класс (- 0,1 мм) - 50%.

В процессе фракционирования было установлено, что истинная плотность песчанистой тяжелой фракции в среднем равна 2,36 г/см³, глинистой тяжелой – 2,34 г/см³, глинистой легкой – 1,84 г/см³.

В Лаборатории изотопного анализа ВИМСа (РФ) проведен спектрометрический анализ проб (с радиохимической подготовкой) на следующие элементы: Th-232, K-40, Ra-226, Cs-137, 134, Co-60, Eu-152, 154, Sr-90, Pu-(239+240). В результате проведенных аналитических работ было установлено:

- удельная активность изотопов ¹³⁴Cs, ⁶⁰Co и ⁽¹⁵²⁻¹⁵⁴⁾Eu в пробах не превышает 1-2 Бк/кг, т.е. находится на уровне следов;
- содержание естественных радионуклидов находится на уровне, соответствующем их кларковому содержанию в породах, слагающих участки отбора проб, а именно:
 - о уран - от 1,67*10⁻⁴% до 4,49*10⁻⁴%;
 - о торий - от 5,25*10⁻⁴% до 15,05*10⁻⁴%;
 - о калий - от 0,73% до 2,97%;

- удельная активность техногенных радионуклидов колеблется в следующих пределах:
 - о плутоний - (239+240) - от 1 Бк/кг до 99 Бк/кг;
 - о плутоний - 238 - от <0,5 Бк/кг до 9,7 Бк/кг;
 - о стронций - 90 - от 5 Бк/кг до 113 Бк/кг;
 - о цезий - 137 - от 14 Бк/кг до 155 Бк/кг.

Для удобства анализа и сопоставления полученный материал был представлен в виде нижеприводимых табл.2- 4., отражающих удельную активность каждого из элементов - плутония, стронция и цезия, - в составе выделенных фракций.

Как видно из табл.2, в пробе №13 тяжелой песчанистой фракции и в пробах №10, 11 тяжелой глинистой фракции обнаружены высокие содержания плутония (указанные в скобках). При повторных анализах содержания плутония были получены существенно меньшие значения: в пробе №13 - 23,9 Бк/кг, в пробе №10 - 15,5 Бк/кг, в пробе №11 - 11,5 Бк/кг. Аналитики объясняют подобный факт наличием "горячих" микрочастиц, обогащенных плутонием. Ураганное содержание элементов, приведенное в табл. 2 в скобках, заменено на среднее значение, в соответствии с правилами учета ураганного содержания элемента, принятыми при подсчете запасов минерального сырья.

Табл. 2 Удельная активность плутония в выделенных фракциях

№№ проб	Исходная проба Бк/кг.	Тяж.песч. фракция Бк/кг.	Тяж.глин.фракция Бк/кг.	Легкая глин.фракц. Бк/кг.
1	5.2	1.9	12.0	10.3
2	6.0	1.0	17.3	15.4
3	1.7	2.3	4.2	16.2
4	1.7	1.9	17.9	3.1
5	5.0	1.9	10.8	6.9
6	6.3	2.7	9.6	8.1
7	3.9	2.1	3.8	4.5
8	4.7	4.3	2.5	2.5
9	1.6	3.3	5.1	2.7
10	24.2	26.3	49.9 (741)	99.2
11	38.5	88.9	55.5 (790)	39.1
12	57.1	12.7	57.8	73.3
13	78.8	62.0 (420)	72.5	34.6
14	45.2	33.8	18.1	62.3
Среднее:	20.0	17.5	24.1	27.0

Табл. 3. Удельная активность стронция в выделенных фракциях

№№проб	Исходная проба Бк/кг	Тяж.песч. фракция Бк/кг	Тяж.глин.фракция Бк/кг	Легкая глин.фракц. Бк/кг
1	34.0	9.0	28.0	102.0
2	30.0	63.0	58.0	84.0
3	43.0	14.0	22.0	5.0
4	32.0	51.0	43.0	5.0
5	60.0	42.0	5.0	84.0
6	5.0	33.0	5.0	55.0
7	42.0	10.0	5.0	23.0
8	10.0	25.0	15.0	26.0
9	10.0	77.0	45.0	5.0
10	96.0	109.0	61.0	113.0
11	51.0	48.0	56.0	88.0
12	96.0	25.0	65.0	48.0
13	102.0	74.0	90.0	21.0
14	24.0	27.0	28.0	31.0
Среднее:	45.4	43.4	37.6	49.3

Табл. 4. Удельная активность цезия в выделенных фракциях

№№проб	Исходная проба Бк/кг	Тяж.песч. фракция Бк/кг	Тяж.глин.фракция Бк/кг	Легкая глин.фракц. Бк/кг
1	39.8	23.0	41.4	68.4
2	50.1	22.9	80.0	87.2
3	23.1	13.4	28.9	40.0
4	14.7	20.2	32.1	38.0
5	31.7	39.4	49.1	64.6
6	28.8	20.5	42.5	58.7
7	43.4	53.2	66.6	155.0
8	51.8	62.7	58.6	87.0
9	37.2	31.1	59.0	81.0
10	45.5	37.4	38.6	76.8
11	73.3	55.6	50.9	61.8
12	43.4	43.2	40.5	62.4
13	47.1	59.5	50.7	60.0
14	44.6	37.2	37.1	45.6
Среднее:	41.0	37.1	48.3	70.5

Из табл.2 –4 можно увидеть, что наиболее обогащена техногенными радионуклидами легкая глинистая фракция. Аналогичная картина наблюдается и при рассмотрении распределения естественных радионуклидов по фракциям.

Из информации, приведенной в табл.2, видно также, что аномалии, установленные по результатам работ ИРБЭ, не подтвердились при шлихо-геохимическом опробовании. Вероятнее всего, это вызвано, как и в предыдущем случае, крайней неравномерностью распределения плутония. Однако необходимо заметить, что содержание плутония в шлихо-геохимических пробах, отобранных в окрестности основных проб, находится, примерно, на том же уровне, что и в основных пробах. Не вызывает сомнения, что по представительности шлихо-геохимическое опробование превосходит стандартное литогеохимическое опробование, т.к. в первом случае площадь пробы составляет 6000 см², а во втором - не превосходит 500 см².

Перейдем теперь к вопросу о транспортировке радионуклидов потоками рассеяния. Как видно из рис.1-5, пробы отбирались на разных высотных отметках таким образом, чтобы через место отбора пробы, находящееся на более низком уровне, проходил наиболее вероятный путь паводковых и дождевых вод. Так, место отбора проба П-99-2 размещено на пути потоков рассеяния, проходящих через точку отбора пробы П-99-1. Таким же образом расположены места отбора проб П-99-3 и П-99-4, П-99-5 и П-99-6. Места отбора проб П-99-8 и П-99-7 расположены на разных склонах, симметрично относительно точки отбора пробы П-99-7. На участке "Опытное поле" пробы размещены таким образом, чтобы вероятные потоки рассеяния проходили от места отбора пробы П-99-14 через место отбора проб П-99-13, П-99-12 и заканчивались на месте отбора пробы П-99-10, через которую с противоположного склона проходит путь потоков рассеяния от места отбора пробы П-99-11. С учетом геометрии размещения точек опробования проведено сравнение содержания плутония в исходных точках и точках, лежащих на вероятных путях транспортировки. Анализ полученного материала показал, что из точек отбора проб №№ П-99-1, П-99-3 и П-99-5 плутоний переносится потоками рассеяния вместе с глинистой фракцией. В районе пробы П-99-7 такого

эффекта не наблюдается, но здесь содержание плутония находится на уровне глобальных выпадений. На примере проб, отобранных на участке "Опытное поле", видно, что накопление плутония в точке отбора пробы П-99-10 происходит, т.е. он может транспортироваться потоками рассеяния вместе с глинистой фракцией.

Аналогичная картина наблюдается при рассмотрении процесса переноса цезия-137. С механизмом миграции стронция картина менее четкая, но пример проб, отобранных на участке "Опытное поле", показывает, что стронций также может транспортироваться вместе с глинистой фракцией временными водопотоками. Естественные радионуклиды, по-видимому, также мигрируют в составе глинистой фракции. Но так как их содержание находится на уровне кларка, то однозначно судить о процессе их переноса затруднительно.

В целом, в результате проведенных исследований установлены факты накопления радионуклидов на путях переноса глинистой фракции водопотоками, что может быть предпосылкой для применения шлихо-геохимического метода на территории испытательных полигонов при выделении площадей и участков, безопасных в радиационном отношении. Однако объем экспериментальных работ был небольшим, в связи с чем, сделанный вывод следует проверить путем проведения широкомасштабных полевых работ. Суть новых работ должна сводиться к сопоставлению результатов площадной литогеохимической съемки с данными шлихо-геохимического опробования по потокам рассеяния. Методика работ должна быть следующей. На двух участках, каждый площадью порядка 5 км², проводится литогеохимическая съемка масштаба 1:10000 (сеть 100x100 м), а затем и шлихо-геохимическая съемка на площади, вдвое превышающей указанную для литогеохимической съемки, с плотностью опробования 5 проб на 1 км². При проведении аналитических работ необходимо учитывать факт крайне неравномерного распределения плутония, что приводит к резкому расхождению первичных и повтор-

ных анализов при большом содержании плутония.. В связи с этим, аналитические работы предлагается проводить в несколько этапов. На первом этапе следует разбить пробы хотя бы на три класса: бедные, средние и богатые. На втором этапе повторить ана-

лизы богатых проб и далее действовать, исходя из полученного результата, т.е. либо удовлетвориться полученными данными, либо провести еще один анализ.

**БҰРЫН БОЛҒАН СЫНАУ ПОЛИГОНДАРДЫҢ
АУМАҚТАРЫН РАДИОЭКОЛОГИЯЛЫҚ КАРТАЛАУ МӘСЕЛЕЛЕРІНЕ**

Гринштейн Ю.А., Сюсюра Б.Б.

ҚР ҰЯО Геофизикалық зерттеулер институты

Семей сынау полигоны аумағында альфа- және бета-сауле шығарғыштардың (^{239}Pu , ^{90}Sr) үлестірілуінің карталауындағы дәстүрлі ықпалында, бірнеше онжылдық және орасан зор материалдық шығындар талап ететін ірі масштабты (1:25000 - 1:50000) литогеохимиялық түсіруін өткізу қажет. Аумақтардың радионуклидті ластануын карталауында тым экспрессті әдістерін іздеу мақсатымен, геология барлауда қолданатын түпшаймагеохимиялық сынамалау тәжірибесін жарамдылығын бағалау жөнінде жұмыстар өткізілген.

**TO THE QUESTION OF RADIOECOLOGICAL MAPPING
OF FORMER TEST SITES TERRITORIES**

Yu.A. Greenstain, B.B. Syusyura

Institute of Geophysical Research NNC RK

Performing of large scale (1:25000 – 1:50000) lithogeochemical surveys is necessary if traditional approach is used at mapping alfa- and beta- irradiators (^{239}Pu , ^{90}Sr) distribution on the territory of the former Semipalatinsk Test Site. Such activities may demand tens of years and great financial supply. Works are performed on estimation of the experience application of schlich geochemical testing used at geological survey with the aim to find more quick technologies of mapping the radionuclide contaminated areas.

УДК 577.391:577.472

ДИНАМИКА ФИТОПЛАНКТОНА В ВОДОЕМЕ – ОХЛАДИТЕЛЕ ПО "МАЯК" о. КЫЗЫЛ – ТАШ

Смагин А.И., Стукалов П.М., Никитина Л.В., Литовкина Е.В.

ПО "МАЯК", г.Озерск Челябинской области, Россия

Представлены результаты исследования влияния динамики гидрохимического режима на биомассу планктона для водоема – охладителя ПО "Маяк" (оз. Кызыл-Таш) в период 1990–1998 гг. после остановки уран – графитовых реакторов и прекращения подкисления охлаждающей воды серной кислотой. Определены основные гидрохимические параметры, в наибольшей степени влияющие на продуктивность фитопланктона. Установлено, что резкий рост биопродуктивности водоема, наблюдавшийся в 1996 и 1997 г.г., является следствием цикличности в возникновении вспышек гиперцветения и обусловлен совпадением многолетних изменений температуры и концентрации химических элементов, определяющих биопродуктивность водоема.

Предметом исследования является динамика фитопланктона в водоеме – охладителе ядерных реакторов ПО "МАЯК" озере Кызыл – Таш. Озеро замыкает каскад проточных озер Кыштымско - Каслинской системы, расположенной на границе восточных предгорий Южного Урала и Зауральского пeneплена. До включения в производственный цикл из водоема вытекала р. Теча. В настоящее время уровень всех озер Кыштымско - Каслинского каскада регулируется системой плотин. Озеро Кызыл – Таш занимает площадь 18,6 км² при средней глубине около 4 м. Эксплуатация водоемов в качестве охладителя началась летом 1948 г после пуска первого уран-графитового реактора ПО "Маяк". В период наибольшей технологической нагрузки (1960 - 1980 гг.) озеро использовалось для охлаждения до 7 промышленных реакторов. В 1987-91 гг. пять из семи реакторов были остановлены и законсервированы.

Вода, подаваемая для охлаждения реакторов, проходила специальную подготовку, включающую обессоливание и подкисление с целью снижения накипеобразования. Период обмена воды в водоеме составлял несколько месяцев, что оказывало существенное влияние на качество воды в озере. С помощью кварцевых фильтров вода очищалась от взвесей, которые отводились в специальный отстойник на берегу оз. Кызыл-Таш. Из водоема ежегодно удалялось 1000-1500 т взвешенных веществ, причем около 60% этого количества составляли органические примеси. Охлаждающая вода поступала на промышленные уран-графитовые реакторы. При этом она нагревалась до температуры 90-95 °С, после чего для охлаждения возвращалась снова в водоем по специальному каналу. Температура в устье канала составляла ~ 50-55 °С [1]. Поступление теплых сбросных вод приводило к тому, что озеро не замерзало даже в самые сильные морозы [2].

Кроме оборотной воды повышенной температуры, в водоем в течение всего периода эксплуатации сбрасывались хозяйственно-бытовые отходы и фекальные воды предприятия и ряда городских организаций, а также некоторые другие виды промышленных низкоактивных жидких отходов.

В период работы реакторного производства на полную мощность гидрохимический состав воды водоема определялся, главным образом, системой

водоподготовки и сбросом загрязняющих веществ с нетехнологическими жидкими сбросами. В отдельные годы сбросы городских сточных вод приводили к дополнительному поступлению до 400 т/год сульфат-ионов, 500 т/год хлорид-ионов и не менее 500 т/год различных моющих средств [1]. Озеро также использовалось в качестве резервуара для сбросов фекальных стоков промышленной площадки и прачечной ПО "Маяк", содержащих соединения азота и фосфора.

В начале 1990 –ых годов в связи с прекращением работы основной части реакторов система химической водоподготовки охлаждающих вод также была в значительной степени выведена из эксплуатации. Производительность водоподготовительного оборудования в начале 1990-ых годов составляла только 10% по сравнению с 1980-ыми годами [2]. Таким образом, регулирование качества воды озера предприятием было практически прекращено. В условиях непрекращающихся в 1990-2000 годах сбросов хозяйственно-бытовых вод это послужило причиной роста биопродуктивности. В настоящее время в водоем ежегодно поступает не менее 70-100 тонн/год азота и 20-40 тонн/год фосфора. Проведенные расчеты по критической фосфорной нагрузке [3] показывают, что поступление в водоем соединений фосфатов превышает расчетную максимально допустимую величину (т.е. количество вещества, поступление которого не вызовет резкого роста биопродуктивности водоема) в 10 раз. С другой стороны, необходимо отметить, что период 1990-2000 гг. характеризуется резким снижением тепловой нагрузки на водоем. В настоящее время большая часть акватории водоема зимой покрыта льдом.

Таким образом, оз. Кызыл-Таш в течение всего периода эксплуатации испытывало воздействие комплекса различных техногенных нагрузок, следствием чего явилось постоянное изменение химического состава вод.

Целью настоящей работы является исследование закономерностей динамики фитопланктона в зависимости от изменения условий водной среды оз. Кызыл-Таш после остановки промышленных уран-графитовых реакторов ПО "Маяк" в период 1990-98 годов.

МЕТОДИКА АНАЛИЗА ДИНАМИКИ ФИТОПЛАНКТОНА

На предприятии осуществляется постоянный ежедневный контроль за гидрохимическим и термическим состоянием вод, подаваемых на охлаждение промышленных реакторов. Биомасса планктона определяется не реже одного раза в неделю. Анализ гидрохимических и биологических показателей проводится с использованием стандартных методик и методов [5,6]. Образцы воды отбираются из системы охлаждения, водозаборы которой располагаются в юго - восточной части озера на глубине около 3 м.

Результаты экспериментальных измерений были систематизированы и занесены в компьютерную базу данных. Анализировались результаты определения среднемесячных значений более тридцати показателей качества водной среды, полученные за период с января 1990 г. по декабрь 1998 г. В качестве показателей рассматривались как биологические (количество и биомасса основных групп фитопланктона – зеленых, сине-зеленые и диатомовые - в водоеме), так и абиотические показатели (температура воды, химический состав и т.д.).

Статистическая обработка данных проводилась на ПЭВМ IBM/PC с помощью прикладных программ Excel, STATISTICA 5.0 и Statgraphics Plus for Windows 2.1 [7]. Построение графиков динамики гидрохимических и биологических показателей было выполнено методом сглаживания скользящего среднего по трем точкам [7]. Линии тренда получены как результат построения линейных и полиномиальных регрессионных кривых, при этом степень старшего члена полинома повышали до выявления периодичности изменения анализируемого параметра в зависимости от времени. При определении спектральных характеристик из временных рядов вычитались линейный тренд и среднее значение.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

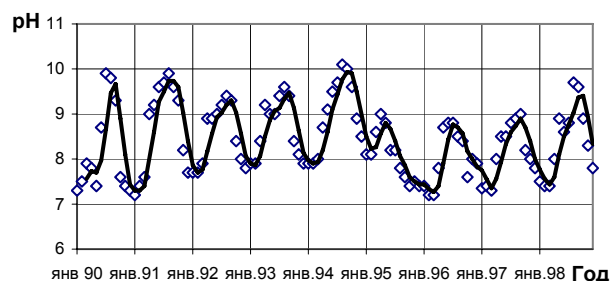
Анализ динамики исследуемых показателей проводили по 35 периодограммам, при этом учитывали линии сглаживания и тренды. Характерные результаты представлены на рис-1-3 и в табл.1. Анализ представленных данных показал, что все исследованные химические, физические и биологические показатели имеют выраженную внутригодовую цикличность (период 12 месяцев). Это связано с тем, что все анализируемые показатели водной среды зависят от времени года и/или участвуют в годовом цикле круговорота органических и неорганических веществ в озере.

Внутригодовые циклы (6 месяцев) обнаружены для O_2 , Mn^{+2} , температуры, прозрачности, зеленых и диатомовых водорослей. Внутригодовая периодичность O_2 вызвана с изменением этого показателя в весенний и осенний периоды года. В свою очередь, концентрации O_2 определяют процессы сорбции и десорбции в донных отложениях Mn^{+2} [4]. Внутри-

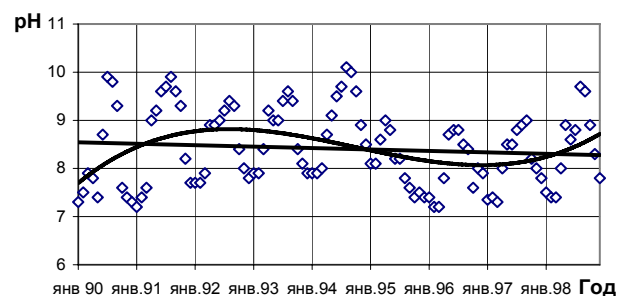
годовые осцилляции гидрохимического состава воды, очевидно, обусловлены сезонными изменениями температурного режима водоема и, в первую очередь, процессами образования и исчезновения ледового покрова. Термический режим определяет и сезонную цикличность динамики планктона. Сезонные изменения биомассы и численности клеток планктона приводят к изменению ряда гидрохимических показателей водной среды, например, pH и соединений азота.

Многолетние осцилляции связаны с одиннадцатилетними циклами солнечной активности, определяющими цикличность климатических изменений и, в конечном итоге, тепловым и водным режимами водоема. Такая цикличность наблюдается у большинства исследованных показателей и изменяется в пределах от 9 до 12 лет. Отдельные параметры водной среды и продуктивность планктона имеют и меньшие по продолжительности циклы с периодом 4 – 6 лет. Эти циклы можно рассматривать как гармоники 11-летнего цикла.

В ходе исследований было установлено, что значения отдельных параметров водной среды, такие как щелочность и жесткость, концентрации кальция и натрия, увеличиваются или уменьшаются в течение рассматриваемого периода, подвергаясь при этом внутригодовой осцилляции. У ряда показателей многолетние осцилляции не выявлены, что может быть обусловлено как отсутствием периодических процессов, так и небольшой величиной исследуемого временного интервала.



а) сглаживание скользящим средним по трем точкам



б) тренд (линейное приближение и приближение полиномом третьего порядка)

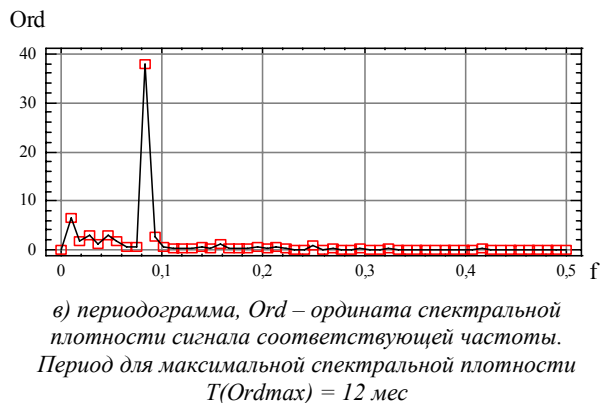


Рис. 1. Изменение pH воды водоема-охладителя в период с января 1990 г. по декабрь 1998 г..

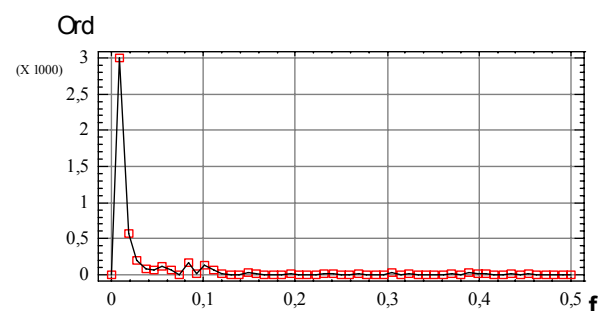
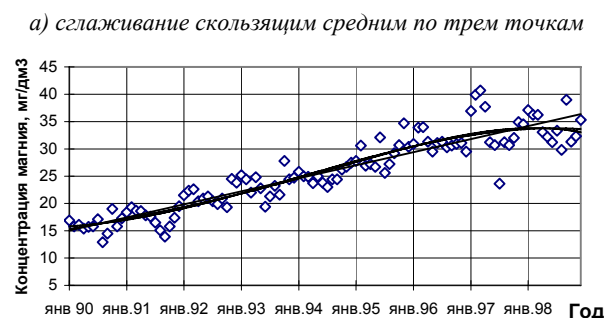
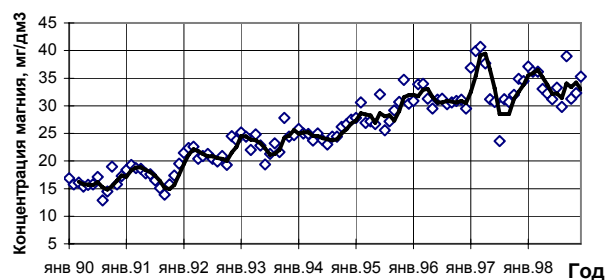


Рис. 2. Изменение концентрации магния в воде водоема-охладителя в период с января 1990 г. по декабрь 1998 г.

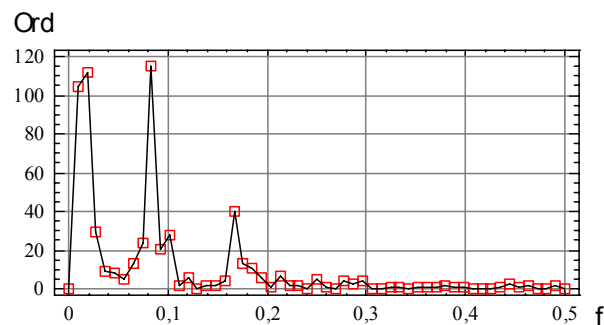
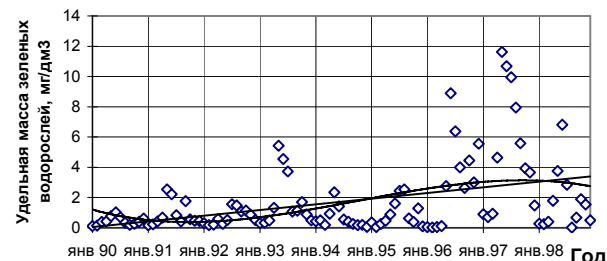
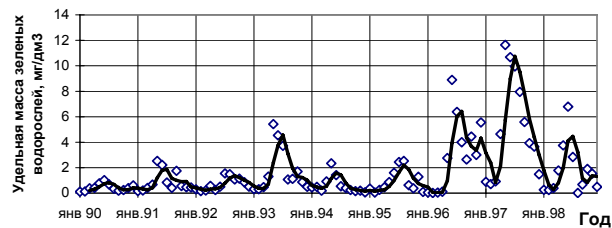


Рис. 3. Изменение концентрации массы зеленых водорослей в воде водоема-охладителя в период с января 1990 г. по декабрь 1998 г.

Таблица 1. Динамика показателей водной среды

Параметр водной среды	Характер изменения в изученный период	Периодичность ежегодного изменения, месяц	Периодичность многолетних изменений, лет	Скорость изменения*	Rл	Rп
1. pH	Внутригодовая и многолетние осцилляции	12	10	-0,0025	0,0093	0,1274
2. Щелочность, ммоль/л	Возрастает	12	НУ	0,0216	0,7269	0,7711
3. Жесткость общая, ммоль/л	Возрастает	12	НУ	0,0135	0,414	0,5007
4. Жесткость карбонатная, ммоль/л	Возрастает	12	НУ	0,0215	0,7255	0,7708
5. Жесткость некарбонатная, ммоль/л	Убывает	12	НУ	-0,008	0,6765	0,7403
6. CO_3^{2-} , мг/л	Внутригодовая и многолетние осцилляции	12	10	0,0003	0,0013	0,0902
7. CO_2 , мг/л	Внутригодовая и многолетние осцилляции	12	10	0,0323	0,0617	0,1709
8. Ca^{+2} , мг/л	Внутригодовая и многолетние осцилляции	12	НУ	-0,0546	0,048	0,1265
9. Mg^{+2} , мг/л	Возрастает	12	НУ	0,1988	0,8462	0,8613
10. Na^{+} , мг/л	Возрастает при наличии внутригодовых и многолетних осцилляций	12	12	0,0103	0,64	0,7256
11. Cl^{-} , мг/л	Возрастает при наличии внутри годовых и многолетних осцилляций	12	12	0,1329	0,5735	0,6647
12. SO_4^{2-} , мг/л	Убывает	12	НУ	-0,1704	0,2918	0,5093
13. Азот аммонийный, мг/л	Внутригодовая и многолетние осцилляции	12	10	0,0003	0,0575	0,1594
14. Азот нитратный, мг/л	Внутригодовая и многолетние осцилляции	12	10	-0,0002	1×10^{-5}	0,0732
15. Азот, мг/л нитритный, мг/л	Внутригодовая и многолетние осцилляции	12	10	0,0052	0,0711	0,1998
16. SiO_2 минер., мг/л	Внутригодовая и многолетние осцилляции	12	9	-0,0088	0,0144	0,1471
17. Кремниевая кислота общ, мг/л	Убывает	НУ	НУ	-0,1042	0,3945	0,4256
18. Fe^{+3} , мг/л	Внутригодовая и многолетние осцилляции	12	9	-0,002	0,2686	0,4465
19. O_2 , мг/л	Внутригодовая и многолетние осцилляции	12; 6	12; 4,5	-0,0244	0,1204	0,1774
20. Mn^{+2} , мг/л	Возрастает при наличии внутригодовых и многолетних осцилляций	12; 6	6	0,001	0,087	0,1562
21. PO_4^{2-} , мг/л	Внутригодовая и многолетние осцилляции	12	10; 6	0,0008	0,0627	0,1158
22. Cu^{+2} , мг/л	Внутригодовая и многолетние осцилляции	12	12; 6	0,0002	0,0409	0,168
23. Окисляемость перманганатная, мг/л	Внутригодовая осцилляция	12	НУ	0,0068	0,0028	0,1303
24. Окисляемость бихроматная, мг/л	Внутригодовая и многолетние осцилляции	12	12	-0,163	0,0521	0,1478
25. Прозрачность, мг/л	Возрастает при наличии внутригодовых и многолетних осцилляций	12; 6	12	0,8676	0,1423	0,2014
26. Температура, °C	Внутригодовая осцилляция	12; 6	НУ	-0,0109	0,0022	0,004
27. Минеральный остаток, мг/л	Возрастает при наличии внутригодовых и многолетних осцилляций	12	12; 6	1,1854	0,5315	0,6451
28. Общий планктон, млн.кл/л	Внутригодовая осцилляция	12	НУ	0,0448	0,0008	0,0695
29. Биомасса, мг/л	Внутригодовая и многолетние осцилляции	12	12	0,0187	0,0064	0,1404
30. Диатомовые, млн.кл/л	Внутригодовая и многолетние осцилляции	12; 6	10	0,025	0,0138	0,0582
31. Удельная масса диатомовых, мг/л	Внутригодовая и многолетние осцилляции	12; 6	12; 4	-0,0027	0,0002	0,1249
32. Синезеленые, млн.кл/л	Внутригодовая осцилляция	12	НУ	-0,0511	0,0012	0,0287

Параметр водной среды	Характер изменения в изученный период	Периодичность ежегодного изменения, месяц	Периодичность многолетних изменений, лет	Скорость изменения*	Rл	Rп
33. Удельная масса синезеленых, мг/л	Внутригодовая осциляция	12	НУ	-0,0132	0,0196	0,0426
34. Зеленые, млн.кл/л	Внутригодовая и многолетние осциляции	12; 6	11	0,0673	0,1174	0,2339
35. Удельная масса зеленых, мг/л	Внутригодовая и многолетние осциляции	12; 6	11	0,0312	0,1706	0,1963

Примечание: *скорость изменения – тангенс наклона прямой линии тренда к оси абсцисс;
Rл – величина достоверности аппроксимации R^2 для линейной зависимости, определенная с помощью программы Excel;
Rп – величина достоверности аппроксимации R^2 для полиномиальной зависимости, определенная с помощью программы Excel;
НУ – не установлено

Табл. 2. Модели множественной регрессии концентрации и удельной массы различных видов фитопланктона водоема, полученные в результате пошагового отбора переменных σ .

Вид фитопланктона	Уравнение множественной регрессии	R^2
Общий планктон (P)	$P=2,03Ca+71,00Na+0,55OB+2,36T-1,10SO_4-12,46N_2-0,43COM$	75,14
Общая биомасса (M)	$M=3,67pH+27,18P+0,27Ca+0,50Cl-8,58CO_3-0,31SO_4+1,06SiO_{2мин}-0,03Pr-0,06COM$	67,73
Диатомовые (D)	$D=1,87pH+0,40Ca+0,61Mg+26,28P+0,83O_2-0,15SO_4-7,96Na-0,02Pr$	35,37
Удельная масса диатомовых (M)	$MD=1,62pH+30,60P-6,08CO_3-1,12SiO_{2мин}H-0,42OP-0,03PP$	38,39
Синезеленые	$SZ=4,37Mg+79,44Na+0,56OB+1,73T-1,26SO_4-9,16N_2-14,28N_3$	74,36
Удельная масса синезеленых (MS)	$MSZ=0,28Mg+4,09Na+0,04OB+0,10T-0,06SO_4-0,78N_2$	73,85
Зеленые (Z)	$Z=3,00pH+0,23Ca+0,67Cl+0,44T-6,32CO_3-1,07CO_2-0,23SO_4-0,02Pr$	73,74
Удельная масса зеленых (MS)	$MZ=0,81pH+0,14Ca+0,15Mg+0,23Cl+0,11T-0,42CO_2-0,07SO_4-0,19O_2-4,34P-0,008PP-0,01COM$	81,70

Примечание: - ОБ – окисляемая бихроматная; - N_2 – азот нитратный; - COM – сухой остаток минеральный; - Пр – прозрачность; - N_3 – азот нитритный; - Pr – прозрачность; - $SiO_{2мин}$ – кремниевая кислота минеральная; T – температура воды.
Единицы измерения соответствуют таблице 1.

В табл. 2 представлены результаты построения моделей множественной регрессии концентрации и удельной массы различных видов фитопланктона водоема и различных параметров сырой воды. Расчеты выполнялись с помощью статистического пакета Statgraphics Plus. Анализ проводили методом пошагового отбора переменных, отбрасывая статистически незначимые зависимости [7].

Указанная процедура позволила выявить из более чем тридцати показателей водной среды, от шести до одиннадцати значащих факторов, в наибольшей степени связанных с продуктивностью отдельных групп фитопланктона водоема-охладителя. Статистическая значимость моделей (кроме моделей для диатомовых водорослей) достаточно высокая (>65%), см. рис. 4 - 8.

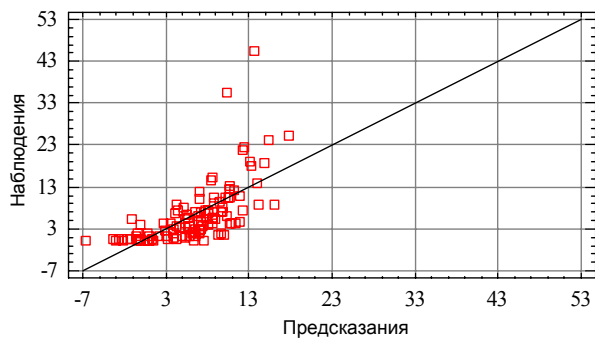


Рис. 4. График модели общей концентрации планктона в соответствии с табл.2, млн.кл./л

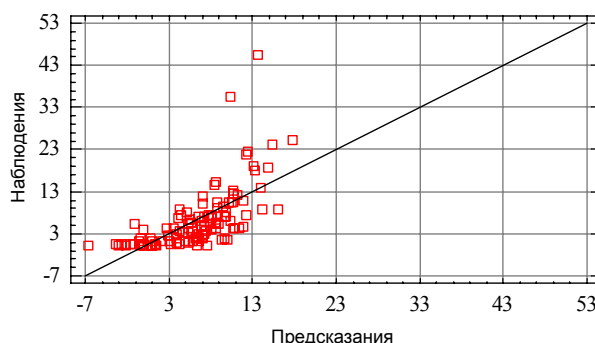
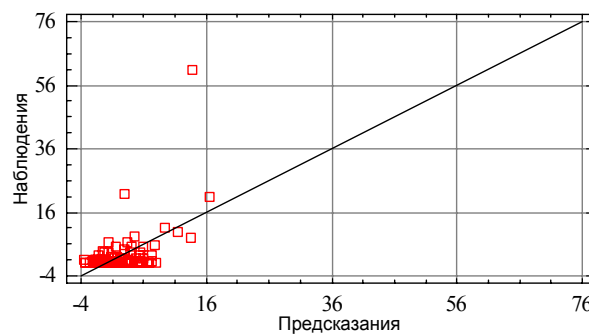
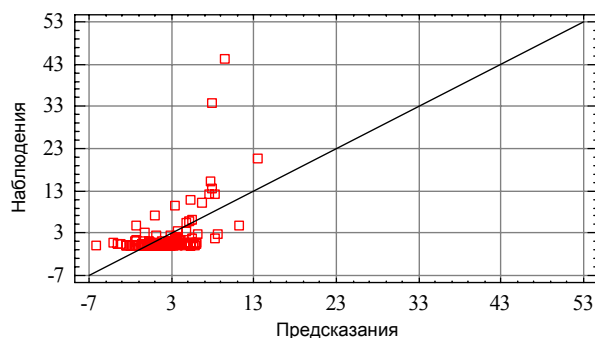


Рис. 5. График модели биомассы в соответствии с табл.2, мг/л

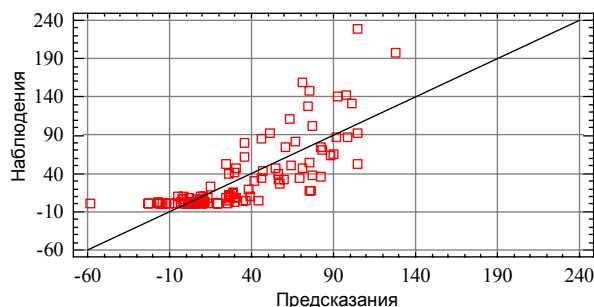


а) концентрация клеток, млн.кл./л

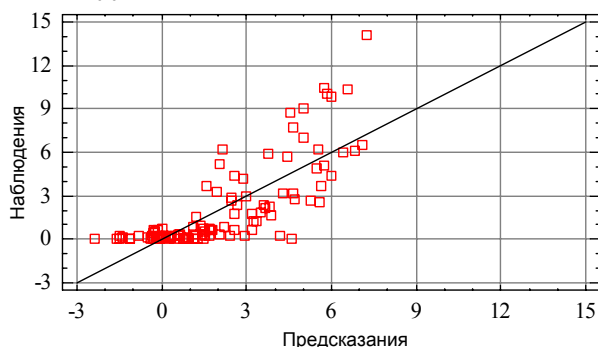


б) биомасса, мг/л

Рис. 6. Графики моделей диатомовых водорослей в соответствии с табл.2

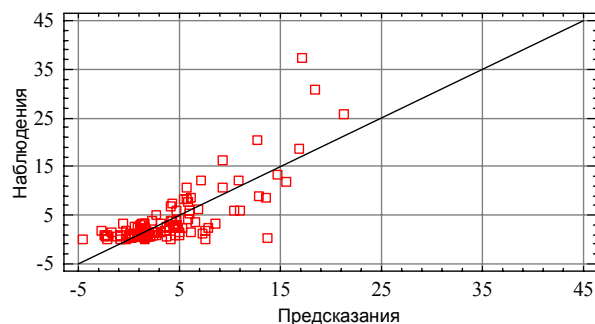


а) концентрация клеток, млн.кл./л

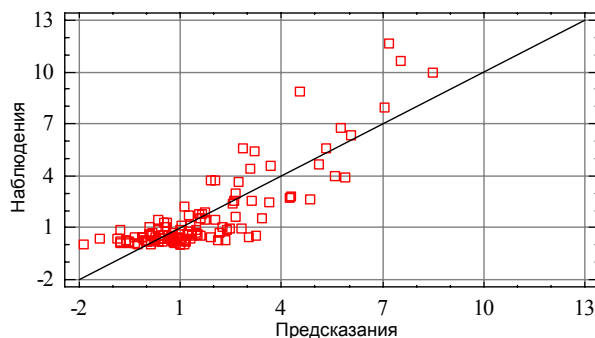


б) удельная масса, мг/л

Рис. 7. Графики моделей синезеленых водорослей в соответствии с табл.2



а) концентрация клеток, млн.кл./л



б) биомасса, мг/л

Рис. 8. Графики моделей зеленых водорослей в соответствии с табл.2

В дальнейшем, выделенные с помощью регрессионного анализа факторы, в наибольшей степени связанные с биопродуктивностью водоема, исследовали методами анализа временных рядов с помощью пакета STATISTICA, позволяющими учесть взаимное влияние факторов. В результате проведения этой процедуры был еще больше ограничен круг факторов, связанных с биопродуктивностью водоема. В таблице 3 приведены спектральные характеристики исследуемых параметров. Фаза определена по отношению к синусоидальному сигналу с периодом в 1 год и начальной точкой, соответствующей январю 1990 года.

Табл. 3. Статистические характеристики экспериментальных временных рядов.
(Единицы измерения показателей соответствуют таблице 1)

Параметр	Среднее значение, S	Средне-квадратичное отклонение, σ	Отношение средне квадратичного отклонения к среднему значению, σ/s	Амплитуда периодического сигнала с T=1 год, A	Фаза периодического сигнала с T=1 год, Φ , рад	Отношение среднеквадратичных отклонений (годовая периодическая составляющая / весь сигнал) $A/\sqrt{2\sigma}$
pH	8,4	0,8	0,1	0,84	1,98	0,742
CO ₃	0,26	0,3	1,12	0,27	2	0,64
CO ₂	3,7	4,07	1,10	3,19	-1,3	0,554
Ca	37,9	7,8	0,2	5,5	-0,59	0,50
Mg	25,7	6,8	0,3	2,08	-0,92	0,216
Na	3,75	0,4	0,11	0,16	-1,48	0,28
Хлорид-ион	86,8	5,5	0,1	2,31	-1,38	0,297
Сульфат-ион	147,5	9,9	0,1	6,4	-1,02	0,45
Азот аммонийный	0,66	0,62	0,94	0,207	-1,73	0,236
Азот нитратный	1,04	0,93	0,89	0,88	-0,47	0,669

ДИНАМИКА ФИТОПЛАНКТОНА В ВОДОЕМЕ – ОХЛАДИТЕЛЕ ПО "МАЯК" о. КЫЗЫЛ – ТАШ

Параметр	Среднее значение, S	Средне-квадратичное отклонение, σ	Отношение средне квадратичного отклонения к среднему значению, σ/s	Амплитуда периодического сигнала с T=1 год, A	Фаза периодического сигнала с T=1 год, Φ , рад	Отношение среднеквадратичных отклонений (годовая периодическая составляющая / весь сигнал) $A/\sqrt{2}\sigma$
Азот нитритный	0,044	0,042	0,955	0,0019	-0,92	0,032
SiO ₂ минер.	4,13	2,3	0,56	1,56	-1,69	0,48
2O ₂	8,85	2,2	0,25	1,15	-1,47	0,37
Mn,	0,21	0,11	0,52	0,057	2,88	0,366
Фосфат-ион	0,095	0,098	1,032	0,066	-0,766	0,476
Окисляемость перманганатная	14,1	4,1	0,3	3,77	2,55	0,65
Окисляемость бихроматная	63,3	22,4	0,4	21,1	2,68	0,66
Прозрачность	65,8	72,0	1,1	52,3	-1	0,62
Температура	9,45	7,22	0,76	9,5	1,8	0,93
Минеральный остаток	402	51	0,1	29,7	-0,85	0,41
Общий планктон	40	49,5	1,2	43,9	2,19	0,62
Биомасса	6,52	7,36	1,13	4,4	1,39	0,423
Диатомовые	2,2	6,7	3,0	2,9	0,26	0,31
Удельная масса диатомовых	2,54	6,24	2,46	2,98	0,26	0,338
Синезеленые	33,6	46,4	1,4	42	2,31	0,64
Удельная масса синезеленых	2,12	2,96	1,40	2,84	2,43	0,678
Зеленые	4,2	6,2	1,5	3,76	1,52	0,42
Удельная масса зеленых	1,71	2,36	1,38	1,45	1,62	0,434

По соотношению среднеквадратичного отклонения и среднего значения (σ/s) и среднеквадратичного отклонения годовой периодической составляющей и всего сигнала ($A/\sqrt{2}\sigma$) мы оценили насколько большой вклад в изменение отдельных параметров

вносят внутригодовые и многолетние осцилляции (см. Табл. 4).

В таблице 5 представлены результаты взаимного спектрального анализа параметров воды и продуктивности планктона в водоеме.

Табл. 4. Анализ переменных и постоянных составляющих рядов изменений исследуемых параметров сырой воды

Соотношение переменных и постоянных составляющих	Параметр	Характеристики изменения параметра
$\sigma/s < 0,2-0,3$; $A/\sigma \sqrt{2} < 0,2-0,3$	Cl ⁻ , Na ⁺ , Mg ²⁺	Переменная часть параметра существенно меньше, чем его постоянная составляющая и/или параметров низкочастотного тренда. Сезонные колебания не являются определяющими при изменении исследуемого параметра во времени (параметр имеет сложный спектр)
$\sigma/s < 0,2-0,3$; $A/\sigma \sqrt{2} > 0,5$	pH, Перманг. окисл., Бихромат. окисл.	Переменная часть параметра существенно меньше, чем его постоянная составляющая и/или параметров низкочастотного тренда. Сезонные колебания в основном определяют изменения параметра во времени.
$\sigma/s > 0,5$; $A/\sigma \sqrt{2} > 0,5$	CO ₃ , CO ₂ , Азот нитратн. Т, Общий планктон, Синезеленые, Удельная масса синезеленых	Постоянная составляющая параметра существенно больше или сопоставима с его переменной частью. Сезонные колебания в основном определяют изменение параметра во времени.
$\sigma/s > 0,5$; $A/\sigma \sqrt{2} < 0,2-0,3$	Азот аммонийный, Mn ²⁺	Постоянная составляющая параметра существенно больше или сопоставима с переменной его частью. Сезонные колебания не являются определяющими при изменении исследуемого параметра во времени (параметр имеет сложный спектр).

Примечание: Единицы измерения показателей соответствуют таблице 1.

Табл. 5. Результаты определения характеристик взаимного спектрального анализа для периодической составляющей показателей водоема с периодом 1 год. (Единицы измерения показателей соответствуют таблице 1.)

Параметр	Диатомовые, млн.кл./л		Синезеленые, млн.кл./л		Зеленые, млн.кл./л		Общая биомасса, мг/л	
	Квадрат Когерентности, Гху	Фазовый сдвиг ф, рад	Квадрат Когерентности, Гху	Фазовый сдвиг ф, рад	Квадрат Когерентности, Гху	Фазовый сдвиг ф, рад	Квадрат Когерентности, Гху	Фазовый сдвиг ф, рад
pH	0,81	-1,8	0,96	0,48	0,69	-0,4	0,72	-0,63
CO ₃	0,82	-1,81	0,93	0,47	0,67	-0,42	0,71	-0,65
CO ₂	0,77	1,46	0,81	-2,59	0,86	2,87	0,78	2,58
Ca	0,62	0,87	0,85	3	0,77	2,24	0,79	2,02
Mg	0,76	1,13	0,86	2,98	0,89	2,56	0,86	2,26
Na	0,77	1,83	0,84	2,36	0,87	3,11	0,91	2,87
Хлорид-ион	0,67	1,68	0,83	-2,47	0,77	3	0,79	2,78
Сульфат-ион	0,71	1,32	0,89	-2,82	0,77	2,64	0,81	2,44
Азот аммонийн.	0,48	1,83	0,43	-2,27	0,76	-3,04	0,57	2,89
Азот нитратный	0,74	0,74	0,84	2,9	0,86	2,08	0,83	1,84
Азот нитритный	0,08	0,47	0,13	2,6	0,15	2,94	0,12	2,08
SiO ₂ минер.	0,79	2,02	0,91	-2,1	0,66	-2,97	0,79	3,12
O ₂	0,67	1,95	0,72	-2,34	0,64	3,05	0,82	2,97
Mn	0,64	-2,73	0,95	-0,48	0,56	-1,14	0,67	-1,43
Фосфат-ион	0,78	1,03	0,75	-3,13	0,96	2,37	0,89	2,07
Окисл.перманг	0,53	-2,45	0,88	-0,15	0,49	-0,89	0,54	-1,1
Окисл. бихром.	0,7	-2,5	0,96	-0,23	0,58	-1,07	0,66	-1,26
Прозрачн	0,53	1,29	0,62	-2,98	0,88	2,68	0,8	2,36
T	0,79	-1,56	0,93	0,63	0,8	-0,19	0,83	-0,43
Неорг. остаток	0,7	1,01	0,85	-3,02	0,86	2,47	0,83	2,23

Представленные в таблице 5 результаты можно интерпретировать следующим образом. Большие значения когерентности ($0,6 < Гху^2 < 1$) характерны для всех исследованных пар показателей качества воды по отношению к параметрам биопродуктивности. Исключение составляет нитритный азот, для которого отсутствует явно выраженная спектральная зависимость с биологическими показателями. Поэтому можно утверждать, что установлена высокая энергетическая связанность между первичной продуктивностью планктона и параметрами водной среды.

По данным таблицы 5 также можно заключить, что все рассматриваемые пары временных рядов имеют временные сдвиги между собой, изменяющиеся от 0,5 месяца (Т/зеленые водоросли, CO₃/синезеленые водоросли и т.д.) до 5-6 месяцев (Mg/синезеленые водоросли, Азот нитратный/синезеленые водоросли и др.). Фазовые сдвиги, близкие к полугодовому периоду, характерны для связей типа "фитопланктон – питательные вещества". При этом увеличение численности групп фитопланктона соответствует относительному снижению соответствующего химического показателя – например, массовое развитие синезеленых водорослей приводит к значимому снижению содержания нитратов в воде в результате их потребления водорослями. В то же время небольшие (0-1 месяц) фазовые сдвиги типичны для пар параметров, связанных отношениями "не лимитированный источник – фитопланктон". Характерным примером является связь между температурой воды (однозначно связанной с временем года и продолжительностью светового дня) и численностью зеленых водорослей.

Проведенный статистический анализ может служить основой для исследования основных тенденций динамики фитопланктона в оз.Кызыл-Таш в период 1990-98 гг. В течение этого периода дважды отмечались пики массового размножения синезеленых водорослей – летом 1997 и 1998 года, когда численность этой группы фитопланктона достигала 100-300 млн.кл./л. В этот период в водоеме наблюдались летние локальные заморы рыбы. Эти годы характеризовались относительно высокими летними температурами при сохранении остальных неблагоприятных факторов, рассмотренных выше. Таким образом, можно утверждать, что биоадаптация водоема к воздействию неблагоприятных техногенных факторов находится на пределе экологически допустимой.

В настоящее время нельзя однозначно говорить о том, что оз.Кызыл-Таш исчерпало возможности к самоочищению. В многолетнем цикле данные факты имеют случайный характер, обусловленный предельным сочетанием действующих факторов. Вспышка биопродуктивности обусловлена многолетней цикличностью развития процессов гиперцветения [4] и не имеет тенденции к постоянному росту. Преобладание сезонных колебаний в изменениях концентраций биогенных компонент воды свидетельствует о том, что водоем пока находится в относительно устойчивом состоянии. Вопрос о предельно допустимых сбросах загрязняющих веществ в оз.Кызыл-Таш требует дополнительного изучения, хотя можно утверждать, что уровни техногенного воздействия на водоем близки к критическим.

ЛИТЕРАТУРА

1. Характеристика оз.Кызыл-Таш и особенности его эксплуатации за период с 1949 по 1984 гг. (реферативный обзор): Отчет / архивы ПО "Маяк" – И.Я.Скрипак, Г.Е.Воробьева – Озерск. - 1985.
2. Изучение причин образования отложений в теплообменниках аппаратов, разработка и опытно-промышленная проверка способов их отмывки: Отчет / архивы ПО "Маяк" – Ш.Б.Верхоглазов, М.В.Проничев, И.В.Фатеев и др. - г.Озерск. - 1994.
3. Хендерсон-Селлерс Б. Инженерная лимнология. - Л.: Гидрометеиздат. - 1987.
4. Йоргансен С. И. Управление озерными системами. - М.: Агропромиздат. - 1985.
5. СТП 910-9132-96. Сборник СТП. Вода промышленная. Методики химического анализа. - ПО "Маяк" - г. Озерск - 1997.
6. ИП-07Т. Инструкция производственная. Гидробиологический анализ промышленных, сточных и поверхностных вод. Контроль за биообрастанием технологического оборудования. ПО "Маяк" -г. Озерск - 1995.
7. Дюк В. Обработка данных на ПК в примерах - С-Пб: ПИТЕР. - 1997.

"МАЯК" ӨБ ҚЫЗЫЛ-ТАШ САЛҚЫНДЫРҒЫШ СУ ҚИІМАСЫНДАҒЫ ФИТОПЛАНКТОННЫҢ ДИНАМИКАСЫ

Смагин А.И., Стукалов П.М., Никитина Л.В., Литовкина Е.В.

"Маяк" ӨБ, Озерск қаласы, Челябин облысы, Ресей

1990-1998 жылдары уран-графиті реакторларға тоқтау салынып, күкірт қышқылымен салқындатылатын суды қышқылдандыруды тоқтатқан кездегі Маяк өнер - кәсіп бірлестігінің су қиімасындағы /Қызыл-таш өзені/ гидрохимиялық жүйе-тәртіптің фитопланктонға әсерін зерттеу нәтижелері берілген. Фитопланктонның өнімділігіне әсер ететін негізгі гидрохимиялық көрсеткіштер анықталған. 1996 және 1997 жылдары байқалған фитопланктонның қаулап өніп-өсуі өсімдіктерге қажет химиялық элементтер мен температура жағдайының қолайлы сәйкес келуіне байланысты.

THE PHITOPLANKTON DYNAMIC FOR THE COOLING RESERVOIR AT PA "MAYAK" (LAKE KIZIL-TASH)

A.I. Smagin, P.M. Stukalov, L.V. Nikitina, E.V. Litovkina

Ozyorsk, Chelyabinskaya oblast', PA "Mayak"

It is presented the results of hydrochemical regime dynamics influence on plankton biomass for the cooling reservoir at PA "Mayak" (lake Kizil-Tash) during 1990-1998 after uranium – graphite reactor stopping and termination of acid infusion into cooling water. In paper it is defined the basic hydrochemical parameters influencing on phitoplankton re-production with the greatest degree. It is stated that the sharp increase of reservoir bioreproduction being observed in 1996, 1997 is the result of the cycle phenomena in such processes, being connected with coincidence of the long-lived-changes of temperature and chemical elements concentration defining the reservoir bioreproduction.

УДК 576.312: 591.152: 595.771

НОВЫЙ ВИД КОМАРА - ЗВОНЦА *CHIRONOMUS DEGELENUS* 1 SP. N. (DIPTERA, CHIRONOMIDAE)

¹Сейсебаев А.Т., ¹Бахтин М.М., ²Сириин М.Т.¹Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК²Институт цитологии и генетики СО РАН, Россия, г. Новосибирск

Впервые описана морфология личинки, куколки, имаго и кариотип *Chironomus degelenus* 1 sp. n. из водоема Д-3-3 горного массива Дегелен. Личинка изученного вида имеет видоспецифические особенности строения и окраски головной капсулы, вентроментальных пластинок, крючков мандибулы. Для самца комара характерно наличие сетчатой структуры в IX тергите. Кариотип *C. degelenus* 1 sp. n. имеет сочетание хромосомных плеч АВ, CD, EF и G, типичное для рода *Chironomus*. От известных видов рода *Chironomus* *C. degelenus* 1 sp. n. четко отличается по рисунку дисков политенных хромосом, числу инверсионных последовательностей и наличием крупного гетерохроматизированного участка в плече G. Высказано мнение, что возникновение нового вида *Chironomus degelenus* 1 sp. n. связано с длительными генетическими процессами адаптации хирономид к условиям повышенного фона радиации.

ВВЕДЕНИЕ

В системе низших таксономических единиц, реально существующих в природе, центральное место занимает вид. Биологические виды - это группы особей с общими морфо-физиологическими, биохимическими и генетическими признаками, способные к взаимному скрещиванию, дающие в ряду поколений плодотворное потомство, закономерно распространенные в пределах определенного ареала и сходно изменяющиеся под влиянием факторов среды [1,2].

Для большинства наиболее широко распространенных и массовых видов хирономид, особенно в роде *Chironomus*, достоверная видовая идентификация личинок по их морфологии крайне трудна, а часто невозможна. Наиболее точным и надежным методом идентификации видов хирономид является кариологический метод анализа политенных хромосом слюнных желез [3,4,5,6].

Род *Chironomus* Meigen является единственным родом в семействе *Chironomidae*, в котором изучены кариотипы более 135 известных видов. Для данного рода характерно в основном $2n=8$, хотя в последние годы описаны виды с $2n=6$. Кариотипы всех видов рода *Chironomus* составлены из гомологических хромосомных плеч, обозначаемых символами A,B,C,D,E,F,G, которые в разных сочетаниях образуют четыре хромосомы кариотипа каждого вида. Используя сочетание плеч, как таксономический признак, удалось объединить все известные виды рода в семь комплексов: *thummi* (AB, CD, EF, G), *pseudothummi* (AE, CD, BF, G), *parathummi* (AC, ED, BF, G), *calligraphus* (AG, CD, BF, E), *maturus* (AF, CD, EB, G), *carus* (AC, BE, DF, G) и *lacunarius* (AD, CB, G, AF) [7,8,9]. Благодаря широкому применению кариологических исследований в изучении рода *Chironomus*, в последние годы был найден новый, ранее не известный для хирономид принцип их эволюций - образование внутри цитокомплексов больших групп близкородственных видов - двойников [10].

В настоящей работе приводится первое описание морфологии личинки, куколки, имаго и кариотип нового вида хирономид, названного нами *Chironomus degelenus* 1 sp. n.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

Личинки хирономид были собраны в июле 1999 г. и в мае-октябре 2000 г. в водоеме Д-3-3 горного массива Дегелен. Площадка Дегелен расположена на юго-западной части территории СИП и занимает площадь 300 км². На данной площадке в 1961-1989 г.г. проведено 209 ядерных испытаний в горизонтальных штольнях. Водоем Д-3-3 небольшого размера и образован в результате сбора воды, истекающих из скважин №385. Дно водоема илистое. Мощность экспозиционной дозы гамма-излучений в точках сбора личинок хирономид равнялось в пределах 15-22 мкР/ч. Удельная активность радионуклидов цезия-137 и стронция-90 в донных отложениях водоема составляла соответственно 170,0±21,0 Бк/кг и 11500,0±200,0 Бк/кг. Температура воды в момент сбора личинок равнялась в пределах 13⁰С - 18⁰С, pH воды 6,5. В водоеме кроме личинок хирономид встречались личинки бокоплав, водомерок и гладышей.

Для определения морфологических признаков всех стадий развития проводили лабораторное выведение имаго из личинок. Всего было исследовано особей: 136 личинок, 14 куколок и 9 самцов. Для морфологического анализа использованы личинки, предварительно диагностированные по кариотипу. Возраст личинок определяли по степени развития имагинальных дисков ног и крыльев [11]. При морфологическом описании использованы общеизвестные определители и материалы по систематике хирономид [12,13,14,15,16]. Кариологический анализ был проведен у 86 личинок. Давленные препараты политенных хромосом слюнных желез личинок хирономид изготавливались по стандартной ацетоорсеиновой методике [17].

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Личинка *Chironomus degelenus* 1 sp.n. длиной 14-18 мм, красного цвета. Головная капсула желтая, затылочный склерит затемнен. Наименьшая длина головы (расстояние от затылочного склерита до вершины срединного зубца ментума) - 347-366 мкм, ширина 208-236 мкм. Индекс головы (отношение наименьшей длины головы к расстоянию между гулярными щетинками) - 1,55 - 1,83. На VII сегменте имеются латеральные отростки, на VIII - две пары сильно закрученных вентральных отростков, которые превышают по своей длине подталкивателей. Длина антенны 192-224 мкм, сенсилла антенны не достигает пятого членика, длина сенсиллы 72-81 мкм, индекс антенны (AR) - 1,69 - 1,93. Вентроментальные пластинки с 51-62 радиальными бороздками. На переднем крае расположены редко сидящие зубчики. Морщинистая структура на наружной поверхности отсутствует (Рис 1, а).



Рис. 1. Детали строения личинки *Chironomus degelenus* 1 sp. n: а-общий вид головы, снизу; б- ментум; в- общий вид мандибулы; г- антенна; д- верхняя губа (лабрум -1, эпифаринкс -2, премандибула -3).

Щупик максиллы несет 3 двучлениковые, 4 однчлениковые хетоиды и 1 сенсиллу. Гребень эпифаринкса состоит из одного ряда хорошо выраженных 18-19 зубцов с округлыми краями; крайние зубцы обычно меньше. Ментум темно-коричневый, с острыми зубцами. Боковые зубцы уменьшаются к краю, четвертый боковой зубец меньше пятого. По классификации зубцов ментума [16], боковые зубцы можно отнести к I типу (4-й боковой зубец занимает по размерам промежуточное положение между 3-м и 5-м). Ширина срединного зубца ментума 41,6 - 43,7 мкм, а соседних 1-го, 2-го зубца 79,1 - 85,9 мкм и 104,1 - 105,9 мкм соответственно (Рис 1, б). Расположение щетинок в лабруме такое же, как у других представителей рода *Chironomus*.

Первые три зубца мандибулы черные или коричневые, четвертый коричнево - желтый. Щетинка под зубцами мандибулы листовидная, достигает четвертого зубца. Внутренний угол мандибулы с тремя шипами (Рис 1, в). Премандибула двулопастная; наружная лопасть узкая, с заостренным концом, внутренняя длиннее, широкая у основания (Рис 1, д).

Куколка. Длина экзувий 8-9 мкм. Ширина анального плавника 659 мкм, длина 793 мкм, с четырьмя шипами, которые с краю увеличиваются к середине (рис.2, а). На II-VIII сегментах имеются соответственно 3-3-4-4-4-5-5-LS щетинок. Длина шехла крылов 2418 мкм, шехла антенны 2569 мкм. На заднем крае II тергита 111 щетинок. Число филаментов на анальном плавнике с одной стороны 95. Длина фронтальной щетинки (на фронтальном бугорке) 736 мкм.

Имаго. Имаго относительно светлый, длина тела 6,9 мм. Грудь темнее головы. Антенны коричневые. AR=2,4. Акростихальных (acrostichals) щетинок -4, дорсоцентральных (dorsocentrals) -33, преальярных -1, скутелярных -043. Ноги желтоватые, длина бедра (femur) -1605 мкм; голенья (fibia) -1681 мкм, ta_1 - 1229 мкм, ta_2 - 727 мкм, ta_3 - 501 мкм, ta_4 - 301 мкм, ta_5 -225 мкм.

$$RR_{ta1}=0,73; pK_{fe}=0,95; ta_{2,3}R=1,45$$

Крыло светлое, желтоватое, длина крыла -3537 мкм, длина жилки R_{4+5} -1831 мкм. Число щетинок R жилки 34. Анально - мезиальных щетинок -7. На вершине гоностили 7 щетинок; длина щетинок -1875 мкм. длина гоностили 247 мкм, коксита 123 мкм MR= 0,5. На IX тергите имеется 7 анально-медиальных щетинок; с боку расположена характерная этому виду сетчатая структура (рис.2, в). Гоностиль обычной формы, чуть изогнутая по внутреннему краю.

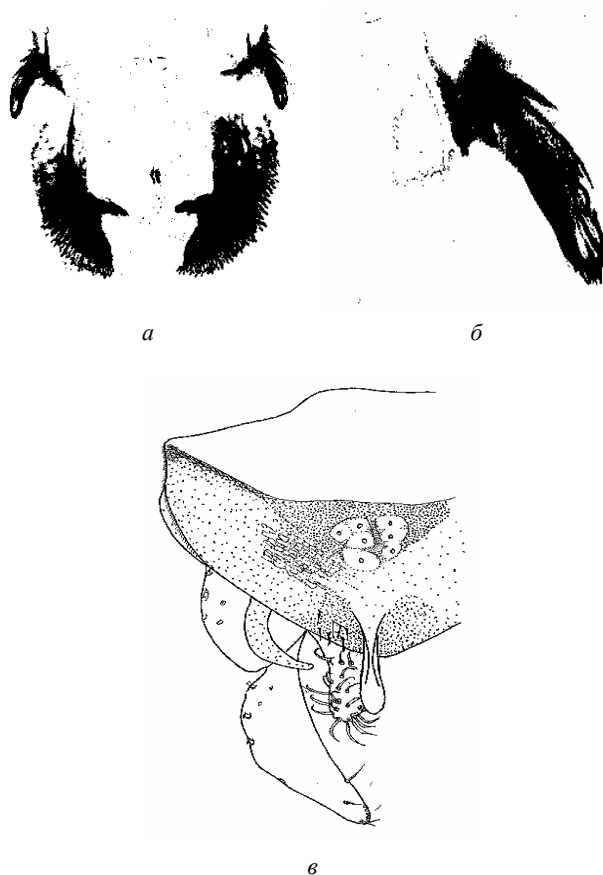


Рис. 2. Отдельные детали строения куколки и самца *Chironomus degelenus* 1 sp. n.: а - экзвий куколки; б - задние нижние углы VIII сегмента куколки; в - гениталий самца с сетчатой структурой.

Морфологическое исследование личинок *Chironomus degelenus* 1 sp. n. свидетельствует о наличии у данного вида специфических особенностей, отличающих его от других видов рода *Chironomus*. Установленные морфологические отличия в окраске и строении головной капсулы и вентроментальных пластинок, а также в строении ментума и мандибулы позволяют надежно идентифицировать новый вид по личинке.

Кариотип *Chironomus* sp. Диплоидное число хромосом $2n=8$. Сочетание плеч АВ, CD, EF, G соответствует комплексу thummi. Хромосомы: I(AB) - метацентрическая, II(CD) и III (EF) - субметацентрические и IV (G) - телоцентрическая. Центромеры гетерохроматизированы, ядрышек два: по одному в плечах В и G (Рис.3).

Хромосома I(AB). Плечо А картировано по стандарту *C. piger*, имеет одну последовательность дисков: deg A1 1-2a-c 14-10 2d-h-3 9-4 15-19. Плечо В - мономорфно, имеет довольно крупное ядрышко. Рисунок дисков не определен.

Хромосома II(CD). Плечо С картировано по стандарту *C. piger*, имеет одну последовательность дисков:

deg C1 1-4a-f 11c-8 15a-e 6b-4g 14-11h-d 6g-h 17a 16h-a 7d-a 6f-c 17b-c 18-22

Данная последовательность видоспецифична. Плечо D мономорфно, имеет одну уникальную последовательность дисков, не сходную с каким-либо другим видом рода *Chironomus*:

deg D1 1-3 5a-c-4 10-8c-d 14b-c-11 5d-e-8 6a 17a-d-14d-n 18-24

Хромосома III (EF). Плечо Е-картировано по стандарту *C. piger*; отличается двумя простыми инверсиями от последовательности E1 *C. piger*;

deg E1 1-3a-d 10a-6-4 10f-g-3f-e 11-13

Плечо F мономорфно, не картировано.

Хромосома IV (G). Плечо (G) имеет характерную для *Chironomus degelenus* 1 sp. n. структуру, хотя она и варьирует по степени развития кольца Бальбиани и степени конъюгаций гомологов у разных личинок. Особенность структуры плеча G у данного вида - наличие двух колец Бальбиани под ядрышком и довольно крупный гетерохроматизированный диск на кончике плеча G.

В целом *Chironomus degelenus* 1 sp. n. четко идентифицируется также по кариотипу, благодаря наличию только семи последовательностей дисков и крупного ядрышка в хромосомном плече В, а также по характерному рисунку дисков отдельных плеч.

Кариотип *Chironomus degelenus* 1 sp. n. оказался мономорфным. В отличие от других известных видов этого рода *C. plumosus*, *C. balatonicus* и *C. entis*, которые имеют соответственно 21, 40 и 25 последовательности дисков хромосом, новый вид *Chironomus degelenus* 1 sp. n. имеет всего лишь семь последовательностей дисков.

Показано, что виды хирономид с ограниченными ареалами и узкоспециализированные к определенным условиям обитания, характеризуются низким уровнем хромосомного полиморфизма, тогда как широко распространенные виды выделяются значительным полиморфизмом по гетерозиготным инверсиям и сверхчисленным В-хромосомам [18,19,20]. Мономорфность кариотипа и тесная конъюгация гомологичных хромосом в наборе *Chironomus degelenus* 1 sp. n. свидетельствуют о том, что данный вид является узкоспециализированным, адаптированным к условиям радиоактивно-загрязненного водоема Д-3-3 горного массива Дегелен.

На территории СИП в местах проведения ядерных испытаний, радиоактивность действует на природные популяции хирономид как новый радиобиоэкологический фактор. В условиях длительного воздействия различных доз радиации и жесткого отбора, мобилизуется весь адаптивный потенциал, присущий конкретным видам, вступают в силу механизмы генетической адаптации, связанные с повышением полиморфизма хромосом, появлением новых последовательностей инверсионных дисков [21] и изменением количественного содержания гетерохроматина в геноме [22], а также механизмы связанные с возникновением качественно новых радиоустойчивых генотипов, с новыми формами коадаптации генов [23].


 Рис. 3. Кариоморфы *Chironomus* sp. n.

A, B, C, D, E, F и G хромосомные плечи; N - ядрышко; BR - кольца Бальбиани; ↓ - центромеры

Важной особенностью *Chironomus degelenus* 1 sp. n. является наличие крупного гетерохроматизированного диска в плече G. Общеизвестно, что кариотипическая эволюция многих видов рода *Chironomus* строится на структурных внутривхромосомных перестройках. Но, кроме накоплений гомозиготных инверсий без радикальной перестройки хромосомного набора в процессе эволюции, у хирономид происходило и изменение количества гетерохроматина в геномах ряда видов. Показано, что гетерохроматин является наиболее лабильной частью генома, обогащение или обеднение хромосом гетерохроматином не безразлично для вида и имеет при-

способительное значение [22]. Также выявлено, что между уровнем гетерозиготности близких видов *Chironomus* и количественным содержанием в геноме гетерохроматина прослеживается четкая зависимость - чем выше содержание гетерохроматина в геноме, тем ниже гетерозиготность по инверсиям [24], вплоть до полного отсутствия их в кариофонде вида [25]. По всей вероятности, возникновение нового вида *Chironomus degelenus* 1 sp. n. связано с длительными генетическими процессами адаптации хирономид к условиям повышенного фона радиации. Дальнейшее изучение данного вида будет продолжено.

ЛИТЕРАТУРА

1. Майр Э. Популяции, виды и эволюция. - М.: Издательство "МИР". -1974. -460с.
2. Реймерс Н.Ф. Популярный биологический словарь. - М.: Наука. -1991. -544с.
3. Keyl H.G., Keyl I. Die cytologische Diagnostik der Chironomiden. I. Bestimmungstabelle für die Gattung Chironomus auf Grund der Speziescharakteren. -Chromosomen //Arch. Hydrobiol., -1959. -Bd 56. -S.43-57.
4. Beermann W. Cytologische Analyse eines Camptochironomus - Artbastards. I. Kreuzungsergebnisse und die Evolution des Karyotypes // Chromosoma. -1955. -Bd. 7. -S.198-259.
5. Acton A.B. Incipient taxonomic divergence in Chironomus (Diptera) //Evolution. -1962. V.16. - N 3-4. -P.330-337.
6. Кикнадзе И.И. Функционирование хромосом //Руководство по цитологии. - М.,Л.: Наука. -1965. -Т.2. -С.329-346.
7. Keyl H.-G. Chromosomenbau und Evolution in der Gattung Chironomus //Zool. Anz. Suppl. -1960a. -V. 24. -P.280-283.
8. Martin J. Chromosoma as tools in taxonomy and phylogeny of Chironomidae (Diptera) // Ent. Scand. Suppl. -1979. V 10, -P. 67-74
9. Wullker W., Butler U.G. Karyosystematics und morphology of northern Chironomus (Diptera, Chironomidae): Freshwater species with larvae of the salivarius - type //Ent. Scand.-1983. -V.14. -P.121-136.
10. Кикнадзе И. И., Блинов А. Г., Колесников Н. Н. Молекулярно-цитологическая организация генома хирономид// Структурно-функциональная организация генома. - Новосибирск: Наука, Сибирское отделение. - 1989. -С.4-58.
11. Кикнадзе И.И., Колесников Н.К., Лопатин О.Е. Хирономус *Chironomus thummi* kieff (лабораторная культура) //Объекты биологии развития. - М.: Наука. -1975. -С.95-127.
12. Черновский А.А. Определитель личинок комаров сем. Tendipedidae (Chironomidae). Сер. "Определители фауны СССР". - 1949. - Л. С.1-185.

13. Goetghebuer M., Tendipedidae (Chironomidae). Subfamilie Tendipedinae (Chironominae) //Die Fliegen der palaearktischen Region. Subfamilie Tendipedinae (Chironominae), -1937, 107, 13. -S.1-138.
14. Линевич А.А., Ербаева Э.А. К систематике рода Chironomus Meig. из водоемов Прибайкалья и Западного Забайкалья. // Изв. Биол. геогр. НИИ при Иркутс. ун-те. -1971. 25. -С.127-190.
15. Saether O.A. Glossary of Chironomid morphology terminology (Diptera, Chironomidae) //Entomol. scand. suppl., -1980, 14. - S.1-51
16. Webb C.J., Scholl A. Identification of larvae of European species of Chironomus Meigen (Diptera, Chironomidae) by morphological characters //Syst. Entomol. -1985., 10. №3. -P.353-372.
17. Кикнадзе И. И., Шилова А. И., Керкис И. Е. и др. Кариотипы и морфология личинок трибы Chironomini. Атлас. - Новосибирск, СО.: Наука - 1991. -113 с.
18. Da Cunha A.B., Burla H. and Dobzhansky Th. Adaptive chromosomal polymorphism in Drosophila willistoni //Evolution, 4:1950: 212-235.
19. Белянина С.И. Кариотип хирономиды Stictochironomus pictulus из оз. Иссык-Куль. //Цитология, том XVIII, №7, -1976. - С.891-896.
20. Чубарева Л.А. Кариотипические признаки и хромосомный полиморфизм трех видов кровососущих мошек (Simuliidae, Diptera) Кольского полуострова и Прибайкалья //Цитология, том.41, №8, -1999. -С. 735-741
21. Сейсебаев А.Т., Бахтин М.М. Цитогенетический мониторинг природных популяций хирономид (Diptera, Chironomidae) открытых водоемов бывшего Семипалатинского испытательного полигона // Проблемы радиационной генетики на рубеже веков: Материалы Международной конференции. Москва, 20-24 ноября 2000г. - М.: Изд-во Российского университета дружбы народов. -С.321-322
22. Прокофьева-Бельговская А.А. Гетерохроматические районы хромосом. - М.: Наука. -1986. -431с.
23. Дубинин Н.П. Эволюция популяции и радиация. - М.: Атомиздат. -1966. -743с.
24. Белянина С.И., Сигарева Л.Е., Логинова Н.В. Новый вид Chironomus curabilis sp. n. (Diptera, Chironomidae) // Зоол. журн. -1990. -Т.69, вып. 5. -С. 60-70.
25. Белянина С.И., Колосова Т.А. Кариотип Chironomus behningi Goetgh. из бассейна Аральского моря. //Цитология. -1979. - Т.21, №9. -С.1083-1086.

ЫЗЫЛДАУЫҚ МАСАНЫҢ ЖАҢА ТҮРІ - CHIRONOMUS DEGELENUS 1 SP. N. (DIPTERA, CHIRONOMIDAE)

¹Сейсебаев А.Т., ¹Бахтин М.М., ²Сиирин М.Т.

¹ҚР ҰҰО Радиациялық қауыпсіздік және экология институты, Курчатов қаласы

²Цитология және генетика институты РА СБ, Ресей, Новосибир қаласы

Бірінші рет Дегелен таулы аймағындағы Д-3-3 суатында табылған *Chironomus degelenus* 1 sp. n. дернәсілінің, қуыршағының және имагосының морфологиясы мен кариотипі суреттелді. Дернәсіл- бас бөлімінің құрылысы мен бояуы, вентроментальды пластинкалары мен мандибула ілмешектерінің құрылысымен ерекшеленеді. Аталық масаның IX тергитінде торлы құрылым бар. *Chironomus degelenus* 1 sp. n. кариотипіндегі АВ, CD, EF және G хромосомдық иықтарының үйлесуі жалпы *Chironomus* туысына (thummi комплексі) тән. Бірақ *C. degelenus* 1 sp. n. политенді хромосомның инверсиялық қатар саны мен құрылымы жағынан *Chironomus* туысына жататын белгілі түрлерден айрықша болып келеді. *Chironomus degelenus* 1 sp. n. түрінің пайда болуын, жоғары радиацияның әсерінен болған ұзақ генетикалық бейімдеушілікпен байланыстыруға болатыны туралы пікір айтылады.

NEW GNAT-MIDGE SPECIES CHIRONOMUS DEGELENUS I SP. N. (DIPTERA CHIRONOMIDAE)

¹A.T. Seisebaev, ¹M.M. Bakhtin, ²M.T. Siirin

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

²RAS SB Institute of Cytology and Genetics, Russia

For the first time the morphology of larvae, pupae, imago and karyotype of *Chironomus degelenus* I Sp. n. collected from Water Body D-3-3 of the Degelen Mountain Massif has been described. The larvae have a species-specific structure and color of the head capsule, ventral-mental blades, and mandibula hamuli. The male gnat is characterized for grid structure in IX tergite. The karyotype of *C. degelenus* I Sp. n. has the following combination of chromosome arms: AB, CD, EF, and G (thummi complex), which is typical for *Chironomus* species. It was concluded that the origin of the new species of *Chironomus degelenus* I Sp. N. is related to the long-term genetic processes of Chironomini adaptation to the elevated radiation background level.

УДК 575.391: 575.224:595.773.4

ДЕЙСТВИЕ ХРОНИЧЕСКОГО ОБЛУЧЕНИЯ В МАЛЫХ ДОЗАХ НА *DROSOPHILA MELANOGASTER*

Зайнуллин В.Г., Москалев А.А., Шапошников М.В., Юранёва И.Н., Таскаев А.И.

Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, г. Сыктывкар, Россия

Исследовано влияние хронического гамма-облучения при мощности дозы 0.17 сГр/ч на уровень генетической изменчивости и продолжительность жизни у лабораторных линий *Drosophila melanogaster*, имеющих генотипические различия по семействам мобильных генетических элементов систем гибридного дисгенеза, а также нарушения в механизмах контроля процессов репарации. Показано, что радиационно-индуцированное изменение исследованных показателей зависит от генотипа исследуемых линий. При этом у разных линий наблюдали как увеличение, так и снижение уровня мутабельности и продолжительности жизни. При анализе характеристик облученных линий в скрещиваниях по схеме Р-М- и Н-Е-гибридного дисгенеза установлено, что облучение приводит к увеличению частоты атрофии гонад и повышению уровня мутабельности маркерных признаков sn^w и $h(w^+)$. На основании полученных данных делается вывод о важной роли мобильных генетических элементов в определении реакции генотипа на действие малых доз облучения.

Исследование генетических последствий хронического облучения в малых дозах представляет одну из актуальных проблем радиобиологии. В настоящее время накоплен большой фактический материал, свидетельствующий о различии клеточных механизмов при формировании эффектов в диапазоне больших и малых доз [14]. Недавно было предположено, что формирование реакций на облучение в малых дозах происходит на фоне дестабилизации генома, вызванной активацией мобильных генетических элементов (МГЭ) [14, 2, 3, 16]. Предполагая важную роль дестабилизации генома в качестве ключевого этапа в контроле над продолжительностью жизни, мы считаем, что непосредственная или отсроченная индукция данных процессов ионизирующей радиацией может существенно ускорить естественное старение.

Drosophila melanogaster является одним из наиболее перспективных модельных объектов для изучения генетических последствий действия малых доз облучения [14, 2, 3, 15]. Показана эффективность использования линий дрозофилы с нестабильными МГЭ в геноме в качестве высокочувствительной тест-системы [2, 3]. Кроме того, известно, что транспозиции некоторых семейств МГЭ дрозофилы могут быть индуцированы с помощью специальных межлинейных скрещиваний, что позволяет исследовать их роль в формировании радиобиологических реакций в диапазоне малых доз облучения. К тому же дрозофила является удобным объектом для исследования механизмов старения и продолжительности жизни, в том числе и радиационного старения. Форма кривых выживания различных видов животных, представленная в безразмерных величинах, практически одинакова. Этот факт свидетельствует об универсальности фундаментального механизма старения [1]. Поскольку соматические ткани имаго дрозофилы состоят из постмитотических клеток (исключение составляют некоторые интерстициальные клетки), она подходит как модель механизмов старения в постмитотических клетках [31]. Постмитотическое состояние соматических тканей

взрослых дрозофил в опытах по изучению радиационного старения позволяет избежать внедрения в результаты таких нежелательных факторов как злокачественные опухоли или лучевая болезнь [1], а также обуславливает более наглядно выраженную роль апоптотической гибели клетки в старении у данного организма [15].

Цель настоящего исследования заключалась в изучении процессов генотипической изменчивости и радио-индуцированного изменения продолжительности жизни у *Drosophila melanogaster* в условиях хронического облучения малыми дозами ионизирующей радиации.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

В экспериментах использовали следующие линии *Drosophila melanogaster*.

Линии с различиями по мобильным генетическим элементам систем гибридного дисгенеза:

23.5MRF: линия с активными *hobo*-элементами в геноме, имеет Н-цитотип [68]. В скрещиваниях по схеме гибридного дисгенеза вызывает гонадную атрофию с частотой до 100 %.

Harwich: стандартная Р-линия дикого типа, имеет в геноме активные Р-элементы.

НА (НизкоАктивная): любезно предоставлена проф. Л.З. Кайдановым (СПбГУ, Санкт-Петербург). Высокоинбредная линия, подвергалась длительной селекции на низкую половую активность самцов, и в результате этого приобрела комплексные нарушения по приспособительно-важным признакам, имеет низкую жизнеспособность, характеризуется высоким уровнем мутабельности [18]. Показано, что в геноме линии НА присутствуют активные *hobo*-элементы, и приспособленность линии коррелирует с ее характеристиками в Н-Е системе гибридного дисгенеза [18, 10]. В скрещиваниях по схеме гибридного дисгенеза линия НА характеризуется как линия с Н-цитотипом, имеет слабый потенциал индукции и ослабленный потенциал репрессии [18, 10].

Линии с нарушениями механизмов контроля процессов репарации:

mei-9^a: линия с нарушениями механизма эксцизионной репарации нуклеотидов и процесса мейотической рекомбинации [29].

mei-41^{D5}: линия имеет нарушение в активации пострепликативной репарации и дефект в мейотической рекомбинации [30].

rad(2)201^{G1} (обозначена rad): имеет нарушение в механизмах репарации и избирательную чувствительность к действию гамма-облучения [20].

Лабораторные линии дикого типа:

GB-39: имеет в геноме полноразмерные Р-элементы, любезно предоставлена проф. В.А. Гвоздевым (ИМГ РАН, Москва).

Oregon-R: имеет в геноме копии полноразмерного hobo-элемента [55].

Canton-S: не имеет в геноме функционально активных Р- и hobo-элементов, однако характеризуется наличием I-факторов, LINE-подобных элементов дрозофилы [68].

Тестерные линии:

у sn^w / Y y⁺; bw; st (обозначена sn^w): линия, гомозиготная по мутации sn^w (фенотип “опаленные” щетинки), обусловленной внедрением двух Р-элементов в локус singed bristle. В присутствии транспозазы Р-элемента эта аллель становится нестабильной, мутируя к крайнему sn^e (сильно выраженный фенотип) или дикому состоянию sn⁽⁺⁾ [57]. Использовали в скрещиваниях по выявлению активности транспозазы Р-элемента.

у w H (w⁺, haw1), обозначена haw: трансформированная линия [33], любезно предоставлена Бр. Кальви (университет штата Филадельфия, США). Данная Е-линия несет в Х-хромосоме два дефектных hobo-элемента, маркированных геном mini-white, что обуславливает оранжевую окраску глаз [33]. Использовали в скрещиваниях по выявлению активности транспозазы hobo-элемента.

Опытные линии (23.5MRF, Harwich, HA, mei-9, mei-41, GB-39, Oregon-R и Canton-S) подвергались хроническому гамма-облучению от источника ²²⁶Ra (50 Р/ч) при мощности экспозиционной дозы 0.17 сГр/ч на протяжении всех стадий жизненного цикла (эмбрион – личиночные стадии – куколка – имаго), в течение нескольких поколений. Поглощенная доза излучения за одно поколение составляла 60-80 сГр, в зависимости от продолжительности жизненного цикла.

Для облучения высокочувствительной линии rad(2)202^{G1} использовали хроническое облучение с мощностью экспозиционной дозы 0.005 сГр/ч и 0.01 сГр/ч. Следует отметить, что в соответствии с условиями, принятыми в докладе НКДАР ООН за 1994 г., для излучений с низкой величиной линейной потери энергии (ЛПЭ), малыми дозами радиации можно считать дозы мощностью не более 1 сГр/мин. Таким образом, используемые нами дозы не превышают существующих ограничительных критериев оценки для диапазона малых доз.

Оценку частоты индукции рецессивных сцепленных с полом летальных мутаций (РСПЛМ) и концентрации рецессивных летальных мутаций

(РЛМ) во второй хромосоме производили по стандартной методике с использованием тестерных линий Basc и Cy L/Pm [24]. Для второй хромосомы проводили также оценку жизнеспособности гомозигот [24].

Оценку уровня активности Р- и hobo-мобильных элементов проводили на основании анализа уровня стерильности и частоты мутабельности маркерных признаков sn^w и h(w⁺) в скрещиваниях по схеме Р-М-и Н-Е-гибридного дисгенеза. Уровень стерильности анализировали с помощью теста на атрофию гонад, который заключался в оценке морфологии яичников, выделенных из имаго самок первого поколения, полученных в скрещиваниях облученных и тестерных линий [43]. В дисгенных скрещиваниях, в зависимости от схемы эксперимента, использовали или облученных самок и необлученных самцов или облученных самцов и необлученных самок указанных линий, контрольные скрещивания ставили между необлученными родителями. Скрещивания для индукции Н-Е-гибридного дисгенеза ставили при температуре 25 °С, для Р-М-дисгенеза при 28° С. Яичники выделяли у взрослых самок F₁, подсчитывали яичники с односторонней (A₁) и двусторонней атрофией (A₂). Частоту стерильности вычисляли как %АГ=%А₂+1/2%А₁ [43].

Активность Р-элемента у самцов линий Harwich и GB-39 определяли по стандартной методике на основании анализа частоты мутабельности sn^w [57]. Для этого самцов линий Harwich и GB-39 (Р-цитотип) скрещивали с самками линии sn^w (М-цитотип). Гибридных самцов первого поколения индивидуально скрещивали с самками линии C(1)DX, у f (М-цитотип). Полученных самцов анализировали на мутации sn^w, sn^e и sn⁽⁺⁾. Уровень мутаций оценивали по пропорции самцов с признаками sn^e и sn⁽⁺⁾ среди всех подсчитанных.

Тест на активность hobo-элемента проводили в соответствии с методикой предложенной Бейзин и Хайг [27]. Для этого самок линии haw скрещивали с облученными или необлученными самцами из анализируемых линий, затем самцов F₁ индивидуально скрещивали с самками линии C(1)DX, uwf. Потомство оценивали на появление исключительных особей: самок с фенотипом yellow (желтое тело), forked (недоразвитые щетинки) и окрашенными глазами (mini-white), которые образуются при аутомомной транспозиции h(w⁺). Уровень транспозиций (%M_{транс}) оценивали как количество гибридных самцов F₁, которые имели по меньшей мере одно мобилизационное событие у их потомков.

Для оценки продолжительности жизни использовали особей дрозофилы, развивавшихся в условиях хронического облучения. Воздействие облучением осуществляли только на предимагинальных стадиях (от оплодотворенного яйца до имаго), поскольку для эффективного действия фактора (в том числе и облучения), как правило, требуется активная пролиферация тканей [41]. Использование личинок для воздействия на продолжительность жизни имаго имеет и другие преимущества. Множество публика-

ций посвящено формированию будущего потенциала продолжительности жизни у дрозофилы на стадии развития. Личиночная стадия более чувствительна, чем другие стадии дрозофилы к действию геропротекторов, антиоксидантов, облучения [41]. Показатель “средняя продолжительность жизни” является флуктуирующей величиной [9]. К тому же распределение по продолжительности жизни отлично от нормального, что было показано для приведенных данных с использованием стандартных статистических методов [19]. Поэтому для сравнения продолжительности жизни в опыте и контроле использовали непараметрические методы: модифицированный критерий Колмогорова-Смирнова и Мантеля-Кокса [13]. Дополнительно применяли и другие характеристики продолжительности жизни: максимальную продолжительность жизни популяции (смертность 100 % всех особей) и время 90 %-ной гибели.

Табл. 1. Частота индукции рецессивных сцепленных с полом летальных мутаций после воздействия хронического гамма-облучения

Линия	Контроль			F ₁ облучаемое				F ₂ облучаемое			
	Всего	Летали	%	Всего	Летали	%	u	Всего	Летали	%	u
GB-39	834	5	0.60	1294	2	0.15	1.73	137	2	1.46	0.90
C-S	1117	1	0.09	1176	5	0.42	1.67	79	0	0	0.54
O-R	935	2	0.21	1314	2	0.15	0.35	391	5	1.28*	2.12
mei-9	422	2	0.47	611	2	0.33	0.36	-	-	-	-
mei-41	468	2	0.43	768	0	0*	2.21	119	0	0	1.28

Примечание: * p < 0.05

Из данных литературы известно, что исследованные линии дрозофилы характеризуется наличием в геноме копий мобильных генетических элементов. Так, например, линия Oregon-R имеет полноразмерные копии hobo-мобильного элемента [55], в геноме линии GB-39 есть P-элементы, линия Canton-S имеет активные I-элементы [54]. В настоящее время показано, что различные типы мобильных генетических элементов (транспозоны и ретровирусоподобные элементы) имеют способность активироваться при действии облучения и вызывать нарушения структуры ДНК [25, 6]. В то же время увеличение уровня повреждений ДНК может вести к индукции репаративных процессов, а некоторые ретроэлементы способны сами участвовать в восстановлении разрывов ДНК [52, 61]. Учитывая сложность взаимодействия процессов транспозиции МГЭ и репарации в геноме хозяина, можно допустить, что активация мобильных генетических элементов в линиях GB-39, Oregon-R и Canton-S ведет к различному эффектам и вызывает как увеличение уровня мутаций, так и его снижение.

Таким образом, при исследовании уровня индукции рецессивных сцепленных с полом летальных мутаций в линиях дикого типа GB-39, Canton-S и Oregon-R, мы обнаружили зависимость наблюдаемого эффекта от генотипа линий. На основании анализа полученных результатов и данных литературы можно сделать вывод, что различия по уровням мутабельности в исследованных линиях обусловлены

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Эффекты облучения у линий дикого типа

Уровень индукции рецессивных сцепленных с полом летальных мутаций исследовали у линий дикого типа GB-39, Canton-S и Oregon-R (табл. 1). При этом в первом облученном поколении у линии GB-39 отметили тенденцию к уменьшению уровня летальных мутаций ($u = 1.73$), у линии Canton-S – тенденцию к увеличению этого показателя ($u = 1.67$) (рис. 1). У линии Oregon-R в первом облученном поколении не выявили достоверных отличий по уровню рецессивных летальных мутаций между опытным и контрольным вариантами. Во втором облученном поколении у линии Oregon-R уровень мутаций был достоверно выше, чем в контроле, у линии GB-39 обнаружили тенденцию к увеличению уровня индуцированных мутаций ($u = 0.90$) (рис. 1).

последствиями активности мобильных генетических элементов семейств P, hobo, I.

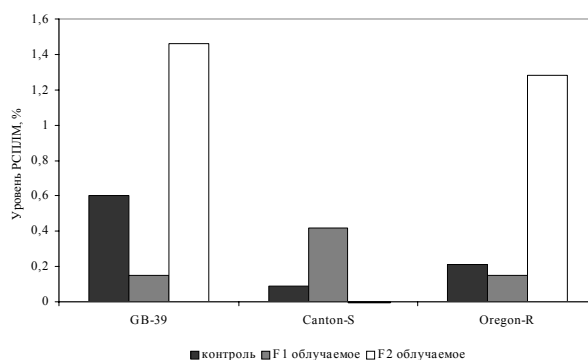


Рис. 1. Уровень индукции РСЛМ у линий дикого типа в условиях хронического облучения.

Эффекты облучения у линий с дефектами репарации

Результаты по анализу уровня рецессивных сцепленных с полом летальных мутаций в линиях mei-9 и mei-41 индуцированных хроническим гамма-облучением представлены в табл. 1. Частота индуцированных мутаций в линии mei-9 не изменяется при действии хронического облучения (табл. 1). В первом облученном поколении уровень рецессивных летальных мутаций составляет 0.33 %, что не превышает достоверно контрольной величины 0.47 %. В контрольной популяции линии mei-41 уровень летальных мутаций составляет 0.43 %, в то время

как после первого облученного поколения РСПЛМ не обнаружено ($p < 0.05$). Во втором облученном поколении мутаций также не обнаружено ($p > 0.05$).

Поскольку линии *mei-9* и *mei-41*, имеют комплексное нарушение процессов рекомбинации и репарации, можно предположить, что низкий уровень индуцированных мутаций обусловлен генотипом исследуемых линий. Кроме того, ген *mei-41*⁺ контролирует механизмы клеточного ответа на повреждение ДНК [59]. Аналогично АТМ млекопитающих, *mei-41*⁺ обеспечивает задержку клеточного цикла в контрольной точке G₂/M, активирует процессы репарации, а также предотвращает запуск программируемой гибели клетки [40]. Роль данных механизмов контроля клеточного ответа имеет большое значение не только для соматических тканей, но и для половых клеток. У млекопитающих мутация в гене АТМ ведет к развитию стерильности, которая обусловлена остановкой мейоза сперматоцитов на стадии пахитены вследствие ненормального синапсиса хромосом [58]. У *Drosophila melanogaster*, для многих мутантных аллелей *mei-41* также характерна стерильность, связанная с гибелью половых клеток [51]. Возможно, что именно повышение уровня элиминации клеток с нарушениями ДНК обуславливает низкую частоту регистрации рецессивных мутаций у линии *mei-41*. Безусловно, что формирование повреждений ДНК может идти с участием мобильных генетических элементов, тем более что мутация в гене *mei-41* создает благоприятный фон для повышенного уровня транспозиций, как это показано в условиях гибридного дисгенеза [50].

В следующей серии экспериментов мы провели исследования динамики частоты рецессивных ле-

тальных мутаций, индуцированных во второй хромосоме у линии *rad*, поскольку этот метод учета мутаций в данной хромосоме позволяет фиксировать накопленные “de novo” нарушения генотипа. В качестве контрольной линии использовали линию Canton-S, не имеющую нарушений в процессах репарации. Как видно из данных табл. 2, уровень РЛМ в линии Canton-S не изменяется при облучении с мощностью экспозиционной дозы 0.005 сГр/ч, однако при мощности дозы 0.01 сГр/ч отмечается увеличение частоты мутаций. Сходная реакция была показана и для линии *rad* (табл. 2). Хроническое облучение при мощности 0.01 сГр/ч приводит к достоверному увеличению частоты полулетальных мутаций (у линии Canton-S – в 2 раза, у линии *rad* – в 3). Однако при анализе частот супервитаальных мутаций, индуцированных в этих же условиях, обнаруживается снижение до контрольного уровня исследуемого показателя у линии Canton-S и достоверное его увеличение у линии *rad*. Таким образом, хроническое облучение в малых дозах приводит к заметному увеличению концентрации РЛМ во второй хромосоме в линиях Canton-S и *rad*. В тоже время, наряду с увеличением частоты мутаций, снижающих жизнеспособность (летальных, полулетальных), наблюдается увеличение уровня супервитаальных мутаций, приводящих к повышению жизнеспособности. Данный факт крайне сложно объяснить с учетом роли мутации *rad(2)201*^{G1}, обладающей повышенной чувствительностью к гамма-радиации. Вероятно, одной из причин такой реакции генотипа может быть его дестабилизация, на фоне которой и возможна столь быстрая адаптация организма к воздействиям неблагоприятных факторов окружающей среды.

Табл. 2. Концентрация рецессивных летальных мутаций во второй хромосоме после хронического облучения в течение двух поколений

Линия	Вариант	Всего	Летали		Полулетали		Супервитали	
			число	%	число	%	число	%
C-S	Контроль	1481	15	1.0±0.3	31	2.1±0.4	39	2.6±0.4
C-S	0.005 сГр/ч	903	9	1.0±0.3	31	3.4±0.6	29	3.2±0.6
C-S	0.01 сГр/ч	1156	18	1.6±0.4	47	4.1±0.6	26	2.3±0.4
<i>rad(2)201</i>	Контроль	1560	21	1.4±0.3	51	3.3±0.5	46	3.0±0.4
<i>rad(2)201</i>	0.005 сГр/ч	862	15	1.7±0.4	42	4.9±0.7	35	4.1±0.7
<i>rad(2)201</i>	0.01 сГр/ч	435	13	3.0±0.8	44	10.0±1.4	23	5.3±1.1

Известно, что гены *mei-9*⁺ и *mei-41*⁺ и *rad201*⁺ играют важную роль в процессах контроля репарации при действии ДНК повреждающих агентов [20, 59]. Однако значение этих генов в формировании эффектов малых доз облучения остается невыясненной. Экспериментально установлено, что в диапазоне малых доз облучения уровень индуцированных повреждений ДНК в несколько раз ниже уровня спонтанных повреждений, кроме того малые дозы могут оказывать стимулирующий эффект для факультативных процессов репарации, что также способствует снижению уровня повреждений ДНК [37]. Поэтому можно предположить, что нарушения в функциях контроля репарации ДНК у мутантов *mei-*

9, *mei-41* и *rad(2)201* не будут играть существенной роли при формировании реакции на действие малых доз облучения. Вместе с этим, в диапазоне малых доз облучения следует ожидать возрастания роли механизмов перемещений МГЭ [14], которые могут быть нарушены у мутантов по процессам репарации [45, 46]. Это предполагает, что роль процессов репарации при формировании эффектов малых доз облучения во многом определяться общим генетическим фоном и находится в непосредственной связи с процессами транспозиции МГЭ.

Эффекты облучения у низкоактивной линии

Результаты анализа концентрации мутаций во второй хромосоме линии НА в контрольной и опыт-

ной популяциях представлены в табл. 3. Уровень рецессивных летальных мутаций, обнаруженный нами в контрольной популяции НА, составляет 8.7 %. Этот уровень мутаций для линии НА соответствует данным, которые получены другими авторами [18]. В первом облученном поколении частота индуцированных летальных мутаций составляет 20.7 %, что достоверно превышает уровень РЛМ в контроле ($p < 0.001$). Во втором, третьем, четвертом, пятом и шестом облученных поколениях уровень рецессивных летальных мутаций не отличается от уровня в контроле ($p > 0.05$) (табл. 3).

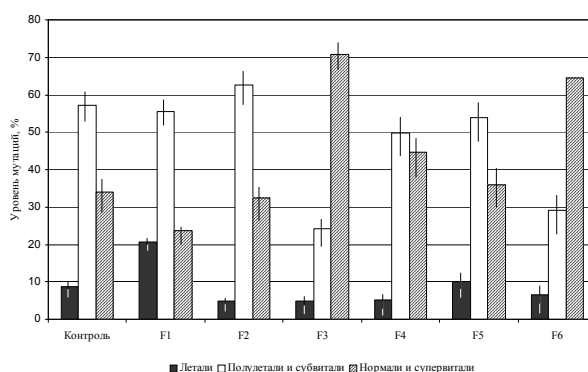


Рис. 2. Динамика концентраций мутаций с разным влиянием на жизнеспособность в линии НА после хронического гамма-облучения

Табл. 3. Концентрация мутаций во второй хромосоме линии НА, содержащейся в условиях хронического облучения малыми дозами гамма-радиации

Вариант	Колво хромосом	Летали		Полулетали и субвитали		Нормали и супервители	
		Число	%	Число	%	Число	%
Контроль	229	20	8.7±1.9	131	57.2±3.3	78	34.0±3.1
Облучение	F ₁	169	35 20.7±2.2***	94	55.6±2.7	40	23.6±2.3*
	F ₂	83	4 4.8±1.7	52	62.5±3.8	27	32.5±3.6
	F ₃	123	6 4.8±1.7	30	24.3±2.7***	87	70.7±2.9***
	F ₄	38	2 5.2±2.6	19	49.9±5.7	17	44.6±5.7
	F ₅	39	4 10.2±3.0	21	53.8±5.6	14	35.8±5.4
	F ₆	31	2 6.4±3.1	9	29.0±5.8**	20	64.4±6.1**

Примечание: * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$

Согласно данным литературы, большая концентрация летальных мутаций в линии НА прежде всего связана с активностью мобильного элемента *hobo* [18, 10]. Поэтому можно предположить, что высокая чувствительность данной линии к действию облучения является следствием комплексных нарушений систем генетического гомеостаза [18], как это наблюдается, например, у радиочувствительной линии MS, имеющей повышенную активность МГЭ *gypsy* и *hobo* [2]. Нарушение генетического гомеостаза в линии НА выражается в высоком уровне мутирования и транспозиций некоторых семейств мобильных генетических элементов (МДГ1, МДГ3, *scoria* и *hobo*). При этом наблюдается корреляция между транспозициями МГЭ в определенные места локализации на хромосомах и направленностью отбора, что позволяет предположить их адаптивный характер [11]. Возможно, что повышение уровня РЛМ в облученной линии связано с активностью данных МГЭ, а снижение концентрации мутаций после двух поколений облучения обусловлено адаптивным значением транспозиций.

Интегральной характеристикой жизнеспособности облученной популяции может служить полный спектр рецессивных мутаций. В процессе хронического гамма-облучения мух линии НА отмечено изменение в соотношении частот рецессивных мутаций, затрагивающих жизнеспособность (рис. 2). Начиная с третьего облученного поколения, обнаруживается тенденция к росту уровня повышающих жизнеспособность мутаций и уменьшению частоты мутаций, снижающих жизнеспособность мух. В

третьем и шестом поколениях частота особей с нормальными и супервитабельными генотипами значительно выше, чем в первом и втором поколениях, и превышает контрольный уровень. Общий уровень летальных, полулетальных и субвитабельных мутаций снижается по отношению к мутациям, повышающим жизнеспособность, с третьего поколения. В третьем и шестом поколениях этих мутаций в два раза меньше, чем в контроле.

Из данных литературы известно, что при облучении гомозиготных популяций *Drosophila melanogaster* наблюдается повышение различных параметров жизнеспособности в течение двух-трех поколений [28]. В то время как для гетерозиготных популяций этот период составляет 6-10 поколений [26]. Считают, что такие эффекты связаны с селективным преимуществом гомозиготных генотипов над гетерозиготными [28], поскольку на гомозиготном генетическом фоне радиационно-индуцированные мутации приводят к гормезису [65].

Механизм формирования устойчивых генотипов еще не выяснен, однако методами генетического анализа показано, что в линиях с низкой приспособленностью может происходить накопление супервитабельных мутаций. Считают, что они являются супрессорами вредных мутаций и выступают элементами компенсационного комплекса генов (ККГ) [23, 18].

Таким образом, увеличение уровня мутаций, увеличивающих жизнеспособность облученной популяции НА может быть связано с положительным

эффектом радиационно-индуцированных мутаций для гомозиготных генотипов, а также с формированием компенсационного комплекса генов, супрессирующего неблагоприятные эффекты радиационно-индуцированных мутаций.

Экспериментально показано, что резкое скорректированное изменение приспособительных признаков в низкоадаптивных линиях часто сопровождается активацией мобильных генетических элементов [11]. Известно, что изменение адаптивных характеристик линии НА сопряжено с характеристикой линии в Н-Е-системе дисгенных скрещиваний, поэтому мы исследовали дисгенный статус этой линии в межлинейных скрещиваниях.

Влияние облучения на характеристики линий в системах гибридного дисгенеза

У дрозофилы активация мобильных генетических элементов Р и hobo связана с синдромом нарушений в зародышевых клетках, которые заключаются в повышенном уровне генных и хромосомных нарушений, а также стерильности, обусловленной недоразвитием гонад [32]. В связи с тем, что данные нарушения наблюдаются у гибридных потомков в скрещиваниях между определенными линиями, которые обозначаются как Р- и М-, Н- и Е-линии, син-

дром имеет название Р-М- и Н-Е-гибридного дисгенеза [32]. Поскольку уровень наблюдаемых генетических нарушений при синдроме гибридного дисгенеза находится в прямой зависимости от активности Р- и hobo-элементов [32–56], исследование гибридного дисгенеза у потомков от облученных мух позволяет оценить влияние малых доз радиации на активность данных МГЭ.

В табл. 4 представлены данные, демонстрирующие, что облучение линии НА вызывает изменение уровня индукции стерильности у потомков в скрещиваниях по схеме Н-Е-гибридного дисгенеза. У особей первого облученного поколения происходит достоверное увеличение уровня индукции стерильности (табл. 4). Во втором и третьем облученных поколениях уровень стерильности снижается. При этом наблюдается корреляция между частотой дисгенной стерильности и уровнем рецессивных летальных мутаций (табл. 3). По нашему мнению, эти результаты свидетельствуют о том, что малые дозы облучения влияют на дисгенный статус линии НА и что изменение дисгенного статуса может быть обусловлено индукцией мобильных генетических элементов.

Табл. 4. Атрофия гонад у гибридных самок F_1 полученных от скрещивания самцов из хронически-облучаемой популяции НА с самками тестерной линии $Cy L / Pm$

Материнская линия	Отцовская линия	Вариант	Колво самок F_1	Атрофия гонад у самок F_1 , %	Сравнение вариантов	
					u- критерий	P_{H_0}
$Cy L / Pm$	НА	Контроль	241	24,3±1,9		
$Cy L / Pm$	НА	Облучаемое F_1	249	38,7±2,2	4.9	$p<0.001$
$Cy L / Pm$	НА	Контроль	152	33,5±2,7		
$Cy L / Pm$	НА	Облучаемое F_2	134	32,0±3,7	0.4	$p>0.05$
$Cy L / Pm$	НА	Контроль	86	29,0±4,5		
$Cy L / Pm$	НА	Облучаемое F_3	134	18,2±2,8	2.62	$p<0.01$

Для выявления закономерностей действия облучения на активность мобильных генетических элементов систем гибридного дисгенеза, мы исследовали уровень атрофии гонад и мутабельность маркерных признаков sn^w и $h(w^+)$ в скрещиваниях по схеме Р-М- и Н-Е-гибридного дисгенеза (табл. 5). Показано, что в скрещиваниях по Р-М-системе гибридного дисгенеза наблюдается увеличение уровня атрофии гонад (табл. 5). Облучение также вызывает снижение мутабельности локуса sn^w . В скрещиваниях по системе Н-Е-дисгенеза также наблюдали увеличение уровня атрофии гонад (табл. 5). При анализе уровня перемещений hobo-элементов обнаружили увеличение данного показателя в линиях 23.5MRF и Canton-S (табл. 5). Таким образом, в скрещиваниях по Р-М- и Н-Е-системам гибридного дисгенеза обнаружено увеличение уровня атрофии гонад и изменение мутабельности маркерных признаков sn^w и $h(w^+)$ после облучения. Полученные результаты свидетельствуют, что облучение в малых дозах вызывает актива-

цию мобильных генетических элементов в Р-М- и Н-Е-системах гибридного дисгенеза у *Drosophila melanogaster*.

По-видимому, чувствительность гибридного дисгенеза к действию внешних факторов и его зависимость от генетического фона обусловлена тесной зависимостью механизмов транспозиции мобильных генетических элементов в системе гибридного дисгенеза с процессами повреждения ДНК и репарации. Кроме того, для линии НА показана корреляция между уровнем стерильности и концентрацией рецессивных летальных мутаций. Полученные результаты позволяют рассматривать синдром гибридного дисгенеза не только как показатель активности некоторых семейств мобильных генетических элементов, но и как целостную генетическую систему, обеспечивающую контроль над уровнем изменчивости генотипа в неблагоприятных условиях.

Табл. 5. Анализ показателей в Р-М- и Н-Е-системах гибридного дисгенеза после облучения самцов

Скрещивание	Система	Контроль	Облучение	P_{H_0}
♀ C-S × ♂ GB-39	P-M	Атрофия гонад - 34.1±5.2 %	Атрофия гонад - 60.2±4.9 %	$p<0.001$
♀ sn ^w × ♂ GB-39	P-M	Мутабельность sn ^w - 3.02±0.5 %	Мутабельность sn ^w - 2.48±1.0 %	$p>0.05$
♀ sn ^w × ♂ Harwich	P-M	Мутабельность sn ^w - 56.2±4.5 %	Мутабельность sn ^w - 45.0±3.4 %	$p<0.05$
♀ haw × ♂ 23.5MRF	H-E	Атрофия гонад - 43.2±3.9 %	Атрофия гонад - 88.4±3.5 %	$p<0.001$
♀ haw × ♂ 23.5MRF	H-E	Транспозиции hobo - 3.8±2.1 %	Транспозиции hobo - 4.8±1.3 %	$p>0.05$
♀ haw × ♂ C-S	H-E	Транспозиции hobo - 2.5±1.2 %	Транспозиции hobo - 25.3±3.5 %	$p<0.001$

Влияние облучения на продолжительность жизни линий дрозофилы дикого типа

Три исследуемые линии (GB-39, Oregon-R и Canton-S) облучали на протяжении пяти поколений, а затем поддерживали еще 10 поколений без облучения (табл. 6-8).

У линии Canton-S в первых трех поколениях облучения происходило повышение продолжительности жизни ($p<0.01$). Из таблицы 3 видно, что по сравнению со средней продолжительностью жизни в контрольной группе повышение в опытной группе составило 3-4 %. В последних (четвертом и пятом) поколениях хронического облучения уровень смертности у линии Canton-S достоверно возрастал по сравнению с контрольными значениями ($p<0.01$). Тогда как в четвертом поколении уменьшение продолжительности жизни составило всего лишь около 13 %, в пятом поколении облучения снижение было более существенным - 49 %. На протяжении первых двух поколений облучения у линии GB-39 также наблюдали увеличение средней продолжительности жизни на 3-4 % по сравнению с контролем (табл. 7, $p<0.05$). Однако в третьем и четвертом поколениях эффект облучения у линии GB-39 оказался статистически недостоверным. В последнем (пятом) по-

колении хронического облучения продолжительность жизни у линии GB-39 уменьшилась до значения ниже контрольной величины на 20 % ($p<0.01$). Таким образом, в поколениях линий Canton-S и GB-39, подвергшихся воздействию хронического облучения, наблюдали постепенное снижение продолжительности жизни по сравнению с контролем. Данный эффект трудно объяснить простой дивергенцией в поколениях по признаку "продолжительность жизни" между популяциями изученных линий, поскольку пять поколений является относительно малым сроком для подобного рода отбора. Возможные причины отмеченного явления будут изложены в главе 4. У линии Oregon-R, в отличие от линий Canton-S и GB-3, наблюдали достоверное снижение уровня смертности во всех пяти (кроме третьего) поколениях облучения (табл. 8). В первом и втором поколениях облучения повышение средней продолжительности жизни облученной группы составило, соответственно, 18.5 % и 14.6 % ($p<0.01$). Тогда как в третьем поколении достоверного эффекта не наблюдали, в последующих (четвертом и пятом) поколениях воздействие привело снова к увеличению продолжительности на 6 % и 9.6 % по сравнению с контролем ($p<0.01$).

Табл. 6. Влияние облучения на продолжительность жизни линии Canton-S

Покоче- ние	Смертность (дни)							
	Облучение				Контроль			
	$\bar{X} \pm \Delta m$	90 %	100 %	N	$\bar{X} \pm \Delta m$	90 %	100 %	N
1	24.0±0.7*	31	39	130	23.1±0.5	29	32	122
2	22.0±0.2*	26	28	266	21.3±0.3	26	29	211
3	16.9±0.2*	21	24	297	16.2±0.2	20	24	251
4	14.9±0.2*	20	24	307	16.8±0.2	18	26	220
5	12.5±0.3*	17	19	177	18.6±0.7	31	49	139
6	20.8±0.3*	26	34	220	23.3±0.4	31	38	198
7	16.3±0.3*	22	29	214	17.8±0.2	20	22	171
8	13.2±0.3*	20	26	187	14.9±0.5	22	27	111
9	16.9±0.2*	22	25	236	19.5±0.2	23	26	205
11	18.0±0.3*	25	28	200	19.0±0.3	23	25	218
14	19.3±0.4*	26	33	154	16.7±0.3	22	32	220
15	13.3±0.3*	22	27	210	19.1±0.4	25	31	219

Примечание: поколения с 6 по 15 поддерживались вне облучения.

* Отличия с контролем достоверны при $p<0.01$; N - количество особей в выборке;

100 % - смертность 100 % всех особей; 90 % - время 90 %-ной гибели.

Постоблученные (6-15) поколения линий Canton-S и GB-39 сохранили прежнюю тенденцию, т. е. продолжительность жизни в большинстве случаев уменьшилась ($p<0.01$). Динамика этого процесса выглядела следующим образом. До 14-го поколения у линии Canton-S уменьшение продолжительности жизни по сравнению с контролем составило 6-13 %.

В 14-ом поколении наблюдали обратный эффект - резкое увеличение продолжительности жизни (на 13 %). Однако в 15-ом поколении вновь произошло ее снижение (на 43.6 %). У линии GB-39 уменьшение продолжительности жизни по сравнению с контролем затронуло все исследованные постоблученные поколения, однако величина его сильно варьирова-

ла, от 5.8 % в 8-ом поколении до 66.4 % в 14-ом поколении. Снижение продолжительности жизни в 15-ом поколении у данной линии статистически недостоверно. Для постоблученных поколений линии Oregon-R отмечено значительное варьирование исследуемого признака: продолжительность жизни

достоверно снижалась в 6, 11 и 15 поколениях (на 10.6 %, 21.5 % и 1.2 % соответственно) и возрастала в 8, 9 и 14 (на 5.4 %, 13.4 % и 23.1 %) по сравнению с контролем. Изменение продолжительности жизни в 7-ом поколении у данной линии статистически недостоверно.

Табл. 7. Влияние облучения на продолжительность жизни линии GB-39

Поколение	Смертность (дни)							
	Облучение				Контроль			
	$\bar{X} \pm \Delta m$	90 %	100 %	N	$\bar{X} \pm \Delta m$	90 %	100 %	N
1	19.6±0.6**	27	38	110	19.0±0.7	30	37	114
2	18.5±0.2**	22	26	340	17.8±0.2	22	26	332
3	14.9±0.2	18	22	253	15.4±0.2	19	22	348
4	13.5±0.2	17	22	249	13.5±0.2	19	26	331
5	15.8±0.3*	21	26	149	18.9±0.5	26	38	150
6	20.4±0.4*	28	36	199	24.2±0.5	33	48	205
7	13.4±0.3*	18	20	158	18.4±0.4	25	34	199
8	13.7±0.3*	17	22	104	14.5±0.3	20	23	206
9	15.5±0.4**	17	22	63	16.5±0.2	20	22	131
11	15.4±0.2*	19	24	203	18.3±0.3	24	38	198
14	14.0±0.5*	19	23	217	23.3±0.3	32	45	223
15	14.2±0.3	22	26	198	17.6±0.4	24	29	206

Примечание: поколения с 6 по 15 поддерживались вне облучения.

* Отличия с контролем достоверны при $p < 0.01$;

** Отличия с контролем достоверны при $p < 0.05$;

N - количество особей в выборке; 100 % - смертность 100 % всех особей; 90 % - время 90 %-ной гибели.

Изменение по поколениям максимальной продолжительности жизни популяции (смертность 100 %) и времени гибели 90 %-ов особей, как правило, соответствовало изменению средней продолжительности жизни.

Анализ кривых выживаемости (данные не приводятся) показывают, как по мере старения снижается численность особей одного возраста в популяции линий GB-39, Oregon-R и Canton-S. Они свидетельствуют о том, что после облучения на протяжении пяти поколений продолжительность жизни у линий GB-39 и Canton-S уменьшилась по сравнению с контролем ($p < 0.01$), тогда как у линии Oregon-R

она возросла ($p < 0.01$). У линий GB-39 и Canton-S сформировавшаяся тенденция сохранилась в последующих десяти постоблученных поколениях (с 6-ого по 15-ое) (табл. 6-7). Снятие стрессового фактора (облучения) у линии Oregon-R привело к резкому снижению продолжительности жизни (6-ое поколение с начала эксперимента) (табл. 8). Для последующих постоблученных поколений линии Oregon-R отмечено значительное варьирование исследуемого признака: продолжительность жизни достоверно снижалась в 11 и 15 поколениях и возрастала в 8, 9 и 14 по сравнению с контролем.

Табл. 8. Влияние облучения на продолжительность жизни линии Oregon-R

Поколение	Смертность (дни)							
	Облучение				Контроль			
	$\bar{X} \pm \Delta m$	90 %	100 %	N	$\bar{X} \pm \Delta m$	90 %	100 %	N
1	25.4±0.5*	34	36	147	20.7±0.3	25	45	179
2	22.6±0.2*	27	29	335	19.3±0.3	25	29	229
3	19.3±0.2	22	27	325	19.2±0.2	22	26	321
4	19.1±0.2*	22	29	329	18.0±0.2	21	27	199
5	15.7±0.4*	22	28	186	14.2±0.4	19	27	191
6	22.6±0.2*	27	30	216	25.0±0.3	30	36	237
7	16.9±0.3	20	22	139	19.0±0.5	26	39	152
8	18.6±0.3*	22	24	156	17.6±0.4	22	23	116
9	18.7±0.4*	26	29	138	16.2±0.2	19	21	143
11	15.8±0.3*	21	32	205	19.2±0.2	23	27	208
14	21.6±0.6*	34	37	203	16.6±0.3	23	29	210
15	17.1±0.3**	19	27	253	17.3±0.3	21	23	198

Примечание: поколения с 6 по 15 поддерживались вне облучения.

* Отличия с контролем достоверны при $p < 0.01$;

** Отличия с контролем достоверны при $p < 0.05$;

N - количество особей в выборке; 100 % - смертность 100 % всех особей; 90 % - время 90 %-ной гибели.

Линии GB-39, Oregon-R и Canton-S являются линиями дикого фенотипа, различающимися по имеющимся в геноме мобильным генетическим элементам. Линия Canton-S имеет активный I-ретротранспозон. Многие линии дикого типа содержат 20-30 дефектных копий I-факторов на гаплоидный геном в прицентромерном гетерохроматине, однако линии с активным I-элементом (в частности Canton-S) несут его полноразмерные копии в эухроматине хромосомных плеч [34]. Линия GB-39 содержит полноразмерные копии Р-мобильного элемента, тогда как линия Oregon-R характеризуется присутствием активного hobo-элемента [54-55]. В то же время, линия Canton-S не имеет активных копий Р- и hobo-транспозонов, тогда как GB-39 не содержит активных копий hobo- и I-элементов, а Oregon-R не несет способных к транспозициям Р- и I-элементов [32].

Что касается других типов мобильных элементов, то по имеющимся из литературы сведениям, линии Canton-S и Oregon-R характеризуются наличием в геноме по крайней мере 15 общих семейств ретротранспозонов: 17.6, 297, 412, 1731, 3S18, blood, copia, gypsy, HMS Beagle, Kermit/flea, mdg1, mdg3, orpus, goo/B104 и springer. Данные элементы присутствуют в геноме большинства линий дикого типа. В то время как сайты локализации на хромосомах ретротранспозонов 15 перечисленных семейств широко варьируют при межлинейном сравнении, паттерн пространственной и временной экспрессии этих элементов в соматических тканях эмбрионов у данных линий является консервативным. По-видимому, эти консервативные паттерны жестко регулируются через взаимодействие транскрипционных факторов клетки с цис-регуляторными элементами, находящимися внутри самих ретротранспозонов [35].

При обсуждении результатов мы будем опираться на данные об особенностях Р-, I- и hobo-элементов, поскольку остальные типы транспозонов у линий GB-39, Oregon-R и Canton-S являются общими.

Известно, что hobo- (присутствующий в геноме исследованной линии Oregon-R) и Р-транспозоны (имеющийся у линии GB-39) дрозофилы принадлежат к одному семейству мобильных элементов, а именно к Ac (Activator) семейству, открытому более 50 лет назад Барбарой МакКлинток. Оба элемента имеют около 3 кб в длину и существуют в виде как полноразмерных, так и неполноразмерных (что связано с внутренними делециями) копий, имеют короткие концевые инвертированные повторы, продуцируют транспозазу, которая катализирует ДНК-опосредованную транспозицию, образуют дубликации в 8 пар нуклеотидов в ДНК после инсерции, а также транспозируются преимущественно в половых клетках [33]. Однако на этом их сходство заканчивается.

Структурные и функциональные различия hobo- и Р-элементов велики:

1. Транспозазы этих двух элементов не имеют аминокислотного сходства [33].
2. Ограничение транспозиций в соматических клетках протекает по-разному. Активность Р-элемента ограничивается половыми клетками через регуляцию сплайсинга РНК. В половых клетках удаление трех интронов при сплайсинге Р-транскрипта приводит к образованию активной транспозазы. В соматических тканях третий интрон не удаляется и, благодаря присутствию стоп-кодона в составе этого интрона, образуется укороченный белок без транспозазной активности, к тому же способный конкурентно ингибировать активность транспозазы. Тканеспецифический тип сплайсинга транспозазы Р-элемента осуществляется благодаря соматическим факторам, ингибирующим сплайсинг третьего интрона. Ограничение соматических транспозиций hobo-элемента связано с транскрипционной регуляцией синтеза транспозазы (а не посттранскрипционной, как у Р-элемента), возможно основанной на генах генома дрозофилы, а не мобильного элемента [33].
3. В ряде работ 1980-ых и начала 1990-ых годов отмечалось, что hobo-элемент, в отличие от Р- и I-элементов (имеющихся в геноме линии Canton-S), может с низкой частотой активироваться в соматических клетках. Так, например, различные ядра слюнных желез линии MS характеризуются полиморфизмом положения hobo-транспозона при гибридизации *in situ* на политенных хромосомах [33].
4. Особенностью hobo-элементов является высокая частота транспозиций как в межлинейных, так и во внутрилинейных скрещиваниях. Об этом свидетельствовал высокий полиморфизм локализации hobo-элементов в геноме как гетерогенных, так и имбредных отводков полученной и исследованной в лаборатории Леонида Зиновьевича Кайданова низкоадаптивной линии НА[10, 27].

Также как hobo- и Р-элемент, I-ретротранспозон имеет активность, ограниченную половыми клетками (причем только самок, тогда как hobo- и Р-элементы активны и у самцов). РНК-опосредованная транспозиция этого элемента происходит только здесь потому, что промотор I-элемента активен исключительно в этой ткани. Несмотря на аналогичность активации hobo- и I-элемента (в обоих случаях имеет место трансаактивация), промоторы этих элементов не гомологичны [33]. Сходство I-системы с Р-системой (и отличие от hobo-системы) заключается в том, что частота транспозиций I-элемента внутри линии низка [34].

Таким образом, hobo-система имеет больше функциональных различий, чем сходства с I- и Р-системами. При интерпретации данных табл. 6-8 по межлинейным различиям колебаний продолжительности жизни после облучения важно то, что недоста-

бильность локализации hobo-элемента присутствует даже внутри линии (в частности, Oregon-R), в то время как P- и I-элементы в самих линиях малоактивны (активируются только при межлинейных скрещиваниях соответствующих систем гибридного дисгенеза).

Как видно из табл. 6-8, линии Canton-S и GB-39 ведут себя сходным образом, тогда как линия Oregon-R резко отличается от них по динамике изменения продолжительности жизни в поколениях как в ответ на облучение, так и в ответ на снятие стрессорного фактора (что само по себе может вызвать адаптивную реакцию, сопровождающуюся изменением продолжительности жизни). Основываясь на вышеуказанных данных о характере межлинейных отличий, можно предположить, что различия в реакции линий обусловлены особенностями hobo-элемента (присутствующего в геноме линии Oregon-R), которые заключаются в повышенной его активности внутри линии, а также способности в некоторых случаях к соматическим транспозициям.

Результаты, полученные нами на линиях Canton-S, GB-39 и Oregon-R свидетельствуют о возможности увеличения частоты транспозиций P-, I- и hobo-элементов при хроническом облучении (на протяжении поколения) (см. выше). Таким образом, помимо спонтанной активности hobo-элемента, характер межлинейных отличий по продолжительности жизни мог быть обусловлен индуцированными транспозициями и главным образом, радиоиндуцированными. Из литературы известно, что причинами индуцированных транспозиций являются: изменения генетического фона (межлинейные скрещивания, интеграция в геном новых транспозонов и вирусов), физические (в том числе облучение) и химические внешние факторы [25]. Активация транспозиций мобильных элементов в ответ на стресс может быть тактикой "выживания" данных элементов [53].

Каким же образом спонтанные и индуцированные транспозиции могут влиять на продолжительность жизни? Известно, что инсерции и делеции мобильных генетических элементов в геноме являются источником генетической изменчивости, и это предполагает, что мобильные элементы могут играть важную роль в популяционной адаптации, если изменения среды обитания способны индуцировать значительные темпы перемещений [25].

В литературе отмечены как негативные, так и позитивные последствия индуцированных транспозиций. Негативные последствия транспозиций. Известно, что инсерции Tu элемента у дрожжей в среднем являются вредными. Транспозиции вызывают хромосомные перестройки и модификацию регуляции, выражающуюся в изменении экспрессии генов. Установлено, например, что большинство спонтанных мутаций локуса white дрозофилы - это результат инсерции транспозонов [25]. Перемещение модифицированных P-элементов (суть модификации заключалась в искусственном удалении

третьего интрона, блокирующего соматические транспозиции) в соматических клетках значительно снижают жизнеспособность и локомоторную активность дрозофилы [67]. Наличие хотя бы одного соматически активного P-элемента в геноме линии способно приводить к достоверному уменьшению продолжительности жизни имаго [66]. Известно, что массовые транспозиции P-элементов в половых клетках также снижают жизнеспособность (однако уже у потомков) и могут вызвать стерильность у последующих поколений благодаря хромосомным разрывам. Транспозиции мобильных элементов в половых клетках человека могут являться причиной заболеваний потомства, а в соматических - причиной рака [44, 67].

Позитивные последствия транспозиций. Транспозоны участвуют в формировании новых интронов, в образовании последовательностей, кодирующих антитела [67]. Мобильные элементы выступают как модификаторы генной регуляции. Как известно, сайты инсерций P-элемента группируются в генах-мишенях поблизости от их промоторов (либо выше транскрибируемой, либо в транскрибируемой, но обязательно нетранслируемой области гена) и таким образом осуществляют модификацию. Как оказалось, даже после своего удаления из сайта-мишени P-транспозоны могут оставлять экспрессию гена на измененном уровне. При вырезании P-элементов точки разрывов часто находятся в пределах 31 пн концевых инвертированных повторов этих элементов. Показано, что наружные части 31 пн концевых повторов, остающиеся после вырезания P-элемента, могут стимулировать экспрессию гена yellow, возможно через активацию IRBP (inverted repeat binding protein), являющегося дрозофильным гомологом фактора репарации p70 Ku [12]. Некоторые ретротранспозоны участвуют в репарации хромосомных разрывов, в формировании теломер у ряда организмов (например, HeT-A и TART у дрозофилы). Мобильные элементы способны индуцировать такие полезные для клетки геномные изменения как перетасовка экзонов, формирование новых участков сплайсинга, индукция инверсий путем эктопической рекомбинации между транспозонами, индукция мутаций количественных признаков [39, 44, 67]. А как показано некоторыми авторами, изменения в локусах количественных признаков дрозофилы могут лежать в основе вариабельности продолжительности жизни в популяции [63]. Активация транспозонов, перемещение которых происходит по механизму вырезания-вставки (cut-and-paste mechanism), связана со стимулированием репарационных процессов, которые могут не только устранять разрыв ДНК, вызванный транспозицией, но и другие повреждения, что может перевести всю систему на другой, более устойчивый уровень. Разумеется, данный позитивный эффект наблюдается только при относительно невысокой частоте транспозиций, когда система справляется с возникающими повреждениями.

Таким образом, активация транспозиций стрессом может быть полезна хозяину, поскольку она связана с изменениями в геноме, некоторые из которых будут адаптивными [53]. Уже известны случаи, описанные в литературе, когда адаптация к стрессовому воздействию в поколениях (селективный ответ) объяснялась изменением числа копий мобильных элементов. Например, элемент ячменя BARE-1 активируется в ответ на стресс, в частности засуху. Изучение популяций ячменя, произрастающих в условиях засухи, выявило сильную корреляцию между высоким числом копий BARE-1 и адаптацией к засушливым условиям. Таким образом, увеличение числа копий данного мобильного элемента в условиях стресса может быть выгодным для организма-хозяина [53].

Можно полагать, что индуцированные транспозиции *hobo*- (наиболее частые), *I*- и *P*-элементов в проведенном нами эксперименте у линий *Canton-S*, *GB-39* и *Oregon-R* могли обусловить как наблюдаемое снижение, так и увеличение продолжительности жизни.

Объясняя межлинейные отличия продолжительности жизни линий *Canton-S*, *GB-39* и *Oregon-R* различиями функционирования *P*-, *I*- и *hobo*-элементов, обладающих активностью только в герминативной ткани, мы не должны исключать возможность участия в регуляции длительности жизни данных линий и других семейств мобильных элементов, многие из которых способны к транспозициям в соматических тканях на ранних стадиях онтогенеза (около 15 семейств ретротранспозонов) или даже во взрослых тканях дрозофилы (например, *scoria* и 412) [35, 36].

Соматические транспозиции являются важным фактором, обуславливающим нестабильность генома (см. главу 1) и могут выступать в роли одной из причин такого известного явления, когда воздействие стрессирующих факторов на стадиях раннего онтогенеза способно влиять не только на инициальную, но и на терминальную стадии онтогенеза (в том числе и продолжительность жизни). Кроме того, известны факты возможного переноса в поколение F1 индуцированных стрессом в раннем онтогенезе изменений спектра адаптивных реакций, что тоже можно объяснить изменением генной экспрессии в результате транспозиций. Одной из непосредственных причин так называемого "программирования" (процесса, вследствие которого действие факторов среды на критических стадиях раннего онтогенеза может определять состояние здоровья на последующих стадиях жизни) может быть ферментативный "импринтинг", когда воздействие определенных индукторов в раннем онтогенезе приводит к долговременным изменениям экспрессии индуцированных генов [4]. В основе самого "импринтинга" могут лежать индуцированные эпигенетические изменения, обычно ассоциируемые с генетической нестабильностью, в том числе транспозиции мобильных генетических элементов, изменение степени метилирования ДНК, потеря теломер.

Установлено, что следствием "импринтинга" определенных ферментов может быть как уменьшение, так и увеличение продолжительности жизни. Например, вследствие ферментативного "импринтинга" микросомальных монооксигеназ печени крыс средняя продолжительность жизни самок увеличивалась на 17,5 % в сравнении с соответствующим показателем контрольных животных [4].

В последующие поколения может быть перенесен не только стресс-индуцированный спектр адаптивных реакций, но и сама генетическая нестабильность. Например, облучение самцов мышей перед скрещиванием повышает чувствительность потомства (по крайней мере, для двух поколений) к стимуляторам канцерогенеза благодаря сохраняющейся нестабильности генома [64]. Причиной "физиологической неполноценности потомства" (снижения устойчивости к неблагоприятным воздействиям, функциональных сдвигов, дестабилизации генетического аппарата, снижения продолжительности жизни) может являться совокупность малых рецессивных мутаций полигенов жизнеспособности, а также нарушений в ДНК регуляторного характера, возникающих в половых клетках родителей [8]. Одним из видов таких "нарушений" могут быть изменения, связанные с активностью мобильных элементов.

Причина показанного варьирования продолжительности жизни (табл. 6-8) в поколениях у линий *Canton-S*, *GB-39* и *Oregon-R* (увеличение и/или уменьшение) после воздействия ионизирующей радиацией не очевидна, однако подобная неоднозначность реакции подтверждает литературные данные [17, 49]. Подобные флуктуации отмечались в постоблученных (после облучения в дозе высокой интенсивности) поколениях после однократного воздействия ионизирующей [17], что происходило и в наших экспериментах, однако для гораздо меньшей дозы облучения. Надо отметить, что даже при оптимальных условиях показатели продолжительности жизни варьируют. Показано, что средняя и максимальная продолжительность жизни, как самок, так и самцов дрозофилы для одной и той же линии в пределах одной лаборатории варьирует до 30%. При этом было исключено влияние колебания температуры, относительной влажности, качества пищи и других факторов [17, 49].

По-видимому, наблюдаемые различия между линиями в характере динамики смертности могут быть обусловлены описанными выше генетическими и физиологическими особенностями исследуемых особей. Учитывая характер межлинейных отличий (по типам мобильных генетических элементов), а также тот факт, что эксперимент для всех трех исследованных линий проводился синхронно и в равных условиях, можно предполагать, что варьирование продолжительности жизни обусловлено генетической дестабилизацией, определяемой спонтанной активностью и индукцией мобильных генетических элементов в условиях хронического гамма-

облучения. Подобная дестабилизация, как отмечено выше, способна изменять экспрессию различных генов, и, следовательно, функционирование клеток и тканей. Активация мобильных генетических элементов LINE-типа, как известно из литературы, в результате воздействия ионизирующей радиацией индуцирует запрограммированную гибель клетки [60]. Таким образом, межлинейные отличия в активности мобильной ДНК могут влиять на продолжительность жизни не только через изменение экспрессии генов, но и через дерегуляцию апоптоза. Эта возможность особенно значима для *Drosophila melanogaster*, поскольку соматические клетки имаго не делятся.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Согласно данным литературы, уровень индукции генетических повреждений в диапазоне малых доз намного меньше уровня спонтанных [37, 22]. Однако радиобиологические эффекты, наблюдаемые при облучении в малых дозах, свидетельствуют о наличии в клетке индуцированных механизмов дестабилизации генома [14], причем ведущую роль в этих процессах могут играть мобильные генетические элементы. Молекулярные механизмы участия МГЭ в формировании эффектов малых доз еще не известны, однако на основании результатов, полученных нами на *Drosophila melanogaster* и данных литературы можно высказать ряд предположений.

Согласно современным представлениям, активация МГЭ в ответ на действие неблагоприятных факторов может происходить с участием такой универсальной системы клеточного ответа на действие неблагоприятных факторов, как система белков теплового шока, кроме того, как считают, возможна непосредственная индукция МГЭ в ответ на образование двунитевых разрывов ДНК [6]. Транспозиции МГЭ могут, таким образом, играть роль рекомбинационно-репарационной системы, отвечающей, подобно SOS-репарации у бактерий, за соотношение между уровнем изменчивости и изменением условий окружающей среды [46].

Известно, что мобильные генетические элементы составляют значительную часть геномной ДНК дрозофилы и оказывают большое влияние на структурное и функциональное состояние генома [38]. В обычных условиях МГЭ являются одним из главных источников повреждений ДНК, и их роль в качестве фактора мутабельности может возрастать при действии неблагоприятных факторов. При этом активность разных семейств МГЭ оказывает неодинаковое влияние на уровень мутабельности [48]. В связи с этим, эффекты, наблюдаемые нами у лабораторных линий дрозофилы можно рассматривать, как следствие активности различных семейств МГЭ. Уровень индукции РСПЛМ в линиях дикого типа Canton-S и Oregon-R имеет тенденцию к увеличению. Это может быть связано с повышением уровня активности мобильных генетических элементов, поскольку известно, что линия Oregon-R характеризуется наличием в геноме полноразмерных копий

hobo-элемента [55], а линия Canton-S имеет активные I-элементы [54]. Вместе с этим облучение приводит к снижению уровня рецессивных летальных мутаций у линии GB-39, для которой характерно наличие в геноме активных Р-элементов. Возможно, это обусловлено индукцией процессов репарации при активации транспозиций Р-элемента. Таким образом, можно сделать вывод, что закономерности генетической изменчивости лабораторных линий *Drosophila melanogaster* во многом определяются генотипическими различиями по составу мобильных генетических элементов.

В то же время, согласно данным литературы, уровень активности отдельных семейств мобильных генетических элементов не наследуется, а в большей степени определяется влиянием факторов генома хозяина [42]. Вероятно поэтому активность hobo-элемента в линиях НА и Oregon-R приводит к различному уровню индукции РСПЛМ. Особый интерес представляет взаимодействие процессов перемещения МГЭ с механизмами репарации и рекомбинации. В этом контексте одной из причин повышения уровня устойчивости линий mei-9 и mei-41 к хроническому облучению может быть нарушение механизма транспозиций. Активность МГЭ приводит не только к повреждениям ДНК. В экспериментах на дрожжах установлено, что мобильные генетические элементы выполняют функции репарации ДНК [52, 61], поэтому можно предположить о наличии сходного процесса у дрозофилы, тем более, известно о репарации поврежденных концов хромосом с помощью ретроэлементов [47].

Регуляция перемещений мобильных генетических элементов связана с комплексным взаимодействием геномных и цитоплазматических факторов. Поэтому цитотип линий в системе дисгенных скрещиваний является удобной моделью для изучения контроля транспозиций мобильных генетических элементов в условиях облучения. По данным литературы в нормальных условиях цитотип линий дрозофилы является стабильным признаком, однако он изменяется при действии отбора и может коррелировать с приспособительными показателями [18]. Наши результаты показывают, что цитотип линии очень восприимчив к действию малых доз облучения. Одного поколения облучения достаточно для изменения этого показателя. При этом наблюдали корреляцию между изменением характеристики линии НА в системе дисгенных скрещиваний и приспособленностью линии.

Результаты по исследованию изменчивости продолжительности жизни лабораторных линий *Drosophila melanogaster* в условиях хронического воздействия гамма-облучения показывают изменение продолжительности жизни лабораторных линий дикого типа Canton-S, GB-39, Oregon-R после воздействия малыми дозами гамма-облучения. Обнаружено, что характер изменения продолжительности жизни в ответ на воздействие зависит от представленных в геноме типов мобильных генетиче-

ских элементов у диких линий. Полученные результаты позволяют предполагать, что влияние малых доз облучения на продолжительность жизни различных диких линий *Drosophila melanogaster* обусловлено индукцией генетической нестабильности (по-видимому, через образование комплекса двухцепочечных разрывов в ДНК и активацию мобильных генетических элементов). Однако остается открытым вопрос о цепи событий, ведущих от подобного нарушения клеточного функционирования к старению целостного организма, изменению продолжительности жизни. Показано, что характер изменения продолжительности жизни в поколениях после облучения малыми дозами радиации у линий Canton-S и GB-39, несущих мобильные генетические элементы Р и I, существенно отличается от изменения продолжительности жизни у линии Oregon-R, несущей элемент hobo. Из литературы известно, что индукция транспозиций мобильных генетических элементов является важным фактором дестабилизации генома [6, 7]. Однако для понимания механизмов старения недостаточно попытаться опре-

делить запускающий фактор, а требуется выяснить всю многозвеньевую последовательность явлений, ведущих к нарушению функции, гибели клетки и организма в целом. Принимая во внимание необходимость такого системного подхода нами предлагается схема участия механизмов апоптоза и нестабильности генома в старении на разных уровнях структуры живой системы [21].

На основании полученных результатов можно сделать заключение, что индуцированные облучением в малых эффектах зависят от генотипа исследуемых линий, причем наблюдаемые реакции на хроническое облучение могут быть обусловлены активностью мобильных генетических элементов. Однако для более обоснованного заключения о роли транспозиции мобильных генетических элементов при формировании генетической изменчивости и радиоиндуцированном изменении продолжительности жизни популяций дрозофилы в условиях хронического облучения необходимо продолжить исследование этой темы с привлечением новых методов.

ЛИТЕРАТУРА

- Акифьев А.П., Потапенко А.И., Рудаковская Е.Г. // Радиационная биология. Радиоэкология. Т.37. Вып.4. -1997. - С. 613-620.
- Асланян М. М., Ким А. И., Магомедова М. А., Фаткулбаянова Н. Л. // Генетика. 1994. Т.30. №9. С. 1215-1219.
- Асланян М. М., Ким А. И., Магомедова М. А., Фаткулбаянова Н. Л. // Генетика. 1994. Т.30. №9. С. 1220-1223.
- Вайсерман А.М., Кошель Н.М., Войтенко В.П. // Проблемы старения и долголетия. 2000. Т. 9. №1. С.33-42.
- Васильева Л. А., Ратнер В. А., Бубенщикова Е. В. // Генетика. 1997. Т. 33. № 8. С. 1083-1093.
- Васильева Л.А., Ратнер В.А., Бубенщикова Е.В. // Генетика. - 1997. - Т. 33. №8. -С. 1083-1093.
- Васильева Л.А., Бубенщикова Е.В., Ратнер В.А. // Генетика. -1998. -Т. 34. №9. -С. 1243-1250.
- Воробцова И.Е. // Медицинская радиология. -1993. Т. 38. №9. -С. 31-34.
- Гаврилов Л.А., Гаврилова Н.С. Биология продолжительности жизни. Количественные аспекты. -М.1986. 169 с.
- Галкин А.П. Исследование мобильных hobo элементов в геноме родственных, длительно селективируемых линий *Drosophila melanogaster*: Автореф. ...дисс. канд. биол. наук.- Санкт-Петербург: СПбГУ, 1996.
- Гвоздев В. А., Кайданов Л. З. // Журн. общ. биол. 1986. Т. 47. № 1. С. 53-63.
- Груздева Н.М., Бирюкова И.В., Георгиев П.Г. // Генетика. 2000. Т. 36. №11. С. 1561-1568.
- Ермаков С.П., Гаврилов Н.С. // Итоги науки и техники. ВИНТИ. Общие проблемы биологии. Т.6.1987.С. 230-276.
- Зайнуллин В. Г. Генетические эффекты хронического облучения в малых дозах ионизирующего излучения. СПб.: Наука, 1998. 100 с.
- Зайнуллин В. Г., Москалев А. А., Шапошников М. В., Таскаев А. И. // Радиационная экология. Радиобиология. 1999. Т. 39. № 1. С. 49-57.
- Зайнуллин В.Г., Сергиенко В.Ю. // Генетика. 1994. Т. 30 (Прил.). С. 53.
- Измайлов Д.М., Обухова Л.К., Окладнова О.В., Акифьев А.П. // Докл. АН СССР. Т.313. №3. 1990. С.718-722.
- Кайданов Л. З., Мыльников С. В., Иовлева О. В., Галкин А. П. // Генетика. 1994. Т. 30. № 8. С. 1085-1096.
- Лакин Г. Ф. Биометрия. М.: Высш. шк. 1990. 352 с.
- Левина В.В., Бильдин В.Н., Игушева О.А., Хромых И.М. // Генетика. 1992. Т. 28. № 9. С. 58-65.
- Москалев А.А. Изменчивость продолжительности жизни лабораторных линий *Drosophila melanogaster* в условиях хронического воздействия малыми дозами гамма-облучения и этопозида // Сыктывкар, 1999. Научные доклады. Коми науч. Центр УрО Рос. АН; Вып. 421. 32 с.
- Спитковский Д. М. // Радиобиология. 1992. Т. 32. Вып. 3. С. 382-400.
- Струнников В. А. // Журн. общ. биол. 1974. Т. 35. № 5. С. 666-677.
- Тихомирова М.М. Генетический анализ. - Л.: Изд-во Ленингр. ун-та, 1990. 280 с.
- Arnault C., Dufournel I. // Genetica. 1994. V. 93. № 1-3. P. 149-160.
- Ayala F. J. // Genetics. 1966. V. 53. № 5. P.883-895.
- Bazin C., Higuier D. // Genet. Res. 1996. V. 67. № 3. P. 219-226.
- Blaylock B. G., Shugart H. H. Jr. // Genetics. 1972. V. 72. № 3. P. 469-474.
- Boyd J. B., Setlow R. B. // Genetics. 1976. V. 84. № 3. P. 507-526.

30. Boyd J. B., Golino M. D., Setlow R. B. // Genetics. 1976. V. 84. № 3. P. 527-544.
31. Brack C., Ackermann R., Shikama N., Thuring E., Labuhn M. // Molecular Gerontology / Ed. Rattan T. New York: Plenum Press. 1996. P.151-176.
32. Bregliano J. -C., Picard G., Bucheton A., Pelisson A., Lavigne J. M. et al. // Science. 1980. V. 207. № 4431. P. 606-611.
33. Calvi B. R., Gelbart W. M. // EMBO J. 1994. V. 13. № 7. P. 1636-1644.
34. Chaboissier M.-C., Busseau I., Prosser J., Finnegan D. J., Bucheton A. // EMBO J. 1990. Vol.9, N11. P. 3557-3563.
35. Ding D., Lipshitz H.D. // Genet. Res. 1994. V. 64. P. 167-181.
36. Driver C.J., McKechie S.W. // Ann N Y Acad Sci 1992. V. 673. P. 83-91.
37. Feinendegen L. E., Bond V. P., Sondhaus C. A., Altman K. I. // R. Acad. Sci. III. 1999. V. 322. № 2-3. P. 245-251.
38. Finnegan D. J., Fawcett D. H. // Oxf. Surv. Eukaryot. Genes. 1986. V. 3. P. 1-62.
39. Finnegan D.J. // Current biology. 1997. V. 7. P. R245-R248.
40. Hari K. L., Santerre A., Sekelsky J. J., McKim K. S., Boyd J. B. et al. // Cell. 1995. V. 82. № 5. P. 815-821.
41. Izmaylov D.M., Obukhova L.K. // Mech. Aging Dev. 1996. V. 91. N3. P. 155-164.
42. Junakovic N., Di Franco C., Terrinoni A. // Genetica. 1997. V. 100. № 1-3. P. 149-154.
43. Kidwell M. G., Kidwell J. F., Sved J. A. // Genetics. 1977. V. 36. № 2. P. 813-833.
44. Kidwell M.G., Lisch D. // Proc. Natl. Acad. Sci. USA. 1997. V. 94. N 15. P. 7704-7711.
45. Laurençon A., Bregliano J.-C. // Genetics. 1995. V. 141. № 2. P. 579-585.
46. Laurençon A., Gay F., Ducau J., Bregliano J.-C. // Genetics. 1997. V. 146. № 4. P. 1333-1344.
47. Levis R. W., Ganesan R., Houtchens K., Tolar L. A., Sheen F. M. // Cell. 1993. V. 75. № 6. P. 1083-1093.
48. Lim J. K., Simmons M. J. // BioEssays. 1994. V. 16. № 4. P. 269-275.
49. Lints F.A., Lints C.V., Bullens P., Bourgois M., Delince J // Exp. Geront. 1989. V. 24. N3. P. 265-271.
50. Margulies L. // Mol. Gen. Genet. 1990. V. 220. № 3. P. 448-455.
51. Mason J. M., Green M. M., Shaw K. E., Boyd J. B. // Mutat. Res. 1981. V. 81. № 3. P. 329-343.
52. Moore J.K., Haber J.E. // Nature. 1996. V. 383. № 6601. P. 644-646.
53. Pardue M.-L. // TIG. 2000. V. 16. N4. P. 155.
54. Pelisson A., Bregliano J.-C. // Mol. Gen. Genet. 1987. V. 207. № 2-3. P. 306-313.
55. Pimpinelli S., Berloco L., Fanti L., Dimitri P., Bonnacorsi S. et al. // Proc. Natl. Acad. Sci. USA. 1995. V. 92. № 9. P. 3804-3808.
56. Rasmuson K.E., Simmons M.J., Raymond J.D., McLarnon C.F. // Genetics. 1990. V. 124. № 3. P. 647-662.
57. Roiha H., Rubin G. M., O'Hare K. // Genetics. 1988. V. 119. № 1. P. 75-83.
58. Sassone-Corsi P. // Cell. 1997. V. 88. № 2. P. 163-166.
59. Sekelsky J.J., Burtis K.C., Hawley R.S. // Genetics. 1998. V. 148. № 4. P. 1587-1598.
60. Servomaa K., Rytomaa T. // Int. J. Radiat. Biol. 1990 V. 57. №2. P. 331-343.
61. Teng S.-C., Kim B., Gabriel A. // Nature. 1996. V. 383. № 6601. P. 641-644.
62. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Annex B. // Sources and Effects of Ionising Radiation; UNSCEAR 1994 Report to the General Assembly, with Scientific Annexes. New York: United Nations, 1994. P. 185-272.
63. Vieira C., Pasyukova E.G., Zeng Z.B., Hackett J.B., Lyman R.F., Mackay T.F // Genetics. 2000. V. 154. N 1. P. 213-227.
64. Vorobtsova I.E., Aliyakparova L.M., Anisimov V.N. // Mut. Res. 1993. V. 287. P. 207-216.
65. Wallace B. // Evolution. 1958. V. 12. P. 532-556.
66. Woodruff R.C. // Genetica. 1992. V. 86. №1-3. P. 143-154.
67. Woodruff R.C., Thompson J.N., Barker J.S.F., Huai H. // Genetica. 1999. V. 107. P. 261-269.
68. Yannopoulos G., Stamatis N., Monastirioti M., Hatzopoulos P., Louis C. // Cell. 1987. V. 49. № 4. P. 487-495.

АЗ МӨЛШЕРДЕГІ СОЗЫЛМАЛЫ ИОНДАУШЫ СӘУЛЕЛІНІң DROSOPHILA MELANOGASTERГЕ ӘСЕРІ

Зайнуллин В.Г., Москалев А.А., Шапошников М.В., Юранева И.Н., Таскаев А.И

Ресей ҒА Орал бөлімшесіне қарасты Коми ҒО биология институты Сыктывкар қаласы

Drosophila melanogaster шыбындарының зертқаналық линияларына созылмалы гамма-сәулелерінің (0,17сГр/сағ.) әсері зерттелген. Сәулеленген шыбындарда әртүрлі мобильді генетикалық элементтердің будандық дисгенезы мен репарация жүйесінің дәйекті өзгеретіні анықталған. Бұл өзгерістер негізінен *Drosophila melanogaster* генотипіне байланысты болады. Сәулелендірілген шыбындарды будандастыру арқылы алынған нәтижелерге қарағанда радиация әсерінен гонадалар қатты зақымдалып, sn^w және $h(w^+)$ мутациялық нысандарының көрсеткіш деңгейі жоғарлайды. Аз мөлшердегі радиация әсерін табуда мобильді генетикалық элементтердің маңызы зор делінген қортынды жасалады.

THE AFFECTS OF CHRONIC LOW DOSE IRRADIATION ON DROSOPHILA MELANOGASTER

V.G. Zainullin, A.A. Moskalev, M.V. Shaposhnikov, I.N. Yuraneva, A.I. Taskaev

The institute of Biology, Komi Scientific Center, Ural Division of the Russian Academy of Sciences, 167982, Syktyvkar, Russia

It was investigated the influence of the chronic gamma-irradiation in the dose rate of 0.17 sGy/h on the rate of genetic variability and on the life-span in the laboratory strains of *Drosophila melanogaster* with genotypic distinguishes in mobile genetic elements and defects in the DNA repair processes. It is shown that the radiation-induced alteration of the traits under study depends from genotype of investigated strains. In the different strains we have observed an increase as well as a decrease of the mutation rate and life-span. Also it was established that irradiation leads to the frequencies of the GD-sterility and mutability of the *snw* and *h(w+)* in the P-M and H-E dysgenic crosses. The obtained results suggest that mobile genetic elements play an important role in the forming of genetic effects in response to low dose irradiation.

УДК 575.17:546.841:584.17

ЦИТОГЕНЕТИЧЕСКИЕ ЭФФЕКТЫ СОЧЕТАННОГО ДЕЙСТВИЯ ^{232}Th С ИОНАМИ ЩЕЛОЧНЫХ И ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ НА МЕРИСТЕМАТИЧЕСКИЕ КЛЕТКИ РАСТЕНИЙ¹Евсеева Т.И., ²Гераськин С.А., ¹Храмова Е.С.¹Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, г. Сыктывкар, Россия²Всероссийский НИИ сельскохозяйственной радиологии и агроэкологии, г. Обнинск, Россия

Изучены цитогенетические эффекты раздельного и совместного действия К, Cd и ^{232}Th на меристематические клетки растений — традесканции (клон 02) и Allium сера. Цитогенетическое действие ^{232}Th связано главным образом с индукцией геномных нарушений. Кадмий в изученной концентрации (60 мг/л) не индуцировал повышенный выход отстающих хромосом и не усиливал этот эффект при взаимодействии с ^{232}Th . Воздействие Cd приводило к существенному (в 1.5 раза выше контрольного) увеличению доли повреждений хромосомного типа и числа фрагментов при достоверном снижении митотического индекса. Показано, что различия в химических свойствах и биологической значимости элементов обуславливают принципиально разную ответную реакцию клеток растений на совместное их действие с одним и тем же агентом. Если жизненно важный для представителей живой природы элемент, калий, проявляет протекторные свойства по отношению к действию ^{232}Th , то совместное действие Cd^{2+} и ^{232}Th , являющихся химически высокотоксичными металлами, приводит к синергическому усилению эффектов их действия на клетки растений.

В результате интенсивного использования ресурсов биосферы в настоящее время на Земле не осталось такой экосистемы, которая не испытывала бы мощного давления хозяйственной деятельности человека. В этих условиях крайне важна достоверная информация о возможных последствиях для биоты совместного действия факторов разной (физической, химической, биологической) природы. Корректная оценка реальной опасности для биологических систем действия широкого спектра поллютантов, а, тем более, прогнозирование индуцированных ими биологических эффектов, невозможны без знания механизмов раздельного и совместного действия загрязняющих окружающую среду веществ на объекты живой природы.

Цель настоящей работы состояла в изучении цитогенетических эффектов раздельного и совместного действия на меристематические клетки растений жизненно важного элемента калия, Cd — тяжелого металла, относящегося к I классу опасности по классификации Международного комитета по проблемам окружающей среды [14], и ^{232}Th , являющегося одновременно химически токсичным элементом и родоначальником семейства α -, β - и γ -излучателей разного уровня активности.

Математический анализ данных проводили по общепринятым методикам [4]. Коэффициенты взаимодействия (K_w) рассчитывали по формуле, приведенной в работе [3].

Изучали действие нитрата ^{232}Th на клетки волосков тычинок (ВТ) традесканции (клон 02) и корневой меристемы лука репчатого (Allium сера).

Эффекты взаимодействия нитратов ^{232}Th и К оценивали по уровню соматических мутаций (изменение доминантной голубой окраски клеток на розовую), морфологических аномалий (изгибы, разветвления волосков, гигантские и карликовые клетки) и снижению репродуктивной способности клеток волосков тычинок (ВТ) традесканции. Экспери-

менты проводили с водными культурами растений. Свежесрезанные побеги традесканции с момента раскрытия первого бутона в соцветии помещали в растворы исследуемых веществ или в дистиллированную воду (контроль). Методика проведения экспериментов подробно изложена в работах [5, 6]. Нарушения в клетках ВТ традесканции регистрировали с 4 по 30 день.

Для изучения механизмов формирования цитогенетических эффектов при раздельном и совместном действии нитратов ^{232}Th и Cd в качестве тест-объекта использовали А. сера. Отбирали лук-севок (сорт Даниловский) одинакового размера (диаметром 1.5 – 1.7 см) по 5 штук на каждый вариант опыта и для отращивания корней помещали в дистиллированную воду (контроль), а также в растворы нитрата ^{232}Th , либо нитрата Cd. При исследовании сочетанного действия раствор содержал одновременно ионы ^{232}Th и Cd в указанных концентрациях. Через 30 ч от каждой луковицы отрезали корни, достигшие длины 1 см. Корешки фиксировали 48 ч в ацетоуксусном спирте (1:3). Временные давленные препараты окрашивали ацетокармином. Анализировали ана- и телофазные клетки. Количественный и качественный учет перестроек хромосом и митотического индекса проводили по методике [15].

Схема эксперимента приведена в табл. 1. Концентрация KNO_3 соответствует используемой для приготовления питательных растворов для водных культур растений [2]. Применяемые концентрации Cd и ^{232}Th при раздельном действии на клетки корневой меристемы А. сера не ведут к полной остановке пролиферации, но вызывают достоверные генетические эффекты [6, 22]. Отметим, что основывать выбор концентраций Cd и ^{232}Th на приведенных в нормативных документах значениях мы посчитали нецелесообразным, поскольку они существенно меняются. Так, если предельно допустимая активность ^{232}Th для питьевой воды в настоящее

время [13] составляет 0.6 Бк/кг, в НРБ-96 она была определена как 5.4 Бк/кг или 1.32 мг/л [12], а ранее равнялась 0.15 мг/л [11], что соответствует выбранному нами значению. Предельно допустимые концентрации Cd в воде варьируют в зависимости от вида хозяйственного использования источника. От-

метим, что по оценке Вагнера [23], на незагрязненных ТМ территориях концентрация кадмия в тканях растений не превышает 0.3 мМ. В нашем эксперименте концентрация Cd²⁺ в растворе составляла 0.26 мМ.

Табл. 1.

Тест-критерий	Объект	Анализируемое соединение	Концентрация по катиону, мг/л		
соматические мутации	Tradescantia (clon 02)	нитрат тория-232	0.09	0.18	0.36
потеря репродуктивной способности клеток		нитрат калия	510		
морфологические аномалии		нитрат тория-232 и нитрат калия	0.09	0.18	0.36
			510	510	510
абerrации хромосом в клетках корневой меристемы	Allium cepa	нитрат тория-232	0.09	0.18	0.36
митотический индекс клеток корневой меристемы		нитрат кадмия	60		
		нитрат тория-232 и нитрат кадмия	0.18		
			60		

Представленные на рис. 1 и в табл. 2 результаты позволяют отметить некоторые особенности действия ²³²Th на меристематические клетки растений. Все исследованные концентрации ²³²Th обуславливают высокий, статистически значимый, уровень морфологических аномалий в ВТ традесканции. В изученных концентрациях ²³²Th повышает частоту генных мутаций в клетках ВТ традесканции, но не увеличивает число структурных перестроек хромосом, регистрируемых ана- телофазным методом в клетках корневой меристемы лука. В концентрациях 0.09 и 0.18 мг/л ²³²Th, воздействуя на кинетохоры и/или нити веретена деления, вызывает отставание хромосом в анафазе, что может приводить к геномным нарушениям. Токсический эффект проявляется только при концентрации ²³²Th 0.36 мг/л. При этом наблюдается падение частоты абerrаций хромосом за счет перестроек хроматидного типа. Если учесть, что данный тип нарушений, проявляющийся часто у контрольных растений, образуется на стадии двух

эффективных нитей, то можно полагать, что происходит остановка или задержка клеточного цикла в фазе G₂.

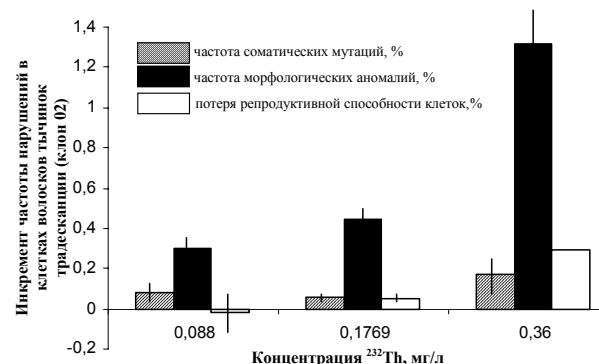


Рис. 1. Динамика частот соматических мутаций, морфологических аномалий, потери репродуктивной способности клеток волосков тычинок традесканции (клон 02) при действии ²³²Th

Табл. 2. Спектр абerrаций и частота абerrантных клеток апикальной меристемы лука репчатого после воздействия ²³²Th

Концентрация ²³² Th, мг/л	Число просмотренных ана- телофаз	Частота аберрантных клеток, %	Частота нарушений, %				Другие типы нарушений, %	Митотический индекс, %
			фрагменты		мосты			
			одиночные	двойные	одиночные	двойные		
Контроль	4999	1.55	0.74	0.14	0.56	0.04	0.04 (0.02)	15.0
0.088	4707	1.79	0.70	0.26	0.68	0	0.17 (0.16) ^a	16.3
0.1769	5385	1.95	0.86	0.24	0.57	0.02	0.32 (0.30) ^б	13.3
0.36	4272	0.54 ^в	0.28 ^б	0.07	0.16 ^в	0.02	0.09 (0.09)	7.6 ^в

Примечание: в скобках указана доля клеток с отставшими хромосомами; - отличие от контроля достоверно при: а — p < 0.05; б — p < 0.01; в — p < 0.001

Каковы же возможные механизмы действия ²³²Th, приводящие к наблюдаемым эффектам? Важной особенностью тория является то, что он одновременно способен оказывать воздействие на биологические объекты как излучатель и как химически токсичный элемент. Известно, что ²³²Th легко образует комплексные соединения с белками, аминокислотами и органическими кислотами [10]. С одной стороны, это свойство обеспечивает детоксикацию

иона уже на пути поступления в клетку. С другой — обуславливает значительные изменения компонентов мембран. Изменения в плазмалемме запускают цепь реакций, связанных с передачей сигналов геному, и приводят к изменению экспрессии генов, определяющих, в частности, процессы морфогенеза клетки [8]. Очевидно, с этими событиями связан высокий уровень индуцируемых ²³²Th морфологических изменений.

Продemonстрированный в нашем исследовании достоверный генотоксический эффект ^{232}Th может быть вызван как непосредственным влиянием излучения продуктов распада ^{232}Th на ДНК, так и развитием свободнорадикальных процессов, нарушающих метаболизм ДНК и принимающих участие в образовании разрывов ДНК и повреждении оснований [17]. Предполагается [19], что данный механизм может оказаться ведущим в образовании точковых мутаций в ДНК растений при воздействии ионизирующих излучений.

В природных условиях не встречается ситуаций, когда ^{232}Th находится в среде без дополнительного ионного окружения. Совместное действие ионов металлов в результате их кооперативного и антикооперативного взаимодействия с биомолекулами обуславливает многообразие механизмов ответной реакции клетки и возможность возникновения синергических и антагонистических эффектов [5]. Какое влияние оказывают существенно различающиеся по химическим свойствам ионы металлов на ответную реакцию клеток по отношению к действию ^{232}Th , показывают результаты изучения совместного действия этого радионуклида с нитратами калия и кадмия.

Прежде всего, следует отметить различие механизмов действия изучаемых солей металлов. Результаты, полученные с использованием традесканции в качестве тест-объекта, подтверждают вывод о том, что ^{232}Th вносит существенный вклад в индукцию генных мутаций и в большей мере, чем калий, вызывает угнетение пролиферативной активности клеток. В случае калия относительно выражено влияние на морфофункциональное состояние клеток (рис. 2). Заметим, что эта же особенность действия калия была выявлена нами при тестировании проб талой воды, содержащих повышенные концентрации ТМ [6]. В цитируемой работе обсуждались возможные механизмы влияния иона калия на морфологические процессы в клетке.

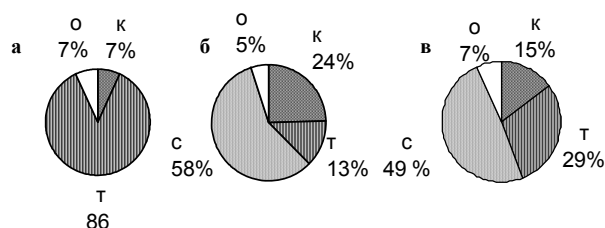


Рис. 2. Относительный вклад нитрата ^{232}Th и KNO_3 в индукцию разного типа нарушений в клетках ВТ традесканции (клон 02); (с — сочетанный эффект; к — вклад KNO_3 ; т — вклад ^{232}Th ; о — ошибка); а — соматические мутации; б — морфологические аномалии; в — потеря репродуктивной способности клеток

Данные, полученные с использованием *A. сера*, показали, что отдельно ^{232}Th и Cd в изученных концентрациях не вызывают достоверного мутагенного эффекта (рис. 3). Однако, если цитогенетическое действие ^{232}Th связано главным образом с индукцией геномных нарушений, то Cd приводит к существенному (в 1.5 раза выше контрольного) увеличению доли повреждений хромосомного типа и числа фрагментов при достоверном снижении митотического индекса (рис. 3 – 5).

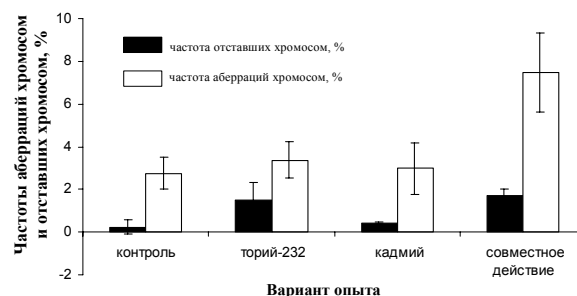


Рис. 3. Частота аберраций хромосом и отстающих хромосом в клетках корневой меристемы *A. сера* при раздельном и совместном действии тория-232 и кадмия

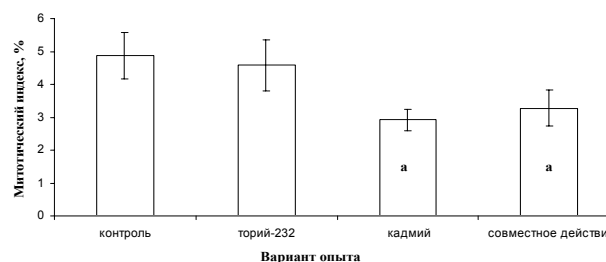


Рис. 4. Митотический индекс клеток корневой меристемы *A. сера* при раздельном и совместном действии тория-232 и кадмия. а - отличие от контроля достоверно при $p < 0.05$

При совместном действии этих ионов металлов число отстающих хромосом достоверно выше контрольного и вызванного кадмием уровня, но сопоставимо с эффектом, индуцируемым ^{232}Th . Соотношение хромосомного и хроматидного типов аберраций, а также числа фрагментов и мостов сходно с таковыми для Cd. В обоих случаях число фрагментов превышает 80%, тогда как ^{232}Th индуцирует такие повреждения в 57% случаев (рис. 5). Таким образом, ^{232}Th оказывает в основном модифицирующее действие на процессы становления в мутации индуцируемых Cd и образующихся спонтанно повреждений ДНК. Аналогичный вывод был сделан на основе результатов изучения сочетанного действия малых доз хронического γ -облучения и ^{232}Th на клетки волосков тычинок традесканции [5].

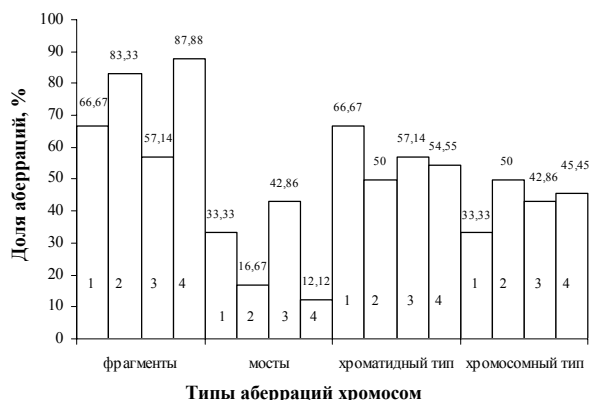


Рис. 5. Доля разного типа aberrаций хромосом в клетках *A. sara* при раздельном и совместном действии тория-232 и кадмия. 1 – контроль; 2 – кадмий; 3 – торий-232; 4 – сочетанное действие

Табл. 3. Коэффициенты взаимодействия при сочетанном действии нитрата ^{232}Th и KNO_3

Концентрация ^{232}Th , мг/л	Коэффициент взаимодействия		
	соматические мутации	потеря репродуктивной способности клеток	морфологические аномалии
0.177	0.13 ^b	0.55 ^a	0.60 ^a
0.360	0.48 ^b	0.16 ^b	0.32 ^b

Примечание: ^a — нелинейные эффекты достоверны при $p < 0.01$; ^b — нелинейные эффекты достоверны при $p < 0.001$

Причиной различия ответной реакции клеток на сочетанное действие ^{232}Th с Cd и K является специфика взаимодействия щелочных и ТМ с клеточными структурами и, в частности, с ДНК. Известно, что ион K^+ , как все щелочные и щелочноземельные металлы, взаимодействует с фосфатными группами ДНК и повышает ее стабильность, тогда как Cd^{2+} , связываясь преимущественно с основаниями [9], снижает температуру перехода спираль – клубок [1, 18] и делает ДНК более лабильной к повреждающим воздействиям. Кроме того, если активность более 60 играющих важную роль в метаболизме растительной клетки ферментов зависит от присутствия K^+ [16], то Cd^{2+} , напротив, часто ингибирует ферменты, замещая Zn, например, в ДНК полимеразе $-\alpha$ [21], играющей важную роль в репликации и репарации ДНК.

Таким образом, различия в химических свойствах и биологической значимости элементов обуславливают принципиальные различия ответной реакции клеток растений на совместное их действие с одним и тем же агентом. В данном случае жизненно важный для представителей живой природы элемент — калий — проявляет протекторные свойства по отношению к действию ^{232}Th . Совместное же действие ^{232}Th и Cd^{2+} , являющихся химически высокотоксичными металлами, приводит к синергическому усилению эффектов их действия на клетки растений.

В заключение сформулируем ряд следующих из полученных экспериментальных данных выводов относительно особенностей формирования цитогенетических

В случае совместного действия ^{232}Th и Cd наблюдаются достоверные синергические эффекты как в отношении частоты aberrантных ана-телофаз ($K_w = 4.02$; $p = 0.021$), так и для числа повреждений на клетку ($K_w = 5.77$; $p = 0.018$).

В противоположность этим данным, эффект сочетанного действия нитратов ^{232}Th и K, рассчитанный на основе K_w , оказался достоверно ниже аддитивного для всех исследованных показателей — соматических мутаций, морфологических аномалий и потери репродуктивной способности клеток ВТ традесканции (табл. 3).

нетических эффектов в условиях раздельного и совместного действия ионов K, Cd и ^{232}Th .

Исследованные концентрации нитрата ^{232}Th оказывают достоверный генотоксический эффект и увеличивают уровень морфологических аномалий в ВТ традесканции, но не повышают частоту aberrаций хромосом в клетках корневой меристемы *A. sara*. Цитогенетическое действие ^{232}Th связано с его способностью вызывать отставание хромосом в ана-телофазе, что ведет к увеличению частоты геномных нарушений. Концентрация 0.36 мг/л ^{232}Th оказывает также достоверный токсический эффект, снижая как пролиферативную активность клеток ВТ традесканции, так и корневой меристемы *A. sara*.

Кадмий в изученной концентрации не увеличивает частоту отстающих хромосом и не усиливает этот эффект при взаимодействии с ^{232}Th . Однако воздействие Cd приводит к существенному (в 1.5 раза выше контрольного) увеличению доли хромосомного типа повреждений и числа, приходящихся на aberrантную клетку фрагментов, при снижении процента мостов и митотического индекса.

При совместном действии нитратов ^{232}Th и калия для всех изученных концентраций и показателей (соматических мутаций, морфологических аномалий, потери репродуктивной способности клеток) обнаружен достоверный антагонистический эффект. Сочетанное действие ^{232}Th и Cd обуславливает достоверный синергический эффект в отношении частоты aberrаций хромосом при увеличении нагруженности aberrантной клетки повреждениями.

ЛИТЕРАТУРА

1. Волькенштейн М.В. 1981. Биофизика. - М.: Наука. - 575 с.
2. Генкель П.А. Физиология растений. - М.: Просвещение. - 1975. - 335с.

3. Гераськин С.А., Дикарев В.Г., Удалова А.А., Дикарева Н.С. Влияние комбинированного действия ионизирующего излучения и солей тяжелых металлов на частоту хромосомных aberrаций в листовой меристеме ярового ячменя. // Генетика. - 1996. 32 (2): - С. 279—288.
4. Гроссман С., Тернер Дж. 1983. Математика для биологов. - М.: Высшая школа - 383 с.
5. Евсеева Т.И. Закономерности раздельного и сочетанного действия факторов радиационной и нерадиационной природы в диапазоне малых доз (концентраций) на традесканцию (клон 02). // Автореф. канд. дис. - Обнинск. - 1999. -23 с.
6. Евсеева Т.И., Гераськин С.А. Раздельное и в сочетании с солями тяжелых и щелочных металлов действие ^{232}Th на традесканцию (клон 02). // Радиационная биология. Радиоэкология. - 2000а. 40 (4): - С.456—461.
7. Евсеева Т.И., Гераськин С.А. Цитогенетические эффекты раздельного и совместного действия нитратов тория-232 и калия на традесканцию (клон 02). // Цитология. - 2000б. 42 (8): - С. 822-828.
8. Максимовский Л.Ф. Роль структурной организации генома в регуляции морфогенетических процессов // Структурно-функциональная организация генома. - Новосибирск: Наука - 1989. - 189 с.
9. Металлокомплексы нуклеиновых кислот в растворах / Ю.П. Благой, В.Л. Галкин, Г.О. Гладченко и др. - Киев: Наук. Думка. - 1991. - 225 с.
10. Несмеянов А.Н. Радиохимия. М.: Химия. - 1972. - 592 с.
11. Нормы радиационной безопасности (НРБ-76/87) и основные санитарные правила работы с радиоактивными веществами и другими источниками ионизирующих излучений (ОСП- 72/87). 1988. - М.: Энергоатомиздат, - 160 с.
12. Нормы радиационной безопасности (НРБ-96): Гигиенические нормативы. 1996. - М., Информационно-издательский центр Госкомсанэпиднадзора России. - 127 с.
13. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99): Гигиенические нормативы. 1999. - М., Центр санитарно-эпидемиологического нормирования, гигиенической сертификации и экспертизы Минздрава России - 116 с.
14. Орлов Д.С., Малинина М.С., Мотузова Г.В. Химическое загрязнение почв и их охрана. - М.: Агропромиздат. - 1991. - 303 с.
15. Паушева З.П. 1980. Практикум по цитологии растений. - М.: Колос. - 303 с.
16. Пахомова В.М. Основные положения современной теории стресса и неспецифический адаптационный синдром у растений // Цитология. - 1995. - Т. 37, № 1. - С. 66-86.
17. Шарыгин В.Л., Пулатова М.К., Шлякова Т.Г., Боровков М.В., Чернов Г.А. Радиация и система синтеза ДНК: свободно-радикальные механизмы повреждения ДНК, репарации и защиты // Радиационная биология, радиоэкология, радиационная безопасность: Тез. докл. III съезда по радиационным исследованиям, г. Москва 14-17 октября 1997 г. – Пушино. - 1997. - Т. 2. - С. 36.
18. Рубин А.Б. 1987. Биофизика. - М.: Наука. 2: - 303 с.
19. Britt A. DNA repair mechanism in vegetable cell // Radiat. Res. 1996. Vol. 146. № 5. P. 1158-1172.
20. Evseeva T.I. 2000. The action of low-level ^{232}Th concentrations on Tradescantia (clon 02) and meristematic root tip cells of Allium cepa. In: 5th International Conference on High Levels of Natural Radiation and Radon Areas: Radiation Dose and Health Effects. Munich, 166.
21. Nocentini S., 1987. Inhibition of DNA replication and repair by cadmium in mammalian cells. Protective interaction of zinc. Nucl. Acids Res. 15 (10): 4211—4225.
22. Steinkellner H., Mun-Sik K., Helma C., Echer S., Ma T. H., Horaka S., Kundi M., Knasmuller S. Genotoxic effects of heavy metals: comparative investigation with plant bioassays // Environ. Mol. Mutagen. 1998. Vol. 31. № 2. P. 183 - 191.
23. Wagner G.J. 1993. Accumulation of cadmium in crop plants and its consequences to human health. Adv. Agron. 51: 173—212.

^{232}Th СІЛТІ ЖӘНЕ АУЫР МЕТАЛДАРЫНЫҢ ӨСІМДІКТЕР МЕРИСИСТЕМАЛЫҚ КЛЕТКАСЫНА ЦИТОГЕНЕТИКАЛЫҚ ӘСЕРІ

^{1)Евсеева Т.И., ^{2)Гераськин С.А., ^{1)Хромова Е.С.}}}

<sup>1)Ресей ҒА Орал бөлімшесіне қатысты Коми ҒО биология институты Сыктывкар қаласы;
^{2)Бүкілресейлік ауыршаруашылық радиология және агроэкология ҒЗИ, Обнинск қаласы Ресей}</sup>

К, Cd және ^{232}Th —дың өсімдіктер /традесканция клон 02 және Allium сера/ мерисистемалық клеткасына жеке және қосылған түрдегі әрекеті зерттелді. ^{232}Th —дың цитогенетикалық әрекет етуі негізінен геномдық индукцияның бұзылуына байланысты. Кадмидың зерттелген /60мг/л/ концентрациясында хромосомның бөліну кезіндегі шалыс қалу байқалмады. Cd- ің әсерінен хромосомдық түрлі өзгерістер көбейіп хромосом фрагменттерінің саны азаяды элементтердің химиялық қасиеттері мен биологиялық маңызды ерекшеліктерінің арқасында олардың өсімдіктер клеткасына өртүрлі әсері анықталған. Егер ең маңызды табиғи элементтер өкілдерінің бірі К, ^{232}Th мен бірге сынағанда протекторлік қасиетін көрсетсе, онда химиялық жоғарғы уытты метал болып саналатын Cd^{2+} және ^{232}Th бірігіп әсер еткен уақытта синергетикалық әрекеті байқалған.

CYTOGENETIC EFFECTS OF COMBINED IMPACT CAUSED
BY ^{232}Th AND IONS OF ALKALI AND HEAVY METALS TO PLANT MERISTEM CELLS

¹⁾T.I. Evseeva, ²⁾S.A. Geras'kin, ¹⁾E.S. Khranova

¹⁾*Institute of Biology of Komi RC UB RAS, Syktyvkar, Russia*

²⁾*All-Russian Research Institute of Agricultural Radiology and Agroecology, Obninsk, Russia*

The cytogenetic effects of complex and separate action of K, Cd and ^{232}Th on plant - Tradescantia (clone 02) and Allium cepa - meristematic root tip cells were investigated. It was shown that cytogenetic effects of ^{232}Th result mainly in its ability to induce genome damages. Cd in concentration studied (it was equal to 60 mg/l) was not induce vagrants increasing and this effect does not intensified by the combined action with ^{232}Th . Cd induced the essential increase (1.5 times more than in control group) of the chromosome type aberration frequency and the fragments frequency, while the mitotic index was decreased. It was shown that the difference in plant cell responses to K and Cd complex action with one and the same agent - ^{232}Th - is due to the differences in the chemical element characteristics and their significance for biological objects. The element vital for biological objects - K - protect plant cells from ^{232}Th effect, but the two highly toxic metals - ^{232}Th and Cd - complex action results in the synergic increasing of their effects on plant cells.

УДК 576.312: 591.152: 595.771

ХРОМОСОМНЫЙ ПОЛИМОРФИЗМ *CHIRONOMUS PLUMOSUS*

Бахтин М.М., Сейсебаев А.Т., Тусупбаев В.И., Жариков С.К.

Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК

Представлены цитогенетические данные о хромосомном полиморфизме *Chironomus plumosus* из трех водоемов Семипалатинского региона: пруд №2 у поселка "Восход" (SEM -BH), озерки Даулбай (PAB-OD) и Жаланапш (PAB-OZ). В исследованных популяциях *Chironomus plumosus* выявлены 14 инверсионных последовательностей дисков и 17 их генотипических сочетаний. Впервые описаны новые последовательности дисков p'/plu A7 и p'/plu B8. Идентифицированы гетерозиготные инверсии h'/plu A2, p'/plu A7 и h'/plu B1, p'/plu B8, которые не встречались в других регионах.

ВВЕДЕНИЕ

Изучение хромосомного полиморфизма у природных популяций организмов приобретает особое значение в связи с экологическими проблемами, так как оно позволяет определить влияние антропогенных факторов загрязнения окружающей среды на наследственные структуры живых организмов.

Хирономиды (Diptera, Chironomidae) - одна из наиболее процветающих в настоящее время насекомых. Они играют важную роль в биосфере, являясь существенным компонентом водных и воздушных биоценозов. Хирономиды были выбраны одним из модельных объектов Международной программы ЮНЕСКО "Человек и биосфера" и используются как биоиндикатор для биоценологических и экологических исследований при оценке антропогенных воздействий на водоемы [1]. Хирономиды используются нами как тест-объект для изучения генетических последствий радиоактивного загрязнения водоемов СИП [2,3].

Chironomus plumosus является широко распространенным видом хирономид. Его кариотип и хромосомный полиморфизм изучены для многих популяций хирономид России и ряда европейских стран [4,5,6]. В природных популяциях этого вида обнаружен высокий хромосомный полиморфизм с разнообразным спектром гомозиготных и гетерозиготных инверсий [7,8,9]. В.В. Голыгиной показано, что в кариотипе палеарктического *Chironomus plumosus* насчитывается 35 последовательностей дисков. Практически все изученные ею популяции *Chironomus plumosus* имели высокий уровень инверсионного полиморфизма: число личинок, гетерозиготных по инверсиям, составляло 0-100% от общего числа исследованных личинок со средним числом гетерозиготных инверсий на особь от 0 до 2. Число последовательностей дисков в разных популяциях колебалось от 7 до 19, а число генотипических сочетаний последовательностей дисков - от 7 до 25. Средние значения этих показателей в Палеарктике равны $12,5 \pm 0,4$ и $14,7 \pm 0,7$ соответственно [10]. Политенные хромосомы *Chironomus plumosus* в отличие от таковых многих других видов хирономид имеют, как правило, дисковую структуру и, кроме того, число дисков, выявленных в хромосомах, существенно меняется в зависимости от сезона года [11].

В настоящей работе приводятся данные о хромосомном полиморфизме хирономид *Chironomus plumosus* из трех водоемов Семипалатинского региона.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

Объектом исследования служили личинки последнего IV-возраста хирономид, собранные в трех водоемах: пруд №2 у поселка "Восход" (SEM -BH), озерки Даулбай (PAB-OD) и Жаланапш (PAB-OZ).

Пруд у поселка "Восход" расположен в 12 км восточнее г. Семипалатинска. Дно водоема представляет заиленный песок с мягкой мелкопесчаной глиной. Температура воды 18°C - 20°C . РН воды 5,7. В водоеме обнаружены личинки хирономид, ручейники и мокрецы, а также олигохеты и моллюски. Мощностная экспозиционная доза гамма-излучений на берегу пруда в пределах 13-15 мкР/ч. Озерки Даулбай и Жаланапш расположены в 125-150 км севернее Атомного озера Балапан. Дно водоемов илистое. Температура воды в пределах 20°C - 23°C . РН воды 5,5. В водоемах кроме личинок хирономид найдены личинки ручейников, поденок и мокрецов. Часто встречались олигохеты, водные клещи и моллюски. МЭД гамма-излучений в местах сбора личинок хирономид составляла в пределах 12-14 мкР/ч.

Личинки хирономид собирали по общепринятой гидробиологической методике [12]. Для кариологического анализа личинки фиксировали в свежеприготовленной смеси 96% этилового спирта и ледяной уксусной кислоты в соотношении 3:1. Давленные препараты политенных хромосом слюнных желез готовили по стандартной ацетоорсеиновой методике [1]. Картирование хромосом *Chironomus plumosus* проводили по Ф.Л. Максимовой [13], дополненной Н.А. Шобановым [14,15]. Последовательности дисков в каждом плече обозначали сокращенным символом вида, символом плеча и номером последовательности. Последовательность нумеровали в порядке возрастания по мере их описания. Поскольку хирономиды имеют голарктическое распространение, при обозначении последовательностей дисков использовали символы p' - для палеарктических и h' - для голарктических последовательностей [16].

Характеризуя популяции хирономид, учитывали частоту встречаемости гетерозиготных особей, среднее число гетерозиготных инверсий на особь, количество инверсионных вариантов, зиготических

сочетаний плеч. Соответствие частот встречаемости генотипических комбинаций распределению Харди-Вайнберга было проведено с помощью критерия Х². Достоверность различия частот встречаемости последовательностей дисков в разных популяциях оценивали по методу ф-Фишера [17].

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Кариотип *Chironomus plumosus* представлен 2n=8. Сочетание плеч AB, CD, EF и G (цитокон-

плекс thummi) [10]. Центромерные диски четко выявляются. Хромосомы AB и CD - метацентрические, EF - субметацентрическая, G - телоцентрическая. Ядрышко расположено близ центромерного участка плеча G. Три кольца Бальбиани расположены в плече G, одно- в плече B [11]. (Рис. 1).

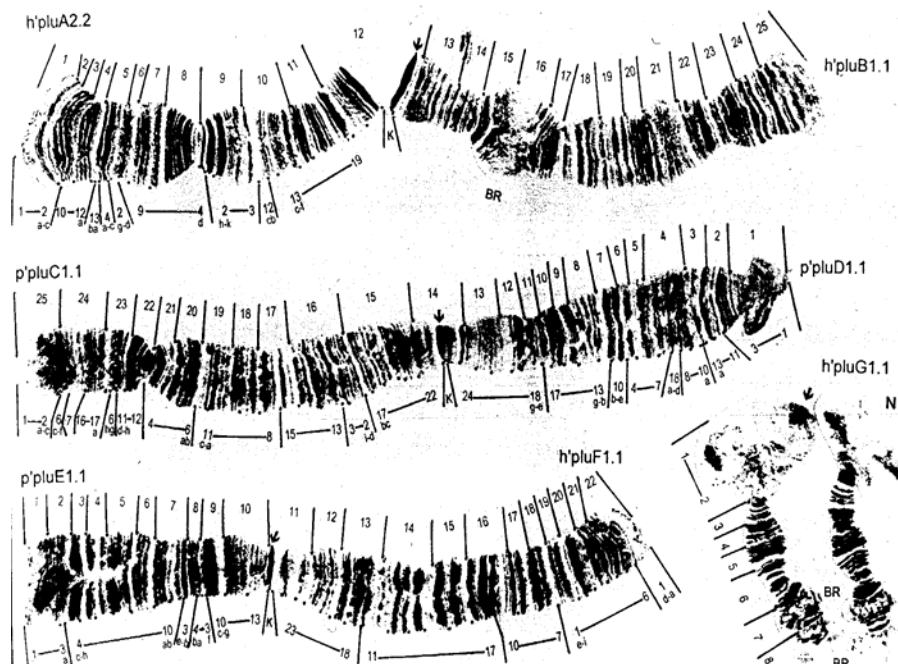


Рис. 1 Кариотип *Chironomus plumosus*: A, B, C, D, E, F и G - хромосомные плечи; N - ядрышко; BR - кольца Бальбиани; ↓ - центромеры.

Кариотип всех видов рода *Chironomus* составлен из гомологичных плеч (обозначаемых символами A,B,C,D,E,F,G), которые в разных сочетаниях образуют четыре хромосомы гаплоидного набора каждого вида. Поскольку эволюция кариотипа видов рода *Chironomus* происходила в основном за счет реципрокных транслокаций целых плеч и парацентрических инверсий, в роде *Chironomus* имеет место высокая консервативность дисковой структуры в каждом из хромосомных плеч [18].

Хромосома I(AB). В плече A в исследованных нами популяциях обнаружены 3 последовательности дисков. Последовательность p'plu A1 найдена у всех изученных популяций, и частота ее встречаемости колеблется от 0,131 до 0,463. Доминирующей оказалась последовательность h'plu A2, отличающаяся от p'pluA1 простой парацентрической инверсией.

p'plu A1 1-2c 10-12 3-2h 4d-9 2d-g 4c-a 13-19
h'plu A2 1-2c 10-12a 13ba 4a-c 2g-d 9-4d 2h-3 12cb 13c-19

Обе последовательности встречаются в гомо и гетерозиготном состоянии. Последовательность p'plu A7 происходит из p'plu A1 за счет 2-х непрерывающихся парацентрических инверсий.

p'plu A1 1-2c 10-12 3-2h 4d-7 8-9 2d-g 4c-a 13-14 15-19

p'plu A7 1-a-e 7ba 6-4d 2h-3 12-10 2c-1f 7c-8b 14-13 4a-e 2g-d 9-8c 15-19

p'plu A7 выявлено низкой частотой в популяциях SEM-BH.

Плечо B в этих популяциях имеет 2 последовательности дисков. Доминирующее место занимает последовательность h'plu B1. Последовательность p'plu B8 найдена в гетерозиготе с h'plu B1 лишь в популяциях PAB-OD и отличается от h'plu B1 очень коротким парацентрическим инверсией. Причем эта последовательность картируется впервые:

h'plu B1 25-21 20-19 18-12

p'plu B8 25-21j 19K-21j 19j-12

Хромосома II(CD). В плече C в исследованных популяциях обнаружены 2 последовательности дисков. В трех изученных нами популяциях доминирует p'plu C1. Последовательность h'plu C2 отличается от p'plu C1 простой парацентрической инверсией. Она встречается с невысокой частотой.

p'plu C1 1-2c 6c-f 7 16-17a 6h-g 11d-12 4-6b 11c-8 15-13 3-2d 17b-22

h'plu C2 1-2c 6c-f7 16-17a 6h-g 11d-12 13-15 8-11c 6b-4 3-2d 17b-22

Плечо D в исследованных нами популяциях имеет 3 последовательности дисков. Последователь-

ность h/plu D2 отличается от p/plu D1 простой парацентрической инверсией.

p/plu D1 1-3 11-13a 10a-8 18d-a 7-4 10e-6 13b-17 18e-24

h/plu D2 1-3 10b-e 4-7 18a-d 8-10a 13a-11 13b-17 18e-24

Последовательность p/plu D3 встречалась в гетерозиготе

p/plu D1 1-3 11-13a 10a-8 18d-a 7-4 10e-b 13b-17 18e-24

p/plu D3 1a-e 3e-1f 3fg 9-10a 13a-11 10de 4-7 18a-d 8a-d 10cb 13b-17 18e-24

Хромосома III (EF). Плечо E имеет одну последовательность дисков:

p/plu E1 1-3a 4c-10b 3e-b 4b-3f 10c-13

Плечо F в этих популяциях имеет 2 последовательности дисков. В изученных нами популяциях доминировала последовательность p/plu F1. Последовательность p/plu F3 обнаружена с низкой частотой в популяциях PAB-OZ. Она образована из h/plu F1 за счет простой инверсии в дистальной части плеча :

h/plu F1 1a-d 6-1e 7-10 17-11 18-23

p/plu F3 1-6 7-10 17-11 18-23

Хромосома IV (G). Плечо (G) было мономорфно во всех изученных популяциях.

Таким образом, в исследованных популяциях *Chironomus plumosus* обнаружено 14 последовательностей дисков хромосом, причем 2 из них p/plu A7, p/plu B8 описываются впервые.

Анализ данных по частоте встречаемости последовательностей дисков показал, что все последовательности, обнаруженные в изученных популяциях *C. plumosus*, можно условно разбить на 4 группы (таблица 1).

В первую группу входят 7 последовательностей дисков h/plu A2, h/plu B1, p/plu C1, p/plu D1, p/plu E1, h/plu F1 и h/plu G1 - названные "основными общими палеарктическими последовательностями", или MCP- последовательностями (Main Common Palearctic sequences) [19]. Во всех популяциях частота встречаемости этих последовательностей остается высокой. Средние частоты встречаемости MCP- последовательностей в изученных популяциях *Chironomus plumosus* составляют 0,537-1,000. Во вторую группу, так называемые "альтернативные общие палеарктические последовательности", или ACP-последовательности (Alternative Common Palearctic sequences) [10], входят 3 последовательности дисков p/plu A1, h/plu C2 и h/plu D2. Средняя частота ACP-последовательностей значительно ниже, чем у MCP-последовательностей и составляет от 0,092 до 0,463.

Табл. 1. Частота встречаемости последовательностей дисков в трех популяциях *Chironomus plumosus*

Последовательности дисков	SEM-BH		PAB-OD		PAB-OZ	
	26.09.98 n=57	19.07.99 n=52	23.07.98 n=60	14.07.99 n=66	23.07.98 n=67	15.07.99 n=69
p/plu A1	0,131	0,125	0,392	0,417	0,463	0,427
h/plu A2	0,860	0,865	0,608	0,583	0,537	0,573
p/plu A7	0,009	0,010	0,000	0,000	0,000	0,000
H _{об}	0,281	0,269	0,350*	0,348*	0,448	0,449
H _{ex}	0,243	0,236	0,477	0,486	0,497	0,489
h/plu B1	1,000	1,000	0,992	0,985	1,000	1,000
p/plu B8	0,000	0,000	0,008	0,015	0,000	0,000
H _{об}	0	0	0,017	0,030	0	0
H _{ex}	0	0	0,016	0,029	0	0
p/plu C1	0,780	0,731	0,908	0,902	0,858	0,862
h/plu C2	0,219	0,269	0,092	0,098	0,142	0,138
H _{об}	0,333	0,346	0,183	0,197	0,284	0,275
H _{ex}	0,342	0,393	0,167	0,177	0,244	0,238
p/plu D1	0,851	0,846	0,933	0,917	0,821	0,841
h/plu D2	0,140	0,135	0,067	0,083	0,179	0,159
p/plu D3	0,009	0,019	0,000	0,000	0,000	0,000
H _{об}	0,229	0,269	0,133	0,167	0,269	0,261
H _{ex}	0,256	0,266	0,125	0,152	0,294	0,267
p/plu E1	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
h/plu F1	1,000	1,000	1,000	1,000	0,993	1,000
p/plu F3	0,000	0,000	0,000	0,000	0,007	0,000
H _{об}	0	0	0	0	0,015	0
H _{ex}	0	0	0	0	0,014	0
h/plu G1	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
B-хр. %	1,5	1,3	1,3	0,9	0,6	0,7

Примечание: n - число исследованных личинок; H_{об} - наблюдаемая гетерозиготность; H_{ex} - ожидаемая гетерозиготность;

* - отличия достоверны при уровне значимости 0,05.

К третьей группе относятся 3 последовательности дисков- p/plu A7, p/plu D3 и p/plu F3. Последовательности p/plu A7 и p/plu D3 выявлены в популяциях SEM-BH, а последовательность p/plu F3 обнаружена в популяции PAB-OZ. Эти последовательности называются "редкими палеарктическими последовательностями", или RP- последовательности (Rare Palearctic sequences) [10]. Частота встречаемости этих последовательностей колебалась от 0,007 до 0,019. К четвертой группе "уникальных палеарктических последовательностей" или UP-последовательности (Unigue Palearctic sequences) относится B8, которая впервые идентифицирована нами. Частота этой последовательности остается низкой - 0,008-0,015.

За годы исследований число последовательностей практически сохраняется, хотя частота их встречаемости варьируют. Только в одном случае в популяции PAB-OZ -наблюдалось уменьшение числа последовательностей за счет последовательности p/pluF3, представленной в популяциях с низкой частотой.

Частота генотипов, наблюдаемых в исследованных популяциях, в большинстве случаев не отличалась от ожидаемых, что свидетельствует об их равновесности.

У *Chironomus plumosus* обнаружен геномный полиморфизм, связанный с наличием в кариотипе добавочных В-хромосом. Обычно В-хромосомы у хирономид известны у многих видов [20,21,22,23]. Числа В-хромосом у хирономид могут варьировать от одного до множества [18,20]. В-хромосомы у представителей семейства Simuliidae достаточно имеют дисковую структуру [20], а у *Chironomus plumosus* они обнаруживаются в виде глыбок гетерохроматина разной формы и плотности [23,24], либо могут иметь сетчатую структуру [10]. В наших

исследованиях у *Chironomus plumosus* обнаружена одиночная В-хромосома, без дисковой структуры.

Частота встречаемости одиночных В-хромосом, обычно составляет 1-15% [20,21,23], и может меняться в зависимости от сезона [24]. В оймаконской популяции (полюс холода) у *Chironomus plumosus* выявлены до несколько десятков В-хромосом и их частота составляет 24-50% [18], а в Чернобыльской популяции 21% особей имели В-хромосомы [25]. При этом имеются мнения об адаптивном значении В-хромосом [18,24,26,27].

В исследованных популяциях *Chironomus plumosus* выявлена В-хромосома во всех трех популяциях с частотой в пределах 0,6-1,5%.

Структурная видовая последовательность дисков каждого плеча служит основой для изучения хромосомного полиморфизма в пределах каждого конкретного вида [10]. Последовательности дисков в плечах, возникающие в результате инверсий, а также стандартные последовательности дисков при генотипических сочетаниях могут встречаться в гомо- и гетерозиготе. В популяциях при этом могут присутствовать только особи трех типов: 1) гомозиготные - имеющие две идентичные стандартные последовательности дисков, так, например p/plu A1.1, p/plu B1.1; 2) гомозиготы по исходной последовательности дисков, возникающие в результате инверсий; 3) гетерозиготы по инвертированной и исходной последовательностям.

В наших исследованиях выявлены ряд гомозиготных (p/pluA1.1, h/pluA2.2) и гетерозиготных (p/pluA1. h/pluA2; h/pluA2.p/pluA7; h/pluB1.p/pluB8; p/pluD1.3; h/pluF1.p/pluF3) инверсий с разной частотой (рис. 2 и 3; табл.2). При этом впервые в нашем регионе идентифицированы гетерозиготы: h/pluA2.p/pluA7, h/pluB1.p/pluB8, которые не встречались в других регионах.

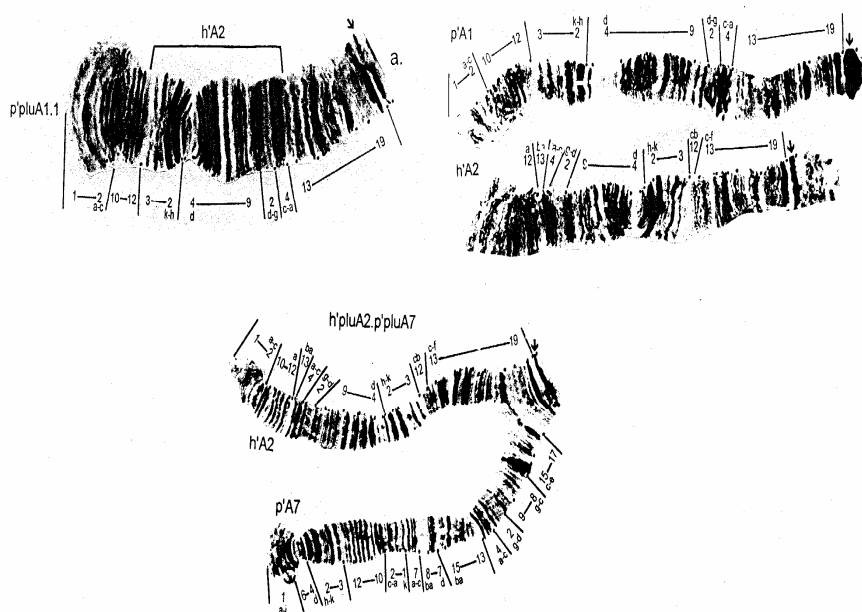


Рис. 2. Хромосомный полиморфизм *Chironomus plumosus*. Гомозиготная инверсия: p/plu A1.1; гетерозиготные инверсии: p/plu A1.h/plu A2; h/plu A2. p/plu A7.

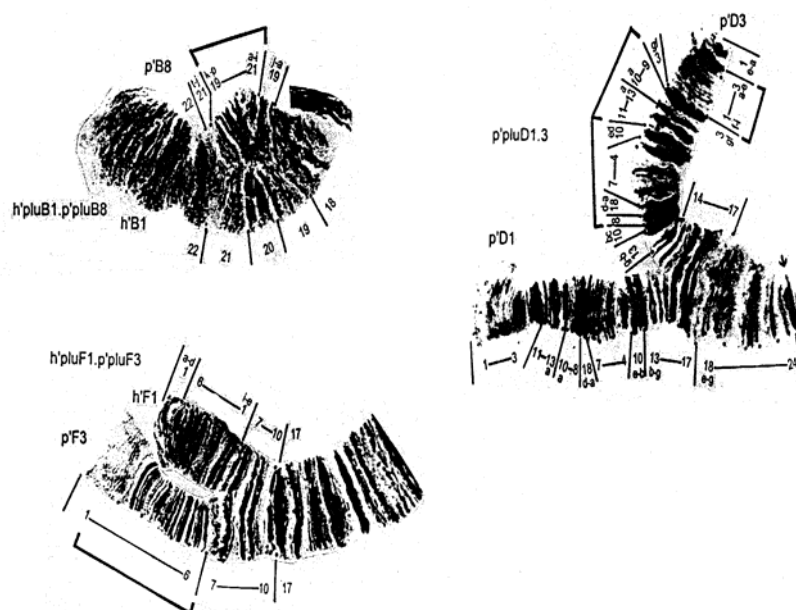


Рис. 3 Хромосомный полиморфизм *Chironomus plumosus*.
Гетерозиготные инверсии: *h'pluB1.p'pluB8*, *h'pluF1.p'pluF3*

Табл. 2. Частота генотипических сочетаний последовательностей дисков в трех популяциях *Chironomus plumosus*

Генотипические сочетания	SEM-BH		PAB-OD		PAB-OZ	
	26.09.98 n=57	19.07.99 n=52	23.07.98 n=60	14.07.99 n=66	23.07.98 n=67	15.07.99 n=69
p'A1,1	0,000	0,000	0,217	0,242	0,239	0,203
p'A1,hA2	0,263	0,250	0,350	0,348	0,448	0,449
h'A2,2	0,719	0,731	0,433	0,410	0,313	0,348
h'A2 pA7	0,017	0,019	0,000	0,000	0,000	0,000
h'B1,1	1,000	1,000	0,983	0,970	1,000	1,000
h'B1pB8	0,000	0,000	0,017	0,030	0,000	0,000
p'C1,1	0,614	0,558	0,817	0,803	0,716	0,725
p'C1 h'C2	0,333	0,346	0,183	0,197	0,283	0,275
h'C2,2	0,053	0,096	0,000	0,000	0,000	0,000
p'D1,1	0,737	0,712	0,867	0,833	0,686	0,710
p'D1h'D2	0,210	0,231	0,133	0,167	0,269	0,261
p'D1,3	0,017	0,038	0,000	0,000	0,000	0,000
h'D2,2	0,035	0,019	0,000	0,000	0,045	0,029
p'E1,1	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
h'F1,1	1,000	1,000	1,000	1,000	0,985	1,000
h'F1p'F3	0,000	0,000	0,000	0,000	0,015	0,000
h'G1,1	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
% гетерозигот по инверсиям	68	65	48	45	67	66
Среднее число гетерозиготных инверсий на особь	0,8	0,9	0,7	0,5	1,01	0,9

Уровень гетерозиготности популяций можно охарактеризовать, с одной стороны, числом гетерозиготных инверсий на особь, с другой - долей особей с гетеро- и гомозиготными инверсиями [18,25]. Число личинок, гетерозиготных по инверсиям, составляло 45-68% от общего числа исследованных личинок, со средним числом гетерозиготных инверсий на особь 0,5-1,01.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Впервые изучен хромосомный полиморфизм, определены спектр и частоты последовательностей дисков и их генотипических сочетаний трех популяций *Chironomus plumosus* из водоемов SEM-BH, PAB-OD и PAB-OZ. Показано, что в популяциях *Chironomus plumosus* выявлено 14 последовательностей дисков хромосом и 17 их генотипических соче-

таний. Впервые описываются новые последовательности дисков - p'plu A7, p'plu B8. Идентифицированы гетерозиготные инверсии h'pluA2.p'pluA7 и h'pluB1.p'pluB8, которые не встречались в других регионах.

Мономорфными в этих популяциях оказались E и G плечи. Выявлен геномный полиморфизм, связанный с наличием в кариотипе добавочных В-хромосом. К сожалению, до сих пор в водоемах на территории СИП нами не был обнаружен данный вид. Дальнейший мониторинг хирономид в открытых водоемах СИП даст возможность выяснить присутствие или отсутствие *Chironomus plumosus* в радиоактивно-загрязненных водоемах территорий полигона.

ЛИТЕРАТУРА

1. Кикнадзе И. И., Шилова А. И., Керкис И. Е. и др. Кариотипы и морфология личинок трибы Chironomini. Атлас-Новосибирск: Наука - 1991. -113 с.
2. Бахтин М. М., Сейсбаев А.Т. и др. Кариологическая характеристика хирономид *Glyptotendipes salinus* из озера "Балапан". // Вестник НЯЦ РК. -2000. -№3. -С. 79-83.
3. Сейсбаев А.Т., Бахтин М. М., Рахимбаева К. Т. Кариотип и хромосомный полиморфизм *Camptochironomus tentans* (Diptera, Chironomidae) //Вестник НЯЦ РК. -2000. -№3. -С.84-89.
4. Мотыль *Chironomus plumosus* L. (Diptera, Chironomidae): Систематика, морфология, экология, продукция. Под редакцией Н.Ю. Соколовой. -М.: Наука, -1983. -309с.
5. Кикнадзе И.И., Керкис И.Е., Филиппова М.А. Хромосомный полиморфизм в природных сибирских популяциях *Chironomus plumosus* //Зоол. журн. -1987. -Т.66, вып.6. -С. 877-882.
6. Кикнадзе И.И., Истомина А.Г., Гундерина Л.И., Айманова К.Т., Филиппова М.А., Сиирин М.Т., Собанов Ю.В. Цитогенетический мониторинг природных популяций хирономид Алтая в условиях антропогенных загрязнений // Генетические эффекты антропогенных факторов среды. Вып.1. Исследование последствий радиационных загрязнений районов Алтайского края. -Новосибирск. -1993.-С.62-79.
7. Белянина С.И. Хромосомный полиморфизм *Chironomus plumosus* из различных частей ареала. I. Кариотипическая структура популяции из Волги у Саратова и Ярославля и из Оби у Новосибирска. // Цитология. -1976. -Том 18, №16. -С.712-717.
8. Максимова Ф.Л. О хромосомном полиморфизме *Chironomus plumosus*. // Цитология. -1977. -Том 19, №1. -С.126-128.
9. Петрова Н.А., Ильинская Н.Б., Кайданов Л.З. Адаптивный характер инверсионного полиморфизма у мотыля *Chironomus plumosus* (Diptera, Chironomidae)- Пространственное распределение инверсий по ареалу // Генетика, -1996. -Т.32, № 12. -С. 1629-1642.
10. Голыгина В.В. Дивергенция кариотипов голарктических видов *Chironomus* группы *plumosus* в Палеарктике и неарктике (Diptera, Chironomidae): Диссертация кандидата биологических наук. -Новосибирск: Институт цитологии и генетики СО РАН -Новосибирск. -1999. -229с. (Машинопись).
11. Ильинская Н.Б. Изменения политеменных хромосом в сезонном цикле развития *Chironomus plumosus* и их значение для кариосистематики. //Экологические и морфологические основы систематики двукрылых насекомых. -Л.: Изд. ЗИН АН СССР. -1979. -С.29-31.
12. Шилова А.И. Хирономиды Рыбинского водохранилища. -Л.: Наука. -1976. -249с.
13. Максимова Ф.Л. К вопросу о кариотипе *Chironomus plumosus* L. Усть-ижорской природной популяции Ленинградской области. // Цитология. -1976. -Т. 18, №10. -С. 1264-1269.
14. Шобанов Н.А. Кариотип *Chironomus plumosus* (L.). I. Стандартизация дисков политеменных хромосом в системе Максимова // Цитология, -1994а. -Т.36, № 1. -С. 117-122.
15. Шобанов Н.А. Кариотип *Chironomus plumosus* (L.) (Diptera, Chironomidae). IV. Внутри- и межпопуляционный полиморфизм // Цитология. -1994б. -Т.36, № 11. -С.1129-1145.
16. Kiknadze I.I., Butler M. G., Aimanova K. G., Gunderina L. I., Cooper K. Geographic variation in the polytene chromosome banding pattern of the Holarctic midge *Chironomus* (*Camptochironomus*) *tentans* (Fabricius) // Can. J. Zool., -1996.- V.74. P. 171-191.
17. Плохинский Н.А. Алгоритмы биометрии. - М.: Изд-во Московского Университета, -1967. -84 с.
18. Кикнадзе И.И., Истомина А.Г., Гундерина Л.И., Салова Т.А., Айманова К.Т., Саввинов Д.Д. Кариотипы хирономид криолитозоны Якутии. - Новосибирск: Наука. Сиб. изд. фирма РАН, -1996. -166с.
19. Гундерина Л.И., Кикнадзе И.И., Голыгина В.В. Внутривидовая дифференциация цитогенетической структуры природных популяций *Chironomus plumosus* L. центрального вида группы видов- двойников (Diptera, Chironomidae) // Генетика. -1999.-Т.35, №2. -С.193-202.
20. Keyl H.-G., Hagele K. B-Chromosomen bei *Chironomus* //Chromosoma. -1971. -V.35. N4. -P.403-417.
21. Мисейко Г.Н., Кикнадзе И.И., Минсаринова Б.Х. Добавочные хромосомы у хирономид // Докл. АН СССР. -1971. -Т. 200, №3. -С.709-711.
22. Чубарева Л.А. К вопросу о добавочных хромосомах и параллелизме наследственной изменчивости у некоторых двукрылых насекомых // Докл. АН СССР. -1971. -Т.1963, №3. -С.695-699.
23. Ильинская Н.Б., Петрова Н.А. В-хромосомы *Chironomus plumosus* (Diptera, Chironomidae) // Генетика. -1985. -Т. 21, № 10. -С.1671-1679.
24. Жиров С.В. Дополнительные хромосомы (В-хромосомы) в кариотипах некоторых видов хирономид из Псковской области. // Цитология. -1999. -Т. 41, № 1. -С. 91-95.
25. Петрова Н.А. Хромосомные перестройки трех видов хирономид из зоны Чернобыля (Diptera, Chironomidae) //Генетика. - 1991. -Т.27, -№5. -С.836-848
26. White M.J.D. Animal cytology and evolution. Cambrige: Cambrige Univ. Press, -1954. -454p.
27. Щербаков Е.С. Дополнительные В -хромосомы у мошек (Simuliidae, Diptera) и их адаптивное значение (к вопросу о геномной микроэволюции). // Генетика. -1966.-Т.4, №1. -С.26-30

CHIRONOMUS PLUMOSUS ХРОМОСОМДЫҚ ПОЛИМОРФИЗМІ

Бахтин М.М., Сейсебаев А.Т., Түсүмбаев В.И., Жариков С.Қ.

ҚР ҰЯО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты Курчатов қаласы

Семей полигоны аймағындағы Восход ауылының №2 тоғанында (SEM-BH), Даулбай (PAB-OD) және Жалаңаш (PAB-OZ) көлшіктерінде кездесетін *Chironomus plumosus* түрінің цитогенетикалық ерекшеліктері мен хромосомдық құрылысы зерттелді. Осы популяцияларға тән 14 инверсиялық қатарларымен, олардың 17 генотиптік қатынасы анықталды. Сонымен бірге 2 жаңа инверсиялық қатарлар (p/plu A7, p/plu B8) және басқа аймақтарда кездеспеген гетерозиготалы инверсиялар (h/pluA2.p/pluA7; h/pluB1.p/pluB8) табылды.

CHROMOSOMAL POLYMORPHISM OF CHIRONOMUS PLUMOSUS

M.M. Bakhtin, A.T. Seisebaev, V.I. Tusupbaev, S.K. Zharikov

RK NNC Institute of Radiation Safety and Ecology

Particular features of chromosomal polymorphism and cytogenetic differentiation have been studied in three natural populations of *Chironomus plumosus* collected from Pond 2 of Voskhod settlement (SEM-BH) and small lakes of Daulbai (PAB-OD) and Zhalanash (PAB-OZ). The populations studied showed 14 inverse disk sequences and 17 genotypic combinations of them. For the first time, such inverse sequences as /pluA7, p/pluB8 have been observed. Also, heterozygote inversions h/pluA2. p/pluA7 и h/pluB1p/pluB8 have been identified, which were not found in other regions.

УДК 668.474:546.791:577.4

ИССЛЕДОВАНИЕ СОРБЦИОННЫХ СВОЙСТВ ГИДРОЛИЗНОГО ЛИГНИНА ДРЕВЕСИНЫ ПО ОТНОШЕНИЮ К УРАНУ

Рачкова Н.Г., Шуктомова И.И., Таскаев А.И.

Институт биологии Коми научного центра УрО РАН, Сыктывкар, Россия

В лабораторных опытах оценена сорбционная способность гидролизного лигнина древесины к поглощению урана из растворов нитрата уранила при различных кислотно-щелочных условиях и концентрациях компонентов жидкой фазы. Уран наиболее полно извлекается из растворов при pH 5. Статическая емкость лигнина по урану составляет 2.7 мг/г. Отмечается неоднозначное влияние минерализации исходного раствора на полноту сорбции радионуклида. На основании результатов двухгодичных полевых экспериментов показано, что лигнин способен эффективно и прочно поглощать уран из загрязненной подзолистой почвы. Комплексообразование рассматривается как возможный механизм необратимой сорбции урана на лигнине.

Рост объемов производства продукции фосфатной [9] и редкометальной промышленности [11], положительная динамика потребления электроэнергии от атомных и тепловых электростанций [6,26] указывают на то, что загрязнение компонентов биосферы тяжелыми естественными радионуклидами (ТЕРН) будет нарастать. Радионуклиды, поступающие в окружающую среду в результате нефтедобычи [10,19], складирования отходов горнодобывающих и перерабатывающих предприятий [12,27,28], применения минеральных удобрений [29], рассеиваются и мигрируют, загрязняя почву и воду сопредельных территорий. Значительные площади уже сейчас являются токсичными и представляют собой дополнительный источник облучения населения за счет большого числа материнских и дочерних естественных радионуклидов [12,27]. Снижение дозовых нагрузок, введение загрязненных земель в хозяйственный оборот невозможно без реабилитации этих территорий. В связи с этим широко обсуждают введение в почву сорбентов, прочно фиксирующих радионуклиды и снижающих или исключающих их миграцию в ландшафте и включение в биологический круговорот. Однако, большинство публикаций такого рода касаются радионуклидов искусственного происхождения [3,4,22]. Вопросы трансформации состояния ТЕРН при внесении в почву сорбентов обделены вниманием. На наш взгляд, с точки зрения указанных экологических проблем актуальным и перспективным является исследование свойств гидролизного лигнина древесины к поглощению ТЕРН. В пользу этого свидетельствуют как дешевизна и доступность этого материала, представляющего собой еще не нашедший применения отход гидролизного производства [13,17], так и благотворное воздействие на почву лигнина и лигносодержащих композиций при использовании их в качестве удобрений [7,16,24]. Известно также, что благодаря пористой структуре и наличию в ней множества различных функциональных групп лигнин обладает ярко выраженной способностью к молекулярной и ионообменной сорбции, а также к поглощению коллоидов [5,14,17,20,24]. Описано использование лигнина в качестве сорбента для рекультивации загряз-

ненных нефтью земель и очистки поверхности вод от излившейся нефти [14,15,20]. Гидролизные лигнины и их производные сорбируют ионы свинца, меди, цинка [5,23].

Изложенные выше факты подтолкнули нас к проведению исследований, целью которых является комплексная оценка гидролизного лигнина древесины в качестве дезактивирующего материала, способного при добавлении в почву повышать ее сорбционную способность и изменять мобильность урана. Для выполнения поставленной задачи проводили лабораторные и полевые эксперименты. В лабораторных опытах оценивали способность лигнина к поглощению урана из водных растворов нитрата уранила при разных кислотно-щелочных условиях и концентрациях компонентов жидкой фазы. Для этого навеску воздушно-сухого лигнина в статических условиях приводили в контакт с урансодержащим раствором при соотношениях фаз 1:10 и 1:5. Через одни сутки раствор отфильтровывали и определяли в нем содержание радионуклида. Сорбционные свойства гидролизного лигнина в природных условиях при разном уровне загрязнения сильноподзолистой суглинистой почвы ураном выясняли на основе полевого эксперимента. Опыт проводили на делянках, в пахотном слое которых в 1985 г. путем полива раствором нитрата уранила была создана градация из десяти концентраций урана, превышающих фоновое содержание в почве до 100 раз. По данным анализа почвенных образцов, отобранных в 1996 г., содержание урана в пахотном слое контрольных незагрязненных делянок составляет $(14.6 \pm 0.6) \cdot 10^{-3}$ Бк/г. Подавляющая часть внесенного в почву в виде водорастворимой соли урана была закреплена в малоподвижных кислотнорастворимых и фиксированных состояниях [18]. Летом 1997 г. в центр загрязненных делянок под слой почвы на глубину 15 см заложили гидролизный лигнин, который предварительно был пропущен через сито 0.5-2.5 мм и помещен в сшитые из укрывного материала мешочки размером 15x20 см. Образцы сорбента отбирали, спустя один и два года контакта. Концентрацию урана в лигнине определяли люминесцентным методом [8]. Подвижные формы радионуклида де-

сорбировали последовательно дистиллированной водой, 1 М растворами ацетата аммония и соляной кислоты.

По результатам трех независимых определений, проведенных в лабораторных условиях при pH 6 жидкой фазы, полная статическая емкость гидролизного лигнина составила 2.7 ± 0.2 мг/г. Эта величина вполне сопоставима с емкостью промышленных образцов сорбентов урана [2,21,25]. Максимальная динамическая емкость гидролизного лигнина по урану, согласно [1], составляет 9 мг/г. По данным тех же авторов, оптимум поглощения урана приходится на pH 5, что полностью подтверждают и наши результаты (табл. 1). В этих условиях из раствора селективно извлекается 99.9% радионуклида. Коэффициент распределения составляет 4500 мл/г, превышая более чем в два раза аналогичную величину при pH 4. Характеристики сорбции радионуклида (табл. 1) для разных кислотно-щелочных условий свидетельствуют, что в интервале pH слабнокислого почвенного раствора подзолистых почв испытуемый материал демонстрирует наиболее высокие сорбционные способности. Селективное поглоще-

ние урана гидролизным лигнином в интервале pH от 4 до 6 указывает на преимущественное его поглощение в форме уранил иона. Сорбция в щелочных условиях, предполагающая существование радионуклида в виде гидроксокомплексов, подавлена. Однако за счет набухаемости лигнина возможно поглощение урана по механизму физической сорбции. Вероятно, именно с этим связаны довольно значительные степени извлечения и коэффициенты распределения радионуклида в щелочных растворах. В сильнокислой области активность фенольных и карбоксильных групп подавлена, что и приводит к понижению селективности и полноты сорбции урана гидролизным лигнином.

Поскольку известно, что сорбируемость урана является функцией состава жидкой фазы, небезынтересно было исследовать, как присутствие солевого фона отражается на степени извлечения радионуклида сорбентом. Для этого готовили урансодержащие растворы (табл. 2) с добавкой соответствующего количества неорганических солей калия, аммония, магния и кальция

Табл. 1. Влияние кислотно-щелочных условий на поглощение урана гидролизным лигнином из растворов нитрата уранила (соотношение фаз 1:5, исходная концентрация урана $184.5 \cdot 10^{-3}$ Бк/мл)

pH раствора	Концентрация урана после сорбции, $n \cdot 10^{-4}$ Бк/мл	Коэффициент распределения D, мл/г	Степень извлечения R, %
3	64 ± 8	145 ± 19	96.5 ± 0.4
4	4.6 ± 0.6	2100 ± 340	99.7 ± 0.1
5	1.4 ± 0.7	4500 ± 800	99.9 ± 0.1
6	4 ± 2	2000 ± 500	99.8 ± 0.1
7	13.5 ± 0.1	677.3 ± 0.1	99.3 ± 0.1
8	65 ± 30	200 ± 70	97 ± 2
9	50 ± 11	200 ± 37	97.3 ± 0.7

Табл. 2. Минеральный состав модельных растворов

Номер состава	Содержание ионов, ммоль-экв/л						
	K ⁺	NH ₄ ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	H ₂ PO ₄ ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻
1	0.12	1.00	0.28	0.24	0.24	0.66	0.75
2	0.06	0.50	0.14	0.12	0.12	0.33	0.37
3	0.012	0.1	0.028	0.024	0.024	0.066	0.075
4	0	0	0	0	0	0	0

Согласно нашим данным (табл. 3), величина исходной концентрации радионуклида в растворе оказала, пожалуй, большее влияние на эффективность и прочность поглощения урана, чем минерализация контактирующих с лигнином растворов. Так, 10-кратное увеличение содержания радионуклида в жидкой фазе приводит к снижению избирательности поглощения и полноты сорбции от 98.4-94.5% до 66-73%. Концентрирование исходного раствора по урану сопровождается также уменьшением доли кислоторастворимого радионуклида в лигнине, в то время как вклад фиксированных форм повышается. Для всех вариантов опыта характерна незначительная

сорбция по обменному механизму, доля которой не превышает и одного процента сорбированных количеств радионуклида. В общем случае, 60-80% поглощенного лигнином урана малоподвижно. Анализ представленных результатов позволяет предположить существование двух возможных механизмов воздействия минерализации на сорбцию радионуклида лигнином. Первый из них, вероятно, связан с мобилизацией нативных элементов сорбента, оказывающей благоприятное действие на сорбцию, а второй — конкуренция за сорбционные центры между ураном и присутствующими в минерализованном растворе ионами, мешающая поглощению.

Табл. 3. Поглощение гидролизным лигнином урана из многокомпонентных растворов (рН 6, соотношение фаз 1:10, время контакта одни сутки)

Номер состава раствора	Концентрация урана в растворе, $n \cdot 10^{-3}$ Бк/мл		Степень извлечения урана R, %	Доля мобильных форм урана в сорбенте, %		
	до сорбции	после сорбции		водорастворимые	обменные	кислотнорастворимые
1	123.0	71±5	66±2	44±4	1.2±0.1	30±10
2		66±5	68±3	35±5	0.74±0.07	25±4
3		56±9	73±5	38±4	0.75±0.09	17±7
4		64±1	69±7	29±4	1.2±0.4	19±3
1	12.3	0.32±0.01	98.43±0.07	16.8±0.7	1.01±0.09	49±3
2		1.01±0.11	94.5±0.6	22±3	1.00±0.13	46±5
3		0.42±0.06	97.9±0.3	19±2	0.72±0.07	48±0.3
4		1.11±0.08	94.6±0.4	20±3	0.97±0.09	39±9

Однако, оценка сорбционных свойств лигнина по отношению к урану при отсутствии в растворе органических комплексообразователей не дает ответа на вопрос, может ли этот материал поглощать уран из почвы в природных условиях. Результаты полевого эксперимента как первого так и второго года отбора (табл. 4) подтвердили способность гидролизного лигнина к сорбции урана из загрязненной сильно-подзолистой суглинистой почвы. Уже через год после закладки этого опыта среднее содержание урана в пробах сорбента, отобранных с максимально загрязненных делянок, составляло $62 \cdot 10^{-3}$ Бк/г, что в 4

раза превышает содержание урана в почве контрольных делянок. В зависимости от уровня загрязнения почвы в единице массы воздушно-сухого сорбента поглощено необратимо от 41 до 96% урана. Лишь в двух вариантах опыта вклад легкоподвижного урана превышает 10% общего количества радионуклида сорбированного гидролизным лигнином. Доля водорастворимого и обменного урана, поглощенных, вероятно, как за счет физической сорбции так и за счет вхождения урана во внешнюю сферу комплексных соединений, обратно пропорциональна загрязненности почвы.

Табл. 4. Поглощение ТЕРН гидролизным лигнином из сильноподзолистой суглинистой почвы, загрязненной ураном

Валовое содержание урана в пахотном слое почвы делянок (1996 г.) $n \cdot 10^{-3}$ Бк/г	Содержание радионуклидов в воздушно-сухом сорбенте, $n \cdot 10^{-3}$ Бк/г		Доля мобильных и фиксированных форм радионуклидов в воздушно-сухом сорбенте, %			
	отбор 1998 г.	отбор 1999 г.	водорастворимые	обменные	кислотнорастворимые	фиксированные
31.1±3.9	0.5	0.4	11.6	13.5	34.0	40.9
38.6±3.3	0.3	1.0	7.2	5.9	10.5	76.3
65.3±6.0	0.7	1.2	4.8	4.7	15.2	75.4
74.9±11.8	0.4	2.1	4.4	3.3	10.8	81.5
92.4±8.6	1.0	2.8	5.7	3.9	7.6	82.8
14.6±0.6 (контроль)	0.17	0.4	14.6	14.0	8.0	63.4
148.6±15.7	9.5	13.4	1.3	1.7	6.1	91.0
317.4±37.8	9.5	21.1	0.9	0.8	2.8	95.6
451.0±30.0	20.2	19.0	2.7	2.9	4.1	90.4
595.8±142.7	50.5	46.0	2.1	2.9	9.4	85.6
794.9±15.1	62.0	48.0	4.6	3.4	5.8	86.2

Таким образом, лабораторными и полевыми экспериментами показано, что гидролизный лигнин эффективно поглощает уран не только из водных растворов его солей, но и извлекает радионуклид из подзолистой почвы. Высокие емкость поглощения и степень извлечения урана при рН 4-6 свидетельствуют о перспективности исследуемого сорбента для реабилитации почв, загрязненных ураном. На лигнине происходит прочное поглощение урана. В ходе полевых экспериментов установлено, что от 41 до

96% радионуклида сорбировано необратимо, а 1.7-25.1% — легкоподвижно. Предполагаем, что сорбция урана слабосвязывающими центрами происходит за счет ионного обмена и физической сорбции, а центры с большим сродством к радионуклиду взаимодействуют по механизму комплексообразования. С ростом концентрации урана в почве уменьшается количество подвижных форм и возрастает доля радионуклида, фиксированного лигнином.

ЛИТЕРАТУРА

1. Андреев П.Ф., Андреева И.В., Рогозина Э.М. Взаимодействие солей уранила с компонентами растительной ткани и их некоторыми компонентами // Геохимия. - 1962. — № 4. — С. 313-317.
2. Андрианов А.М., Корюкова В.П., Ильинская Э.П., Ковальчук Л.И. Сорбция урана промышленным образцом гидроокиси титана // Радиохимия. - 1977. — № 6. — С. 784-786.

3. Бакунов Н.А., Архипов Н.П., Архипов А.Н. Влияние сорбентов на распределение радионуклидов в системе почва-растение // Тез. Междунар. конф. "Чернобыль-94". - 1994. — Вып. 3.— С. 179.
4. Бакунов Н.А., Юдинцева Е.В. К вопросу о снижении накопления ^{137}Cs в растениях при обогащении почв природными сорбентами // Агрохимия - 1989. — № 6. — С. 90-96.
5. Беляев Е.Ю., Беляева Л.Е. Использование растительного сырья в решении проблем защиты окружающей среды // Химия в интересах устойчивого развития, - 2000. — № 8.— С. 763-772.
6. Бюллетень МАГАТЭ, 2000. — Т. 42. — № 2. — С. 43-50.
7. Волчатова И.В., Медведева С.А., Новикова Л.Н., Серышев В.А. Исследование свойств органо-минерального удобрения на основе гидролизного лигнина // Агрохимия. - 2000. — № 12. — С. 53-57.
8. Добролюбская Т.С. Люминесцентный метод // Аналитическая химия урана. — М., 1962. — С. 143-165.
9. Захарченко В.А. Мировые тенденции производства и использования минеральных удобрений // Агрохимия. - 2000. — № 5. — С. 14-15.
10. Захарчук С.А., Крампит И.А., Мильчаков В.И. Радиоактивное загрязнение окружающей среды при нефтедобыче // АНРИ, - 1998. — № 4. — С. 18-20.
11. Косынкин В.Д., Вдовичев В.С., Родина Т.И. Производство редкоземельных элементов в России и его перспективы // Хим. Технология. - 2000. — № 8. — С. 11-16.
12. Ляшенко В.И. Охрана окружающей среды и человека в уранодобывающем регионе // Горный журнал. - 1999. — № 12. — С. 65-66.
13. О состоянии окружающей среды Иркутской области в 1996 г. // Гос. доклад. — Иркутск, 1997. — 230 с.
14. Патент № 2106309, Россия, МКИ³ 3/34, E02 B15/04, C12 N1/26. Способ очистки поверхности воды и грунта от нефти и нефтепродуктов / И.Б. Арчегова, М.Ю. Маркарова, О.В. Громова; Институт биологии Коми НЦ УрО РАН; № 96101539/13; Заявл. 25.01.96; опубл. 10.03.98. Бюлл. № 7.
15. Патент № 2116255, Россия, МПК⁶ C02F1/28 B01J20/24/. Способ очистки поверхности воды от загрязнений нефтепродуктами и органическими загрязнителями / А.В. Кучин, Б.Ф. Куковицкий, М.М. Сазонов, В.А. Демин; Институт химии Коми НЦ УрО РАН; № 97109749/25.
16. Проблемы включения отходов гидролизного производства в биологический круговорот веществ. // Тр. Коми науч. центра УрО; Вып. № 106. - Сыктывкар, 1989. — 112 с.
17. Равич Б.М., Окладников В.П., Лыгач В.Н. и др. Комплексное использование сырья и отходов // Москва: Химия, 1988. — С. 7-52.
18. Рачкова Н.Г., Шуктомова И.И. Вертикальная миграция тяжелых естественных радионуклидов и трансформация их водорастворимых форм в почве подзолистого типа // Сочетанное действие факторов радиационной и нерадиационной природы на растительные и животные организмы: Тр. Коми науч. центра УрО РАН; № 164 — Сыктывкар, 2000. — С. 132-141.
19. Семенов В.Ф., Семенова Г.М., Бурлаков В.П. Возможные пути радиационного загрязнения акватории Нижнекамского водохранилища // Экологические проблемы бассейнов крупных рек — 2": Тез. докл. междунар. конф.— Тольятти, 1998. — С. 163-164.
20. Сорокин Н.А., Урсегов С.О. Защита почвы и воды от разлившейся нефти углеродсодержащими материалами // Нефть и газ. - 1997. — № 2. — С. 140-142.
21. Спицин В.И., Захаров М.А., Филиппов М.В., Гоголева Т.Э. Извлечение урана из водных растворов кристаллическим фосфатом ниобия // Химия урана, 1989. — М.: Наука. — С. 225-230.
22. Турлаков И.П., Моисеенко Ф.В. Новые композиции минеральных удобрений для снижения перехода радионуклидов из почвы в урожай // Аграрная наука, 1996. — № 3. — С. 30-32.
23. Федорова А.А., Синева А.В., Машкова Л.П. Адсорбция токсичных веществ на природных адсорбентах // Тез. докл. III съезда Докуч. об-ва почвоведов. В 3-х книгах. — Москва, 2000. — Кн.1. — С. 312.
24. Хмелинин И.Н., Швецова В.М. Эколого-биологические основы включения гидролизного лигнина в почвообразование. — СПб.: Наука, 2000. — 143 с.
25. Шаталов В.В., Ступин Н.П., Бускина И.А., Молчанов С.В. Механизм сорбции урана на анионитах при его извлечении из растворов различного типа // Химия урана, 1989. — М.: Наука. — С. 206-214.
26. Юсфин Ю.С., Леонтьев Л.И., Доронина О.Д. Экологически чистое производство: содержание и основные требования // Экология и промышленность России, март 2000. — С. 22.
27. Au W.W., McConnell M.A., Wilkinson G.S., Ramanjam V.M.S., Alcock N.W. Population monitoring: Experience with residents exposed to uranium mining/milling waste // Mutat. Res. Fundam. And Mol. Mech. Mutagen, 1998. — 405, № 2. — P. 237-245.
28. McConnell M.A., Ramanjam V.M.S., Alcock N.W., Gabehart G.I., Au W.W. Distribution of uranium-238 in environmental samples from a residential area impacted by mining and milling activities // Environ. Toxicol. And Chem, 1998. — 17, № 5. — P. 841-850.
29. Seasonal uranium distributions in the coastal water off the Amazon and Mississippi rivers // Estuaries, 1998. — 21, № 3. — P. 379-390.

АҒАШТАҒЫ ГИДРОЛИЗДЕНГЕН ЛИГНИННІҢ УРАНДЫ СІҢІРУ ҚАСИЕТІН ЗЕРТТЕУ

Рачкова Н.Г., Шуктомова И.И., Таскаев А.И.

Ресей ҒА Орал бөлімшесіне қатысты Коми ҒО биология институты Сыктывкар қаласы

Зертқананың тәжірибеде ағаштың лигнин гидролизінің сіңіру қасиетін бағалай отырып, сұйық фаза компоненттер концентрациясында және әр түрлі қышқылды-сілті жағыдайда уранил нитратының ертіндісінен уранды сіңіру қаблеті зерттелді. Әдетте ертіндінің РН-5 болғанда уран толығырақ ажыратылады. Уранға қатысты лигниннің статистикалық көлем деңгейі 2,7 мг/г құрайды. Екі жылдық тәжірибе қортындысына қарағанда, лигниннің ластанған топрақтан уранды нәтижелі және бәрін сіңіру қаблеті байқалды.

THE INVESTIGATION OF WOOD HIDROLYZ LIGNIN ABILITY FOR URANIUM SORPTION

N.G. Rachkova, I.I. Shuktomova, A.I. Taskaev

Institute of Biology, Komi Science Center UrD RAS, Syktyvkar, Russia

The uranium are sorbed in wood hidrolyz lignin efficacious and very strong both in uranyl nitrate solutions and in podzolic soil. It may well be that formation of complexes are possible mechanism of irreversible sorption. The static capacity of lignin are 2.7 mg/g.

УДК 612.014.482

КОМПЕНСАТОРНО-ПРИСПОСОБИТЕЛЬНЫЕ РЕАКЦИИ СИСТЕМЫ ГЕМОПОЭЗА ПРИ ХРОНИЧЕСКОМ РАДИАЦИОННОМ ВОЗДЕЙСТВИИ В ДИАПАЗОНЕ МАЛЫХ И ПРОМЕЖУТОЧНЫХ МОЩНОСТЕЙ ДОЗ

Шибкова Д.З., Андреева О.Г., Ефимова Н.В.

Челябинский государственный педагогический университет, кафедра анатомии и физиологии, г. Челябинск, Россия

В хронических экспериментах на 935 мышах линии СВА выявлены особенности и закономерности развития компенсаторно-приспособительных реакций системы гемопоэза при различных режимах облучения.

В связи с целым рядом имевших место в Российской Федерации нерегламентированных радиационных ситуаций произошло значительное загрязнение биосферы техногенными радионуклидами, что обусловило актуальность для нашей страны проблемы хронического облучения. Особое значение эта проблема имеет для Южно-Уральского региона, где в 50-е годы имело место три радиационных инцидента [2, 9]. Количественное изучение эффектов радиации и процессов репарации повреждений в условиях воздействия малых доз - одна из центральных проблем современной радиобиологии [18]. Эпидемиологические исследования в когорте людей Уральского региона, подвергшихся хроническому (преимущественно за счет ^{90}Sr и ^{137}Cs) радиационному воздействию и пострадавших в результате атомной бомбардировки в Хиросиме и Нагасаки показали, что сопоставимое по эффективной дозе, но различающееся по мощности облучение приводит к различным по степени выраженности эффектам [3]. Одной из возможных причин более низкой биологической эффективности хронического радиационного воздействия может быть восстановление радиационно-индуцированных повреждений.

В связи с этим актуальным является углубление знаний о биологическом действии хронического ионизирующего излучения, поиск наиболее чувствительных индикаторов радиационно-индуцированных эффектов и установление пороговой величины дозы, при которой становится возможным их развитие [15, 25, 24, 1, 29]. Выяснение механизмов компенсации повреждений, изучение отдаленных последствий пожизненного облучения связано, прежде всего, с исследованием кроветворения и иммунитета - системами, выполняющими основную роль в поддержании гомеостаза организма.

Ранее проведенные радиобиологические исследования позволили выявить основные закономерности поражения и восстановления кроветворения при острой лучевой болезни, пролонгированном и фракционированном облучении в широком диапазоне доз [27, 11, 4, 8, 10, 15, 30, 7, 22, 14, 21]. Количественные и функциональные изменения системы гемоиммунопоэза при хроническом радиационном воздействии до настоящего времени изучены недостаточно полно, несмотря на наличие ряда обобщающих данных [34-40, 12, 13, 25]. Остаются актуальными ключевые вопросы, связанные с влиянием дозы, мощности и продолжительности облучения на

состояние кроветворения в отдаленные сроки, регенераторные возможности кроветворной системы и полнота ее восстановления при длительном хроническом радиационном воздействии.

Установлено, что регенерация кроветворной системы в процессе длительного, сопоставимого с продолжительностью жизни животного, облучения осуществляется сохранившимися стволовыми клетками. Исследованию пула родоначальных клеток и выяснению их роли в перестройке системы кроветворения при хроническом внешнем γ -облучении посвящены единичные работы [28, 7, 12, 6, 25]. Вопрос о роли родоначальных предшественников крови в феномене снижения биологической эффективности радиации при длительном облучении остается наименее разработанным. Особенно велика актуальность проблемы для понимания патофизиологических механизмов радиационно-индуцированного лейкоза, одного из основных, возможных отдаленных эффектов облучения человека [15, 23].

Таким образом, актуальность исследований системы гемоиммунопоэза в условиях специального эксперимента, принципиально моделирующего различные варианты вероятной радиационной обстановки в естественных условиях, обусловлена необходимостью установления диапазонов толерантных и повреждающих доз при внешнем γ -облучении в различных режимах.

Целью настоящей работы было выявление закономерностей развития компенсаторно-приспособительных реакций системы гемопоэза при различных режимах облучения.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Лабораторный эксперимент проведен на 935 мышах линии СВА в возрасте 90 дней к началу эксперимента. Для облучения животных был использован комплекс радиозоологического моделирования, источником облучения являлась модифицированная установка ОЦК-400 с зарядом ^{137}Cs [31]. Животные-доноры облучались мощностями доз 0,01; 0,04; 0,06; 0,16 Гр/сут. Мышей-реципиентов однократно облучали в дозе 8 Гр на установке ИГУР с мощностью дозы 0,6 Гр/мин. Стандартные гематологические исследования, анализ гемограмм, миелограмм и процедуру экзотеста [26] проводили на 30, 90, 180, 270, 360 и 540 сутки после начала облучения. На 9-е сутки после трансплантации клеточных суспензий костного мозга и селезенки, реципиентов забивали методом цервикальной дислокации спинного мозга

в шейном отделе, селезенки фиксировали в смеси 100% этилового спирта и ледяной уксусной кислоты (3:1). Из каждой селезенки готовили по 3 парафиновых среза толщиной 6 мкм - 1 центральный и 2 субкапсулярных. Срезы, окрашенные гема-токсилин-эозином микроскопировали, регистрируя гистологические типы колоний, их количество и линейные параметры, на основе которых вычисляли объемы селезеночных колоний [5]. Статистическая обработка полученных результатов выполнена с применением критерия *t* Стьюдента.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Количественные и качественные характеристики состояния периферической крови

При внешнем γ - облучении общее количество лейкоцитов периферической крови достоверно снижалось уже в первый месяц воздействия во всех дозовых группах, и оставалось достоверно сниженным на протяжении 360-ти суток облучения при всех режимах воздействия (рис. 1).

Наиболее выраженные изменения при внешнем хроническом облучении наблюдались в группах животных, облучавшихся с мощностями доз 6 и 16 сГр/сут. При данных режимах облучения отмечалась прогрессирующая лейкопения. К моменту накопления суммарных доз 21,6 и 57,6 Гр соответственно (12 месяцев облучения) общее количество лейкоцитов было сокращено в три раза по отношению к показателям одновозрастной группы контроля.

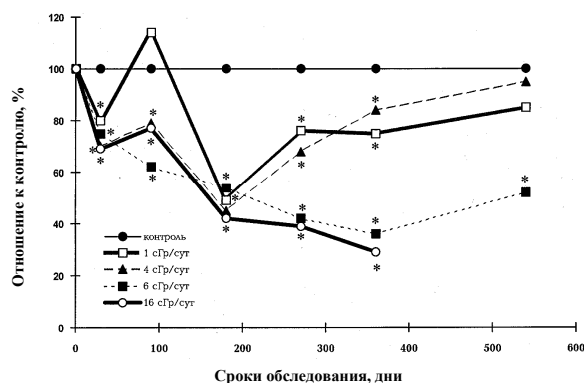


Рис. 1. Динамика количества лейкоцитов в периферической крови мышей СВА при хроническом γ - облучении. Примечание: * - достоверные отличия от контроля, $p \leq 0,05$

Изменения, происходящие в периферической крови мышей, облученных в дозах 1 и 4 сГр/сут были менее выражены и носили ярко выраженный двухфазный характер. Первая фаза депопуляции длилась до 180-ых суток и приводила к двух кратному сокращению общего количества лейкоцитов периферической крови (суммарные дозы облучения 1,8 и 7,2 Гр соответственно). Вторая фаза - репопуляция - длилась до конца облучения и завершилась полным восстановлением белой крови. Достоверных изменений в соотношении клеточных форм периферической крови при облучении дозами 1 и 4 сГр/сут в ходе эксперимента установлено не было.

Во всех группах облучения, не зависимо от точной дозы динамика общего количества лейкоцитов периферической крови была во многом обусловлена изменениями абсолютного количества лимфоцитов. Так, при суточных дозах облучения 6 и 16 сГр наблюдалась стойкая лимфопения на протяжении всего периода воздействия, и за весь период облучения количество лимфоцитов сократилось в 5 раз. На уровне лимфоцитов периферической крови эффекты хронического облучения животных в дозах 1 и 4 сГр/сут описываются двухфазной кривой и полностью совпадают с эффектами на уровне лейкоцитов в целом.

Аналогичные, но менее выраженные изменения происходили в популяции гранулоцитов периферической крови мышей. Так, динамика гранулоцитов периферической крови мышей, облучавшихся в дозах 1 и 4 сГр/сут описывается двумя фазами. Изменения, происходящие в гранулоцитарном ростке периферической крови животных облучавшихся при мощности дозы 6 сГр/сут носили циклический характер, когда периоды достоверных опустошений сменялись периодами восстановления. К моменту окончания эксперимента количество нейтрофилов крови в группах облучения 6 и 16 сГр/сут было сокращено вдвое по отношению к контролю.

В ряду нейтрофильных гранулоцитов наряду с количественными изменениями, происходило перераспределение клеточных форм в сторону увеличения доли молодых. Увеличение количества палочкоядерных нейтрофилов отмечалось во всех группах облучения независимо от суммарной дозы. В дозовой группе 16 сГр/сут количество молодых клеточных форм в 2-3 раза превышает уровень контроля со 180-ых суток облучения.

Уменьшение общего количества лейкоцитов периферической крови животных при дозовых нагрузках 6 и 16 сГр/сут сопровождалось изменениями в качественном составе белой крови, которые выразились в двукратном увеличении доли нейтрофилов и уменьшении относительного количества лимфоцитов. Достоверных изменений в соотношении клеточных форм периферической крови при облучении животных дозами 1 и 4 Гр/сут в ходе эксперимента установлено не было.

Таким образом, изменения, происходящие в периферической крови, носят ярко выраженный дозозависимый характер. Нарушения, вызванные меньшими дозами облучения, оказываются практически скомпенсированными к концу наблюдений, в то время как в группах животных, подвергшихся более жесткому радиационному воздействию, происходит стабильное снижение изучаемых показателей. Все эффекты хронического облучения полученные по критериям оценки состояния периферической крови свидетельствуют об их неспецифическом характере и были указаны еще в работах А.К Гуськовой., Г.Л. Байсоголова при изучении лучевой болезни человека [15], в исследованиях А.В. Илюхина [19, 20], П.Д. Горизонтова и соавт. [12], К.Н. Муксиновой и Г.С. Мушкачевой [25]. Картина полученная нами при

исследовании периферической крови обусловлена изменениями костномозгового кроветворения.

Количественные и качественные характеристики состояния костного мозга

Изменения клеточности костного мозга в ходе хронического облучения животных в дозах 4 и 16 сГр/сут описывается двухфазной кривой, отличия между группами заключались лишь в степени выраженности и времени развертывания эффектов (рис. 2). При облучении животных в дозе 16 сГр/сут клеточность костного мозга снижается вдвое к 180-ым суткам воздействия (суммарная доза 28,8 Гр), в дальнейшем происходит полное восстановление указанного параметра. При остальных режимах облучения достоверных изменений по отношению к контролю установлено не было.

Анализ миелограмм в различные сроки облучения выявил, что наиболее радиопоражаемым пулом костного мозга является пул лимфоидных клеток. К моменту накопления суммарных доз выше 20 Гр лимфоидный росток сокращен в 10 раз по отношению к одновозрастному контролю (табл.). Достоверное снижение относительного и абсолютного количества клеток лимфоидного ряда в костном мозге было установлено к 4-ой недели облучения. Снижение численности лимфоидной популяции было пропорционально суточной дозе облучения: облучение мышей дозами 1;4; 6; 16 сГр/сут приводило

к сокращению лимфоидного роста на 30-е сутки облучения соответственно до 61,4; 35,0; 32,5; 23,5% от уровня нормы.

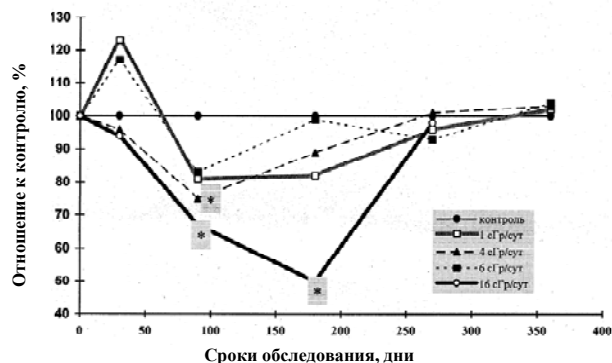


Рис. 2. Динамика количества кариоцитов в костном мозге мышей СВА при хроническом гамма-облучении
Примечание: * - достоверные отличия от контроля, $p \leq 0,05$

Эффекты хронического облучения на уровне лимфоидного роста костного мозга зависели от мощности облучения и проявлялись в различной направленности процессов на коротких сроках облучения до 180-ых суток воздействия с углублением процессов поражения к 270-ым суткам.

Таблица. Клеточный состав костного мозга мышей СВА при хроническом γ -облучении, %

Мощность дозы, сГр/сут	Длительность облучения, сут				
	30	90	180	270	360
Лимфоидный росток					
1	6,15 $\pm$ 2,80*	4,32 $\pm$ 1,44	3,60 $\pm$ 0,82	6,55 $\pm$ 0,70	4,18 $\pm$ 0,68
4	3,51 $\pm$ 0,20*	3,66 $\pm$ 0,77	1,77 $\pm$ 0,72*	1,30 $\pm$ 0,20	2,28 $\pm$ 0,88*
6	3,26 $\pm$ 0,72*	8,05 $\pm$ 0,81	2,79 $\pm$ 0,45	2,13 $\pm$ 0,74	1,48 $\pm$ 0,41*
16	2,40 $\pm$ 0,37*	2,41 $\pm$ 0,54*	1,31 $\pm$ 0,44*	0,58 $\pm$ 0,14*	—
0	10,02 $\pm$ 2,32	5,39 $\pm$ 0,92	4,31 $\pm$ 0,58	5,05 $\pm$ 1,16	7,70 $\pm$ 1,96
Гранулоцитарный росток					
1	67,67 $\pm$ 16,52	67,59 $\pm$ 2,90	64,22 $\pm$ 1,27	61,78 $\pm$ 2,88	61,26 $\pm$ 4,23
4	63,43 $\pm$ 1,21	64,94 $\pm$ 2,25	59,07 $\pm$ 1,92	58,72 $\pm$ 3,33	54,69 $\pm$ 3,24
6	70,22 $\pm$ 2,69	58,57 $\pm$ 1,33*	64,45 $\pm$ 1,02*	55,30 $\pm$ 2,59	53,83 $\pm$ 1,53*
16	68,00 $\pm$ 1,16	64,62 $\pm$ 7,16	46,83 $\pm$ 0,658	85,18 $\pm$ 4,95*	—
0	65,57 $\pm$ 2,16	70,72 $\pm$ 3,07	68,53 $\pm$ 1,72	68,18 $\pm$ 2,30	66,73 $\pm$ 4,13
Эритроидный росток					
1	23,96 $\pm$ 5,71	27,02 $\pm$ 0,83	31,39 $\pm$ 1,77	30,88 $\pm$ 1,01*	33,42 $\pm$ 1,64*
4	32,04 $\pm$ 1,34*	30,57 $\pm$ 1,67	38,92 $\pm$ 1,59	38,70 $\pm$ 2,15*	42,55 $\pm$ 2,91*
6	25,65 $\pm$ 1,92	31,61 $\pm$ 0,648*	31,74 $\pm$ 1,09	41,24 $\pm$ 3,93*	43,88 $\pm$ 2,16*
16	28,88 $\pm$ 0,81	31,83 $\pm$ 4,15*	50,63 $\pm$ 2,66*	13,78 $\pm$ 3,48*	—
0	23,53 $\pm$ 1,01	22,77 $\pm$ 1,82	25,80 $\pm$ 1,52	26,13 $\pm$ 0,66	24,98 $\pm$ 1,85

Примечание: * - $p \leq 0,05$

Облучение животных в дозе 1 сГр/сут не вызвало достоверных изменений численности лимфоидной популяции на протяжении всего периода облучения как в костном мозге так и в периферической крови. При исследовании лимфоидного роста в группах облучения 4-6 сГр/сут было установлено, что эффекты хронического облучения проявились в виде колебаний (уменьшения и увеличения) данного показателя по отношению к контролю до 180-ых суток облучения с дальнейшей стабилизацией его на уровне 30% норм, либо со снижением. Облучение животных в суточной дозе 16 сГр привело к про-

грессивному снижению численности лимфоидной популяции костного мозга.

В меньшей степени изменения клеточности костного мозга были обусловлены эффектами хронического радиационного воздействия на уровне гранулоцитарного роста (табл.). В группах облучения 1, 4, 6 сГр/сут клеточность гранулоцитарного роста постепенно снижалась в течение всего периода облучения, и к окончанию эксперимента была снижена на 20%. Динамика клеточности миелоидного роста при облучении в дозе 16 сГр/сут была близка к динамике абсолютного содержания ядерных клеток костного мозга. На первом этапе происходило опус-

тошение гранулоцитарной популяции на треть по отношению к контролю, после фазы опустошения происходило резкое увеличение клеточности миелоидного ростка до сверхнормальных величин.

На наш взгляд незначительное сокращение гранулоцитарной популяции в дозовых группах 1, 4, 6 сГр/сут, а также гиперкомпенсация при максимальной суточной дозе воздействия обусловлены качественными перестройками внутри гранулоцитарного ростка (рис.3). В период опустошения миелоидного ростка (1-3 месяца облучения) доля молодых клеточных форм (миелобластов, промиелоцитов) во всех дозовых группах находилась в пределах доверительного интервала контроля. Абсолютное содержание клеток пролиферативного пула снижалось в соответствии с общим снижением клеточности ростка.

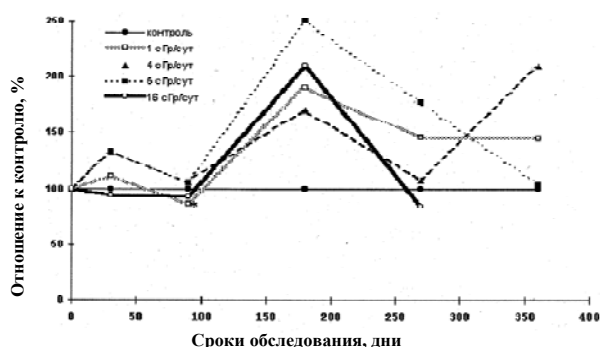


Рис. 3. Доля клеток пролиферативного пула миелоидного ростка костного мозга мышей СВА при хроническом гамма-облучении, %

Отсутствие каких-либо значительных изменений в процентном содержании молодых форм в период снижения численности говорит о том, что относительный темп размножения и созревания клеточных элементов пролиферативного пула миелоидного ростка по сравнению с нормой практически не меняется. К 6-му месяцу воздействия содержание клеток пролиферативного пула резко возрастает в 1,7-2,5 раза в зависимости от суточных доз облучения. Увеличение абсолютного и относительного количества делящихся клеток гранулоцитарного ростка наиболее выраженным было в дозовых группах 6 и 16 сГр/сут (уровень контроля был превышен в 2-2,5 раза).

На эритроидный росток длительное время хроническое облучение оказывало скорее стимулирующее, а не повреждающее действие, что ранее было показано в исследованиях [15]. Морфологические изменения эритропоэза характеризовались относительным и абсолютным увеличением эритробластической части костного мозга. Различия с группой контроля увеличивались по мере нарастания суммарной дозы облучения. Гиперплазия эритроидного ростка была наиболее выражена в диапазоне суммарных доз 10-30 Гр. Так, в дозовых группах 4 и 6 сГр/сут численность эритроидной популяции костного мозга в 1,8 раза достоверно превосходила уровень фоновых значений (табл.).

Отдельного рассмотрения заслуживает эритроидный росток костного мозга животных облучавшихся при мощности дозы 16 сГр/сут. При радиационном воздействии в суточной дозе 16 сГр на эритроидный росток длительное время хроническое облучение оказывало также скорее стимулирующее, а не повреждающее действие. Так, в течение 180-ти суток доля клеток эритроидного ростка достоверно превышала фоновый уровень, а абсолютная клеточность эритроидного ростка не опускалась ниже границ нормы. Повреждающее действие хронического радиационного воздействия проявлялось по мере накопления суммарных доз более 30 Гр и выражалось в резком сокращении эритроидной популяции костного мозга на 270-е сутки исследования облучения.

Таким образом, в соответствии с различной радиочувствительностью и значимостью в поддержании гомеостаза различных кроветворных ростков, количественные и качественные изменения в костном мозге представляют собой результат противоположных биологических процессов протекающих в красном и белом ростке. Анализ миелограмм подтверждает известные литературные данные о высокой поражаемости лимфоидных клеток и сохранении на уровне показателей контроля эритроидного ростка, что обеспечивается рядом компенсаторных реакций [12, 15-17, 19, 20, 25].

Однако, в ходе исследования нами были выявлены некоторые особенности реагирования системы гемопоэза на длительное, сопоставимое с продолжительностью жизни, облучение, а именно: 1- низкая степень зависимости клеточности костного мозга от суммарных доз облучения; 2- восстановление клеточности костного мозга независимо от мощности облучения.

Обнаруженные эффекты не могут быть объяснены только активацией делящихся клеток костного мозга, так как в отдаленные сроки облучения активность пролиферативного пула сохраняется в пределах нормы. Наиболее вероятно, что механизмы компенсации на поздних сроках облучения реализуются с участием родоначальных кроветворных клеток, что подтверждается репопуляцией КОЕс костного мозга и селезенки при накоплении суммарных доз более 30 Гр и в тоже время противоречит общим представлениям о эффектах облучения на уровне стволовой популяции (рис. 4-5).

Количественные и качественные характеристики состояния стволовой популяции костного мозга и селезенки

Состояние стволовой популяции костного мозга описывается двухфазной кривой (рис. 4). Первая фаза - до 90-х суток облучения (поглощенная кумулятивная доза 14,4 Гр) отражает опустошение пула КОЕс, что выразилось в десятикратном снижении их абсолютного и относительного числа. Вторая фаза - после 90-х суток (поглощенная кумулятивная доза к концу наблюдений составила 43,2 Гр) - характеризуется репопуляцией пула КОЕс костного мозга до 50% от уровня одновозрастного контроля.

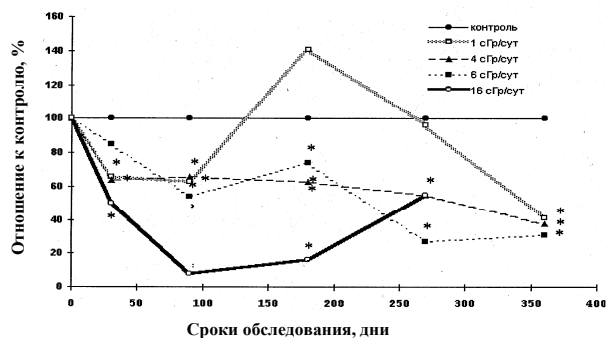


Рис. 4. Динамика числа КОЕс на бедро в костном мозге мышей СВА при хроническом гамма-облучении
Примечание: * - достоверные отличия от контроля, $p \leq 0,05$

Состояние стволовой популяции селезенки при хроническом облучении описывалось тремя фазами. Наиболее ярко повреждающие эффекты хронического облучения были выражены, как и в популяции КОЕс костного мозга, на протяжении первых 90-х суток облучения (первая фаза). За этот период параметры, количественно характеризующие состояние стволовой популяции селезенки, сокращались в 2-4 раза (в зависимости от метода учета). Во вторую фазу, начиная со 180-х суток облучения (поглощенная кумулятивная доза 28,8 Гр), абсолютное содержание КОЕс селезенки восстанавливалось до уровня нормы (выявлено методом микроучета), а концентрация КОЕс селезенки в 1,5-2,5 раза превышала фоновый уровень (в зависимости от метода учета КОЕс) (рис.5). Третья фаза - 180 - 270-е сутки (поглощенная кумулятивная доза 43,2 Гр) выразилась в стабилизации указанных параметров на достигнутом уровне, несмотря на продолжающееся облучение. Интересно отметить, что достоверно значимое увеличение количественных характеристик популяции КОЕс селезенки происходило на фоне продолжающегося сокращения количества спленоцитов.

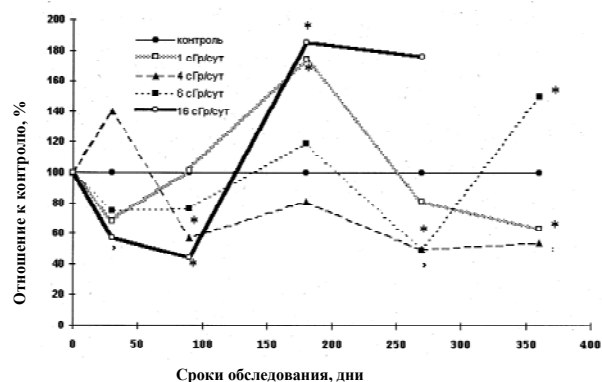


Рис. 5. Динамика числа КОЕс* 10^6 кариоцитов в селезенке мышей СВА при хроническом гамма-облучении
Примечание: * - достоверные отличия от контроля, $p \leq 0,05$

С целью выявления вклада различных гистологических типов колоний в общую динамику стволовой популяции костного мозга и селезенки был про-

веден анализ гистологических типов колоний, который позволил выявить следующие изменения в кинетике отдельных ростков кроветворения.

Эритроидный росток популяции КОЕс костного мозга и селезенки до 180-х суток исследования находился в угнетенном состоянии, в отличие от более зрелых предшественников. При достижении поглощенной кумулятивной дозы 43,2 Гр отмечалась активация эритропоэза в популяции КОЕс костного мозга и селезенки - число эритроидных колоний увеличилось в 3 раза (рис. 6). Количество гранулоцитарных колоний достоверно снижалось только при клонировании КОЕс костного мозга. Минимальное значение данного показателя (37% от контроля) отмечено при поглощенной кумулятивной дозе 28,8 Гр. Дальнейшее облучение сопровождалось увеличением числа гранулоцитарных предшественников в костном мозге до 56% от уровня контрольных значений. В селезенке достоверных различий с контролем не выявлено до конца эксперимента (рис. 7). Число мегакариоцитарных колоний при клонировании КОЕс костного мозга с увеличением поглощенной кумулятивной дозы облучения прогрессивно снижалось, составив 18% от контроля на 270-е сутки исследования. При клонировании КОЕс селезенки данный показатель находился либо в пределах контроля (30-е и 270-е сутки), либо достоверно превышал его на 180-е сутки облучения (рис. 8). Менее дифференцированная субпопуляция КОЕс, образующая смешанные колонии, в костном мозге сокращалась в 5 раз при поглощенной кумулятивной дозе 28,8 Гр. В селезенке отмечен противоположный процесс - в эти же сроки число смешанных колоний находилось в пределах контроля, а на 270-е сутки превышало контроль втрое (рис. 9).

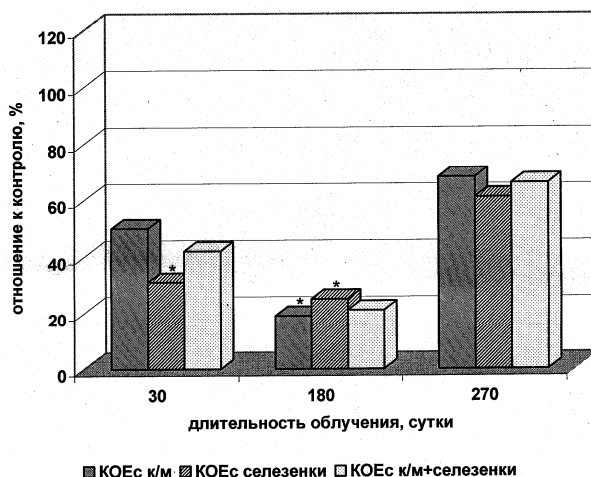


Рис.6. Содержание КОЕс в органах кроветворения мышей СВА при хроническом γ -облучении в дозе 16 сГр/сут (эритроидные колонии), $p \leq 0,05$

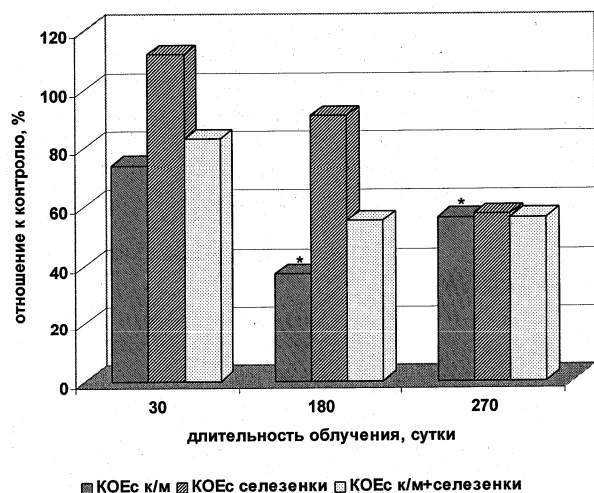


Рис. 7. Содержание КОЕс в органах кроветворения мышей линии СВА при хроническом γ -облучении в дозе 16 сГр/сут (гранулоцитарные колонии), $p \leq 0,05$

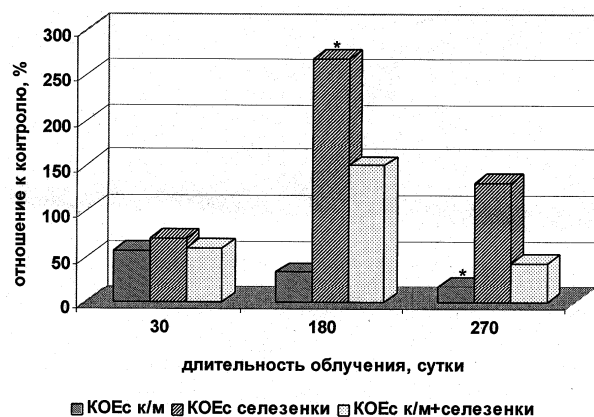


Рис. 8. Содержание КОЕс в органах кроветворения мышей линии СВА при хроническом γ -облучении в дозе 16 сГр/сут (мегакариоцитарные колонии), $p \leq 0,05$

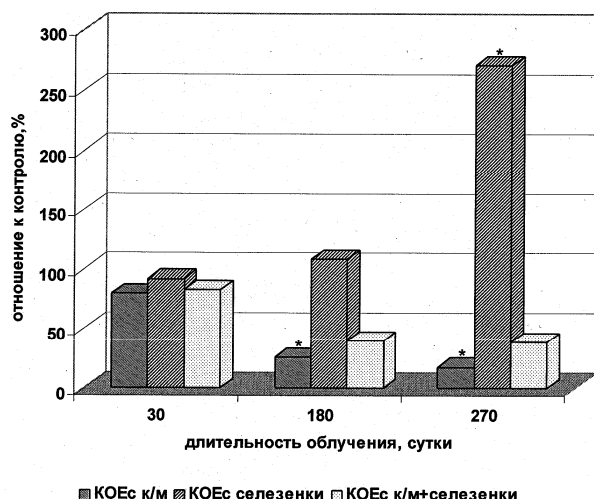


Рис. 9. Содержание КОЕс в органах кроветворения мышей линии СВА при хроническом γ -облучении в дозе 16 сГр/сут (мегакариоцитарные колонии), $p \leq 0,05$

Таким образом, в костном мозге опустошение стволовой популяции клеток обусловлено всеми типами колоний, что выразилось в сохранении соотношения гистологических типов колоний на уровне контроля до 180-ых суток облучения. Регенерация стволовой популяции костного мозга была обусловлена ростом абсолютного и относительного числа эритроидных колоний, что выразилось в увеличении доли эритроидных колоний и снижении долей всех остальных гистологических типов колоний. Опустошение селезеночной популяции КОЕс происходит преимущественно за счет эритроидных колоний, а восстановление на первых этапах за счет мегакариоцитарных колоний, в дальнейшем за счет смешанных и эритроидных. При клонировании КОЕс селезенки отмечено изменение баланса гистологических типов колоний на 180-е сутки в пользу мегакариоцитопоэза, а на 270-е сутки - эритропоэза. При клонировании КОЕс костного мозга изменение соотношения типов колоний происходило на 270-е сутки облучения также в пользу эритропоэза.

Гистологический анализ селезеночных колоний позволяет констатировать, что в ходе хронического облучения с ростом накопленной дозы происходит снижение пролиферативного потенциала КОЕс. Так, достоверное отличие среднего объема колоний от контрольных значений отмечено в селезенке на 180-е сутки (поглощенная кумулятивная доза 28,8 Гр), а в костном мозге на 270-е сутки облучения (поглощенная кумулятивная доза 43,2 Гр).

Динамика общего объема селезеночных колоний демонстрирует разнонаправленные реакции в костном мозге и селезенке облученных животных в отдаленные сроки исследования. Данный показатель при клонировании КОЕс костного мозга достоверно снижен на всех сроках исследования. При клонировании КОЕс селезенки к 180-м суткам отмечен рост общего объема колоний до уровня контрольных значений. При поглощенной кумулятивной дозе 43,2 Гр (270-е сут.) продуктивность КОЕс костного мозга и селезенки составила 50% от уровня одновозрастного контроля.

Материалы исследования позволяют заключить, что эффекты хронического облучения указывают на цикличность процессов поражения - восстановления в популяциях КОЕс костного мозга и селезенки. В отдаленные сроки хронического облучения в дозе 0,16 Гр/сут соотношение процессов поражения-восстановления в системе гемопоэза определяется расширением плацдарма кроветворения. Существенный вклад в активацию гемопоэза в отдаленные сроки облучения вносит кроветворение в селезенке, что проявляется не только в количественном увеличении колониеобразующей активности, но и в перераспределении гистологических типов колоний.

Авторы искренне признательны сотрудникам Уральского научно-практического центра радиационной медицины г. Челябинска, оказавшим большую помощь в проведении хронического эксперимента.

ЛИТЕРАТУРА

1. Аклев А.В. Инволюционные изменения иммунного статуса у людей, подвергшихся хроническому радиационному воздействию // Медицинская радиология и радиационная безопасность. -1995.- №3.-С. 8-11.
2. Аклев А.В., Голощапов П.В., Дегтева М.О. и др. Радиоактивное загрязнение окружающей среды в регионе Южного Урала и его влияние на здоровье населения / Под ред. Л.А. Булдакова. -М.- 1991. -63 с.
3. Аклев А.В., Косенко М.М. Обобщение результатов многолетнего изучения иммунитета у населения, подвергшегося облучению // Иммунология - 1991.- № 3.- С. 4-7.
4. Акоев И.Г. Проблемы постлучевого восстановления. - М.: Атомиздат. - 1970.
5. Андрианова Л.Ф. Пролиферативные и дифференцировочные свойства СКК костного мозга у мышей линии СВА различного возраста // Физиологический журнал. - 1990. - Т.36, №5. - С. 31-36.
6. Ахмадиева А.Х., Тяжелова В.Г. Изменение способности КОЕс образовывать макроколонии при длительном хроническом облучении // Радиобиология. - 1989. - Т.29, № 2. - С. 211-214.
7. Белоусова О.И., Горизонтов П.Д., Федотов М.И. Радиация и система крови. - М.: Атомиздат. -1979.-56 с.
8. Бонд В., Флиднер Т., Аршамбо Д. Радиационная гибель млекопитающих. Нарушение кинетики клеточных популяций: Пер. с англ. - М.: Атомиздат. - 1971. - 317 с.
9. Булдаков Л.А., Демин С.Н., Косенко М.М. и др. Медицинские последствия радиационной аварии на Южном Урале в 1957 г. // Медицинская радиология и радиационная безопасность. -1990. - №12.-С. 11-15.
10. Бурыкина Л.Н. Кинетика накопления и скорость выведения Sr^{90} у собак при хроническом его поступлении //Распределение и биологическое действие радиоактивных изотопов: Сб. статей / Под ред. Ю.И. Москалева. - М.: Атомиздат. - 1966.- С. 66-71.
11. Власов П.А. Реакция костного мозга на воздействие радиоактивного стронция // Радиобиология. -1964.-Т.4.-Вып. 1. -С. 163-171.
12. Горизонтов П.Д., Белоусова О.И., Федотова М.И. Стресс и система крови. - М.: Медицина. - 1983. -238 с.
13. Григорьев Ю.Г., Попов В.И., Шафиркин А.В. Соматические эффекты хронического у-облучения. - М.: Энергоатомиздат. - 1986. - 200 с.
14. Груздев Г.П. Острый радиационный костномозговой синдром. - М.: Медицина. -1988. -144 с.
15. Гуськова А.К., Байсоголов Г.Л. Лучевая болезнь человека. - М.: Медицина. - 1971.- 384 с.
16. Джикидзе Э.К., Косиченко Л.П., Куксова М.И. Морфологические и цитогенетические изменения в костном мозгу обезьян в отдаленные сроки после хронического облучения в малых дозах // Радиобиология.-1980.- Т.20, № 2. - С. 281-284.
17. Джикидзе Э.К., Куксова М.И., Косиченко Л.П. Костномозговое кроветворение у макак-резусов при облучении // Радиобиология.-1974.- Т.14, № 3. - С. 390-394.
18. Ильин Л.А. Радиобиология и радиационная защита - проблемы и перспективы их взаимодействия в рамках регламентации радиационного воздействия // Третий съезд по радиационным исследованиям. Тезисы докл.: Москва, 14-17 октября 1997 г., Т. I, - Пушино. - 1997.- С. 11-12.
19. Илюхин А.В. Цитокинетическое и морфологическое изучение процессов поражения и компенсации кроветворения при длительном, воздействии ионизирующего излучения: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. - М,- 1974. - с. 36.
20. Илюхин А.В., Шашков В.С., Бурковская Т.Е., Зубенкова Э.С. Цитокинетика и морфология кроветворения при хроническом облучении. - М.: Энергоатомиздат. - 1982. - 136с.
21. Когтл Дж. Биологические эффекты радиации: Пер. с англ. -М.: Энергоатомиздат. - 1986. - 184с.
22. Коноплянников А.Г. Радиобиология стволовых клеток. - М.: Энергоатомиздат. - 1984. - 120с.
23. Косенко М.М., Ижевский П.В., Дегтева М.О., Аклев А.В., Вьюшкова О.В. Состояние потомства населения, подвергшегося облучению вследствие сбросов радиоактивных отходов в реку Теча на Южном Урале // Медицинская радиология и радиационная 'безопасность. - 1992. -№1. -С. 51-53.
24. Мороз Б.Б., Дешевой Ю.Б., Лебедев В.Г. и др. Реакция кроветворной системы при длительном эмоциональном стрессе на фоне действия γ -облучений в низких дозах // Радиационная биология и радиоэкология. - 1997.-Т.37. Вып. 4.- С. 581-589.
25. Муксинова К.Н., Мушкачева Г.С. Клеточные и молекулярные основы перестройки кроветворения при длительном радиационном воздействии / Под ред. А.К. Гуськовой. - М.: Энергоатомиздат. -1990. - С. 160.
26. Переверзев А.Е. Кроветворные колониобразующие клетки и физические стресс-факторы. - Л.:Наука - 1986. - 172с.
27. Петрович И.К. Изменение картины крови у животных в отдаленные сроки после введения в организм радиоактивных веществ // Влияние радиоактивного стронция на живой организм. - М.: Медгиз. -1961.- С.104 -119.
28. Прасличка М.А., Калина И. Влияние низких суточных мощностей доз пролонгированного облучения на изменение КОЕс и периферической крови у мышей // Радиобиология. - 1976.-Т1, №3. -С. 376-380.
29. Рождественский Л.М. Концепция биологического действия ионизирующей радиации низкого уровня (Анализ проблемы в аспектах пороговости эффектов и радиочувствительности радиореактивности биоструктур различного уровня организации) // Радиационная биология. Радиоэкология. -1999. - - Т. 39., №1. - С. 127-144.
30. Чертков К.С. Влияние мощности дозы облучения на процессы поражения и восстановления колонеобразующих клеток костного мозга // Радиобиология. -1973. -Т. 13.- Вып.3. -С.368-372.
31. Шведов В.Л., Голощапов П.В., Корытный В.С. Экспериментальный комплекс для радиоэкологического моделирования // Экология. - 1984. - № 2. - С. 66-68.

32. Швец В.Н. Дифференцировка и радиочувствительность стволовых кроветворных клеток мышей в процессе длительного облучения // Радиобиология. -1976. - Т.16.- Вып. 4. - С. 618-622.
33. Швец В.Н. Радиочувствительность гемопоэтических стволовых клеток костного мозга мышей при продолжительном облучении // Радиобиология. - 1977.-Т. 17.- Вып. 1. - С. 110-115.
34. Dale D.C., Ailing D.W., Wolff S.M. Application of time series analysis count in normal individuals and patient receiving cyclophosphamide // Brit. J. Haematol.- 1973.- Vol. 24.- № 1.- P.57-64.
35. Dale D.C., Ailing D.W., Wolff S.M. Ceclic hematopoiesei: the mechanism of cyclic neutrophenia in grey collie dogs // J. Clin. Invest.- 1972a.- Vol.51.- № 8.- P2197-2204.
36. Dale D.C., Ward S.B., Kimball H.R., Wolff S.M. Studies of neutrophil production and turnover in grey collie dogs with cyclic neutrophenia // Ibid.- 1972b.- Vol.51.-.№8.- P.2190-2196.
37. Hendry J.H., Lord B.I. The analysis of early and late respoce to cytotoxic insults in the haemopoietic cell hierarchy // Cytotoxic insult to tissue. Effects on cell lineages // Potten C.S., Hendry J.H. eds., -Edinburgh, Churchill Livingstone. 1983. P. 1-66.
38. Knospe W.H., Adier S.S., Hussein S. et al. Effect chronic continuous low level y-radiation exposure on hematopoiesis in the mouse // Experimental hematology today / Ed. S. Korge. Basel: Springer, - 1982.-P.251-259.
39. Seed T.M., Tolle D.V., Fritz T.E. et al. Irradiation induced erythroleukemia and myelogenous leuketflia in the beagle dog: hematology and ultrastmcture // Blood.- 1977.- Vol. 50.- № 6.- P.1061-1079.
40. Wu Chu-Tse, Tan Shao-zhi, Jiang Xue-Ying. Kinetic studies of radiation damage and recovery of murine haemopoietic stem cells during and after contionuous irradiation at low dose rate // Cell Tissue Kinet.-1983.-Vol.16.-2.-P.199-207.

**ТОЛЫҚТЫРУ ТӘСІЛІНІҢ ӘСЕРІНІҢ ЖҮЙЕСІ ГЕМОПОЭЗ ТҮРАҚТЫ
РАДИАЦИЯЛЫҚ ӘСЕРІНІҢ АЗ ЖӘНЕ АРАСЫНДА ҚУАТТЫ ӨЛШЕМДЕГІ АРАЛЫҚ**

Шибкова Д.З., Андреева О.Г., Ефимова Н.В.

*Челябинскінің мемлекеттік педогогикалық университеті,
анатомия және физиология кафедрасы, Челябинск қаласы, Россия*

Тұрақты тәжірибеде 935 тышқанға СВА сызығында ерекшелік анықталды және даму заңдылықтарында толықтыру тәсілінің әсері жүйесінің гемопоэзалық әртүрлі сәулелендіру тәртібінде тексерілді.

**COMPENSATORY ADJUSTMENT OF HAEMOPOIESIS SYSTEM
UNDER CHRONIC EXPOSURE TO LOW AND INTERMEDIATED RADIATION DOSES**

D.Z. Shibkova, O.G. Andreeva, N.V. Efimova

Chelyabinsk State Pedagogical University, Anatomy and Physiology Department, Chelyabinsk, Russia

Chronic exposure experiments on 935 mice of SVA line have made it possible to determine particular features and regularities of compensatory adjustments in the haemopoiesis system under different exposure conditions.

УДК 577.115.4: 599.323.4: 539.16.04

ВЛИЯНИЕ ПОВЫШЕННОГО УРОВНЯ ЕСТЕСТВЕННОЙ РАДИОАКТИВНОСТИ НА ПОКАЗАТЕЛИ ПЕРЕКИСНОГО ОКИСЛЕНИЯ ЛИПИДОВ И ДЕГИДРИРОВАНИЯ В ТКАНЯХ ДИКИХ ГРЫЗУНОВ

Шевченко О.Г., Кудяшева А.Г., Загорская Н.Г.

Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, г. Сыктывкар, Россия

Представлены результаты исследования процессов перекисного окисления липидов (ПОЛ) и дегидрирования в тканях полевок-экономов из районов с повышенным уровнем естественной радиоактивности. Обнаружена высокая чувствительность исследуемых показателей у природных популяций мышевидных грызунов к постоянно действующему радиозкологическому фактору среды обитания.

Проблема действия хронического низкоинтенсивного облучения на живые организмы обуславливает проведение комплексных исследований для выбора и обоснования показателей и объектов, позволяющих наиболее полно оценить степень воздействия и судить об изменении всей системы клеточного метаболизма в условиях повышенного радиационного фона. Именно по реакции животных можно судить, какое влияние те или иные загрязнители или стрессовые факторы могут оказать и на человека в естественной среде обитания. Многолетние наблюдения показали, что полевки-экономки могут быть использованы в качестве тест-объекта для изучения действия малых доз радиации как для биоценозов с повышенным уровнем естественной радиоактивности, так и для биоиндикации техногенного радиоактивного загрязнения [7]. Одним из перспективных направлений исследований является изучение процессов перекисного окисления липидов (ПОЛ), поскольку в экспериментах *in vitro* и *in vivo* обнаружена обратная зависимость интенсивности ПОЛ от дозы облучения и ее мощности [2, 13]. Цель настоящей работы заключалась в выявлении особенностей состояния параметров системы регуляции процессов ПОЛ и дегидрирования в тканях полевок-экономов, обитающих в районах с повышенным уровнем естественной радиоактивности, на основе сравнительного анализа состава фосфолипидов, содержания вторичных продуктов ПОЛ, активности некоторых ферментов антиоксидантной защиты, цикла Кребса и гликолиза в тканях грызунов из контрольных и опытных популяций.

Ухтинский радиозкологический полигон находится на территории Республики Коми в среднем течении р. Ухта в районе п. Водный. Поверхностные слои почвы радиевого участка содержат ^{226}Ra в 10-100 раз, а ^{238}U и ^{232}Th — в 1.5-3 раза больше кларковых показателей в почвах контрольного участка. В почвах урано-радиевого участка содержание ^{226}Ra было аналогичным, а концентрации ^{238}U и ^{232}Th были выше контрольных показателей в 10-100 раз. По данным гамма-съемки средняя мощность дозы от внешнего γ -облучения на контрольном участке со-

ставляла 10-15 мкР/ч, на радиевом стационаре 50-2000 мкР/ч, на урано-радиевом — 26-3500 мкР/ч. Отлов полевок-экономов (*Microtus oeconomus* Pall.) осуществляли стандартными живоловушками в один и тот же период (июль-август). Динамика численности полевок представлена на рис.1. Отловленных в природе полевок подразделяли на три возрастные группы: неполовозрелые сеголетки, половозрелые сеголетки, перезимовавшие животные. Всего за время исследований были взяты для анализа органы и ткани более 400 зверьков. Определение количественного содержания фракций фосфолипидов (ФЛ) осуществляли методом тонкослойной хроматографии, интенсивность ПОЛ оценивали по содержанию в тканях вторичных продуктов ПОЛ, реагирующих с 2-тиобарбитуровой кислотой, активность каталазы и общую пероксидазную активность крови определяли спектрофотометрически, активность супероксиддисмутазы (СОД) эритроцитов проводили кинетическим методом, активность сукцинат-, пироват- и лактатдегидрогеназ (СДГ, ПДГ, ЛДГ) определяли колориметрическими методами.

Поскольку состояние системы регуляции ПОЛ в тканях диких мышевидных грызунов в условиях физиологической нормы изучено недостаточно, было проведено исследование отдельных параметров данной системы в органах полевок-экономов, отловленных на участках с нормальным радиационным фоном. Наиболее значительные изменения в составе ФЛ полевок-экономов природных популяций связаны со сменой фаз популяционного цикла животных. В период депрессии численности популяции отмечено резкое возрастание лизофосфатидилолина (ЛФХ) в печени и селезенке, появление следовых количеств лизоформ в тканях головного мозга, наблюдается сокращение доли основных фракций ФЛ, особенно фосфатидилэтаноламина (ФЭ) во всех исследованных тканях. Именно в этот период в составе ФЛ всех тканей отмечено минимальное содержание более легкоокисляемых фракций, при максимальном отношении ФХ/ФЭ, что свидетельствует о наибольшей жесткости мембранной системы тканей.

ВЛИЯНИЕ ПОВЫШЕННОГО УРОВНЯ ЕСТЕСТВЕННОЙ РАДИОАКТИВНОСТИ НА ПОКАЗАТЕЛИ ПЕРЕКИСНОГО ОКИСЛЕНИЯ ЛИПИДОВ И ДЕГИДРИРОВАНИЯ В ТКАНЯХ ДИКИХ ГРЫЗУНОВ

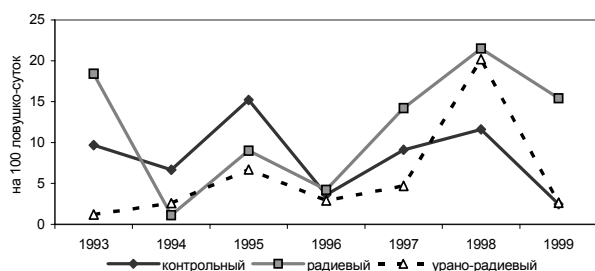


Рис. 1. Динамика численности полевков-экономок, обитающих на различных участках

В большинстве обследованных групп животных различного вида установлено наличие прямой зависимости между активностью каталазы и интенсивностью ПОЛ в тканях печени (рис. 2), в ряде случаев корреляция довольно высокая ($R = 0.8-0.9$). Для отдельных половозрастных групп мышей и полевков отмечается обратная корреляция между общей пероксидазной активностью и такими характеристиками процессов ПОЛ в тканях печени, как активность каталазы и содержание ТБК-АП (рис.3). Сезонные колебания содержания ТБК-активных продуктов, а в ряде случаев и возрастные изменения в головном мозге и печени мышевидных грызунов разных видов обусловлены преимущественно физиологическим состоянием зверьков.

Комплексное изучение состава липидов, интенсивности ПОЛ и активности ферментов антиоксидантной защиты в тканях полевков-экономок, отловленных на контрольных и радиоактивно загрязненных территориях, подтверждает высокую чувствительность параметров системы регуляции ПОЛ к действию хронического низкоинтенсивного облучения в малых дозах. В пользу этого говорят найденные нами глубокие нарушения в системе регуляции ПОЛ в различных тканях, имеющие явно выраженную радиационную природу. К их числу можно отнести увеличение доли лизоформ фосфолипидов в липидах различных тканей, снижение суммарной доли ФЛ в составе общих липидов, в том числе уменьшение относительного содержания основных фракций ФЛ в липидах печени, уменьшение доли более легкоокисляемых фракций ФЛ в липидах печени и головного мозга, угнетение активности СОД эритроцитов. Однотипные нарушения в метаболиз-

ме были обнаружены как в тканях животных, подвергнутых острому облучению, так и у грызунов из аварийной зоны Чернобыльской АЭС.

Результаты проведенного нами анализа состава ФЛ печени полевков-экономок, отловленных на радиоактивно загрязненных участках, показали наличие существенных изменений в состоянии липидного обмена в этом органе. У молодых полевков с опытных участков (особенно с урано-радиевого) наблюдается тенденция к снижению доли ФЛ в составе общих липидов относительно соответствующих величин у полевков-экономок с контрольного участка (табл.1).

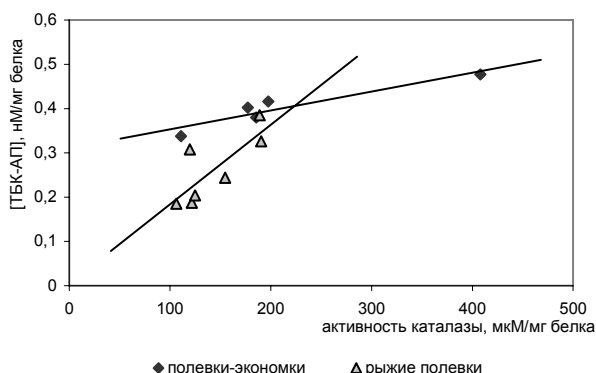


Рис. 2. Соотношение между активностью каталазы и содержанием ТБК-активных продуктов в печени полевков

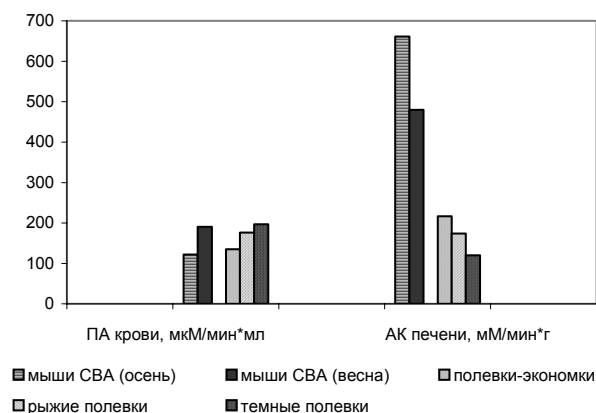


Рис. 3. Активность ферментов антиоксидантной защиты в тканях различных видов грызунов

Табл. 1. Доля ФЛ в составе общих липидов печени сеголеток полевков-экономок с различных участков, %

Год	Группа	Участок		
		контрольный	радиевый	урано-радиевый
1998	самцы	38.57±1.19 (6)	21.1 (1)	-
	самки	36.30±1.47 (11)	33.09±0.75 (14)	21.57±2.03*** (5)
1999	самцы	55.50±1.74 (3)	49.38±6.26 (4)	54.54±1.39 (3)
	самки	47.71±2.90 (3)	40.00±1.69* (4)	40.59±1.45** (9)

Здесь и далее различия достоверны: *— при $P \leq 0.05$, **—при $P \leq 0.01$; ***—при $P \leq 0.001$, в скобках указано количество животных

В печени полевков-экономок, отловленных на радиевом участке в период спада численности (перезимовавшие зверьки) и депрессии (молодые самки) отмечено резкое снижение относительного содержания основной трудноокисляемой фракции — ФХ,

до 63.4 — 71.1% от контрольных показателей ($P < 0.01$ для перезимовавших самок). Это уменьшение доли ФХ отчасти обусловлено усилением деградации ФХ до лизоформ. Действительно, у перезимовавших зверьков с радиевого стационара доля ЛФХ

в 1.6-2.8 раза выше, чем у контрольных особей (рис.4). Увеличение количества лизоформ ФЛ в органеллах печени под действием облучения в минимально летальных дозах было показано и на лабораторных животных [12]. Значительное увеличение содержания лизоформ отмечено и у молодых самцов с радиового стационара в период спада численности животных ($P < 0.01$). По-видимому, этот факт связан с увеличением активности фосфолипазы A_2 . С другой стороны, в гепатоцитах зверьков, обитавших на этой территории, видимо, нарушен и процесс синтеза ФХ, поскольку снижение доли ФХ не всегда сопровождается увеличением содержания лизоформ. Так, в период депрессии суммарная доля ФХ и ЛФХ у самок сеголеток с чистых территорий составляла 63.9%, с радиового участка — 40.0%.

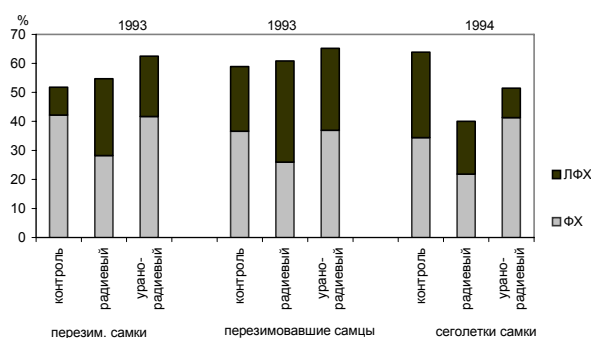


Рис. 4. Содержание фосфатидилхолина и лизофосфатидилхолина в фосфолипидах печени полевков-экономок с различных участков

Наиболее резкий рост доли более легкоокисляемых фракций ФЛ у всех групп полевок с радиоак-

тивно загрязненных участков Республики Коми отмечен в липидах селезенки, что было обнаружено и у полевок, отловленных в зоне аварии на ЧАЭС на участке с самым низким уровнем радиоактивного загрязнения. Наличие серьезных нарушений в функционировании системы регуляции ПОЛ в тканях полевок с опытных участков подтверждается данными гисто-морфологического анализа. Изменения в соотношении минорных фракций ФЛ могут быть связаны с угнетением функциональной активности щитовидной железы, что показано работами О.В. Ермаковой, поскольку известно, что обмен ФЛ в различных тканях находится под контролем тиреоидных гормонов, способных оказывать выраженное стабилизирующее действие на интенсивность ПОЛ.

Происходит существенное увеличение размаха колебаний основных обобщенных показателей — ФХ/ФЭ и Σ ЛОФЛ/ Σ ТОФЛ, а в большинстве случаев и изменение масштаба взаимосвязи между указанными параметрами у зверьков, отловленных на опытных участках. Среднегрупповые значения ФХ/ФЭ в различные годы наблюдений в контроле варьируют от 1.40 до 2.22, на радиовом участке от 0.81 до 1.89; на урано-радиевом — от 0.96 до 2.81. Вероятно, этот факт можно объяснить наличием тесной положительной взаимосвязи между среднегрупповыми показателями содержания основных фракций у контрольных зверьков, в то время как у животных с загрязненных участков подобной взаимосвязи не прослеживается (табл.2). Происходит нарушение подобных взаимосвязей и между другими показателями.

Табл. 2. Коэффициенты корреляции между среднегрупповым содержанием отдельных фракций ФЛ в печени полевков-экономок с контрольных и опытных участков

Фракции	Участки		
	контрольный	радиевый	урано-радиевый
ЛФХ—ФХ	-0.920±0.039	-0.760± 0.127	-0.129± 0.311
ФХ—ФЭ	0.946± 0.033	0.388± 0.256	0.038± 0.316
(ФС+ФИ)— ФХ	-0.913± 0.053	-0.674± 0.164	-0.023± 0.314

У полевок с урано-радиевого участка наблюдается значительное варьирование по большинству показателей, появляются особи как с чрезвычайно низкими, так и с очень высокими значениями. По мнению ряда авторов, увеличение коэффициентов вариации различных параметров системы может свидетельствовать об увеличении неспецифической реакции организма и существенно расширяет потенциальные возможности приспособления популяций к существованию в условиях повышенного уровня ионизирующих излучений.

По нашим данным, пребывание полевок на участках с повышенным γ -фоном вызывает существенные изменения в составе фосфолипидов головного мозга полевков-экономок. Показано, что у полевок, обитающих на радиоактивно загрязненных участ-

ках, в составе ФЛ мозга значительно чаще, чем в контроле, обнаруживаются следовые количества ЛФХ — продукта деградации ФХ. Количественные изменения в содержании основных фракций неоднозначны, отмечается большой размах колебаний по данным показателям. Так, у экономок с урано-радиевого стационара относительное содержание ФЭ колебалось в различные годы наблюдений от 17.40 до 49.45% (в контроле 32.15-46.44%). Существенные отличия по отношению к контролю были обнаружены и в содержании минорных фракций ФЛ головного мозга. Изменение в количественном содержании отдельных фракций ФЛ отразилось на соотношении сумм более легко- и более трудно-окисляемых фосфолипидов (табл.3).

*Табл. 3. Соотношение сумм легко- и трудноокисляемых фосфолипидов
в головном мозге полевок-экономок с различных участков*

Год, фаза численности	Группа	Участки		
		Контроль	Радиевый	Урано-радиевый
1993, спад	самки перезим.	1.38±0.02 (6)	2.12±0.07*** (6)	1.93 (3)
1994, депрессия	самцы перезим.	1.23±0.02 (5)	1.08 (1)	1.53±0.0*** (2)
1998, пик	самцы перезим.	1.35±0.09 (4)	1.26±0.04* (3)	1.57±0.15* (3)
	самки-сеголетки	1.49±0.09 (10)	0.98±0.05*** (12)	1.22±0.02** (6)
1999, спад	самцы-сеголетки	1.47±0.13 (2)	1.25±0.02** (6)	1.09±0.03** (3)
	самки-сеголетки	1.21±0.08 (5)	1.33±0.67 (4)	1.25±0.96 (4)

Показано, что в липидах головного мозга животных с опытных участков происходит искажение взаимосвязи между содержанием минорных фракций. Так, в контроле зависимость между долей ФС+ФИ и КЛ+ФК обратная ($R=-0.703\pm0.169$), а у полевок с радиевого и урано-радиевого участков — прямая корреляция ($R=0.698\pm0.148$ и 0.514 ± 0.245 , соответственно). У животных, подвергавшихся длительному низкоинтенсивному облучению, отмечено и нарушение масштаба взаимосвязи между состоянием мембранных структур и окисляемостью липидов. Направленность изменения отдельных показателей, связанная с популяционными колебаниями, не идентична у контрольной и опытной групп животных. Закономерности, выявленные у популяции, обитающей на контрольном стационаре, не совпадают при изучении полевок экономок, отловленных на радиоактивно загрязненных участках.

У полевок, в течение ряда поколений обитающих на радиоактивно загрязненных участках, наблюдали изменения в активности каталазы печени и пероксидазной активности крови. Однако масштаб изменения активности ферментов существенно зависел от ее исходного уровня в тканях зверьков, одновременно отловленных на контрольных участках. Отсутствовала также линейная и единообразная зависимость изменения активности каталазы и пероксидазной активности крови от степени радиоактивного загрязнения участка отлова. У полевок с урано-радиевого участка отмечены разнонаправленные изменения в активности ферментов. Так, в 1993 г. у самок полевок-экономок, отличающихся исходно более низкими показателями пероксидазной активности крови, была выявлена тенденция к ее повышению, тогда как у самцов, напротив, наблюдали снижение пероксидазной активности. У грызунов, обитающих на радиевом участке, отмечали увеличение активности каталазы печени и пероксидазной активности крови. Вероятно, это обусловлено повышением концентрации пероксидов в тканях животных, обитающих на радиоактивно загрязненных участках, поскольку в области малых доз имеет место обратная зависимость интенсивности ПОЛ от мощности излучения [4]. У рыжих полевок и полевок-экономок, отловленных на опытных участках, обнаружено угнетение активности СОД эритроцитов крови (рис.5). Масштаб изменения активности СОД также существенно зависел от исходной активности фермента в эритроцитах крови зверьков соответствующего возраста и пола, отловленных на

контрольных участках. Отметим, что более выраженное угнетение активности фермента наблюдали у полевок-экономок, отличающихся большей радиочувствительностью по сравнению с рыжими полемками. Полагают, что, несмотря на то, что синтез СОД как адаптивного фермента индуцируется исходным уровнем субстрата реакции, возможно торможение его активности вследствие необратимого восстановления меди в активном центре со стороны пероксида водорода или же окислением в нем некоторых функциональных групп, в частности тиоловых[8].

Итак, у животных, взятых из природных популяций, в течение ряда поколений обитающих на радиоактивно загрязненных территориях, отмечен разнонаправленный характер изменения активности каталазы печени и общей пероксидазной активности крови, зависящий как от исходного состояния животных, так и от характера загрязнения участка отлова. Вместе с тем происходит угнетение активности более специфического фермента — СОД эритроцитов крови, вероятно, более чувствительного к действию излучения. Отмечена значительная гетерогенность ответа животных на длительное воздействие повышенного радиационного фона.

Содержание вторичных продуктов ПОЛ в тканях животных, отловленных на радиоактивно загрязненных участках, оценивали в 1993 г. в фазу спада численности животных. У полевок, обитающих на радиевом участке, наблюдается достоверное ($P<0,05$) уменьшение относительного содержания ТБК-АП как в печени, так и в головном мозге, причем у самок, отличающихся исходно более высоким уровнем интенсивности ПОЛ, это снижение выражено отчетливее, чем у самцов. В то же время в селезенке этих животных, напротив, отмечено значительное (на 52 и 60% у самцов и самок соответственно) увеличение концентрации ТБК-АП.

В печени и селезенке полевок с урано-радиевого стационара содержание ТБК-АП достоверно не отличалось от контрольных показателей, а в головном мозге самцов с этого участка отмечено увеличение концентрации ТБК-АП в 1.5 раза ($P<0.01$). Эти данные подтверждают неодинаковую реакцию интенсивности ПОЛ в различных по радиочувствительности тканях на хроническое действие низкоинтенсивного облучения в природной среде, а также свидетельствуют о различной направленности процессов у животных, обитающих на участках, отличающихся

ся по степени и генезису радиоактивного загрязнения.

О наступающей дискоординации процессов энергетического обмена под влиянием повышенного уровня естественной радиоактивности свидетельствуют возникающие изменения в активности тесно связанных друг с другом ферментов цикла Кребса и гликолиза. Как видно из табл.4, низкие коэффициенты линейной корреляции между отношениями пируватдегидрогеназа — сукцинатдегидрогеназа, пируватдегидрогеназа—лактатдегидрогеназа, сукцинатдегидрогеназа—лактатдегидрогеназа у полевок радиового участка указывает на существенные сдвиги в процессах тканевого дыхания. Часто встречаемые низкие коэффициенты корреляции между отношениями дегидрогеназ у неполовозрелых и половозрелых полевок указывают на явные нарушения строгой координированности действия ферментов у животных в условиях повышенной естественной радиоактивности. Полученные в ходе анализа результаты показывают, что активность ферментов дегидрирования не всегда идентична в разные фазы

популяционного цикла: наиболее существенные сдвиги во всех тканях (печень, головной мозг, сердечная мышца) отмечены у полевок с радиоактивных участков в фазы депрессии и подъема численности животных, направленность которых зависит от возраста, пола зверьков, исследуемой ткани.

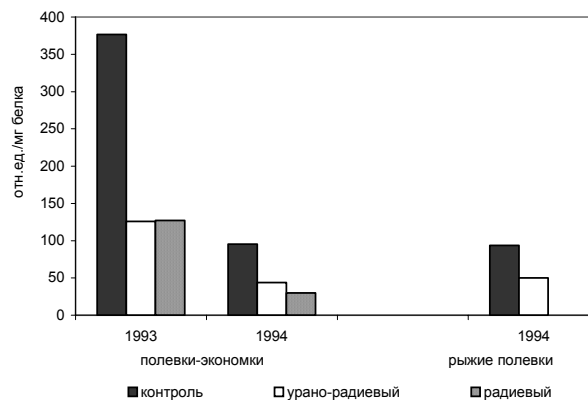


Рис. 5. Активность СОД эритроцитов крови полевок с различных участков

Табл. 4. Коэффициенты линейной корреляции между сравниваемыми активностями дегидрогеназ у полевок контрольного и радиового участков (объединенные данные по самцам и самкам за четыре года)

Ткань	Контрольный участок			Радиевый участок		
	ПДГ—СДГ	ПДГ—ЛДГ	СДГ—ЛДГ	ПДГ—СДГ	ПДГ—ЛДГ	СДГ—ЛДГ
Неполовозрелые сеголетки						
Сердечная мышца	0,972*(36)	0,942*	0,758*	0,409(89)	0,409	0,398
Печень	0,943*(39)	0,815*	0,650*	0,838*(94)	0,223	0,288
Головной мозг	0,987*(35)	0,850*	0,884*	0,921*(85)	0,387*	0,633*
Половозрелые сеголетки						
Сердечная мышца	0,678*(78)	0,503	0,775*	-0,179(82)	0,353	0,395
Печень	0,950*(83)	0,915*	0,795*	0,780*(83)	0,444	0,062
Головной мозг	0,988*(79)	0,723*	0,664*	0,423*(74)	0,837*	0,934*

Примечание: * — достоверные различия между сравниваемыми активностями ферментов при $P < 0.05$, в скобках — количество животных

Вместе с тем можно полагать, что обнаруженные нами особенности системы регуляции ПОЛ и дегидрирования у полевок, отловленных на участках с повышенным естественным содержанием радионуклидов, не являются строго специфичными и характерны для воздействий не только радиационной природы. Существуют экспериментальные данные, свидетельствующие о том, что длительное воздействие ионизирующей радиации с небольшой мощностью дозы может вызывать изменения в организме, соответствующие хронической форме развития неспецифической реакции — хроническому стрессу [5]. Так, ряд изменений в составе ФЛ (снижение доли основных фракций ФЛ, особенно ФЭ; увеличение доли ЛФХ; снижение содержания более легкоокисляемых фракций), угнетение активности СОД, СДГ, ПДГ, повышение активности ЛДГ характерны не только для радиационного поражения (как острого, так и хронического), но и обнаруживались нами у контрольной популяции зверьков в период депрессии численности. К числу подобных особенностей можно отнести и увеличение пределов варьирования большинства изученных нами показателей у животных с опытных участков, что ранее было обнаружено и при изучении состояния регуляторных клеточ-

ных систем у мышевидных грызунов из зоны аварии на Чернобыльской АЭС [6]. Ряд авторов предполагает, что увеличение индивидуальной вариабельности различных, в том числе и физиолого-биохимических параметров свидетельствует об увеличении неспецифической реакции организма [11]. Вариабельность отдельных эффектов может быть связана с разной чувствительностью отдельных животных как к радиационному, так и к другим воздействиям. Не случайно гетерогенность показателей является одной из наиболее характерных особенностей ответа биологической системы на действие физических и химических факторов в малых и особенно сверхмалых дозах [1]. Наличие же общих проявлений при действии различных факторов на организмы обусловлено существованием физико-химической системы регуляции клеточного метаболизма окислительными реакциями в липидах мембран. Именно функционирование данных регуляторных систем обуславливает однотипность изменений показателей состояния и функционирования мембраны при воздействии различных повреждающих факторов на организм [10]. Предполагают, что большинство эффектов низкоинтенсивного облучения в малых дозах не прямо индуцировано облуче-

нием, а опосредовано через систему регуляции, изменения иммунного и антиоксидантного статуса организма, изменения чувствительности к действию факторов окружающей среды [3]. Нами обнаружены нарушения взаимосвязей, а в ряде случаев полное исчезновение корреляции между среднегрупповыми значениями содержания отдельных фракций ФЛ в липидах всех исследованных тканей полевкок-экономок с опытных (особенно урано-радиевого) участков. В отдельных случаях в липидах тканей полевкок-экономок с опытных участков наблюдалось изменение характера взаимосвязей между параметрами, отражающими, с одной стороны, структурное состояние мембранной системы ткани, с другой — степень окисляемости ее липидов, что отмечалось и у зверьков из зоны ЧАЭС. Считают, что подобные нарушения служат сигналом о начале разбалансирования в метаболизме [9].

Нельзя не отметить тот факт, что характер наблюдаемых нами изменений по всем изученным параметрам в значительной мере зависел от типа радиоактивного загрязнения участка отлова. Как правило, наиболее выраженные изменения в составе ФЛ были обнаружены у зверьков с урано-радиевого стационара, который отличается от радиового участка большей мощностью экспозиционной дозы, а также значительным содержанием урана, являющегося более токсичным элементом по сравнению с радием. Разнонаправленные изменения в зависимости от участка отлова наблюдались в активности ферментов и интенсивности ПОЛ. У зверьков с радиового стационара отмечали активацию каталазы, увеличение общей пероксидазной активности крови,

снижение активности СДГ, ПДГ, ЛДГ в головном мозге и печени, в сердечной мышце отмечено снижение активности СДГ, ПДГ и повышение активности ЛДГ, снижение относительного содержания ТБК-АП в печени и головном мозге. В то же время у зверьков с урано-радиевого стационара, в большей мере испытывающих внутреннее облучение и сочетанное действие внешнего и внутреннего облучения, изменения были разнонаправлены и зависели от исходного состояния показателей. Соответствие наблюдаемых эффектов “правилу исходного уровня” [9] особенно явно прослеживалось в лабораторном эксперименте с использованием длительного низкоинтенсивного облучения, что является одной из особенностей действия сверхмалых доз любых агентов.

Долговременное проживание популяций мышевидных грызунов на территориях с повышенной естественной радиоактивностью накладывает существенный отпечаток на характер протекания процессов ПОЛ во всех исследованных тканях, вызывая качественные изменения состояния природных популяций грызунов. Внутрипопуляционные процессы оказывают модифицирующее действие на формирование биологических последствий хронического действия ионизирующего излучения в малых дозах в естественной среде. Отмечается высокая гетерогенность ответных реакций животных на радиоактивное загрязнение среды обитания, нарушение взаимосвязей между отдельными параметрами ПОЛ, зависимость эффектов облучения от исходного уровня показателей, степени и характера радиоактивного загрязнения участка обитания.

ЛИТЕРАТУРА

1. Бурлакова Е.Б. Эффект сверхмалых доз // Вестник РАН. - 1994. — Т. 4. — №. 1. — С. 80-95.
2. Бурлакова Е.Б., Алесенко А.В., Молочкина Е.М. и др. Биоантиоксиданты в лучевом поражении и злокачественном росте. - М.: - 1975.—214 с.
3. Бурлакова Е.Б., Голощапов А.Н., Горбунова Н.В. и др. Особенности биологического действия малых доз облучения // Последствия Чернобыльской катастрофы: Здоровье человека. Под ред. Е.Б. Бурлаковой - М.: - 1996. —С. 149-182.
4. Бурлакова Е.Б. Особенности действия сверхмалых доз биологически активных веществ и физических факторов низкой интенсивности // Российский химический журнал. - 1999.— Т. 43. — № 5. — С. 3-11.
5. Григорьев Ю.Г., Шафиркин А.В. Изменение устойчивости организма в ходе непрерывного внешнего облучения ионизирующим облучением с низкой мощностью дозы / Тез докл. 1 Всес. Симп. «Молекулярно-клеточные механизмы хронического (внешнего и внутреннего) действия ионизирующего излучения на биологические системы».- Пушино. - 1990. — С. 37-38.
6. Кудяшева А.Г., Шишкина Л.Н., Загорская Н.Г., Таскаев А.И. Биохимические механизмы радиационного поражения природных популяций мышевидных грызунов // СПб.: Наука. - 1997. — 156 с.
7. Маслова К.И., Маслов В.И. Действие ТЕРН на животных (на примере популяции полевки-экономки *Microtus oeconomus* Pall.) // Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере: Миграция и биологическое действие на популяции и биогеоценозы. -М.: Наука. - 1990. — С. 234-282.
8. Мхитарян В.Г., Агаджанов М.И., Геваркян Д.М., Микаэлян Э.М. Ферментные механизмы антирадикальной защиты клетки при экстремальных состояниях // Вестник АМН СССР. - 1982. — № 9. — С. 15-19.
9. Терещенкова Ю.А., Бурлакова Е.Б. Изменение кинетических свойств альдопазы и лактатдегидрогеназы цитоплазмы мозга мышей после хронического облучения в малых дозах // Радиационная биология. Радиоэкология. - 1977.— Т. 37. — В. 1. — С. 3-12.
10. Шишкина Л.Н., Смотряева М.А. Связь повреждения мембраны и ДНК с процессом перекисного окисления липидов при слабых воздействиях // Биофизика. - 2000. — Т. 45. — В. 5. — С. 844-852.
11. Эйдус Л.Х. Неспецифическая реакция клеток и радиочувствительность. - М.: Атомиздат. - 1977. — 152 с.

12. Burlakova E.B., Archipova G.B., Shishkina L.N. et al. Influence of ionizing radiation on the regulatory function of biomembranes // *Studia Biophys.* - 1975. — V. 53. — P. 67-71.
13. Wolter U., Konings A.W.T. Membrane involment in radiation-induced death // *Int. Radiat. Biol.* - 1984. — V. 45. — N 6. — P. 657-658.

**ЖАБАЙЫ КЕМІРГІШТЕР ҰЛПАЛАРЫНДАҒЫ ЛИПИДТЕРДІҢ АСҚЫН ТОТЫҚТАНУЫНА
ЖӘНЕ СУСЫЗДАНУЫНА ТАБИҒИ ЖОҒАРЫ РАДИОАКТИВТІЛІК ДЕҢГЕЙІНІҢ ӘСЕРІ**

Шевченко О.Г., Кудяшева А.Г., Загорская Н.Г.

Ресей ҒА Орал бөлімшесіне қатысты Коми ҒО биология институты Сыктывкар қаласы

Мақалада табиғи жоғары радиоактивті жерлерде қорек ететін дала тышқандарының ұлпаларындағы липидтердің асқын тотықтану және сусыздану процесстерін зерттеу нәтижелері берілген. Жабайы тышқан түрлес кеміргіштердің зерттелген көрсеткіштері тұрақты әсер ететін табиғи радиоактивтілікке тым аса сезімталдығы байқалған.

**THE INCREASED NATURAL RADIOACTIVITY LEVEL INFLUENCE ON THE INDEXES
OF LIPID PEROXIDATION AND DEHYDROGENATION IN TUNDRA VOLES TISSUES**

O.G. Shevchenko, A.G. Kudyasheva, N.G. Zagorskaya

Institute of biology, Komi Sci Centre, Ural Division, RAS, Syktyvkar

The results of processes of lipid peroxidation and dehydrogenation study in mice rodents tissues from the territories with increased natural radiation background are presented. The high sensitivity of indexes studied to the invironmental radioecological factor constantly effect on natural mice rodents population were observed.

УДК 661.879:577.472:577.4

ТЯЖЕЛЫЕ ЕСТЕСТВЕННЫЕ РАДИОНУКЛИДЫ В ВОДАХ СЕВЕРО-ВОСТОКА ЕВРОПЕЙСКОЙ ЧАСТИ РОССИИ

Шуктомова И.И., Рачкова Н.Г., Таскаев А.И.

Институт биологии Коми научного центра УрО РАН, Сыктывкар, Россия

Впервые на исследованной территории проведен мониторинг содержания радия-226, радия-228, полония-210, свинца-210 и радона-222 в различных типах вод (колодцы, артезианские скважины, реки, ключи). Показано, что варьирование удельных активностей радионуклидов в водах зависит не от типа источников, а от геологических особенностей исследуемого региона.

В результате протекания комплекса геологических, геохимических, биогеохимических и других процессов тяжелые естественные радионуклиды (ТЕРН) поступают в биосферу из земной коры. Основная часть этого потока тесно связана с добычей и переработкой урана, неуранового минерального сырья и ископаемого топлива, в состав которых ТЕРН входят в качестве примесных компонентов. Соответственно промышленные предприятия, связанные с переработкой сырья (уран, редкоземельные металлы и фосфаты), а также тепловые электростанции являются наиболее значимыми источниками загрязнения окружающей среды различными изотопами естественных радионуклидов [2, 5, 6]. Наибольшую дозу человек получает именно от естественных источников радиации [4]. Сжигание угля, использование воздушного транспорта, постоянное пребывание в мало вентилируемых помещениях, использование в питьевых целях подземных вод (артезианские скважины) с более высоким содержанием ТЕРН могут привести к значительному увеличению уровня облучения за счет естественной радиации. Приблизительно 45% общей популяционной дозы от природных источников радиации обусловлено воздействием только радона и короткоживущих продуктов его распада [5]. Отмечено [10], что попадание паров воды с высоким содержанием радона в легкие вместе с вдыхаемым воздухом представляет большую опасность облучения, чем питьевое потребление воды, содержащей радон. Автором [9] рекомендовано уделять большое внимание радону в питьевой воде и связанными с ним радиоактивной цепочкой радионуклидам (в частности, радия-226 и полония-210), так как проведенные исследования показали существование положительной корреляции между количеством людей, у кого развивается рак легкого, и концентрацией радона в питьевой воде, при этом корреляции более заметны с увеличением времени воздействия. Концентрация радона в обычно используемой воде чрезвычайно мала, но вода из некоторых источников, особенно из глубоких колодцев и артезианских скважин, содержит значительное количество радионуклида. Очевидная экологическая значимость естественных радионуклидов позволяет считать актуальной задачей контроль загрязнения ТЕРН не только почвенно-растительного покрова, но и природных вод.

На территории Северо-Востока России проведен мониторинг содержания радия-226, радия-228, полония-210, свинца-210 и радона-222 в различных типах вод. Всего обследовано 307 источников питьевого водоснабжения. Объектами исследований явились питьевые воды артезианских скважин, частных и общественных колодцев, ключей, поверхностных вод (реки). Исследуемые воды представляют собой достаточно сложную систему, содержащую разнообразные органические и неорганические соединения. Почвенно-геологические условия региона способствуют формированию в основном мало минерализованных вод и лишь на участках, где наблюдают выходы коренных пород, возможно повышение минерализации [14]. Все исследуемые воды — гидрокарбонатно-кальциевого состава. Средняя минерализация колеблется в пределах 80.4-129 мг/л. Среди анионов доминируют гидрокарбонатные ионы (HCO_3^-) до 50-70%. Из катионов лидируют ионы кальция (5.1-31.1 мг/л). Сравнительно невысокая цветность (14-50%), значения перманганатной (3.1-11.8 мг/л) и бихроматной окисляемости (7.1-31.2 мг/л) свидетельствуют о преобладании неустойчивого органического вещества [3, 13]. Удельную объемную активность радона-222 определяли в воде непосредственно в полевых условиях. Набор проб воды является одной из наиболее ответственных операций при определении радона. Поэтому при наборе воды из естественных водоемов соблюдали условия приведенные в работах [12, 16]. Поскольку измерения содержания радона проводили в полевых условиях практически сразу после отбора пробы (в течение 40 минут, а период полураспада радона-222 — 3.8 дня), то уменьшением активности нуклида за счет радиоактивного распада пренебрегали. Измерение концентрации радона проводили с помощью импульсной ионизационной камеры радиометра "Alpha-GUARD". Чувствительность детектора — 1 импульс/мин при концентрации радона 20 Бк/м³. Предел основной погрешности измерений в зависимости от значения измеряемой величины при времени измерения 30 мин составляет (при доверительной вероятности 0.95): при концентрации радона в ионизационной камере 10 Бк/м³ — 56%, 20-39%, 50-25%, 100-18%, 200-14%, 500-10%, 1000-9%. Определение свинца-210 и полония-210 проводили из 1 л воды радиохимическим методом [1]. Радий-

226, 228 определяли из 10 л воды, которые в лабораторных условиях упаривали до 300 мл и определяли радий-226 [11]. Раствор из барбатера после определения радия-226 использовали для радиохимического определения радия-228. Из раствора с определенной кислотностью осаждали гидроксиды лантана вместе с радием-228. Осадок прокаливали в му-

фельной печи при температуре 800°C и измеряли активность актиния-228 на малофоновой установке УМФ-2000 [7].

Каждая точка отбора характеризует целый административный район. В каждом районе в среднем исследовано около 15 источников различного типа (табл. 1).

Табл. 1. Среднее содержание естественных радионуклидов в водах различных типов источников исследуемого района, Бк/л

Точка отбора	Концентрация радионуклида ($E_s \pm S_x$)				
	²¹⁰ Po н×10 ⁻³	²¹⁰ Pb н×10 ⁻²	²²⁶ Ra н×10 ⁻³	²²⁸ Ra н×10 ⁻²	²²² Rn
Ключи-источники					
1	0.18*	2.76*	1.63*	-	2.73*
2	0.52*	6.81*	9.47*	16.1*	1.73*
3	1.53*	4.85*	0.14*	41.8*	0.94*
4	1.06*	0.73*	6.10*	49.5*	1.74*
5	1.91*	2.39*	32.6*	6.90*	4.30*
6	17.5*	1.10*	44.8*	22.6*	1.78*
7	4.75±1.06	7.05±2.43	1.96±.32	74.0±41.0	0.03±0.02
8	0.58±0.72	2.02±1.23	3.41±0.87	5.46±3.93	2.16±0.22
9	1.52*	3.96*	8.21*	9.80*	1.08*
10	0.07*	1.26*	0.14*	4.51*	0.82*
11	1.50*	5.11*	0.14*	332.0*	0.51±0.62
Среднее	2.80±4.68	3.62±2.45	8.76±13.8	53.5±92.2	1.44±1.15
Колодцы					
2	3.46±1.76	4.99±2.76	13.4±12.8	16.1±1.35	0.61±0.20
3	1.68±1.09	1.59±1.54	7.99±17.1	26.1±37.4	0.54±0.43
4	0.55±0.35	0.57±0.32	5.49±2.00	17.5±6.86	0.46±0.25
5	2.01±3.06	2.84±3.43	1.73±1.94	19.0±16.3	0.78±0.49
6	1.81±1.40	3.45±2.17	2.56±2.05	19.1±12.2	0.95±0.20
7	6.18±4.88	7.03±4.56	3.54±2.93	20.8±18.0	0.12±0.21
8	0.83±0.91	1.32±1.73	3.12±1.79	4.05±4.04	1.54±0.73
9	0.26±0.26	1.10±0.62	4.19±1.60	2.12±2.23	0.14±0.06
10	1.42±2.05	1.80±2.33	10.7±12.8	8.02±14.3	0.73±0.43
12	1.39±0.29	3.07±2.53	5.70±4.64	7.02±3.76	0.36±0.26
13	8.68±16.4	5.18±4.87	4.86±2.70	33.0±42.4	0.19±0.16
14	0.07*	1.37*	5.22*	8.70*	1.14*
15	0.82±1.03	1.34±0.91	7.18±4.27	19.9±15.6	1.37±1.48
16	6.58±12.7	5.31±4.42	2.24±2.04	33.0±49.5	0.09±0.10
17	2.02±1.52	3.66±3.07	8.25±1.67	10.2±4.22	2.31±2.61
18	1.79±1.76	5.50±4.10	3.86±2.07	31.7±49.9	0.15±0.22
19	3.07±2.13	6.14±3.25	14.1±15.6	8.42±3.38	0.25±0.30
Среднее	3.23±7.53	3.57±3.72	5.60±8.24	20.9±32.0	0.59±0.86
Поверхностные воды (реки)					
1	2.59±4.23	2.12±1.65	3.59±1.94	-	0.09±0.06
2	2.63*	1.22*	3.11*	6.20*	0.03*
5	1.67±2.26	7.05±1.17	0.99±0.80	16.0±2.82	0.04±0.02
6	0.54*	4.26*	0.14*	2.99*	0.36*
8	0.88±1.40	1.79±0.98	2.88±3.43	8.93±13.9	0.25±0.19
9	1.12*	2.19*	3.38*	12.2*	0.03*
10	0.88±1.40	1.31±1.90	3.19±1.22	10.4±3.15	0.24±0.25
11	1.05±1.13	1.44±1.65	33.8±56.9	46.2±51.5	0.18±0.05
14	0.89±1.16	2.54±3.30	5.37±3.38	10.2±4.66	0.24±0.26
15	3.05*	5.29*	8.84*	25.9*	1.15*
Среднее	1.47±2.01	2.78±2.13	8.91±24.7	19.0±27.2	0.20±0.26
Артезианские скважины					
1	1.15±0.70	2.49±1.69	9.64±4.02	-	1.01±1.10
2	1.92±1.12	3.03±2.31	5.34±2.91	27.2±23.8	1.89±1.60
3	2.73±3.32	1.68±1.99	2.35±2.53	9.80±7.09	0.24±0.23
4	0.72±0.97	0.74±0.49	4.79±1.95	13.8±6.59	0.66±0.42
5	1.11±0.77	1.67±1.82	3.29±8.06	39.9±45.1	0.49±0.43
6	1.46±1.92	4.88±2.87	12.6±10.9	9.59±3.35	1.22±1.36
7	3.96±4.43	6.45±5.64	4.10±4.68	7.98±5.84	0.02±0.01
8	1.05±1.06	2.07±2.79	5.12±9.29	6.27±12.1	1.16±0.84
9	1.06±1.14	1.99±1.78	4.07±1.27	17.1±6.08	0.18±0.11

10	0.65±0.68	1.96±2.06	0.72±0.25	7.98±12.2	1.16±1.12
11	1.04±0.80	1.44±1.65	18.6±16.1	22.2±9.10	1.13±1.12
12	0.80±0.89	1.66±1.44	4.91±3.53	12.1±4.72	0.80±1.12
13	3.71±4.52	6.96±12.9	3.91±4.60	14.9±28.3	0.25±0.18
14	0.82±1.15	3.28±2.30	6.81±9.97	9.68±6.91	0.49±0.30
15	1.10±0.99	2.00±1.66	9.17±9.01	22.7±12.4	2.68±2.05
16	3.60±2.85	11.4±0.98	4.30±5.58	12.2±6.15	0.08±0.04
17	1.70±1.28	3.78±2.30	13.7±10.1	11.3±2.70	1.93±1.05
18	2.29±2.76	5.76±3.86	2.92±1.14	32.0±36.9	0.13±0.09
19	1.68±2.01	4.31±2.02	4.16±3.35	11.2±7.23	0.59±0.81
Среднее	1.59±2.08	3.16±4.04	6.27±7.56	17.7±21.6	0.94±1.23

Примечание: *) Значение без погрешности соответствует одному измерению.

Фактором, влияющим на концентрацию радона в питьевой воде, является температура водовоздушной среды, при понижении температуры активность радона возрастает и наоборот. С учетом этих характеристик радона в расчетах применяли калибровочный коэффициент R ($\text{м}^3/\text{л}$), который зависит от соотношения $V_{\text{воды}}$ и $V_{\text{возд.}}$, температуры водовоздушной среды, атмосферного давления и в меньшей мере от химического состава анализируемой пробы воды. Для исследуемых проб в нашем случае этот коэффициент варьировал в пределах от 0.64 до 1.3 $\text{м}^3/\text{л}$. Результаты показали, что максимальная удельная активность радона в артезианских скважинах составляет 21.05 Бк/л, а минимальная 0.14 Бк/л. Эти значения отличаются в 150 раз. Удельные активности радиоактивного газа в подземных водах в разных точках отбора проб различались в 4, 6, 9, 15 раз. Среднее содержание радона-222 в разных типах источников составляет: ключи и минерализованные источники — 1.44 ± 1.15 Бк/л, колодцы — 0.59 ± 0.86 Бк/л, артезианские скважины — 0.94 ± 1.23 Бк/л и поверхностные воды — 0.21 ± 0.26 Бк/л. Эти значения показывают, что артезианские скважины в среднем содержат несколько больше радона, чем воды колодцев, хотя эти различия по сравнению с радоном в поверхностных водах незначительны (в 1.5 раза). Ключи и минерализованные источники отличаются повышенным содержанием радона-222. Глубина отбора проб воды из этих водоемов достигала 800 м. Наблюдаемые вариации удельных активностей радона в питьевых водоисточниках скорее всего зависят от подстилающих пород. В административных районах с повышенными значениями радона почвообразующими породами являются в основном четвертичные отложения, преобладают двучленные породы: песчаные и супесчаные наносы, подстилаемые моренными суглинками. В этих песчано-глинистых отложениях выделяют горизонты с повышенным содержанием естественных радионуклидов [15]. Предположение о том, что почвообразующие породы действительно влияют на удельную активность радона-222 в воде подтверждают результаты дисперсионного анализа (табл. 2). Вклад фактора "Район" и "Вид источника" в варьировании концентрации радионуклида оказался высоким и статистически достоверным. Выявленные на исследуемой территории удельные активности радионуклида намного меньше значений,

установленными гигиеническими нормативами (60Бк/л).

Среднее содержание радия-226 в источниках разного типа варьирует в незначительных пределах. Максимальная удельная активность радионуклида в водах ключей составляет $44.8 \cdot 10^{-3}$ Бк/л, в водах колодцев — $36.5 \pm 12.1 \cdot 10^{-3}$ Бк/л, в поверхностных водах — $119.0 \cdot 10^{-3}$ Бк/л, в артезианских скважинах — $38.0 \cdot 10^{-3}$ Бк/л. В разных точках отбора в пределах административного района 11 существует наибольший разброс определяемых концентраций радия-226 в воде: содержание радионуклида здесь различается в 826 раз в источниках одинакового типа. Вода из минерализованного источника, используемая в лечебных целях как минеральная вода, в 320 раз превышает минимальные значения удельной активности радионуклида в целом по району исследований. Анализ средних данных радия-226 в исследуемых водах показывает, что в колодцах его содержание минимально ($5.6 \pm 8.2 \cdot 10^{-3}$ Бк/л). Повышенным содержанием этого радионуклида отличаются поверхностные воды ($8.91 \pm 24.7 \cdot 10^{-3}$ Бк/л).

Пределы варьирования удельных активностей свинца-210 и полония-210 в исследуемых источниках меньше, чем для радия-226. Незначительное превышение концентрация полония-210, по сравнению с остальными результатами найдено в минерализованном источнике ($17.5 \cdot 10^{-3}$ Бк/л). В точках отбора 3 и 16 содержание полония-210 на порядок выше среднего значения этого радионуклида в водах колодцев в других точках отбора. Поверхностные воды и воды артезианских скважин содержат низкие концентрации полония-210. В целом более высокие уровни полония-210 в питьевых водах наблюдали в административном районе 6. Все значения удельных активностей полония-210 в питьевых водах намного ниже значений гигиенических нормативов (0.12 Бк/л). Удельные активности свинца-210 определенными радиохимическим методом не обнаруживают существенных различий в питьевых водах всех типов источников. Исключение составляет артезианская скважина (0.34 Бк/л) в точке отбора 13, где найдено превышение допустимых уровней в воде для населения в 1.7 раза.

Удельная активность радия-228 в источниках — ключи варьирует в пределах $2.6-332 \cdot 10^{-2}$ Бк/л, колодцах — $0.5-184 \cdot 10^{-2}$ Бк/л, артезианских скважинах — 0.54-120 Бк/л и в поверхностных водах — 0.54-

$119 \cdot 10^{-2}$ Бк/л. Средние значения составляют — $53.5 \pm 92.3 \cdot 10^{-2}$, $20.9 \pm 32.0 \cdot 10^{-2}$, $17.7 \pm 21.6 \cdot 10^{-2}$ и $19.0 \pm 27.2 \cdot 10^{-2}$ Бк/л соответственно. Как свидетельствуют приведенные данные, удельная активность радия-228 в ключах в среднем превышает гигиенические нормативы в 3 раза. В 12 колодцах в различных точках отбора найдено превышение удельной активности радия-228 по сравнению с гигиеническими нормативами для воды (НРБ-99). Поверхностные воды (реки) характеризуются превышением удельной активности радия-228 (в 5.9 раз) только в одном источнике. В 85 точках отбора жители потребляют воду из артезианских скважин, в 11 из них найдены превышения содержания радия-228 в исследуемых водах в среднем в 2.74 раза. Анализ данных показал, что наибольшее воздействие от радия-228 наблюдается при употреблении воды из ключей и колодцев и меньшие из артезианских скважин, и поверхностных вод. Результаты исследований показали, что в артезианских скважинах находящихся на довольно большом расстоянии друг от друга (~1 км), концентрация радия-228 статистически достоверно не отличается (30.2 и $34.7 \cdot 10^{-2}$ Бк/л) и выше уровня вмешательства. Этот факт, а также то, что только удельная активность этого радионуклида

существенно превышает гигиенические нормативы в водах источников различного типа говорит о связи между содержанием этого изотопа в исследуемых водах с геологическими особенностями региона. На исследуемой территории имеются участки, почвообразующие породы которых характеризуются повышенным содержанием тория-232 (участки ториевых аномалий). Исследуемые воды фильтруются через эти породы, обогащаясь при этом дочерним (радий-228), по отношению к торию-232, радионуклидом. Этот факт подтверждают и результаты дисперсионного анализа. Вклад факторов "Район", "Вид источника" и их совместное влияние на варьирование удельных активностей радия-228 оказался высоким и статистически достоверным (табл. 2).

Исследования показали, что наличие достоверного влияния фактора "Район" и "Вид источника" на варьирование удельных активностей радионуклидов говорит о том, что в пределах административного района исследуемой территории выделяются локальные участки с повышенным содержанием тория-232 (радий-228) и зоны повышенной проницаемости земной коры, где горные породы раздроблены и эти участки подвержены возникновению различных газов (радон-222).

Табл. 2. Результаты дисперсионного анализа совместного влияния факторов «Вид источника» и «Район» на удельную активность исследуемых радионуклидов в водах

Источник вариации	Девяты	Степени свободы	Дисперсии	F _ф	p
Радий-228					
Вид источника	15908.329	3	5302.776	7.120	0.000
Район	87186.448	17	5128.615	6.886	0.000
Совместное влияние	81653.259	33	2474.341	3.322	0.000
Ошибка	178751.470	240	744.798		
Общая	442881.434	294			
Радон-222					
Вид источника	18.856	3	6.285	8.743	0.000
Район	72.051	18	4.003	5.568	0.000
Совместное влияние	29.249	36	0.812	1.130	0.290
Ошибка	178.281	248	0.719		
Общая	524.520	306			

Примечание: F — критическое значение критерия Фишера для фактора.

ЛИТЕРАТУРА

- Адамова Л.И., Таскаев А.И. Количественное определение ^{210}Po и ^{210}Pb в пробах почв и растительности // В кн.: Миграция и биологическое действие естественных радионуклидов в условиях северных биогеоценозов. — Сыктывкар. - 1980. — С. 64.71.
- Алексахин Р.М. Некоторые достижения и задачи в исследовании естественных и искусственных радионуклидов в почвах и растительности // Почвоведение. - 1982. — № 6. — С. 45-52.
- Власова Т.А. Гидрохимия главных рек Коми АССР. — Сыктывкар. - 1988. — 150 с. (Коми научный центр УрО АН СССР).
- Голубева И.А., Литвинов В.Ф., Зараковская Е.П. Радон как основной фактор естественной радиации на территории г. Новгорода // Известия Академии Промышленной Экологии. - 1998. — № 4. — С. 3-5.
- Дричко В.Ф. Поведение в природной среде тяжелых естественных радионуклидов // Итоги науки и техники. ВИНТИ. Радиационная биология. - 1983. — № 4. — С. 66-98.
- Ионизирующее излучение. Источники и биологические эффекты // Доклады за 1982 г. Генеральной ассамблеи. — НКДАР ООН. - Нью-Йорк. - 1982. — Т. 1. — 821 с.
- Методические рекомендации по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объектах внешней среды / Под ред. А.Н. Мареев и А.С. Зыковой. — М.: Медицина. - 1980. — 226 с.
- Нормы радиационной безопасности (НРБ-99): Гигиенические нормативы. — М.: Центр санитарно-эпидемиологического нормирования, гигиенической сертификации и экспертизы Минздрава России. - 1999. — 116 с.

9. Огилови Т.Д., Огилови Н.А., Вырубова А.В. Практическое руководство по измерению радона и растворимого радия в природных водах простейшими методами.— М.: ГосГеоллиздат. - 1946. — 64 с.
10. Радиация. Дозы, эффекты, риск.— М.: Мир. - 1988. — 79 с.
11. Старик И.Е. Щепотьева Е.С. Методы определения радиоактивности природных образований. — М.-Х.: Госгеоллиздат. - 1946. — 230 с.
12. Токарев А.Н., Щербиков А.В. Радиогидрогеология. М.: Госгеолтехиздат. - 1956. — 264 с.
13. Хохлова Л.Г. Оценка качества воды водоемов Воркутинского промышленного комплекса. — Сыктывкар, 1994. — 24 с. (Научные доклады/ Коми научный центр УрО Российской академии наук: Вып. 346).
14. Хохлова Л.Г. Сток химических веществ р. Печора. — Серия препринтов "Научные доклады". Коми филиал АН СССР. - 1986. — 24 с.
15. Шашкин В.Л. Методы анализа естественных радиоактивных изотопов. — М.: Атомиздат. - 1972.
16. Wilkening M. Radon in the environmental studies in environmental Science 40. Amsterdam. Elsevier. - 1990.

РЕСЕЙДІҢ СОЛТҮСТІК-ШЫҒЫС ЕУРОПА БӨЛІМІНДЕГІ СУДАҒЫ ТАБИҒИ АУЫР РАДИОНУКЛИДТЕР

Шуктомова И.И., Рачкова Н.Г., Таскаев А.И.

Ресей ҒА Орал бөлімшесіне қатысты Коми ҒО биология институты Сыктывкар қаласы

Бастапқы зерттелген жерлерде радий-226, радий-228, полоний-210, қорғасын-210 және радон-222 мөлшерін білу үшін әр түрлі суларда /құдықтарда, жер асты суларында, өзендерде, бұлақтарда/ мониторинг жүргізілген. Судағы радионуклидтер құрамының өзгеруі су көздеріне байланысты емес, зерттелген аудандардың геологиялық ерекшеліктеріне байланысты екендігі көрсетілді.

HEAVY NATURAL RADIONUCLIDES IN WATERS OF THE EUROPEAN NORTH-EAST OF RUSSIA

I.I. Shuktomova, N.G. Rachkova, A.I. Taskaev

Institute of Biology, Komi Science Center UrD RAS, Syktyvkar, Russia,

For the first time in the studied area the monitoring of content of radium-226, radium-228, polonium-210, lead-210 and radon-222 was performed in different types of waters (wells, artesian wells, rivers and springs). It is shown that variation of specific activities of radionuclides in waters under study depends not upon the type of source but on the specific features of the region under study.

УДК [615.9:574] 639.2.09

ОЦЕНКА ЭКОТОКСИЧНОСТИ ТВЕРДЫХ ОТХОДОВ ТЕКЕЛИЙСКОГО ГОК ОАО "КАЗЦИНК" МЕТОДАМИ БИОТЕСТИРОВАНИЯ

¹Ветринская Н.И., ¹Голдобина Е.А.,
²Космухамбетов А.Р., ²Куликова О.В., ²Исмаилова Ж.Б., ²Гурикова Н.Д., ²Козлова Н.В.

¹Институт геофизических исследований НЯЦ РК
²ГНПОПЭ "«Казмеханобр»"

Рассматриваются результаты оценки экотоксичности твердых отходов методами биотестирования на тест-объектах различного уровня филогенетического развития (простейшие водные животные, водоросли, высшие водные растения). Выявлена корреляция между содержанием свинца и цинка в экстрактах выщелачивания и четкой реакцией всех тест-объектов. Делается вывод о необходимости проведения комплексного экспрессного экономического анализа методами биотестирования при мониторинге промтоходов и других антропогенных загрязнителей.

Промышленные и бытовые отходы в современных условиях являются дестабилизаторами геоэкологической обстановки. Горно-металлургическая индустрия активно изменяет исторически сложившийся природный геохимический круговорот в природе, извлекая из недр и "перекачивая" на земную поверхность различные элементы. Отвалы горных пород и переработанных руд, шахтные, карьерные и сточные воды горно-обогатительных производств представляют собой источники техногенной миграции ряда веществ, токсичных для природных экосистем [1]. Экологическая опасность отходов возрастает также в связи с современной тенденцией использования их в производстве строительных материалов, в строительстве, что приводит к поступлению в окружающую среду элементов деструкции с неизученными свойствами [2]. По этой же причине при геоэкологических исследованиях особенно важной является оценка степени загрязнения территорий складирования отходов промышленных предприятий и их возможного влияния на здоровье населения. Известно, что многие массовые заболевания человека связаны с образованием техногенных геохимических аномалий. Такие элементы, как Cd, Pb обладают канцерогенными свойствами, избыток Sr ведет к патологии костных тканей и т. д. Правильная оценка воздействия отходов предполагает знания не только о прямом влиянии вредных веществ на человека, но и о возможном их косвенном и опосредованном воздействии.

Введение термина "экотоксичность" позволяет с наибольшей долей вероятности учесть влияние компонентов отходов на живые организмы (помимо человека), в первую очередь, водные. В местах складирования отходов наибольшему воздействию подвергаются грунтовые и поверхностные воды, куда попадают токсичные компоненты промтоходов при выщелачивании их водой. Таким образом, низшие водные организмы являются первыми звеньями пищевых цепей, следовательно, определив влияние отходов на эти организмы, можно в дальнейшем оценить их влияние на высшие организмы, и экосистему в целом. В свою очередь, качественную ин-

формацию об экотоксичности твердых отходов можно получить, используя водные экстракты выщелачивания.

Существует два различных подхода к определению экотоксичности экстракта выщелачивания. Экстракт подвергается либо химическому анализу для определения количества токсических компонентов (практика Агентства по охране окружающей среды США), либо исследуется на биологических тест-объектах (практика ЕС).

В первом случае устанавливается перечень токсичных веществ и их концентрация в экстракте выщелачивания [4]. Однако, основоположник теории и практики биотестирования в США П.Дудоров неоднократно указывал на практическую невозможность определения полного состава многокомпонентных сточных вод и бесполезность установления концентрации химических агентов загрязнения без знания отклика живых компонентов экосистем. Значение этого возражения возрастает по мере того, как гидросфера насыщается все новыми и новыми токсикантами.

Во втором случае не требуется идентификация компонентов, так как биоисследование с использованием водных организмов обеспечивает простой путь оценки токсичности экстракта выщелачивания для окружающей среды даже в случае неизвестных или непредвиденных токсинов [5].

Роль подобных исследований особенно актуальна для территории Республики Казахстан, так как горно-металлургическая отрасль занимает одно из ведущих мест в ее экономике. Целью данных исследований являлась оценка экотоксичности отходов Текелийского ОАО "Казцинк" с использованием методов биотестирования. Работы выполнены по заказу НЦ КПМС РК.

Пробы твердых отходов Текелийского ГОКа были отобраны в 2000 г. в рамках НИР "Разработка системы эколого-токсикологического контроля за качеством сточных вод и твердых отходов предприятий горно-металлургического комплекса (ГМК) с использованием методов биологического тестиро-

вания", проводимой лабораторией биотестирования ГНПОПЭ "Казмеханобр" [6].

Хвостохранилище обогатительной фабрики Текелийского ГОКа расположено с северо-западной стороны г. Текели в межгорной депрессии верховий р. Каратал. С востока и юга к хвостохранилищу подходит горный массив, с юго-запада на расстоянии 100 м расположен дачный массив, с восточной стороны на расстоянии 150-200 м находятся биопруды. Хвостохранилище наливного типа с пионерной дамбой, площадь, занимаемая хвостохранилищем, составляет 191,4 га, высота намывной дамбы 44 м. Накопленная масса хвостов на 01.01.1999 г. составляет 31072,8 тысяч тонн. Уровень подземных вод фиксируется на глубине 30-40 м.

Отбор проб был осуществлен не только в нескольких местах действующего хвостохранилища (пробы №№ 3, 4, 5), но и в районе сброса хвостов в 1999г. (проба № 1) и хвостохранилища 35-летней давности (проба № 2) для оценки изменения токсичности хвостов в зависимости от времени их складирования. Все представленные в настоящей статье пробы были отобраны с поверхности (0-10 см). Для исследования проб биологическими методами были подготовлены водные экстракты при соотношении твердой и жидкой фазы 1:5 с последующей фильтрацией, как это принято в исследованиях твердых отходов [7]. Биотестирование водных вытяжек твердых отходов обогащения было проведено пятью методами с использованием простейших животных: ветвистоусых рачков *Ceriodaphnia affinis*, инфузорий *Paramecium caudatum*, и водных растений – одноклеточных водорослей *Scenedesmus quadricauda* и высших водорослей - *Elodea Canadensis* Rich. Процедура биотестирования и оценка степени токсичности тестируемых проб проводились в соответствии с действующими ГОСТами Республики Казахстан [8, 9, 10].

Методики определения острой токсичности проб основываются на установлении достоверной разницы определенного тест-параметра (гибель, ингибирование прироста, хемотаксис, выход ионов из клеток, в результате повреждения мембран) в анализируемой пробе по отношению к контрольной пробе, не содержащей токсических веществ. В случае использования цериодафний критерием острой токсичности водной пробы являлась гибель 50 и более процентов цериодафний в анализируемой пробе по сравнению с контрольной пробой за установленное время биотестирования. В случае использования одноклеточных водорослей *Scenedesmus quadricauda* таким критерием было изменение интенсивности размножения культуры в 50 и более процентах случаев под действием токсических веществ. Для инфузорий критерием острой летальной токсичности являлась гибель или обездвижение 50 и более процентов особей в течение 1, 24 часов в тестируемой пробе. Вторым критерием острой токсичности являлось ингибирование размножения инфузорий на 50 и бо-

лее процентов особей в тестируемой пробе по сравнению с контролем в течение 72 часов. Инфузории, как тест-объект, использовались также в методе биотестирования, где тест-функцией является хемотаксическая реакция [11]. Метод основан на способности этих тест-организмов реагировать на появление веществ, представляющих опасность для их жизнедеятельности и направленно перемещаться, избегая вредного воздействия. Установлено, что хемотаксис имеет место только при наличии градиента концентраций химических веществ [12]. В противном случае движение инфузорий носит хаотический характер, и они распределяются в толще жидкости произвольно. Измерение величины хемотаксической реакции инфузорий проводилось на приборе "Биотестер-2", разработанном ГНПО "Дисплей" г. Санкт-Петербург. Эта методика апробована в условиях Казахстана на различных водных средах и почвах и используется в течение 10 лет [13]. При использовании элодеи интегральная токсичность оценивается показателем степени токсичности (отношение электропроводности в опыте и электропроводности в контроле), который показывает отклонение выхода ионов из клеток от контрольного уровня. Отклонение в диапазоне от 20% до 50% оценивает хроническую токсичность, от 50% и выше – острую токсичность. Ранее этот метод биотестирования применялся для определения экологического качества воды, загрязненной радионуклидами [14, 15].

В табл. 1 и на рис. 1. приведены результаты определения степени токсичности всех отобранных проб различными методами биотестирования в краткосрочных опытах (1-4 суток).

Как видно из табл.1, все проанализированные пробы были остро токсичны для цериодафний. Гибель тест-объектов здесь - от 50 до 100 %. Наиболее токсичными для цериодафний были пробы № 2 и № 3. Степень токсичности этих проб, характеризуемая средним летальным разбавлением, необходимым для снятия острой токсичности, составляла от 40 до 56 раз, соответственно. Наименее токсичной для цериодафний оказалась проба № 5.

Гибель инфузорий вызвали пробы №1,2,5 (100% гибели); №3 (50% гибели). В пробе №4 наблюдалось 100% подавление размножения. Эти данные подтверждаются исследованиями, проведенными по хемотаксической реакции инфузорий на приборе "Биотестер-2". Только проба № 4 оказалась умеренно токсичной (индекс токсичности равен 0.46), что характерно для проб, оказывающих хроническое токсическое действие.

Результаты анализов на водорослях сценедесмус показали, что ингибирование прироста численности культуры наблюдается от 52% до 66 % во всех пробах, кроме пробы № 5, которая не оказала на водоросли острого токсического воздействия.

Табл. 1. Комплексное определение токсичности твердых отходов Текелийского ГОКа по результатам биотестирования.

№ пробы	Место отбора пробы	Тест-объекты					
		Цериодафнии		Инфузории			
		% гибели	Оценка действия	% гибели	% ингибирования	Индекс токсичности*	Оценка действия
1	Хвостохранилище 1999г.	100	ост.	100	-	1,0	чр.
2	Хвостохранилище 35-летней давности	100	ост.	100	-	1,0	чр.
Пробы, отобранные из действующего хвостохранилища (2000 г.)							
3	Юго-Восток	100	ост.	50	-	0,97	чр.
4	Юго-Запад	100	ост.	0	100	0,46	ум.
5	Запад	50	ост.	100	-	1,0	чр.
		Тест-объекты					
		Сценедесмус		Элодея			
		% ингибирования	Оценка оказыв. действия	1 сут. инкубирования % выхода ионов	6 сут. инкубирования Оценка оказыв. действия	6 сут. инкубирования % выхода ионов	Оценка оказыв. действия
1	Хвостохранилище 999г.	54	ост.	34	хр.	55	ост.
2	Хвостохранилище 35-летней давности	58	ост.	480	чр.	570	чр.
Пробы, отобранные из действующего хвостохранилища (2000 г.)							
3	Юго-Восток	52	ост.	8	-	33	хр.
4	Юго-Запад	66	ост.	13	-	34	хр.
5	Запад	9,15	нет	16	-	58	ост.

Примечание: * - индекс токсичности определяется на основании результатов по хемотаксической реакции инфузорий;
ост. - острое токсическое действие; чр. - чрезвычайная степень токсичности; хр. - хроническое токсическое действие;
ум. - умеренная степень токсичности.

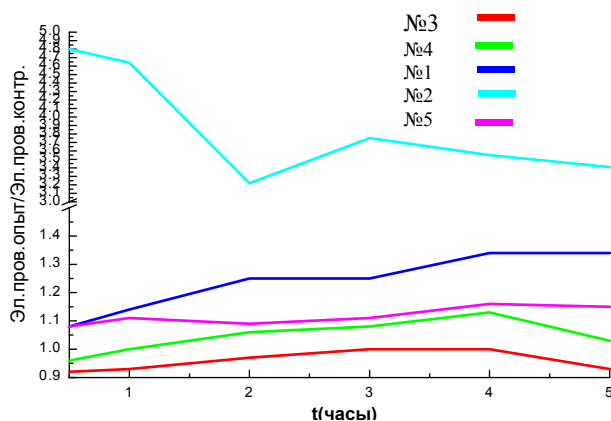


Рис.1. Действие экстрактов на выход ионов из клеток элодеи при выщелачивании твердых отходов Текелийского ГОК. 1 сутки инкубирования.

Результаты биотестирования с использованием элодеи в краткосрочном опыте - при 1-суточной инкубации, показанные на рис.1, свидетельствуют, что проба №2 оказала чрезвычайно острое токсическое действие на растения. Выход ионов превышал контрольный уровень на 480% и растения погибли (рис.2). Токсическое действие оказала также проба №1. В остальных пробах при краткосрочной инкубации токсическое действие не проявилось. При удлинении срока инкубации до 6 суток (рис.3) выявлено, что токсичными для элодеи оказались все исследуемые пробы, причем пробы №1,5 оказали острое токсическое действие, а пробы №3 и 4 - хроническое. Следовательно, 6-суточная инкубация элодеи в токсичной воде дает более информативные результаты при тестировании исследуемых проб.

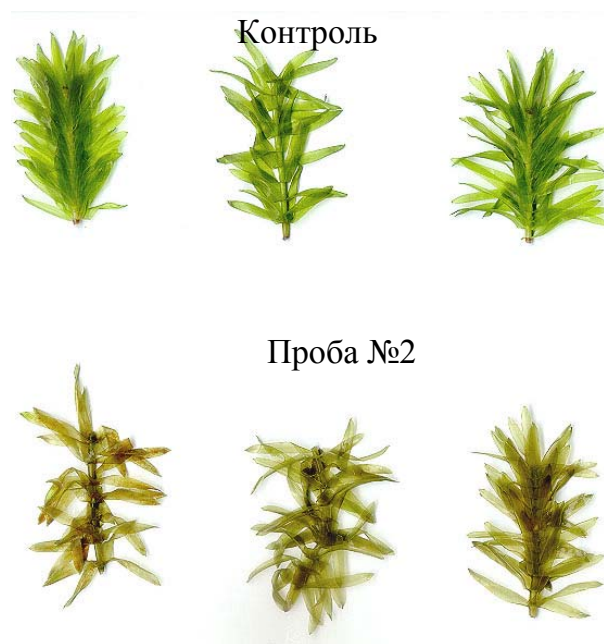


Рис.2. Элодея в экстракте выщелачивания пробы №2. 1 сутки инкубирования растений

Для сравнения эффективности использования комплекса методов биотестирования при оценке степени токсичности твердых отходов был параллельно проведен химический анализ экстрактов выщелачивания исследуемых проб (табл. 2).

Табл. 2. Содержание анионов и катионов в пробах водных вытяжек твердых отходов обогащения Текелийской ГОКа ОАО "Казцинк" (мг/дм³)

№№ проб	Pb ²⁺	Zn ²⁺	Cd ²⁺	Cu ²⁺	CN ⁻ + CNS ⁻
1	0,28	1,68	<0,1	<0,1	<0,01
2	0,22	38,40	<0,1	1,08	<0,01
3	0,20	1,82	<0,1	<0,1	<0,01
4	0,31	0,52	<0,1	1,12	<0,01
5	<0,1	1,46	<0,1	<0,1	<0,01

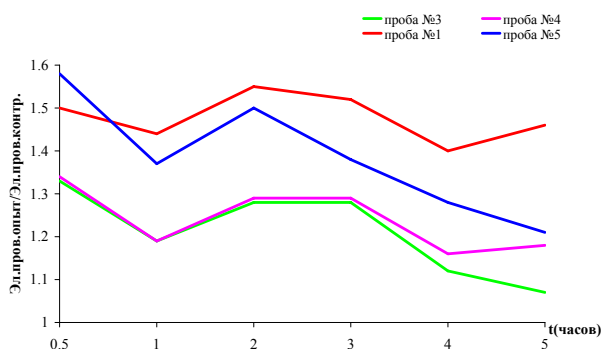


Рис. 3. Действие экстрактов выщелачивания твердых отходов на выход ионов из клеток элодеи. Текелийский ГОК. 6 суток инкубации.

Данные химических анализов подтверждают результаты проведенных анализов по биотестированию. Как видно из табл.2, наибольший выход основных загрязняющих компонентов в воду по цинку и свинцу был в пробах № 2, 3, 1, где наблюдалась гибель цериодафний, изменение хемотаксической реакции и гибель инфузорий, подавление прироста численности водорослей сценедесмус, нарушение функций мембран клеток и гибель растений элодеи. Именно эти пробы, в которых обнаружено наибольшее количество водорастворимых ионов Zn²⁺, Pb²⁺ и Cu²⁺ оказали чрезвычайно токсичное, острое токсичное действие на все тест-объекты. Неоднозначное действие на тест-объекты оказали пробы №4 и №5. Умеренно токсичное действие наблюдалось на инфузории и элодеи в пробе №4, а проба №5 оказалась слабо токсичной для водорослей сцене-

десмус. Химический анализ этих проб показал, что проба №4 содержит небольшое, по сравнению тремя, ранее названными пробами, количество Zn²⁺ и повышенное количество Cu²⁺, а в пробе №5 отмечено повышено содержание только Zn²⁺.

Отмечается различная чувствительность тест-объектов к токсическим элементам. Находясь в комплексе, токсические элементы вызывают одинаково острую токсичность для всех тест-объектов, как это видно на примере проб №1,2,3. Преобладание одного из токсичных элементов на фоне низкого содержания других делает экстракты выщелачивания хронически токсичными, т.е. их действие на тест-объекты проявляется лишь по прошествии времени больше, чем 1-4 суток.

В целом по результатам биотестирования экстрактов выщелачивания твердых отходов Текелийского ГОКа ОАО "Казцинк" можно сделать следующие выводы:

1. Все используемые в опытах тест-организмы, несмотря на различные уровни филогенетического развития, четко отреагировали на присутствие токсикантов в экстрактах выщелачивания.
2. Данные биотестирования хорошо коррелируются с результатами химического анализа отобранных проб на содержание Zn²⁺, Pb²⁺ и Cu²⁺.
3. Наибольший эффект при определении степени токсичности исследуемых проб следует ожидать при комплексном биотестировании с использованием различных тест-объектов, что позволяет обнаруживать не только чрезвычайно острую, острую, но и хроническую токсичность.
4. Комплексное биотестирование может использоваться, как экономичный, экспрессный метод первого звена экологического мониторинга токсичности различных промывочных и других антропогенных загрязнителей.

ЛИТЕРАТУРА

1. Моисеенко Т.И. Оценка экологической опасности в условиях загрязнения вод металлами. //Водные ресурсы, 1999, т.26, № 2, С.186-197.
2. Грибанова Л.П., Портчова Т.Т. Токсикологический контроль подземных и поверхностных вод на полигонах твердых бытовых отходов Московского региона. //Разведка и охрана недр № 9, 1993, С.27-29.
3. Тимофеева Ю.Н., Смирнов Б.Н. Метод оценки экотоксичности отходов. //Экология и промышленность России, январь, 2001, С.15-16.
4. Порожнюк Л.А. Биотестирование - предварительный этап эколого-гигиенической оценки безопасности строительных материалов. //Наука - производству, 2001, № 3(41), С.48-49.
5. Брагинский Л.П. Интегральная токсичность водной среды и ее оценка с помощью методов биотестирования. //Гидробиологический журнал, т.29, № 4, 1993, С.66-73.
6. Разработка системы эколого-токсикологического контроля за качеством сточных вод и твердых отходов предприятий горно-металлургического комплекса (ГМК) с использованием методов биологического тестирования. Отчет о НИР. ГНПОПЭ "Казмеханобр", Алматы, 2000 г.
7. Эколого-токсикологическая оценка безопасности твердых и жидких отходов предприятий ГМК. Отчет о НИР ДГП ГНПОПЭ "Казмеханобр", Алматы, 1999, 68 с.

8. СТ РК 17.1.4.02-96 "Охрана природы. Гидросфера. Методика определения острой токсичности воды на цериодафниях".
9. СТ РК 17.1.4.03-96 "Охрана природы. Гидросфера. Методика определения острой токсичности воды на водорослях" и др.
10. СТ РК 17.1.4.04-98 "Охрана природы. Гидросфера. Методика определения острой токсичности воды на инфузориях".
11. Методические рекомендации по определению токсичности проб воды экспресс методом на приборе "Биотестер-2" с использованием парameций. Алма-Ата, 1995.
12. Пожаров А.В., Папутская Н.И., Титаренко Ю.Н., Лебедев В.Ф., Захаров И.С. Метод биотестирования по хемотаксической реакции парameций. //Методы биотестирования вод. Черногловка, 1988. С.99-102.
13. Гурикова Н.Д., Абдукаримов Б.У., Шестаков Ф.В., Нурумов И.Г., Крутикова Ж.И., Модина Н.И. Экспресс-биотестирование качества природных вод лечебно-питьевого и хозяйственно-питьевого назначения с использованием прибора "Биотестер-2". // 9 Республиканский научно-практический семинар "Эко-аналитический контроль и мониторинг объектов окружающей среды" (Материалы семинара) - Алматы, 1995, стр 43-45.
14. Zh.S.Takibaev, D.N.Belyachov, N.I.Vetrinskaya. Role of Water in Radionuclide Migration from Areas of Underground Nuclear Testing. - The 7th International Conference on Radioactive Waste Management and Environmental Remediation. Nagoya, Japan, september 26-30, 1999 y.
15. Такибаев Ж.С., Ветринская Н.И. Биотестирование - экспресс-метод определения экологического качества природных вод СИП. //Вестник НЯЦ РК, вып.3, сентябрь 2000 г., С.153-157.

"КАЗЦИНК" ААҚ ТЕКЕЛІ КБК ҚАТТЫ ҚАЛДЫҚТАРЫНЫҢ ЭКОУЛЫЛЫҒЫН БИОТЕСТТЕУ ӘДІСТЕРІМЕН БАҒАЛАУ

¹Ветринская Н.И., ¹Голдобина Е.А., ²Космухамбетов А.Р., ²Куликова О.В.,
²Исмаилова Ж.Б., ²Гурикова Н. Д. ²Козлова Н.В.

¹ ҚР ҰАО Геофизикалық зерттеулер институты
² ГНПОПЭ «Казмеханобр»

Филогенетикалық өркендеуінің әртүрлі деңгейіндегі тест-объектілерінде (қарапайымды су жануарлары, балдырлар, жоғары су өсімдіктері) қатты қалдықтардың экоулылығын биотесттеу әдістерімен бағалауының нәтижелері қарауда. Ерітінділеуінің сығындыларында қорғасын мен мырыш мөлшері мен барлық тест-объектілерінің айқын реакциясы арасында корреляциясы айқындалды. Өндірістік қалдықтарының және басқа антропогендік ластағыштар мониторингінде биотесттеу әдістерімен комплексті экспресті үнемді талдауының қажеттілігі туралы қорытынды жасалады

ECOLOGICAL TOXICITY ESTIMATION OF SOLID WASTE PRODUCTS OF TEKELY ORE MINING AND PROCESSING ENTERPRISE OF "KAZZINK" OJSC USING BIOLOGICAL TESTING METHODS

¹N.I. Vetrinskaya, ¹E.A. Goldobina, ²A.R. Kosmuhambetov, ²O.V. Kulikova,
²Zh.B. Ismailova, ²N.D. Gurikova ²N.V. Kozlova

¹Institute of Geophysical Research NNC RK
²GNPOPE "Kazmechanobr"

Results are examined of solid waste products estimation using methods of biological testing at testing-objects of different phylogenetic development levels (simple aqua animals, algae, supreme water plants).

Correlation is found between lead and zinc content in the extract of leaching out and exact reaction of all under-test objects. Conclusion is made that performing of the complex express economical analysis is necessary using methods of biological testing of industrial waste products monitoring and other man-made pollutants.

УДК [615.9:574.5] 639.2.09

КОМПЛЕКСНОЕ БИОТЕСТИРОВАНИЕ КАЧЕСТВА ГРУНТОВЫХ ВОД В РАЙОНЕ ПОЛЕЙ ФИЛЬТРАЦИИ ОТСТОЙНИКА ПРОМЫШЛЕННЫХ СТОЧНЫХ ВОД АО "АЛМАТЫ КАНТЫ"¹Ветринская Н.И., ¹Голдобина Е.А., ²Космухамбетов А.Р., ²Куликова О.В., ²Козлова Н.В., ²Исмаилова Ж.Б.¹Институт геофизических исследований НЯЦ РК²ГНПОПЭ "Казмеханобр"

Приводятся результаты оценки экологического качества грунтовых вод, отобранных из режимно-наблюдательных скважин полей фильтрации промпредприятия АО "Алматы канты", с использованием различных методов биотестирования. Показано, что различные биообъекты неодинаково реагируют на присутствие в воде токсикантов. При краткосрочных опытах на некоторых тест-объектах происходила маскировка токсического действия (стимуляция). При хронических опытах выявлено, что грунтовые воды из всех наблюдаемых скважин не являются экологически чистыми и могут представлять угрозу для экосистем близлежащих водоемов и питьевых источников.

Предотвращение попадания в гидросферу биологически опасных веществ возможно при условии полной информации о качестве воды различных водных объектов, а также очищенных сточных вод предприятий – потенциальных источников загрязнения водной среды. В настоящее время в Республике действует система контроля, основанная на дифференцированном определении концентраций нормируемых компонентов и сопоставлении их с ПДК (предельно допустимыми концентрациями) и ОБУВ (ориентировочно безопасными уровнями воздействия). Однако большинство категорий сточных вод промышленного и сельскохозяйственного происхождения имеет сложный и непостоянный состав. Продукты распада и взаимодействия отдельных химических веществ, содержащихся в сточных водах, могут быть во много раз токсичнее нормируемых исходных соединений. Проблема усугубляется тем, что уровень антропогенного воздействия постоянно возрастает, химические вещества, вносимые в биосферу, часто не имеют аналогов в природе и существенно снижается способность различных экосистем к самоочищению. В связи с этим, установление степени опасности для биологических объектов на основе информации о соответствии концентраций отдельных компонентов ПДК не представляется надежной. Т.е., существующая система контроля за качеством воды не обеспечивает своих природоохранных функций, несмотря на трудоемкость и значительные материальные затраты при проведении химико-аналитических исследований. В большей мере отвечают целям водоохраны и учитывают ее экологический аспект интегральные методы, обеспечивающие оценку общей токсичности воды. Во многих странах мира эти методы являются общепризнанными в системе контроля загрязнения водной среды. Поэтому целесообразно проводить контроль токсичности загрязненных вод, в том числе и очищенных сточных вод, подлежащих сбросу в водоемы, методами биотестирования на гидробионтах.

Цель данной работы – оценка экологического качества грунтовых вод из режимных наблюдатель-

ных скважин в районе полей фильтрации АО "Алматы канты". Поля фильтрации АО "Алматы канты" используются как дренажно-очистное сооружение и являются конечными замкнутыми накопителями промышленных сточных вод сахарного завода, хозяйственных стоков промплощадки завода и пос. Боралдай (рис.1.) В инженерном отношении поля фильтрации представляют собой земляные чеки площадью 112,7 га, в пределах которых происходит естественная сушка фильтрационного осадка. С юго-востока к полям фильтрации примыкает и частично их перекрывает действующая городская свалка твердых промышленно-бытовых отходов. На рис.1 указано направление движения подземных вод полей фильтрации к имеющимся в этом направлении водоемам (пруд Комсомольский и др.). Первый от поверхности водоносный горизонт подземных вод в районе полей фильтрации залегает на глубине от 5 до 8 м. Учитывая необходимость контроля возможного загрязнения вод этого горизонта токсикантами промышленных стоков, поступающих на поля фильтрации, в 1993 г. было пробурено и оборудовано 5 режимных наблюдательных гидрогеологических скважин глубиной 15 м. В них в предыдущие годы проводился гидрохимический мониторинг. В 2000 г., наряду с химическим анализом, проведено биотестирование подземных грунтовых вод всех скважин четырьмя методами, основанными на использовании простейших животных – ветвистоусых рачков *Ceriodaphnia affinis*, инфузорий *Paramecium caudatum*, и водных растений – одноклеточных водорослей *Scenedesmus quadricauda* и высших водорослей - *Elodea Canadensis Rich.* Процедура биотестирования и оценка степени токсичности исследуемых проб производились в соответствии с действующими ГОСТ Республики Казахстан [1, 2, 3]. Определение острой токсичности воды основывалось на установлении достоверной разницы тест-параметра (гибель, ингибирование прироста численности, выход ионов из клеток при повреждении мембран и др.) в каждой пробе относительно контрольной пробы, не содержащей токсических веществ.

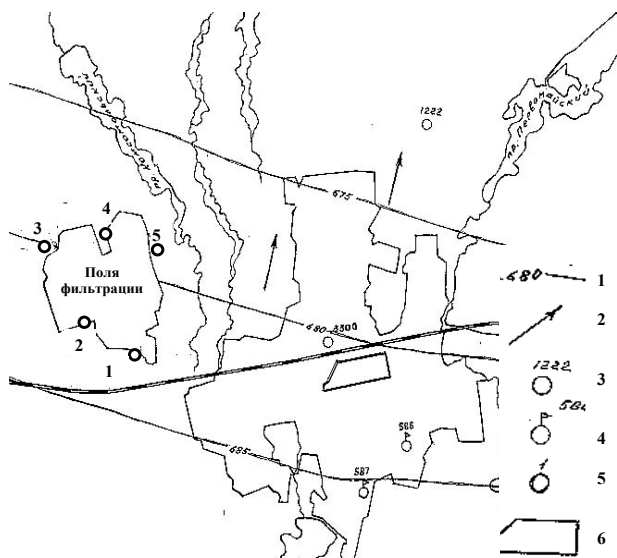


Рис. 1. Схематическая карта расположения промышленного комплекса АО "Алматы канты"

1- гидроизогипсы, м; 2 - направление движения подземных вод; 3 - скважина разведочная; 4 - скважина режимной опорной сети; 5 - скважина наблюдательная; 6 - территория сахарного завода

В случае цериодафний тест-параметром являлся показатель выживаемости, т.е. среднее количество тест-объектов, выживших в тестируемой пробе по отношению к контрольной пробе за 48 часов. Критерием острой токсичности являлась гибель 50 и более процентов цериодафний в тестируемой пробе по сравнению с контрольной пробой за установленное время биотестирования.

В случае одноклеточных водорослей *Scenedesmus quadricauda* тест-параметром являлось изменение интенсивности размножения культуры под действием токсических веществ. Показатель интенсивности размножения – это коэффициент

прироста численности клеток водорослей. Критерием острой токсичности в данном случае принималось достоверное снижение коэффициента прироста численности клеток в тестируемой пробе по сравнению с контролем на 50 и более процентов за время биотестирования.

Методика определения острой токсичности воды по инфузориям основана на определении двух показателей токсичности среды: 1) выживаемости инфузорий, основанной на установлении количества погибших или обездвиженных особей в течение 1, 24 часов в тестируемой пробе по отношению к исходному их числу; 2) изменения интенсивности (темпа) размножения инфузорий, находящихся в тестируемой пробе (опыте) по сравнению с водой, не содержащей токсических веществ (контроле) в течение 72 часов. Критерием острой летальной токсичности принималась гибель или обездвижение 50 и более процентов особей в течение 1, 24 часов в тестируемой пробе. Вторым критерием острой токсичности является ингибирование размножения инфузорий на 50 и более процентов в тестируемой пробе по сравнению с контролем в течение 72 часов.

Методика определения интегральной токсичности по элодее оценивалась показателем степени токсичности (отношение электропроводности в опыте к электропроводности в контроле), который показывает отклонение выхода ионов из клеток элодеи от контрольного уровня. Отклонение в диапазоне от 20% до 50% оценивалось как хроническая токсичность, от 50% и выше – как острая токсичность. Подробно эта методика биотестирования описана ранее в [5].

Результаты по определению степени токсичности разными методами биотестирования в краткосрочных опытах (1-4 суток) представлены в табл. 1 и на рис. 2.

Табл. 1. Степень токсичности водных проб из режимных скважин, находящихся в районе полей фильтрации сахарного завода АО "Алматы канты"

№№ скважин	Тест-объект							
	Цериодафнии		Инфузории		Сценедесмус		Элодея	
	% гибели	Оценка оказыв. действия	% ингибирования	Оценка оказыв. действия	% ингибирования	Оценка оказыв. действия	% выхода ионов	Оценка оказыв. действия
1	90	о	62*	о	+41*	х	42*	х
			61	о	3	нет		
2	70	о	23*	х	+114*	о	36*	х
			+16	нет	+128	о		
3	80	о	+16*	нет	+2*	нет	57*	о
			0	нет	3	нет		
4	20	нет	62*	х	+21*	х	21*	х
			0	нет	13	нет		
5	40	х	24*	х	+44*	х	23*	х
			+92	о	+52	о		

Примечание: * - время инкубации тест-объекта в испытуемых пробах 24 ч; о – проба оказывает острое токсическое действие; х - проба оказывает хроническое токсическое действие.

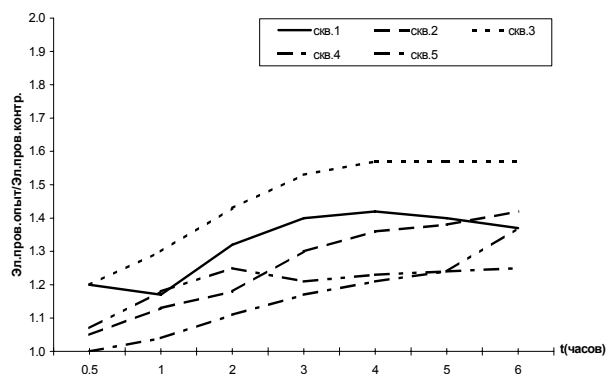


Рис. 2. Действие водных проб из скважин полей фильтрации АО "Алматы канты" на выход ионов из клеток элодеи. 1 сутки инкубации.

Установлено, что пробы воды из скважин №№ 1, 2, 3 оказались остротоксичными для цериодафний, вызывая гибель тест-объектов от 70 до 90%. Проба № 4 вызвала гибель 20 % цериодафний, что находится в пределах допустимой в биологии ошибки, и поэтому проба была отнесена к нетоксичным. Эта же проба не оказывала острого токсического действия на инфузорий и одноклеточные водоросли *Scenedesmus q.* в краткосрочных опытах биотестирования. Однако было замечено, что проба № 4 в первые сутки вызвала торможение деления инфузорий и, наоборот, стимуляцию деления водорослей. Кроме того, проба оказала хроническое токсическое действие на элодею. Несмотря на то, что тест-объекты, используемые для краткосрочного опыта, сумели некоторым образом адаптироваться к токсичным веществам, содержащимся в этой пробе, последнюю нельзя относить к экологически чисто. Это подтвердилось при дальнейших, более длительных исследованиях по определению хронической токсичности пробы, проведенных на элодее. Проба № 5 также не оказала острого токсического действия на цериодафний, однако гибель 40% тест-объектов дала основание предположить, что проба будет оказывать хроническое токсическое действие. Предположение подтвердилось опытами на инфузориях и водорослях *Scenedesmus quadricauda* - в них наблюдался ненормированный рост культур и некоторое изменение формы клеток. Опыты на элодее также подтвердили наличие хронической токсичности. Стимуляция деления клеток водорослей *Scenedesmus quadricauda* так же замечена на 1 сутки в пробах № 1, 2. Однако, если в пробе № 1 за 4 суток биотестирования произошла маскировка хронической токсичности для водорослей, то в пробе № 2 этот процесс продолжался по истечении этого срока. При этом, клетки не успевали достигнуть нормального размера, т.е. происходила ненормальная стимуляция развития культуры водорослей с явным уменьшением размера клеток. Для инфузорий оказалась остротоксичной вода из скважины № 1. Пробы №№ 2, 4 не оказали острого токсического действия на этот тест-объект, хотя в первые сутки инкубации культуры были замечены

признаки проявления токсического действия воды, выражающегося в торможении деления клеток по сравнению с контрольными пробами. Проба № 3 оказала, помимо цериодафний, острое токсическое действие на элодею.

Замеченную стимуляцию в анализируемых пробах следует рассматривать как начальный этап хронической токсичности, так как при более длительных сроках инкубации (10 суток) в токсичной воде при биотестировании на элодее все исследуемые пробы воды оказались токсичными (рис. 3).

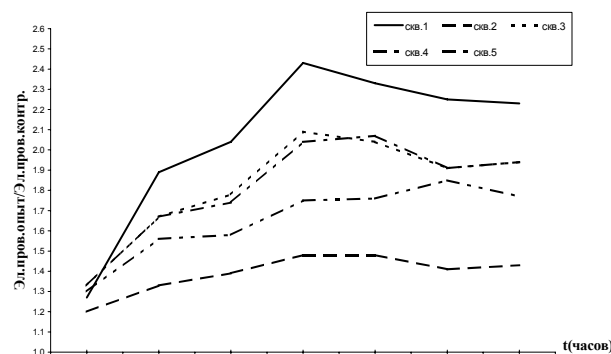


Рис. 3. Действие водных проб из скважин полей фильтрации АО "Алматы канты" на выход ионов из клеток элодеи. 10 суток инкубации.

Это подтвердилось долгосрочными 60 суточными экспериментами (рис. 4, 5). Из рис. 4-5 видно, что по истечении 60 дней, листья элодеи, помещенные в водные пробы, отобранные из скв. 2 и 4, обесцвечены, не образованы корни, новые побеги отстают в развитии от контрольных, т.е. хроническое действие воды исследуемых проб приводит к постепенной гибели растения.



Рис. 4. Элодея. Инкубация 60 дней в пробах воды из скважины № 2 полей фильтрации АО "Алматы канты"

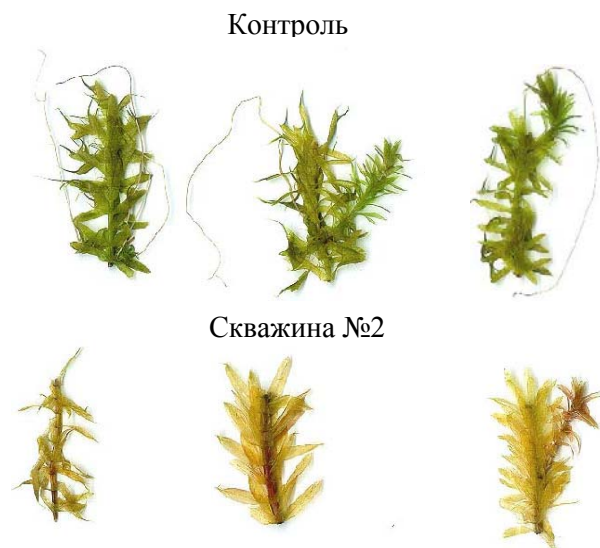


Рис.5. Элодея. Инкубация 60 дней в пробах воды из скважины № 4 полей фильтрации АО "Алматы канты"

Табл. 2. Содержание анионов и катионов в пробах воды из скважин наблюдения полей фильтрации сахарного завода АО "Алматы канты" уровень, которых превышает ПДК

№№ скважин, ПДК	Mg ²⁺	NH ⁺	Cl ⁻	F ⁻	Br ²⁺	B ²⁺
1	75,3	3,2	61,9	1,2	0,2	0,2
2	115,4	-	65,4	2,4	0,4	0,3
3	89,9	-	40,5	1,3	0,4	0,4
4	124,0	-	61,5	1,6	1,1	0,3
5	-	-	61,9	1,3	0,2	0,2
ПДК	50	0,5	19,9	0,05	0,1	0,1

Примечание – ПДК указано для рыбохозяйственных водоемов

Был проведен химический анализ проб вод, результаты которого показали, что содержание ряда элементов - Mg, Cl, F, Br, B, превышает ПДК. В табл. 2 приведены содержания анионов и катионов пробах воды из скважин наблюдения полей фильтрации, которые превышают ПДК.

Таким образом, результаты проведенных исследований наглядно показали, что различные тест-

объекты неодинаково реагируют на присутствующие в пробах токсиканты. Выяснилось, что в определенных случаях может происходить маскировка токсического действия (например, стимуляция). На начальном этапе токсичность проявляется, а затем затухает, но вновь проявляется при более длительном времени инкубации организма в токсической среде. Поэтому при проведении экологических исследований необходимо учитывать, что для определения качества вод сложного, многокомпонентного состава не следует ограничиваться одним тест-объектом. Необходимо проводить комплексный анализ на тест-объектах из различных таксономических групп (бактерии, водоросли, высшие водные растения, простейшие водные животные, моллюски, рыбы и др.), т.к. ни один тест-объект не может быть универсальным объектом чувствительности.

Применение комплекса разных методов биотестирования при оценке грунтовых вод позволило в полной мере оценить степень их загрязнения сточными водами, сбрасываемыми на поля фильтрации АО "Алматы канты". Наиболее загрязненными оказались пробы воды из скважин №№ 1, 2, 3, 5, т.к. они оказали острое токсическое действие более чем на один из исследуемых тест-объектов. Все анализируемые пробы оказывали хроническое токсическое действие. Обнаружение биологической токсичности проб воды требует проведения систематического контроля за качеством сточных вод и, возможно, проведения дополнительных мероприятий по улучшению процессов очистки сбросов на поля фильтрации.

Таким образом, комплексный анализ методами биотестирования показал, что грунтовые воды, отобранные из режимных скважин наблюдения не являются экологически чистыми и при миграции в близлежащие водоемы по водоносным слоям могут представлять угрозу для экосистем биологических объектов и питьевых источников.

ЛИТЕРАТУРА

1. СТ РК 17.1.4.02-96 "Охрана природы. Гидросфера. Методика определения острой токсичности воды на цериодафниях".
2. СТ РК 17.1.4.03-96 "Охрана природы. Гидросфера. Методика определения острой токсичности воды на водорослях" и др.
3. СТ РК 17.1.4.04-98 "Охрана природы. Гидросфера. Методика определения острой токсичности воды на инфузориях".
4. Саксонов М.Н., Трипузов Г.В., Стом Д.И. Метод биотестирования по выходу электролитов из клеток элодеи. //Методы биотестирования вод. - Черноголовка, ОИХФ АН СССР,ю –1988. - С.96-97.

**"АЛМАТЫ КАНТЫ" АҚ ӨНДІРІСТІК АҒЫНДЫ СУ ТҮНДІРҒЫШЫНЫҢ СҮЗІЛУ ӨРІСІНІҢ
АЙМАҒЫНДАҒЫ ГРУНТ СУЛАРЫНЫҢ САПАСЫН КОМПЛЕКСТІ БИОТЕСТТЕУІ**

¹Ветринская Н.И., ¹Голдобина Е.А., ²Космухамбетов А.Р., ²Куликова О.В., ²Козлова Н.В., ²Исмаилова Ж.Б.

¹ ҚР ҰЯО Геофизикалық зерттеулер институты
² ГНПОПЭ "Казмеханобр"

Әртүрлі биотесттеу әдістерімен "Алматы қанты" АҚ өндірістік кәсіпорнының сүзілу өрістерінің режимді-бақылау ұңғымаларынан грунт суларының экологиялық сапасын бағалау жөнінде нәтижелері келтірілген. Судағы биотоксикантерге әртүрлі биообъектер әртүрлі шағыласатыны көрсетілген. Қысқа мерзімді сынақтарда кейбір биообъектерде уландырғыш әсерлерінің бүркемелеуі болды. Ұзақ уақытты сынақтарда, бақылаудағы ұңғымалардың бәрінде грунт сулары экологиялық таза емес екені анықталған, жылыстауында, жақында жатқан суқоймалар және ауыз су көздерінің экожүйелеріне қауіпті болуы мүмкін.

**COMPLEX BIOLOGICAL TESTING OF GROUND WATER QUALITY
IN THE AREA OF SEWAGE SETTLER FILTRATION FIELDS OF "ALMATY KANTY" JSC**

¹N.I. Vetrinskaya, ¹E.A. Goldobina, ²A.R. Kosmuhambetov, ²O.V. Kulikova, ²N.V. Kozlova, ²Zh.B. Ismailova

¹Institute of Geophysical Research NNC RK
²GNPOPE "Kazmechanobr"

Results are given on the ground water ecological quality estimation of operating survey boreholes of "Almaty Kanty" JSC industrial enterprise filtration fields using different methods of biological testing. Proved that various biological objects reacted differently onto the toxins present in the water. Concealment of toxic effect was performed at short-period testing at several testing objects (stimulation). Revealed during long period tests, that ground water from all the boreholes surveyed is not ecologically clean and pure, and can bring damage for ecosystem of water reservoirs adjacent and sources of drinking water if migration happens.

УДК 543.53:546.799.4

РАДИОХИМИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ ПОВЫШЕНИЯ ЭФФЕКТИВНОСТИ α-СПЕКТРОМЕТРИЧЕСКИХ ИЗМЕРЕНИЙ

Силкина Г.П., Артемьев О.И.

Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК

В статье указаны возможные пути усовершенствования методики радиохимического определения плутония, разработанной "Радиевым институтом им. В.Г. Хлопина", и доработка ее с учетом специфических особенностей проб, отобранных на территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона (СИП) и проблем повышения эффективности альфа-спектрометрических измерений.

ВВЕДЕНИЕ

Одна из задач радиохимического анализа – выделение и определение альфа-активного плутония-239/240 из образцов проб объектов внешней среды, отобранных на территории бывшего СИП. Использовалась методика, разработанная "Радиевым институтом им. В.Г. Хлопина" [1]. Параллельно велась работа по отработке отдельных этапов методики определения содержания $^{239/240}\text{Pu}$ с учетом особенностей, уникальности обследуемых площадок и объектов внешней среды полигона, своеобразия химических и физических свойств проб, отобранных на естественных объектах внешней среды (луга, пастбища, пахотные земли) и объектах, образовавшихся в процессе испытаний (штольни, шахты, скважины).

В 1997 году в ИРБЭ были начаты работы по изучению загрязнения $^{239/240}\text{Pu}$ объектов внешней среды на территории испытательной площадки "Опытное поле", по водотокам и припортовым участкам штолен горного массива Дегелен, а также проб, отобранных вокруг скважин площадки "Балапан". Проведен анализ взаимозависимости полноты концентрирования и выделения радионуклидов $^{239/240}\text{Pu}$ и ^{241}Am от особенностей проб объектов внешней среды СИП [2].

Образцы проб почвы, поступающие на радиохимический анализ, очень разнообразны не только по структурному, но и по химическому составу, а также химическим формам радионуклидов.

РАЗНООБРАЗИЕ ФОРМ НАХОЖДЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ

Выпав в какой-либо форме на поверхности земли, радионуклиды перераспределяются и мигрируют в результате ветрового переноса, а также переноса поверхностными и подземными водами. Химическая форма радионуклидов меняется от относительно

нерастворимых окислов до относительно растворимых неорганических солей и органических комплексов. Под влиянием целого ряда процессов (химическое выщелачивание, эрозия, механическое воздействие, биопроцессы, радиолитические эффекты) начальные физико-химические свойства меняются, что приводит к изменению поведения радионуклидов [3].

Независимо от типа почв, основное количество радионуклидов задерживается в верхнем слое (0-10 см). Распределение радионуклидов напрямую зависит от типа почв. Там, где хорошо развита растительная подстилка и дернина, радионуклиды концентрируются в самом верхнем слое. С глубиной содержание радионуклидов резко уменьшается, чего не наблюдается в песчаных почвах. Здесь изменения в содержании радионуклидов не такие резкие [3]. Кроме того, встречаются пробы почвы СИП с крайне высокой неоднородностью, имеющие существенно различающиеся величины удельной активности различных навесок, взятых из одной отобранной пробы. Это связано с проблемой "горячих частиц" – продуктов ядерных взрывов. Таким образом, проведение работ по радиохимическому определению плутония требует внимательного подхода ко всем проблемам, встречающимся в процессе анализа.

Анализ на содержание плутония в объектах окружающей среды состоит из нескольких этапов (рис.1). Каждый из них содержит несколько операций, которые оказывают влияние на конечный результат. Так, для альфа-спектрометрии необходимо получить достаточно тонкий источник, что исключает возможность определения химического выхода, например, по весовой форме. Существует ряд причин, по которым определение содержания $^{239/240}\text{Pu}$ можно проводить только радиохимическим путем.

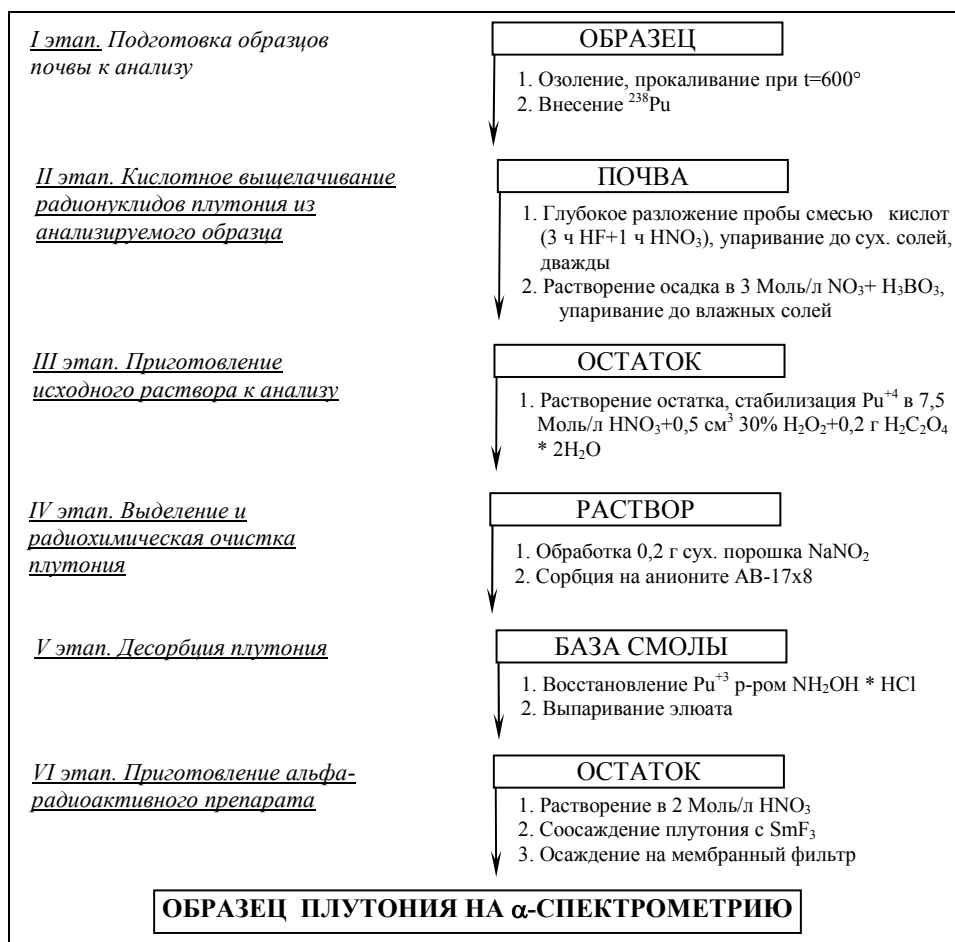


Рис. 1. Принципиальная схема определения плутония в образцах проб СИПа

ДОПУСТИМЫЕ ПОТЕРИ ИЗОТОПОВ ПЛУТОНИЯ В ПРОЦЕССЕ ХИМИЧЕСКОГО АНАЛИЗА

Метод предусматривает учет потерь радионуклидов при анализе благодаря использованию радиоактивного индикатора (трассера) химического выхода плутония (^{236}Pu ; ^{242}Pu). Общий химический выход плутония колеблется в интервале 30-65%. На этапе кислотного выщелачивания $^{239/240}\text{Pu}$ этот показатель составляет 70-90% [4]. Это обусловлено, главным образом, различным химическим составом анализируемых проб СИП. От 10 до 30% плутония уходит с неразложившейся после выщелачивания частью пробы. Часть плутония теряется в результате сорбции на стенках стеклянной посуды.

Установлено, что основное количество $^{239/240}\text{Pu}$ связано как с неорганическими, так и с органическими веществами почвы. Он входит в состав гумусовых кислот, содержится в соединениях с Ca , Fe , Al , а также в гидроксидах указанных элементов. Неполное озоление (в основном в пробах растительного происхождения) приводит к тому, что после кислотного выщелачивания в исходном растворе находится $^{239/240}\text{Pu}$, связанный в прочной форме с гуминами и гуматами [5]. И в дальнейшем при ионообменном выделении этот плутоний теряется.

Кроме обычных трудностей радиохимического анализа при определении плутония, возникают проблемы, связанные с его химическими свойствами. В

первую очередь, с нахождением $^{239/240}\text{Pu}$ в различных валентных состояниях: $+3$, $+4$, $+6$, а, следовательно, присутствует важный момент перевода и стабилизации валентности радионуклида. Нечеткое выполнение этой задачи приводит к неконтролируемым потерям.

ПУТИ УВЕЛИЧЕНИЯ ПРОЦЕНТА ХИМИЧЕСКОГО ВЫХОДА ТРАССЕРА

Начальный этап анализа – кислотное выщелачивание, т.е. проведение глубокого разложения пробы. И тут возникает ряд проблем, связанных с разнохарактерным составом проб. Так, пробы почвы (грунта), в зависимости от места их отбора, должны по-разному подвергаться первичной подготовке. Но согласно методике, все образцы пробы обрабатываются унифицированно. После очистки от грубых механических примесей пробы тщательно растирают, навеску почвы сначала прокаливают до 400°C в течение 2 часов, затем – в течение 4 часов при $t=600^\circ \text{C}$. Растительные образцы проб проходят свою специфическую обработку. В зависимости от поставленных задач, эти пробы будут или запускаться в анализ сразу после озоления, или же предварительно промываются. После озоления пробу необходимо прокалить до полной минерализации и зольного остатка. Это повышает эффективность хи-

мического выхода метки ^{238}Pu в растительных пробах.

Выделение и радиохимическая очистка $^{239/240}\text{Pu}$ проводится на хроматографической колонке с анионитом АВ-17х8. Недостатком метода является длительность процесса выделения $^{239/240}\text{Pu}$, обусловленного недостаточной избирательностью анионита. Кроме того, многократное использование одной и той же колонки создает угрозу загрязнения и перегрузки рабочей поверхности смолы. С заменой этого анионита на сильно-основную смолу типа "Dowex", потери заметно снижаются (рис. 2).

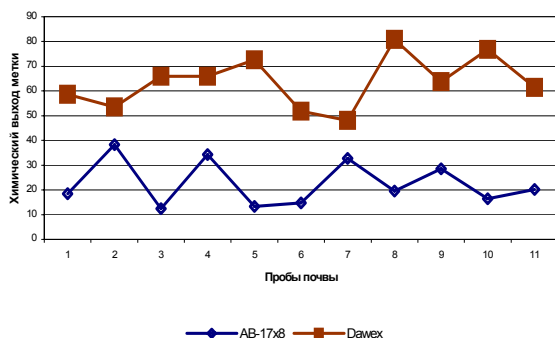


Рис. 2. Химический выход Pu-242 на смоле АВ-17х8 и Dowex

При изготовлении альфа-спектрометрического источника первое время применялся метод накопления на металлическую подложку. На ней образуется довольно толстый слой осадка (хотя поверхностная плотность покрытия не должна составлять более $0,005 \text{ мг/см}^2$). Этот осадок может образовываться в случае вымывания с элюатом мелких частиц смолы (смола АВ-17х8 перемалывается до фракций 0,15-0,25 мм) [1]. Также остаются следы примесей плохо очищенной $7,5 \text{ Моль/л HNO}_3$, если она не "осч". Нанесенная точечным накоплением

исходная плутониевая фракция прокаливается. Поверхность подложки очищается с целью исключения загрязнения ионизационной альфа-камеры при альфа-спектрометрических измерениях. Здесь также отмечаются потери.

Все эти проблемы решаются, если альфа-спектрометрический препарат готовится на мембранном фильтре с микропорами. При этом химический выход плутония повышается значительно (рис. 3). Большой процент химического выхода ^{238}Pu (трассера) дает очень тщательная промывка смолы в колонках после сорбции горячей водой, а также нагретыми растворами кислот HNO_3 и HCl . В последнее время в лаборатории химический выход плутония доведен до 70-90%.

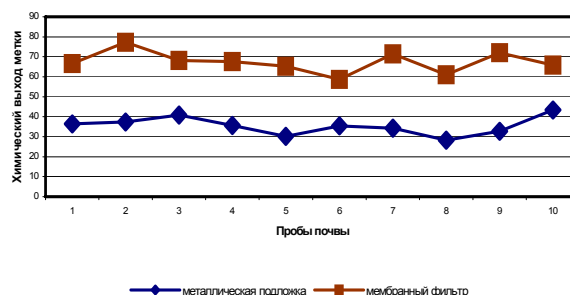


Рис. 3. Влияние типа несущего источника (металлическая подложка, мембранный фильтр) на химический выход трассера

Настоящая методика дорабатывается с учетом специфических особенностей проб. Полученные экспериментальные результаты дают возможность избежать потерь в процессе радиохимического выделения из проб плутония, повышают эффективность альфа-спектрометрических измерений $^{239/240}\text{Pu}$ в пробах СИП.

ЛИТЕРАТУРА

1. Радиохимическая методика выделения из проб почвы и приготовление альфа-спектрометрических измерений. - Л., Радиевый институт им. В.Г.Хлопина. - 1993.
2. Характеризация радиологических и нерадиологических загрязнений в местах расположения Семипалатинского полигона. МНТЦ // Полный двухгодичный отчет по проекту К-53. - Курчатов. - 1998.
3. Павлоцкая Ф.И., Мясоедов Б.Д. Определение трансурановых элементов в объектах природной среды. // Радиохимия, Т. 38. Вып.3. - 1996.
4. Лаврухина А.К., Малышева Т.В., Павлоцкая Ф.И. Радиохимический анализ. - М., изд. АН СССР. - 1963.
5. Плутоний. Справочник. Под ред. О. Вика, Т.2. - М.: Атомиздат. - 1973.
6. Максимов М.Т., Оджагов Г.О. Радиоактивные загрязнения и их измерение. - М.: Энергоатомиздат. 1989.

РАДИОХИМИЯЛЫҚ ӘДІСПЕН АЛЬФА-СПЕКТРОМЕТРЛІК ӨЛШЕУ ЭФФЕКТІЛІГІН АСЫРУ ТӘСІЛІ

Силкина Г.П., Артемьев О.И.

ҚР ҰЯО Радиациялық Қауіпсіздік және экология институты, Курчатов қаласы

Мақалада Семей сынақ полигонындағы пробалардың өзгеше ерекшеліктерін ескере отырып, В.Г. Хлопин атындағы Радий институтында ойластырып табылған плутонийды радиохимиялық жолмен анықтау тәсілін жетілдіру мәселелері көрсетілген.

RADIOCHEMICAL METHODS TO ENHANCE EFFICIENCY OF ALPHA SPECTRAL MEASUREMENTS

G.P. Silkina, O.I. Artemyev

RK NNC Institute of Radiation Safety and Ecology, Kurchatov

The paper describes possible ways to improve a plutonium radiochemical separation technique developed in the Khlopin Radium Institute and modify it to account for the site-specific features of samples from the former Semipalatinsk test site (STS) and enhance the alpha spectrometry efficiency.

УДК 505.72.577.4

УРАЛЬСКОМУ АТОМНОМУ ЗАПОВЕДНИКУ 35 ЛЕТ

Ровный С.И., Смагин А.И., Тарасов А.В., Стукалов П.М.

ПО "МАЯК", г. Озерск Челябинской области, Россия

Представлена история создания Восточно-Уральского государственного заповедника Опытной научно-исследовательской станции. Рассматривается стратегия мероприятий, направленных на радиационную реабилитацию загрязненных территорий.

29 апреля 1966 г. вышло постановление Совета Министров СССР № 384-20 об организации Государственного Заповедника на загрязненных землях Челябинской области. На документе стоял гриф "совершенно секретно". Это неудивительно, ведь в то время все работы, связанные с созданием ядерного щита нашей страны, являлись государственной тайной. Радиоактивный след был засекречен не из-за своего катастрофического воздействия на здоровье людей, проживавших в этом районе, а потому, что он раскрывал месторасположение первого предприятия по наработке оружейного плутония.

Уже давно не секрет, что 29 сентября 1957 г. на комбинате № 817 (впоследствии ПО "МАЯК") произошла авария - химический взрыв емкости - хранилища радиоактивных отходов. В радиоизотопном составе выброшенной в атмосферу смеси более 90% составляли короткоживущие радионуклиды, из долгоживущих изотопов наибольшую биологическую опасность представлял ^{90}Sr , его доля вместе с дочерним ^{90}Y равнялась 5,4% от общей активности. В результате химического взрыва в атмосферу поступило около 20 млн. Ки радиоактивных веществ, из них 90% выпало на территории предприятия, а 10% было вынесено в виде радиоактивного следа, протянувшегося узкой полосой более, чем на 100 км.

В первые дни после аварии начались работы по дозиметрическому обследованию промышленной площадки предприятия и радиоактивного следа. Для проведения оперативных мероприятий по дозиметрическому контролю были привлечены многие работники Центральной заводской лаборатории (ЦЗЛ) ПО "МАЯК". В ЦЗЛ в экстренном порядке организовали изготовление радиометрических приборов и оборудования для проведения измерений. Уже в первые сутки после аварии была проведена γ - съемка радиоактивного следа на расстояние более 100 км от источника загрязнения. В дальнейшем были проведены работы по более полному радиационному картированию загрязненных территорий, особенно тщательно обследовали населенные пункты, расположенные в головной части радиоактивного следа. Измерение плотностей загрязнения ряда населенных пунктов в головной части радиоактивного следа β - активными веществами показало, что эта территория непригодна для проживания населения и ведения сельскохозяйственных работ. На основании полученной оперативной информации из населенных пунктов, в которых радиационный фон превышал нормативы, эвакуировали около 10 тыс. человек. На загрязненных землях организовали са-

нитарную зону, охраняемую сотрудниками милиции, доступ в которую для населения был полностью закрыт.

В 1958 году для решения научных и практических задач по снижению радиоактивности местности, разработке мероприятий и методов возвращения сельскохозяйственных угодий в оборот, по инициативе руководителей атомной промышленности страны Е.П. Славского и А.Д. Зверева, была создана Опытная научно - исследовательская станция (ОНИС). Первым директором ОНИС был назначен по совместительству начальник Центральной заводской лаборатории ПО "МАЯК" Глеб Аркадьевич Середа, организовавший впоследствии Институты экспериментальной метеорологии и атомной энергетики в г. Обнинске. В разные годы ОНИСом руководили такие известные радиоэкологи, как Е.А. Федоров, Н.А. Корнеев, Г.Н. Романов. Научную координацию работ проводимых в ОНИС осуществлял академик ВАСХНИЛ В.М. Ключковский (ученик академика Д.Н. Прянишникова), агрохимик и биофизик с мировым именем.

С первых дней организации основной задачей ОНИС, решение которой нельзя было откладывать, стали вопросы изучения распределения, миграции радионуклидов по пищевым цепочкам при производстве сельскохозяйственной продукции и разработка способов и приемов по возвращению загрязненных радиоактивными веществами земель в сельскохозяйственный оборот. В 1957 - 1965 г.г. на территории ВУРСа проводились крупномасштабные полевые работы по оценке распределения и накопления ^{90}Sr и других радионуклидов сельскохозяйственными культурами на различных почвах, при различных плотностях загрязнения территории. В 1958-1960 г.г. в реабилитационных работах по восстановлению загрязненных радионуклидами территорий принимало участие около 250 трактористов, и за предельно короткий срок было вспахано около 20 тыс. га. Это позволило снизить мощность экспозиционной дозы на 40-60%. В 1961-1962 г.г. большая часть сельскохозяйственных угодий в головной части следа была обработана глубокой вспашкой (6200 га). Применение комплекса мероприятий уже в первые годы после аварии, позволило вернуть в сельскохозяйственный оборот часть загрязненных земель. В комплексных радиоэкологических исследованиях на территории ВУРСа принимали активное участие крупные ученые: академики А.П. Александров, А.П. Виноградов, Н.П. Дубинин, И.К. Кикоин, М.С. Гиляров, В.Е. Соколов, В.Н. Сукачев,

И.В. Тюрин и др. На ВУРСе постоянно работали специалисты из экспедиций десятков академических институтов, проводились исследования самого широкого спектра различных научных областей: радиоэкологии, геохимии, радиобиологии, медицины, геофизики и др. Многие специалисты начинавшие работы в ОНИС стали в последствии известными учеными, из наиболее известных следует назвать академиков Р. М. Алексахина, Б.С. Пристера, Л. А. Булдакова, член-кор. Д.А. Кривоуцкого, профессоров Ф. А. Тихомирова, А.И. Ильенко, В.А. Шевченко, Н.М. Любашевского, д. б. н. В.А. Кальченко и многих других.

К 1967 г. в результате применения технологий и организационных мероприятий, разработанных сотрудниками ОНИС и АН СССР, большая часть территорий, пострадавших от радиоактивного загрязнения, была возвращена в хозяйственное использование.

В 1966 г. по инициативе руководства ПО "МАЯК" в головной части следа, на участке с максимальной плотностью радиоактивного загрязнения был организован Восточно-Уральский государственный заповедник (ВУГЗ). На этом полигоне проводили исследования большинство сотрудников Опытной станции и ученые АН СССР.

Площадь заповедника составляет 16616 га, длина по периметру - 90 км, протяженность севера на юг - 24 км, а с запада на восток - 9 км. Южная граница заповедника проходит по восточным предгорьям Урала, а северная располагается на Западно - Сибирской низменности. Эта территория относится к Восточно-Уральской провинции лесостепной зоны, принадлежит к северной части Зауральской лесостепи и отличается разнообразием природных ландшафтов.

Почвенный покров заповедника представлен тремя основными типами почв: серые лесные, черноземы выщелоченные и дерново-подзолистые. Реже встречаются избыточно -увлажненные и засоленные почвы. Всего на территории заповедника встречается 36 разновидностей почв. Флора заповедника разнообразна и насчитывает 455 видов растений из них 26 видов деревьев и кустарников и 7 видов мхов. Леса занимают 70% площади заповедника, в том числе 32% территории занято молодыми березовыми лесами и 14% травянистыми сообществами: лугами, болотами и степными участками.

В фауне заповедника среди беспозвоночных преобладают жуки - более 200 видов (жужелицы, стафилины, долгоносики, листоеды, щелкуны и др.). Отмечено несколько десятков видов двукрылых (мухи, слепни, комары), 4 вида дождевых червей. Один из 6 видов шмелей, обитающих в нашем крае, занесен в "Красную книгу" СССР - это степной шмель.

Фауна позвоночных животных насчитывает 283 вида, принадлежащих к пяти классам: земноводные- 4 вида, пресмыкающиеся- 4 вида, рыбы-15 видов, птицы - 213 видов, млекопитающие - 47 видов. На

территории заповедника встречается 7 видов птиц, занесенных в "Красную книгу" РСФСР и Международного совета по охране природы

Копытные на территории ВУГЗа представлены 4 видами. Численность косули сибирской колебалась в различные годы от 60 до 160 особей, а численность лося в отдельные годы, достигала 100 особей. В заповеднике постоянно обитает и успешно размножается кабан, появившийся в нашем районе в 1979 г. В последние годы отмечены встречи пятнистого оленя. В целом численность большинства видов крупных млекопитающих на охраняемой территории заметно выше, чем в прилегающих районах, что свидетельствует о важной роли заповедника в сохранении охотничье-промысловых животных Зауралья.

Режим охраны заповедника положительно сказался на состоянии природного комплекса территории, в наибольшей степени пострадавшей от радиоактивного воздействия. Как теперь доказано и подтверждено сотнями публикаций радиационное воздействие не привело к деградации экосистем природного комплекса заповедника. Исключением явилась юго-западная часть заповедника, где на площади 1.5 км² в 1957-1966 годах наблюдалось поражение сосен ионизирующим излучением.

В 1999 г. ОНИС был реорганизован, а его коллектив вошел в состав ЦЗЛ. Спустя два года можно с уверенностью сказать, что Опытная научно - исследовательская станция успешно выполнила все поставленные перед ней научно-практические задачи. Работы сотрудников ОНИС нашли широкое признание в научном мире. Полученные в ходе исследований результаты были использованы в практике реабилитационных работ на территориях, загрязненных в ранние периоды производственной деятельности ПО "Маяк", а также при ликвидации последствий Чернобыльской аварии. Опыт радиационной реабилитации стал практической основой для методических подходов в обращении с загрязненными территориями, принятыми во всем мире.

Следует еще раз отметить, что в течение многих лет на территории ВУРСа, кроме коллектива ОНИС, насчитывающего сотни специалистов различного профиля, проводили исследования также десятки ученых ведущих академических институтов нашей страны. Времена изменились. Сейчас исследовательские работы в заповеднике практически прекращены. ПО "Маяк" не имеет средств содержать большой коллектив ученых-радиоэкологов, а финансирование таких работ из федеральных источников полностью прекращено. Сегодня исследованиями в ВУГЗе занимается только одна группа из 5 человек в составе Центральной заводской лаборатории ПО "Маяк". До настоящего времени не определен и правовой статус Восточно-Уральского заповедника - уникального научного полигона, не имеющего аналогов ни в нашей стране, ни за рубежом.

Такое положение должно быть обязательно изменено.

ОРАЛ АТОМ ҚОРЫҒЫНА 35 ЖЫЛ

Ровный С.И., Смагин А.И., Тарасов А.В., Стукалов П.М.

"МАЯК" ОБ, Озерск қаласы, Челябин облысы, Ресей

Мақалада Шығыс-Орал мемлекеттік қорығы, ғылыми-зерттеу тәжірибелі станцияның құру тарихы берілген. Радиоактивті заттармен ластанған жерлерді дұрыс қалыпқа келтіру стратегиясы қаралады.

ANNIVERSARY IN 35 OF THE EAST-URAL STATE RESERVER

S.I. Rovny, O.V. Tarasov, A.I. Smagin, P.M. Stukalov

Ozyorsk, Chelyabinskaya oblast', RA "Mayak"

It is presented the review of the East-Ural State Reserver and the Experience Scientific Research Station formation. It is considered the activities strategy being directed onto radioactive rehabilitation of contaminated territories.

УДК 504.054:539.16

РЕЗУЛЬТАТЫ ЭПИДЕМИОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ ОНКОЛОГИЧЕСКОЙ ПАТОЛОГИИ г. КУРЧАТОВА ЗА ПЕРИОД 1990-2000 гг.

Березина М.В., Кенжина Г.Т.

Филиал лаборатории медицинской генетики РЦОЗМиР, г. Курчатов

Онкологические заболевания представляют особую проблему для Семипалатинской области Казахстана, так как в этом регионе в течение сорока лет проводились ядерные испытания.

Изучения онкоэффектов среди населения г. Курчатова проводилось на материалах медицинской статистики, данных канцерорегистра за период с 1991 по 2000 гг.

В работе представлена структура онкологической патологии за исследуемый период времени, дан сравнительный анализ показателей заболеваемости и смертности от злокачественных новообразований г. Курчатова, РК и ВКО.

Онкологические заболевания представляют особую проблему для Семипалатинской области Казахстана, так как в этом регионе в течение сорока лет проводились ядерные испытания, вылившиеся в серьезные экологические последствия. В течение многих лет испытаний ядерных устройств на советском полигоне в Семипалатинске местное население постоянно подвергалось воздействию радиоактивных осадков.

Все имеющиеся данные по воздействию радиации на человеческий организм рассматривают в первую очередь возможность возникновения злокачественных новообразований.

Существуют определенные трудности эпидемиологического исследования канцерогенных эффектов ионизирующих излучений. Они включают: 1) необходимость длительного наблюдения за экспонированной когортой; 2) обязательность полной и достоверной регистрации онкологической заболеваемости; 3) важность точной оценки времени, дозы облучения, распределения его на поверхности и характеристик источника облучения для каждого индивида; 4) наличие контрольной группы, сопоставимой во всех отношениях с исследуемой когортой, но не подвергавшейся облучению.

Воздействие радиации - не единственный фактор риска онкологической заболеваемости среди жителей области. Казахи по национальности подвержены риску заболеваемости несколькими видами рака, в особенности раком желудка.

Нами выбран путь изучения онкоэффектов среди населения г. Курчатова на основе анализа онкологической заболеваемости и онкологической смертности населения г. Курчатова на протяжении 10 лет - с 1991 по 2000 гг. Причина выбора данных сроков исследования многогранна: с 1991 года были прекращены ядерные испытания, стабилизировался контингент населения, проживающего в городе, на-

ложена единая система здравоохранения, создан единый Реестр онкологических заболеваний в Областном онкологическом диспансере, повысилась онкологическая заболеваемость и смертность населения Семипалатинского региона.

Исследования проводились нами на материалах вышеуказанного реестра, а также на данных архива годовых отчетов областного онкологического диспансера г. Семипалатинска.

В качестве сравнения нами были взяты данные по заболеваемости онкологическими заболеваниями и смертности от них по г. Семипалатинску и Восточно-Казахстанской области (ВКО).

Уровень заболеваемости злокачественными новообразованиями в г. Курчатове за период с 1991 г. по 2000 г. вырос в 4 раза.

Динамика общих показателей заболеваемости населения злокачественными новообразованиями свидетельствует о существенном увеличении за 90-е годы рака молочной железы (в 2,5 раза), рака легких (в 1,8 раза), опухолей желудка (на 67,1%), рака мочевого пузыря (на 31,2%).

В ходе исследований выявлено, что уровень заболеваемости злокачественными новообразованиями в г. Курчатове ниже по сравнению с г. Семипалатинском и ВКО.

В структуре заболеваемости преобладают заболевания желудка и молочной железы.

По возрастной структуре выделяются две группы: лица 45-59 лет и 65 лет и старше.

В 1994-1998 гг. отмечается повышение уровня запущенности злокачественных новообразований в г. Курчатове.

Уровень смертности от злокачественных новообразований г. Курчатова в последние годы имеет тенденцию к повышению, но он значительно ниже таковых показателей г. Семипалатинска и ВКО.

**1990-2000 Ж АРАЛЫҒЫНДАҒЫ ҚАТЕРЛІ ІСІК АУРУЛАРЫНЫҢ
ЭПИДЕМИОЛОГИЯЛЫҚ ЗЕРТТЕЛУ НӘТИЖЕЛЕРІ**

Березина М.В., Кенжина Г.Т.

Курчатов қалалық АжБДҚРО медициналық генетика зертханасының филиалы.

Қазақстанның Семей облысы үшін қатерлі ісік аурулары маңызды мәселе туғызып отыр. Өйткені, бұл аймақтарда қырық жылға жуық ядролық сынақ жүргізілген. Курчатов қаласы тұрғындарының арасында қатерлі ісік әсерін зерттеу жұмыстары 1991-2000 жыл аралық мерзімінде медициналық статистика материалдары мен берілген канцертізбесінде көрініс тапты.

Бұл жұмыста зерттелген уақыт аралығындағы қатерлі ісік ауруының құрылымы айтылып, ҚР ШҚО, Курчатов қаласындағы қатерлі ісіктің тууынан болған өлім мен аурулардың салыстырмалы талдау көрсеткіші берілген.

**RESULTS OF EPIDEMIOLOGICAL RESEARCH ON
ONCOLOGICAL PATHOLOGY OF KURCHATOV IN THE PERIOD OF 1990-2000**

M.V. Berezina, G.T. Kenzhina

Branch of Medical Genetics Laboratory of Republican Research Center on Mother and Baby Health Care, Kurchatov

Oncological diseases are a special problem for Semipalatinsk Oblast of Kazakhstan since in this region during 40 years nuclear tests were conducted.

Studies of oncological effects among population of Kurchatov were conducted basing on medical statistics materials, carcino-register data for the period of 1991 through 2000.

In the paper there is a structure of oncological pathology during the time period under study. Also the paper reveals comparative analysis of the rates of morbidity and death of cancerous new growths in Kurchatov, RK and EKO (East Kazakhstan Oblast).

УДК 504.054:539.16

ОСОБЕННОСТИ ВОЗНИКНОВЕНИЯ И ТЕЧЕНИЯ ПОГРАНИЧНЫХ СОСТОЯНИЙ В УСЛОВИЯХ ВОЗДЕЙСТВИЯ МАЛЫХ ДОЗ РАДИАЦИИ

Березина М.В., Кенжина Г.Т.

Филиал лаборатории медицинской генетики РЦОЗМиР, г. Курчатова.

В последние годы все большее внимание привлекает к себе состояние психического здоровья групп населения, работающих во вредных условиях труда. В связи с этим были изучены особенности возникновения и течения аффективных нарушений у работников ИАЭ НЯЦ РК. Проведенное исследование показало высокий уровень распространенности аффективных нарушений и большую выраженность астенических проявлений, в ряде случаев заслоняющих собственно аффективные нарушения. Причем астенические расстройства не коррелируют с выраженностью соматического фона. Необходимо отметить, что в формировании депрессивных состояний у исследуемых значительную роль играли факторы среды. Результаты исследований указывают на необходимость разработки широких профилактических, терапевтических и реабилитационных мероприятий среди лиц, которых принято считать психически здоровыми и не нуждающимися в психиатрической помощи, с целью выявления и устранения стертых аффективных нарушений. В плане профилактики психических заболеваний представляет интерес группа расстройств, определяемая как «предболезнь» или «крайние варианты психического здоровья».

В последние годы все большее внимание привлекает к себе состояние психического здоровья групп населения, формально считающихся здоровыми. При специальном обследовании среди них выявляется большое число больных с «субклиническими», «доманифестными», «стертыми», «маскированными» формами психической патологии, в первую очередь аффективной.

Число депрессий в настоящее время увеличивается: ими страдают по данным Всемирной организации здравоохранения (ВОЗ) около 5% населения земного шара. Некоторые авторы рассматривают депрессию как болезнь цивилизации, подчеркивая большую роль в ее возникновении стрессовых факторов.

С целью изучения особенностей возникновения и течения аффективных нарушений у работников ИАЭ НЯЦ РК, работающих, как правило, во вредных условиях труда, было проведено исследование первичного медицинского материала (результаты ежегодных медицинских осмотров, амбулаторные карты, статистические талоны, отчетные формы).

Депрессивное состояние оценивалось врачом-психиатром на основании клинико-психопатологического исследования. Критерием выделения больных депрессией было:

- наличие устойчиво сниженного настроения, определяющего клиническую картину;
- наличие субъективного ощущения болезненности своего состояния.

Второй критерий позволял разграничить нормальные депрессивные реакции на жизненные обстоятельства и депрессию-болезнь.

У части обследуемых, отнесенных к группе психически здоровых, отмечалось снижение настроения, которое полностью объяснялось реальной актуальной ситуацией, а по своей глубине и продолжительности (несколько дней) было ей адекватно, причем обследуемые не считали свое состояние болез-

ненным. В отдельных случаях возникали сложности в отнесении состояния обследуемого к норме или патологии из-за плавности переходов, формирующих непрерывный спектр депрессивных состояний (от нормальных реакций до болезни). Исходя из этого, в исследование включались лишь состояния, однозначно оцениваемые обследуемыми как болезненные, тягостные.

Отдельные аффективные нарушения регистрировались, как уже отмечалось, не только у лиц, включенных в группу депрессий, но и у больных с другими пограничными психическими нарушениями и даже у лиц, отнесенных к условной норме. В целом по группе (116 человек) тревога была выявлена у 38 человек (32,7 %), тоска – у 22 человек (18,9 %), страх отмечен у 9 человек (7,7 %), элементы апатии – у 14 человек (12 %). Таким образом, аффективные симптомы разного спектра и степени выраженности отмечались у большей части обследованных. У 37 из 116 обследованных депрессивное состояние было оценено как болезненное. Соотношение мужчин и женщин составило 51: 65.

Наибольшая представленность депрессивных состояний отмечалась в возрастной группе от 36 до 49 лет (88 %).

Проведенное исследование показало высокий уровень распространенности аффективных нарушений, особенно тревоги. Высокие показатели встречаемости собственно депрессивных состояний объясняются выявлением большого числа больных с субклиническими, «донозологическими» формами депрессивных состояний, которые обычно остаются вне поля зрения исследователей.

В ходе выполняемой работы был проведен анализ двух групп больных - 18-44 лет и 45-60 лет - с неэндогенными (невротическими) депрессиями, в генезе которых решающую роль играли соматогенные и психогенные факторы.

Обращает на себя внимание, что при развитии депрессии после 45 лет менее характерно наличие в преморбиде описанных специфических черт.

Факторы среды играли значительную роль в формировании депрессивных состояний у исследуемых. Так, у 58% лиц с неблагоприятными внутрисемейными и межличностными отношениями во время невротической депрессии наблюдалось своеобразное ухудшение аффективного состояния в дни, свободные от производственной или какой-либо другой деятельности (в выходные, праздничные дни, в отпусках, во время пребывания на б/листе). Особое значение для исследуемых имели сокращения на производстве, выход на пенсию, сопровождающийся, как правило, переменой места жительства, смена условий жизни.

Обращает на себя внимание и большая выраженность астенических проявлений, в ряде случаев заслоняющих собственно аффективные нарушения. Причем астенические расстройства не коррелируют с выраженностью соматического фона. Отмечается тенденция к преобладанию эгоцентрических форм депрессивных идей (ипохондрических) над идеями самообвинения.

Было установлено, что в силу незначительной выраженности депрессии в подавляющем большинстве случаев и непостоянства симптомов, некоторые из больных просто не осознавали свое состояние как болезнь, тем более психическую. Многие больные, опасаясь официальной психиатрии, избегали контактов с психиатром, не знали, куда им можно пойти за помощью, или обращались, при ухудшениях состояния, в поликлинику к терапевтам и невропатологам, получая терапию по поводу каких-то «соматических» заболеваний.

Отдельные больные в силу разного рода объективных причин (неблагоприятная обстановка на работе, развод, маленькие дети, болезнь близких и

др.), а также неглубокого уровня депрессии, не нарушающего резко их адаптации, «не могли выбрать времени», «не имели сил для того, чтобы заняться собственным здоровьем». Некоторые сообщали, что в прошлом лечились у психотерапевтов (нередко частным образом), но эффект терапии постепенно угас.

Полученные в ходе настоящего исследования результаты указывают на необходимость разработки широких профилактических, терапевтических и реабилитационных мероприятий среди лиц, которых принято считать психически здоровыми и не нуждающимися в психиатрической помощи, с целью выявления и устранения стертых аффективных нарушений.

Необходимо отметить выявленную в ходе обследования особенность: мужчины крайне редко обращаются за помощью к специалисту, выявление же данной патологии часто происходит на медицинских осмотрах.

В плане профилактики психических заболеваний представляет интерес группа расстройств, определяемая как «предболезнь» или «крайние варианты психического здоровья», которая характеризуется появлением отдельных, ситуационно обусловленных, преходящих симптомов невротического регистра без явлений социальной дезадаптации.

Остается открытым вопрос о формах проведения профилактических мероприятий и базе их реализации. Нам представляется, что это может быть кабинет пропаганды здорового образа жизни, или же эти функции должен взять на себя врач или фельдшер предприятия. Последние могут стать базой профилактической работы психиатра, поскольку через них проходит весь диспансерный контингент и медицинские осмотры сотрудников прикрепленных предприятий.

АЗ МӨЛШЕРДЕГІ РАДИАЦИЯ ӘСЕРІ ЖАҒДАЙЫНЫҢ ШЕКТЕУЛІ КҮЙ АҒЫМЫ ЖӘНЕ ОНЫҢ ПАЙДА БОЛУ ЕРЕКШЕЛІКТЕРІ

Березина М.В., Кенжина Г.Т.

Курчатов қалалық АжБДҚРО медициналық генетика зертханасының филиалы

Соңғы жылдары зиянды еңбек жағдайында жұмыс істейтін тұрғындар тобының психологиялық денсаулықтары қатты алаңдатып отыр. Осыған орай ҚР ҰЯО АЭИ жұмысшыларының аффективті өзгеріс ағымы мен оның пайда болу ерекшеліктері зерттеуге алынды. Зерттеу нәтижелері қордаланып қалған аффективті өзгерістің жоғары деңгейде таралуын және алқынба ауруларының көрініс бергенін анықтады. Алқынба ауруына шалдығу соматикалық қабат белгісімен түзетілмейді. Зерттеуге қатысқандардың депрессиялық жағдайға түсуіне қоршаған орта әсері маңызды рөл атқарғанын атап өту керек. Зерттеу нәтижелері жойылған аффективті өзгерістерді шеттету мен табу мақсатында, психикалық дені сау және психиатрлық жәрдемді қажет етпейтін адамдар арасында терапевтік және реабилитациялық алдын-алу шараларын жүргізу керек екенін анықтады. Психикалық аурулардың алдын алу жоспарында «ауру алдың немесе «психикалық денсаулықтың шектен шыққан түрің деп айқындалған өзгеріс тобы қызығушылық туғызды.

**PECULIARITIES OF OCCURRENCE AND PROGRESS OF
BORDER-LINE CONDITIONS UNDER LOW RADIATION DOSE RATE IMPACT .**

M.V. Berezina, G.T. Kenzhina

Branch of Medical Genetics Laboratory of Republican Research Center on Mother and Baby Health Care, Kurchatov

In past years more and more attention is drawn to condition of psychic health of population groups working under unhealthy labor conditions. In relation to this there were studied peculiarities of occurrence and progress of affective disorder in IAE NNC RK employees. The study conducted showed high level of affective disorder occurrence and intensity of asthenic manifestations in a number of cases prevailing, in essence, affective disorders. Whereat asthenic disorders do not correlate with the intensity of somatic background. It is necessary to note that environment factors played considerable role in formation of depression in the examined persons. Investigation results indicate the necessity to elaborate large prophylactic, therapeutic and rehabilitation actions for persons, that are deemed mentally healthy and not needing psychiatric help, for the purpose of detection and elimination of erased affective disorders. In the field of mental disease prophylaxis the group of disorders determined as “pre-disease” or “border-line variants of psychic health” are of interest.

УДК 504.054:539.16

ЧАСТОТА, СТРУКТУРА И ДИНАМИКА РАКА ЩИТОВИДНОЙ ЖЕЛЕЗЫ В СЕМИПАЛАТИНСКОМ И СЕВЕРО-ВОСТОЧНОМ РЕГИОНАХ РК

Адылханов Т.А.

Семипалатинский областной онкологический диспансер

Динамика онкологических заболеваний населения Республики Казахстан и смертности от злокачественных опухолей свидетельствует о неуклонном росте этой патологии. Как показывает анализ причин онкологических заболеваний, в большинстве случаев они обусловлены экологическими факторами. Воздействие радиации относят к одним из ведущих факторов развития злокачественных новообразований щитовидной железы. В связи с этим исследование структуры и частоты злокачественных заболеваний в экологически неблагоприятных зонах имеет большое научное и практическое значение.

Нами проведен анализ результатов патогистологического исследования операционного материала щитовидной железы, взятого у 8560 больных с различной доброкачественной и злокачественной патологией этого органа в лечебных учреждениях северо-восточного региона Республики Казахстан за период с 1966 по 2000 гг.

Анализ собственного материала позволил выявить во всех трех регионах преобладание дифференцированного рака над остальными, а также папиллярного над фолликулярным. Остальные виды опухоли щитовидной железы (лимфосаркома, гемангиома, ангиосаркома, ретикулосаркома) встречались в единичных случаях. Они, как неклассифицируемые опухоли щитовидной железы, отнесены к группе больных без верификации.

Высокая частота рака щитовидной железы в Семипалатинском регионе, в сравнении с Северо-восточным регионом может быть связана не только с возможным отдаленным эффектом поражающего действия продуктов ядерного взрыва на щитовидную железу, но и распространенностью эндемического зоба в сочетании с различными другими экологическими факторами.

Динамика онкологических заболеваний населения Республики Казахстан и смертности от злокачественных опухолей свидетельствует о неуклонном росте этой патологии. На последнем съезде онкологов страны было отмечено нарастание онкологических заболеваний практически по всем локализациям. Масштабность трагедии очевидна. Нет только ответа на вопрос Чем же обусловлено такое стремительное наступление этого грозного заболевания?

Как показывает анализ причин онкологических заболеваний, в большинстве случаев они обусловлены экологическими факторами. Так, увеличение числа больных с раком щитовидной железы на северо-востоке страны в последние годы, ряд специалистов связывают с неблагоприятной экологической ситуацией в регионе.

Воздействие радиации относят к одним из ведущих факторов развития злокачественных новообразований щитовидной железы. Взрывы ядерных устройств, проведенных в течении 40 лет на Семипалатинском ядерном полигоне привели к обширному загрязнению радиоактивными продуктами территории северо-восточного региона Казахстана. Здесь около 1,0 млн. человек подверглись острому и хроническому воздействию доз ионизирующего облучения.

Кроме того в атмосфере, почве, водоемах на территории только Восточно-Казахстанской области зарегистрировано большое количество высокотоксичных загрязняющих веществ, обладающих строгим воздействием. Павлодарская область также считается одним из отходоёмких регионов страны.

В связи с этим исследование структуры и частоты злокачественных заболеваний в экологически неблагоприятных зонах имеет большое научное и практическое значение.

Следует отметить, что на сегодняшний день ни эпидемиологические и ни клинические сведения зачастую не отличаются достоверностью. Известно, что только патоморфологический материал может быть пригодным для самых современных методов исследования, чтобы в последующем послужить отправной точкой в выяснении вклада экологических и других факторов риска, выделить "локусы" высокой частоты, прогнозировать онкологическую ситуацию.

Нами проведен анализ результатов патогистологического исследования операционного материала щитовидной железы, взятого у 8560 больных с различной доброкачественной и злокачественной патологией этого органа в лечебных учреждениях северо-восточного региона Республики Казахстан за период с 1966 по 2000 гг. Женщин было -7700 (89,9%), мужчин -860 (10,0%). Возраст больных колебался от 15 до 86 лет.

При морфологическом изучении операционного материала было выявлено, что основная масса больных была оперирована по поводу узлового (кистозного, коллоидного) и диффузного токсического зоба 4930 (57,6%). Аденомы щитовидной железы в гистологическом материале обнаружены в 1826 (21,3%) случаях наблюдений, причем со значительным преобладанием фолликулярного типа их строения. После зоба и аденом место по числу операции занимала струма Хашимото -1064 (12,4%),

далее по частоте встречаемости в операционном материале находился рак щитовидной железы. 639 (7,5%) Остальные случаи были представлены струмой Риделя- 45 (0,95%), гигантоклеточным тиреоидом де Кервена-26 (0,2%), а также другими редкими заболеваниями, которые встретились в единичных случаях - это туберкулез, лимфома, гематома и некроз щитовидной железы.

За анализируемый период наибольшее количество операции на щитовидной железе по поводу хирургической патологии этого органа в произведено в Восточно-Казахстанской области с учетом данных морфологического изучения операционного материала полученного в Семипалатинском регионе- 6523, В Павлодарской области операции на щитовидной железе за указанный период выполнено - 2037. Причем, численность населения ВКО (до 1996 г.) и бывшей Семипалатинской области (до 1996г.) , а также Павлодарской области за анализируемый период, практически, была равной.

Вопрос взаимосвязи рака щитовидной железы и других узловых поражений этого органа представляет повышенный интерес онкологов с точки зрения причинно- следственных отношений в канцерогенезе. В данной работе мы не касаемся результатов морфологического изучения данных по доброкачественным заболеваниям щитовидной железы. Однако следует отметить высокую долю струмы Хашимото и фолликулярных аденом среди них, а также тенденцию к выраженному росту узловой патологии этого органа в последние годы во всех трех регионах.

Влияние экологических факторов, как показывает опыт Японии, может привести не только к увели-

чению числа больных раком щитовидной железы, но и к росту смертности от этого заболевания. Поэтому большой интерес представляют сведения о морфологической структуре, распространенности и закономерности динамики рака щитовидной железы в обширном северо-восточном регионе РК. Различные виды рака щитовидной железы обнаружены у 639 (6,8%) оперированных больных. Общее число случаев рака щитовидной железы, выявленное у оперированных больных по регионам за время наблюдения и возрастная характеристика представлены в таблице 1. (учитывая особую радиационно-гигиеническую ситуацию, сложившуюся в Семипалатинском регионе, связанную с многолетними испытаниями ядерного оружия, а также тот фактор, что патология щитовидной железы у населения, проживающего на территории этого региона может быть радиоиндуцированной, решено данные полученные в Семипалатинском регионе выделить отдельно Больные, оперированные по поводу рака щитовидной железы в Семипалатинском регионе составили 285 (44,6%) случаев наблюдений, а в ВКО (без учета Семипалатинского региона) - 213 (33,3%) и в Павлодарской области-139 (21,7%). Как видно из таблицы 1 злокачественные новообразования щитовидной железы встречались чаще в Семипалатинском регионе. Следует отметить, что если в Восточно-Казахстанской области (без учета Семипалатинского региона) частота рака щитовидной железы от общего числа хирургической патологии этого органа составила 5,7% и Павлодарской области -6,8%, то в Семипалатинской области -8,7%.

Табл. 1. Количество операции по поводу рака щитовидной железы у жителей северо-восточного региона Казахстана и распределение больных по возрасту (1966-2000 гг.)

Регионы	до 19 лет		20-29 лет		30-39 лет		40-49 лет		50-59 лет		60 лет и старше		всего	
	абс	%	абс	%	абс	%	абс	%	абс	%	абс	%	абс	%
1. Семипалатинский	17	5,9	37	13	72	25	72	25	50	17,5	37	13	285	44,6
2. В-Казахстанский	5	2,3	33	15,5	57	27	45	21	38	18	35	16	213	33,3
3. Павлодарский	1	0,7	23	16,5	24	17	37	26	25	18	31	22	139	21,7
ВСЕГО	23	3	93	15	153	23	154	24	113	18	68	18	639	100

В Семипалатинском регионе рак щитовидной железы у пациентов до 40 лет и подростков до 19 лет встречался чаще, чем в соседних регионах. Как видно из таблицы 1 число последних там было заметно выше и составило 43,9% случаев наблюдений. В Восточно-Казахстанском и в Павлодарском регионах, в сравнении с Семипалатинским регионом, преобладали лица в возрастных группах 50-59 лет, а также 60 лет и старше.

Злокачественные заболевания щитовидной железы встречаются в виде дифференцированного и недифференцированного рака, резко различающихся по клиническому течению и структуре. Последнее является важным фактором, отражающимся на результатах лечения.

Различные формы рака щитовидной железы по регионам представлены в таблице 2. Из 496 случаев рака гистологически верифицированы следующие дифференцированные его формы: папиллярный-322 (50,4%), фолликулярный-184 (28,3%), смешанный-21 (3,3%). Медуллярный рак оказался сравнительно редкой патологией в северо-восточном регионе. Он составил всего 2,5% случаев наблюдений от всей онкологической патологии щитовидной железы. Плоскоклеточный рак встретился также редко - лишь у 6 (0,9%)больных. Недифференцированный рак этого органа имел место всего в 14 (2,2%) случаях. от всех злокачественных новообразований щитовидной железы.

**ЧАСТОТА, СТРУКТУРА И ДИНАМИКА РАКА ЩИТОВИДНОЙ ЖЕЛЕЗЫ
В СЕМИПАЛАТИНСКОМ И СЕВЕРО-ВОСТОЧНОМ РЕГИОНАХ РК**

Табл. 2. Морфологическая структура рака щитовидной железы по регионам

Формы рака	С*		ВК*		П*		ВСЕГО	
	абс.	%	абс.	%	абс.	%	абс.	%
Папиллярный	138	48,4	109	51	75	54	322	50,4
Фолликулярный	94	33	63	30	35	25,2	184	28,3
Смешанный	10	3,4	6	2,8	10	7,2	21	3,3
Медулярный	13	4,5	3	1,4	0	0	16	2,5
Плоскоклеточный	4	1,4	2	0,9	1	0,7	6	0,9
Недифференцированный	8	2,8	4	1,8	3	2,15	14	2,2
Без верификации	18	6,3	26	12	15	10,7	58	9
ВСЕГО	285	100	213	100	139	100	639	100

С-Семипалатинский регион, ВК-Восточно-Казахстанский, П-Павлодарская область

Таким образом, анализ собственного материала позволил выявить во всех трех регионах преобладание дифференцированного рака над остальными, а также папиллярного над фолликулярным. Следует отметить, что в ряде случаев имелись значительные трудности в верификации диагноза и точном определении формы рака, в связи с чем была выделена отдельно группа больных (без верификации). Остальные виды опухоли щитовидной железы (лимфосаркома, гемангиома, ангиосаркома, ретикулосаркома) встречались в единичных случаях. Они, как неклассифицируемые опухоли щитовидной железы, отнесены к группе больных без верификации. Всего в указанной группе мы наблюдали 58 (9%) больных.

Медулярный рак щитовидной железы является особой формой злокачественной опухоли, это обусловлено его гистологическим своеобразием и специфической клинической симптоматикой. Эта форма рака наиболее часто зарегистрирована в Семипалатинском регионе - 13 (4,5%) случаев наблюдений.

Из гистологических особенностей рака щитовидной железы в Семипалатинском регионе следует отметить частое сочетание его с зобом Хашимото и развитие карциномы на фоне диффузного зоба.

При морфологическом изучении операционного материала недифференцированным раком щитовидной железы чаще страдали также жители Семипалатинского региона области - 2,8%, реже ВКО и Павлодарской области 1,8 и 2,1 %, соответственно. Полученные данные подтверждают сообщения некоторых авторов показывающих, что йодный дефицит увеличивает частоту анапластического рака и определяет сдвиг в сторону большого увеличения процента фолликулярного рака по отношению к

папиллярному. Коэффициент фолликулярного рака был выше у жителей ВКО.

Территория северо-востока Казахстана является биогеохимической провинцией с йодной недостаточностью в объектах внешней среды, наиболее выраженной в Восточно-Казахстанской области, а в Павлодарской области зобная эндемия характеризуется лишь очаговым распространением.

Таким образом, на северо-востоке Республики Казахстан наблюдается рост числа больных раком щитовидной железы, особенно эта тенденция выражена в восточном регионе. Наиболее высокий риск развития рака щитовидной железы наблюдается в Семипалатинской области, где заболеваемость раком выросла в несколько раз.

Высокая частота рака щитовидной железы в Семипалатинском регионе, в сравнении с Северо-восточным регионом может быть связана не только с возможным отдаленным эффектом поражающего действия продуктов ядерного взрыва на щитовидную железу, но и распространенностью эндемического зоба в сочетании с различными другими экологическими факторами.

Рак щитовидной железы ЩЖ уникален тем, что дифференцированные его формы имеют очень низкий потенциал злокачественности. Высокая частота больных с дифференцированными формами рака щитовидной железы в северо - восточном регионе РК и благоприятный прогноз при указанной форме рака позволили определить новые подходы в выборе правильной тактики лечения в сторону органосохраняющих операций.

Таким образом, Семипалатинский регион относится к зоне повышенного риска по заболеванию раком щитовидной железы.

**ҚР СЕМЕЙ ЖӘНЕ СӨЛТҮСТІК-ШЫҒЫС АЙМАҚТАРЫНДАҒЫ
ҚАЛҚАНША БЕЗІ ҚАТЕРЛІ ІСІК АУРУЫНЫҢ ЖИЛІГІ ЖӘНЕ ҚҰРЫЛЫМЫ МЕН ДАМУЫ**

Адылханов Т.А.

Семей облыстық онкологиялық диспансері

Қазақстан Республикасында онкологиялық аурулардың дамуы мен қатерлі ісіктен болған өлімнің көбеюі бұл аурудың қарқынды өсуін көрсетіп отыр. Онкологиялық аурудың пайда болу себептерін талдау көп жағдайда экологиялық факторға байланысты. Радиация әсері қалқанша безінің қатерлі ісігін туғызатын жетекші факторлардың бірі болып табылады. Осыған байланысты экологиялық қолайсыз аймақтардағы қатерлі ісік ауруларының жиілігі мен құрылымын зерттеудің үлкен ғылыми және тәжірибелік маңызы зор.

1966-2000 жылдар аралығында біз, Қазақстан Республикасының солтүстік-шығыс аймақтарының емдеу мекемелерінде қалқанша безінің қауіпсіз және қатерлі ісік түрімен ауырған 8560 ауру адамның осы органдарының операциялық материалдарының патогистологиялық зерттеу нәтижелеріне талдау жасадық.

Өзіндік материалды талдау барлық үш ауданнан басқаларға қарағанда жекеленген қатерлі ісіктің, сондай-ақ фолликулярлықтан папиллярлық түрінің көрініс тапқанын айқындады. Қалқанша безі ісігінің басқа түрлері (лимфосаркома, гемангиома, ангиосаркома, ретикулосаркома) кейбір жағдайда ғана кездесті. Олар қалқанша безінің жіктелмейтін ісік түріне қатысты болғандықтан верификациясыз ауыратын адамдар тобына жатқызылады.

Семей аймағындағы қалқанша безі қатерлі ісігінің жиі көрсеткіші, солтүстік-шығыс аймақтарына қарағанда, қалқанша безіне ядролық жарылыс өнімдерінің тигізетін әсерінің жеке тиімділігіне ғана емес, сондай-ақ басқа да әр түрлі экологиялық факторламен қосылған эндемикалық алқым ауруларының таралуына байланысты болуы мүмкін.

FREQUENCY, STRUCTURE AND DYNAMICS OF THYROID GLAND CANCER IN SEMIPALATINSK AND NORTH-EAST REGIONS OF RK

T.A. Adylkhanov
Semipalatinsk Oblast Oncologic Dispensary

Dynamics of oncological diseases and mortality from cancerous growths of the population of the Republic of Kazakhstan indicates a steady rise of this pathology. Analysis of oncological disease causes shows that in most of the cases the diseases occur due to ecological factors. Radiation impact is one of the principal factors of thyroid gland cancerous new growths development. In relation to this study of the structure and frequency of cancerous diseases in ecologically bad areas is of high scientific and practical value.

We have analyzed the results of pathohistologic research of thyroid gland operational material taken from 8560 patients having different non-cancerous and cancerous pathology of this organ in medical institutions of North-East region of the Republic of Kazakhstan during 1966-2000.

Analysis of domestic material helped to find out in all the three regions that differentiated cancer prevails over the others and papillar cancer prevails over the follicular one. Other types of thyroid gland tumor (lymphosarcoma, heman-gioma, angiosarcoma, reticulosarcoma) were found out in isolated instances. They, as non-classified tumors of thyroid gland, are related to the group of patients without verification.

High frequency of thyroid gland cancer in Semipalatinsk region, if compared to the North-East region, can be associated not only with possible late effect of nuclear explosion products affecting factors on thyroid gland but also with prevalence of endemic goiter in combination with other different ecological factors.

УДК 622.798:622.332

ПРЕДВАРИТЕЛЬНОЕ ИССЛЕДОВАНИЕ ВОЗМОЖНОСТИ БРИКЕТИРОВАНИЯ УГОЛЬНОЙ МЕЛОЧИ РАЗРЕЗА «КАРАЖЫРА»

¹Дерявко И.И., ²Перепёлкин И.Г., ¹Чупрунов К.В.¹Институт атомной энергии НЯЦ РК²Национальный ядерный центр РК

Определены основные свойства бурых углей верхней и нижней пачек разреза «КАРАЖЫРА». Оценены характеристики брикетируемости этих углей. Показана принципиальная возможность получения качественных брикетов из угольной мелочи разреза.

ВВЕДЕНИЕ

Брикетиrowание угольной мелочи является одним из способов ее переработки в кусковое топливо для бытовых и энергетических целей. Брикетиrowание повышает полноту использования мелочи при горении, уменьшает потери и затраты при перевозках. Поэтому цель настоящего исследования – определение возможности брикетиrowания угольной мелочи разреза «КАРАЖЫРА» – представляется несомненно актуальной.

Уголь разреза «КАРАЖЫРА», расположенного на территории бывшего Семипалатинского ядерного полигона, залегают двумя пачками – верхней и нижней. Разрабатывается в настоящее время только уголь нижней пачки (НП), а непрочный мелкокусковой уголь верхней пачки (ВП) идет в отвал, оставаясь там почти полностью в виде угольной мелочи. Кроме того, в процессе выемки экскаватором угля НП (в виде крупных и вполне транспортабельных кусков) образуется большое количество угольной мелочи и этой пачки. В связи с этим предварительному исследованию на брикетируемость были подвергнуты угли как верхней, так и нижней пачек разреза.

Как известно (см., напр., [1-3]), существует два основных способа брикетиrowания углей: без применения связующих веществ при высоких (100-450 МПа) давлениях прессования (таким способом брикетируют, в основном, молодые бурые угли) и с добавлением связующих веществ при относительно невысоком (~20 МПа) давлении прессования (таким способом можно брикетировать старые бурые и даже каменные угли). Кроме того, для последних углей брикетирование со связующими веществами в отдельных случаях удается заменить термобрикетиrowанием, т.е. горячим прессованием брикетов при температуре пластического состояния угля (300-400°C).

Из сказанного следует, что при изучении брикетируемости углей необходимо вначале оценить основные свойства этих углей, с тем чтобы отнести каждый из них к определенному классу углеродного топлива (торф, молодой или старый бурый уголь, каменный уголь или антрацит) и сориентироваться в выборе параметров экспериментального брикетиrowания.

1. ОПРЕДЕЛЕНИЕ СВОЙСТВ УГЛЕЙ

Определение свойств выполнялось на пробах углей, взятых из верхней пачки разреза (далее по тексту – пробы ВП) и с глубины 2 м, 5 м и 8 м нижней пачки (далее по тексту – пробы НП-2, НП-5 и НП-8). По стандартизованным методикам [2, 4, 5] оценивались следующие основные характеристики углей: общая влажность рабочего топлива W^p , внешняя влажность $W_{вн}^p$, гигроскопическая влажность W_c , зольность сухого топлива A^c , выход летучих веществ из сухого топлива V^c и выход летучих веществ из рабочего топлива V^p , механическая прочность на сжатие $\sigma_{сж}$, состав петрографических ингредиентов и степень взаимодействия с водой. В частности, влажность W , зольность A и выход летучих веществ V определялись по формулам:

$$W^p = (m_o - m_c) / (m_o - m_3), \quad (1)$$

$$W_{вн}^p = (m_o - m_c^e) / (m_o - m_3), \quad (2)$$

$$W_c = W^p - W_{вн}^p = (m_c^e - m_c) / (m_o - m_3), \quad (3)$$

$$A^c = m_3 / m_c, \quad (4)$$

$$V^c = (m_c - m_c^e) / m_c, \quad (5)$$

$$V^p = (m_c - m_c^e) / (m_c - m_3), \quad (6)$$

где m_o – исходная масса угля, измельченного до крупности 0-0,7 мм;

m_c – масса угля, полностью высушенного на воздухе при 105°C;

m_3 – масса золы после сжигания угля в печи при 900°C;

m_c^e – масса угля, полностью высушенного и выдержанного затем на воздухе до прекращения сорбции им атмосферной влаги;

m_c^g – масса угля, полностью высушенного и выдержанного затем в слабом протоке инертного газа в течение 7 мин. при 350°C.

Были выполнены три серии опытов по определению влажности, зольности, выходу летучих веществ и прочности на сжатие (прочность ограненных кусков измерялась при нагружении перпендикулярно

ориентации углеродных слоев в куске) у углей проб ВП, НП-2, НП-5 и НП-8. Установлено, что уголь проб ВП заметно отличается по этим свойствам от угля проб НП (табл. 1). Свойства же угля нижней пачки в пробах НП-2, НП-5 и НП-8 оставались практически одинаковыми по всей глубине этой пачки. Замечено, что у углей обеих пачек влажность от опыта к опыту снижалась за счет естественной сушки на воздухе (интервалы между взятием проб из пласта и проведением опытов № 1, № 2 и № 3 составляли соответственно 2, 10 и 26 суток). Следовательно, влажность углей в пластах должна быть несколько выше значений, полученных в опыте № 1, т.е. такой, как указано в табл. 2.

Табл. 1. Результаты трех опытов по определению основных свойств углей в пробах, взятых из верхней и нижней пачек разреза

Проба угля	Номер опыта	W^p , %	$W_{вн}^p$, %	W_e , %	A^c , %	V^c , %	V^p , %	$\sigma_{сж}$, МПа
ВП	№ 1	18.7	1.3	17.4	23.0	59.9	76.7	<1.0
	№ 2	15.2	1.0	14.2	17.4	61.6	78.8	
	№ 3	13.1	1.1	12.0	27.4	—	—	
НП-2	№ 1	15.1	12.0	3.1	12.3	46.6	52.5	8.5
	№ 2	11.8	7.8	4.0	12.4	45.9	53.8	
	№ 3	10.8	8.1	2.7	7.0	—	—	
НП-5	№ 1	14.7	11.8	2.9	9.2	51.3	56.6	8.9
	№ 2	11.6	7.9	3.7	18.5	45.7	55.9	
	№ 3	10.2	7.2	3.0	7.8	—	—	
НП-8	№ 1	15.4	12.0	3.4	17.0	48.6	59.5	7.0
	№ 2	11.7	9.0	2.7	5.6	50.4	54.8	
	№ 3	10.4	7.4	3.0	8.9	—	—	

Табл. 2. Свойства углей в пластах из верхней и нижней пачек разреза «КАРАЖЫРА»

Обозначение угля	W^p , %	$W_{вн}^p$, %	W_e , %	A^c , %	V^c , %	V^p , %	$\sigma_{сж}$, МПа
ВП	≥19	1	≥18	23	61	78	<1.0
НП	~16	~13	3	11	48	56	8.5

Выяснено также, что у угля НП капиллярность структуры развита слабо, а у угля ВП, наоборот, чрезвычайно сильно. На это указывало, во-первых, различие в гигроскопической влажности W_e (см. табл. 2). А во-вторых, в прямых опытах по взаимодействию с водой получено, что уголь НП является

гидрофобным (в кусковом виде не впитывает воду), а уголь ВП - очень гидрофильным, т.к. впитывание воды было настолько интенсивным, что уже через несколько минут куски угля распадались на мелкие фрагменты.

Наконец, при оценке состава петрографических ингредиентов в углях ВП и НП путем последовательной обработки их золы водой и соляной кислотой выяснено, что уголь ВП следует отнести к мягким, а уголь НП - к твердым петрографическим группам.

Таким образом, на основании полученного можно классифицировать угли НП и ВП следующим образом. Уголь НП - это прочный, крупнокусковый, низзолый уголь с твердыми петрографическими ингредиентами, относящийся к гидрофобным старым (высокоуглефицированным) бурым углям, приближающимся по свойствам к каменным (например, по низкой влажности, высокой прочности и черному цвету). Высокий выход летучих (48%) для угля такого класса указывает на предположительно плохую брикетируемость без применения связующих веществ. Уголь ВП - непрочный, мелкокусковый молодой бурый уголь соответствующего цвета с мягкими петрографическими ингредиентами и повышенной гидрофильностью. Высокий выход летучих (61%) для угля такого класса указывает [6] на предположительно хорошую его брикетируемость без применения связующих веществ, если брикетирование проводить при очень низкой (~2-5%) влажности сушонки.

2. ПРОБНОЕ БРИКЕТИРОВАНИЕ

Для проведения брикетирования была приготовлена шихта углей НП и ВП трех классов крупности с гранулометрическими составами, указанными в табл. 3 (дробленки различной крупности были получены просеиванием через сита с соответствующими размерами ячеек). Состав шихты выбирался с учетом выполнения двух известных условий: насыпная плотность шихты должна быть максимальна, средний размер частиц $\bar{X}$ не должен превышать 1.5 мм.

Табл. 3. Гранулометрические составы шихты трех классов крупности

А.	Класс 0-6 мм ($\bar{X}$ =1.4 мм)					
	х, мм	0-0.7	0.7-2	2-3	3-4	4-6
	с, % (об.)	44	26	16	10	4
Б.	Класс 0-4 мм ($\bar{X}$ =1.2 мм)					
	х, мм	0-0.7	0.7-2	2-3	3-4	
	с, % (об.)	50	28	14	8	
В.	Класс 0-2 мм ($\bar{X}$ =0.8 мм)					
	х, мм	0-0.7	0.7-1.5	1.5-2		
	с, % (об.)	58	28	14		

Прессование брикетов осуществлялось на гидравлическом прессе: непосредственно перед прессованием проводился кратковременный прогрев шихты до заданной температуры. Время достижения максимального давления при прессовании составляло ~25 с; выдержка прессуемого брикета под давлением P_{max} не проводилась. Форма экспериментального брикета представляла цилиндр диаметром 44 мм и высотой ~38 мм; масса брикета из угля НП и ВП составляла соответственно около 65 г и 75 г.

Оценка степени брикетируемости углей ВП и НП без связующих веществ заключалась в выборе параметров брикетирования, изготовлении пробных брикетов и проведении испытаний качества брикетов. Параметры пробного брикетирования (класс крупности шихты Δx и ее гранулометрический состав, влажность W^p и температура T сушонки перед прессованием, а также давление прессования P) были выбраны близкими к обычным для хорошо брикетируемых молодых бурых углей: $\Delta x=0-6$ мм, $W^p=13\%$, $T=85^\circ\text{C}$, $P=150$ МПа. В пробном брикетировании использовались угли проб ВП, НП-2, НП-5 и НП-8. Контрольные испытания качества брикетов осуществлялись по стандартной методике: выдержка спрессованных брикетов на воздухе в течение 20 ч и определение их прочности на сжатие $\sigma_{сж}$, проч-

ности на сбрасывание $\sigma_{сбр}$ (семь брикетов сбрасываются одновременно с высоты 1.5 м на стальную плиту; после четвертого сбрасывания определяется процентное содержание фрагментов крупнее 25 мм), влагостойкости $\sigma'_{сж}/\sigma_{сж}$ (отношение прочности брикетов, выдержанных в течение 2 ч в воде, к исходной прочности) и термоустойчивости (при сжигании в муфельной печи при 900°C в протоке воздуха пяти брикетов, установленных друг на друга пирамидкой, последние не должны распадаться до полного озоления).

Результаты испытаний брикетов из углей проб НП показали, что, во-первых, характеристики брикетов из проб НП-2, НП-5 и НП-8 полностью идентичны, а во-вторых, все характеристики, кроме термоустойчивости, у этих брикетов очень невысокие. На основании низкой прочности ($\sigma_{сж}\sim 2.0$ МПа, тогда как удовлетворительной для бурого угольного брикета считается прочность на уровне 5-6 МПа), неудовлетворительной прочности на сбрасывание и полного отсутствия влагостойкости было сделано заключение о плохой брикетируемости угля НП при выбранных в этом опытах параметрах брикетирования.

Табл. 4. Результаты испытаний качества пробных брикетов
(параметры брикетирования: $\Delta x=0-6$ мм; $W^p=13\%$; $T=85^\circ\text{C}$; $P=150$ МПа)

Определяемые характеристики брикетов	Обозначения проб углей			
	НП-2	НП-5	НП-8	ВП
Прочность на сжатие ^{*)} $\sigma_{сж}$, МПа	2.02	1.78	2.08	3.44
	1.54–2.38	1.40–2.24	1.54–2.52	2.94–3.78
Прочность на сбрасывание $\sigma_{сбр}$, %	0	0	0	80
Влагостойкость в воде $\sigma'_{сж}/\sigma_{сж}$, %	0	0	0	~0
Термоустойчивость при горении	полностью устойчивы	полностью устойчивы	полностью устойчивы	полностью устойчивы

^{*)} - в числителе указаны средние из семи замеров значения, в знаменателе – минимальные и максимальные.

Качество брикетов из угля ВП, как и предполагалось, было выше, чем у угля НП (табл. 4). Однако при удовлетворительной прочности $\sigma_{сбр}$ и высокой термоустойчивости прочность $\sigma_{сж}$ недостаточно высока, что в сочетании с отсутствием влагостойкости также указывает на плохую брикетируемость угля ВП при указанных параметрах пробного брикетирования.

3. ОПТИМИЗАЦИЯ ПАРАМЕТРОВ БРИКЕТИРОВАНИЯ

Варьируя параметрами брикетирования, можно в определенных пределах улучшить качество брикетов, т.е. искусственно повысить брикетируемость угля за счет усложнения и удорожания процесса брикетирования. При этом известно, что для улучшения качества брикетов необходимо двигаться в направлении снижения класса крупности Δx и по-

вышения давления P с одновременным варьированием параметрами влажности W^p и температуры T .

Действительно, при исследовании влияния изменения параметров Δx и P на брикетируемость угля НП было получено, что снижение Δx до класса 0–2 мм и повышение P со 150 МПа до 230 МПа улучшает качество брикетов (см. повышение $\sigma_{сж}$ и $\sigma_{сбр}$ на рис. 1). При попытке найти для угля НП более оптимальные значения параметров W^p и T сушонки при брикетировании шихты класса 0–2 мм под давлением 230 МПа было получено следующее (см. рис. 2): лучшей брикетируемостью обладает сушонка с наименьшей W^p , причем при любой влажности температура сушонки должна быть между 60°C и 85°C . Из результатов этих опытов можно видеть, что лучшими из опробованных параметров брикетирования являются следующие параметры: $\Delta x=0-2$ мм; $W^p=11\%$; $T=75^\circ\text{C}$; $P=230$ МПа.

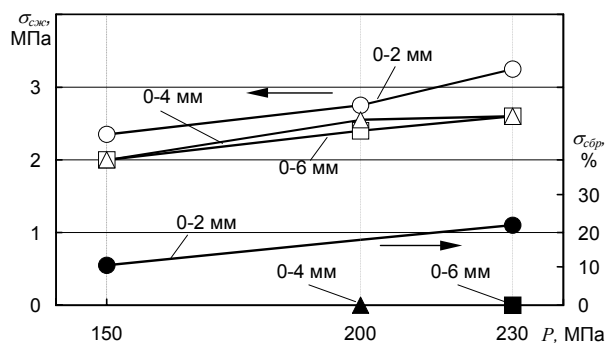


Рис. 1. Влияние класса крупности и давления прессования на брикетируемость угля НП (брикетирование проводилось при $T=85^{\circ}\text{C}$ и $W^p=13\%$).

Используя полученные значения W^p и T , было проверено влияние изменения Δx и P на брикетируемость шихты из эквивалентной смеси углей НП и ВП (при обнаружении хорошей брикетируемости такой шихты открывается возможность одновременного использования угольной мелочи из разрабатываемой НП и идущей в отвал ВП разреза «КАРАЖЫРА»). Результаты проверки приведены на рис. 3. Как и в случае угля НП, наилучшая брикетируемость зафиксирована у смеси углей класса 0–

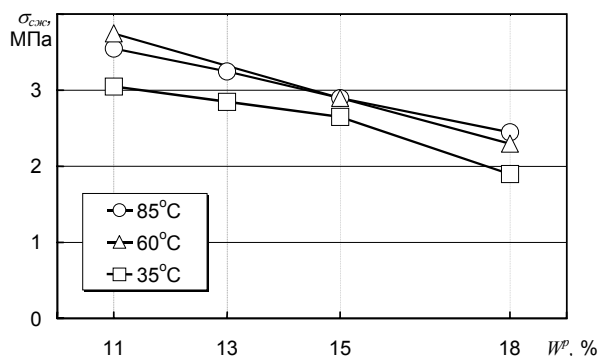


Рис. 2. Влияние влажности и температуры сушки на брикетируемость угля НП (брикетировалась шихта класса 0–2 мм при давлении прессования $P=230$ МПа).

2 мм, а в этом классе – у смеси, сбикетированной при максимальном давлении.

Следует отметить, что брикетируемость смесей углей НП и ВП оказалась заметно выше, чем у угля НП (ср. рис. 1 и 3). Отсюда очевидно, что брикетируемость угля ВП класса 0–2 мм при $W^p=11\%$, $T=75^{\circ}\text{C}$ и $P=230$ МПа будет значительно выше брикетируемости смеси углей НП и ВП (эти опыты не были выполнены из-за ограничений в финансировании работ).

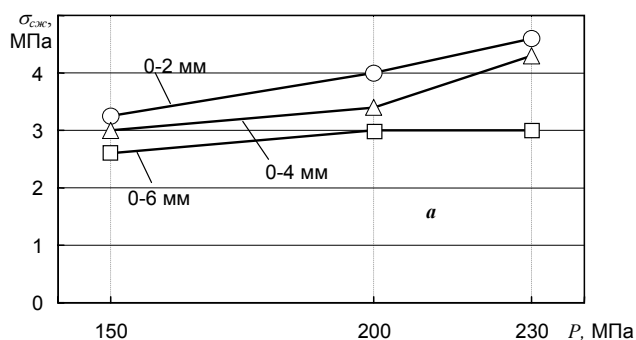
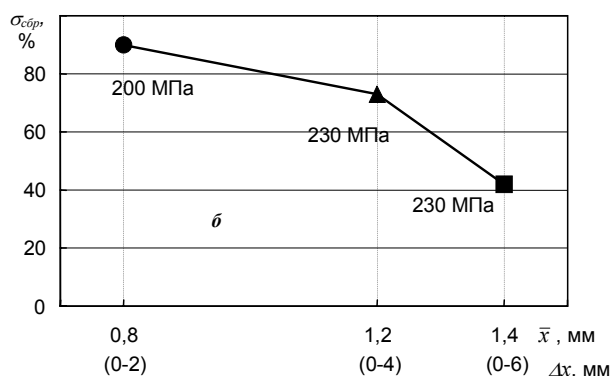


Рис. 3. Влияние класса крупности и давления прессования на брикетируемость эквивалентной смеси углей НП и ВП (брикетирование проводилось при $T=75^{\circ}\text{C}$ и $W^p=11\%$): а – изменение прочности брикетов на сжатие; б – изменение прочности брикетов на сбрасывание.

Таким образом, результаты даже ограниченного количества опытов убедительно свидетельствуют о том, что качество брикетов из исследуемых углей действительно улучшается при изменении параметров брикетирования в нужном направлении. У брикетов повысилась прочность на сжатие, достигла приемлемой величины прочность на сбрасывание и сохранилась высокая термостойчивость при горении, обусловленная повышенной пористостью структуры брикетов, которая способствует свободному выходу летучих веществ при сжигании брикетов. Однако влагостойкость брикетов остается при этом по-прежнему нулевой (опять же из-за высокой пористости структуры брикетов), что заставляет из-за одной только этой характеристики считать брикетируемость углей разреза «КАРАЖЫРА» в целом



низкой – в дождливую погоду, например, брикет из такого угля транспортировать нельзя.

Результаты свидетельствуют также о том, что оптимальные параметры брикетирования еще не достигнуты: они лежат пока за пределами исследованной области их изменения. Ясно, что брикетируемость углей будет улучшаться при дальнейшем снижении W^p , повышении P и снижении Δx . В частности, при $\Delta x=0-2$ мм оптимальными представляются значения параметров W^p и P на уровне $\sim 8\%$ и ~ 350 МПа для угля ВП и $\sim 5\%$ и ~ 400 МПа для эквивалентной смеси углей НП и ВП. Не вызывает сомнений то, что у брикетов и из углей ВП, и из смеси углей ВП и НП прочность $\sigma_{сж}$ поднимется на уровень 5–6 МПа, однако улучшить влагостойкость брикетов путем варьирования параметрами брике-

тирования не удастся. Единственный способ существенным образом повлиять на влагостойкость – изменение технологии получения брикетов.

Повышения влагостойкости брикетов можно добиться несколькими технологическими приемами: горячим прессованием шихты (термобрикетирующим), прессованием со связывающим веществом и гидрофобизирующей поверхностной обработкой брикетов, полученных прессованием без связывающего вещества.

При горячем прессовании уголь кратковременным (в течение 20–60 с) прогревом при ~300–400°C переводится в пластическое состояние, после чего термобрикетируется при относительно невысоком (40–50 МПа) давлении. Такое прессование обычно повышает как влагостойкость, так и механические свойства брикетов. Метод горячего прессования технологически сложен. Основные трудности связаны с необходимостью, во-первых, быстрого нагрева угля до оптимальной температуры, а во-вторых, удержания температуры в достаточно узком интервале начинающегося размягчения угля.

В случае прессования углей со связующим веществом можно добиться повышения влагостойкости, а вместе с ней и улучшения других характеристик брикетов. Однако в настоящее время нет еще в полной мере эффективных и дешевых связующих веществ. Применяемый в качестве гидрофобного связующего вещества каменноугольный пек вреден для здоровья и весьма дефицитен. Кроме того, у углей с высоким выходом летучих веществ (какими являются угли разреза «КАРАЖЫРА») термоустойчивость брикетов должна при таком прессовании снижаться: отсутствие возможности свободного выхода летучих веществ через капилляры способствует разрушению брикетов при сжигании.

Поэтому наиболее перспективным способом повышения влагостойкости следует признать кратковременную (в течение ~1 мин.) пропитку брикетов

(на глубину ~3–4 мм) гидрофобизатором в виде нефти или мазута или же нефтяной или мазутной эмульсии. В этом случае повышение влагостойкости брикетов не будет сопровождаться снижением термоустойчивости при горении, т.к. основной внутренний объем брикета сохранит капиллярную пористость. Предварительная проверка способа повышения влагостойкости брикетов из смеси углей ВП и НП путем поверхностной обработки топочным мазутом марки М100 дала положительные результаты: брикеты сохранили термоустойчивость и приобрели влагостойкость на уровне 90%.

Таким образом, приходим к выводу, что угли НП и ВП разреза «КАРАЖЫРА» обладают вполне удовлетворительной брикетируемостью при условии использования оптимальных параметров брикетирования и применения дополнительной технологической операции – гидрофобизирующей поверхностной пропитки брикетов, например, мазутом.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Определены основные свойства бурых углей нижней и верхней пачек разреза «КАРАЖЫРА». Проведена оценка брикетируемости углей нижней и верхней пачек, а также эквиобъемной смеси этих углей. Обнаружена их низкая брикетируемость без применения связующего вещества, обусловленная главным образом отсутствием влагостойкости у брикетов. Показана возможность повышения качества буроугольных брикетов за счет оптимизации параметров брикетирования и использования дополнительной гидрофобизирующей обработки брикетов. Тем самым установлена принципиальная возможность изготовления брикетов приемлемого качества как из угольной мелочи верхней (отвальной) пачки разреза, так и из эквиобъемной смеси угольной мелочи верхней и нижней пачек.

ЛИТЕРАТУРА

1. Кегель К. Брикетирование бурых углей. М., Углетехиздат, 1957, 659 с.
2. Крохин В.Н. Брикетирование углей. М., Наука, 1974, 216 с.
3. Тайц Е.М., Андреева И.А., Антонова Л.И. Окускованное топливо и адсорбенты на основе бурого угля. М., Недра, 1985, 160 с.
4. Святец И.Е. Технологическое использование бурых углей. М., Недра, 1985, 208 с.
5. Крохин В.Н. и др. Брикетирование углей и углеродистых материалов. М., Недра, 1973, 155 с.
6. Святец И.Е., Сурженко В.С., Нестеров Н.И. Совершенствование технологии брикетирования углей. Уголь Украины, № 8, 1988, с. 44.

«ҚАРАЖЫРАҢ КЕНІШІНДЕГІ КӨМІР ҮГІНДІЛЕРІН БРИКЕТТЕУ МҮМКІНДІГІНІҢ БОЛЖАМДЫ ЗЕРТТЕЛУІ

¹⁾Дерявко И.И., ²⁾Перепёлкин И.Г., ¹⁾Чупрунов К.В.

¹⁾ҚР ҰҰО атом энергиясы институты

²⁾ ҚР Ұлттық ядролық орталығы

«ҚАРАЖЫРАҢ кенішінің төменгі және жоғарғы бөлігінен қара күрең көмірдің айрықша сипаты анықталды. Бұл көмірлердің брикеттілік сипаттамасына баға берілді. Кеніштегі көмір үгінділерінен сапалы брикет алудың принципті мүмкіндігі көрсетілді.

PRELIMINARY STUDY OF REALIZABILITY OF KARAZHYRA OPEN PIT COAL FINES BRIQUETTING

¹⁾I.I. Deryavko, ²⁾I.G. Perepelkin, ¹⁾K.V. Chuprunov

¹⁾*Institute of Atomic Energy NNC RK*

²⁾*National Nuclear Center RK*

Main properties of brown coals in Karazhyra open pit upper and lower packs are determined. Characteristics of these coals briquetteability are evaluated. A conceptual possibility to obtain high-quality briquettes from open pit coal fines is shown.

СПИСОК АВТОРОВ

- Stephenson M., 62
Адылханов Т.А., 203
Адымов Ж.И., 47
Азаров В.А., 44
Аксенова Т.И., 39
Андреева О.Г., 161
Артёмьев О.И., 12, 20, 94, 191
Ахметов Е.З., 47, 51
Ахметов М.А., 12
Бахтин М.М., 73, 123, 149
Бердаулетов А.К., 39
Березин С.А., 57
Березина М.В., 198, 200
Букенов К.Д., 39
Ветринская Н.И., 181, 186
Гераськин С.А., 143
Гильманов Д.Г., 51, 57
Голдобина Е.А., 181, 186
Гринштейн Ю.А., 108
Гурикова Н.Д., 181
Даукеев Д.К., 39
Даукеев С.Ж., 57
Дерявко И.И., 207
Евсеева Т.И., 143
Ерматов А.С., 47
Ефимова Н.В., 161
Жариков С.К., 89, 149
Жотабаев Ж.Р., 57
Загорская Н.Г., 169
Зайнуллин В.Г., 128
Исмаилова Ж.Б., 181, 186
Кадыржанов К.К., 57
Кадырова Н.Ж., 73
Казачевский И.В., 34
Кайрамбаев С.К., 79
Калиева А.К., 47
Карабалин Б.К., 79
Кенжина Г.Т., 198, 200
Кислухин А.Г., 79
Козлова Н.В., 181, 186
Космухамбетов А.Р., 181, 186
Крупа Е.Г., 98
Кудяшева А.Г., 169
Куликова О.В., 181, 186
Курманбаева Д.С., 94
Литовкина Е.В., 114
Лукашенко С.Н., 34
Лукьянова Ю.А., 94
Матмуратов С.А., 98, 103
Медведева З.В., 39
Москалев А.А., 128
Мукушев А.К., 79, 85
Мукушева М.К., 57, 79
Недостаева Г.А., 85
Никитина Л.В., 114
Перепёлкин И.Г., 207
Плотников В.И., 39
Плотникова О.М., 39
Поднежек В.В., 47
Птицкая Л.Д., 12
Рачкова Н.Г., 156, 176
Ровный С.И., 195
Сейсебаев А.Т., 73, 123, 149
Сидорич Т.В., 94
Сиирин М.Т., 123
Силкина Г.П., 94, 191
Смагин А.И., 114, 195
Сметанников В.В., 47
Солодухин В.П., 34
Стрильчук Ю.Г., 26
Стуге Т.С., 98
Стукалов П.М., 114, 195
Сюсюра Б.Б., 108
Такибаев Ж.С., 7, 57
Тарасов А.В., 195
Таскаев А.И., 128, 156, 176
Тихомиров Л.Н., 44
Трошина Т.Т., 103
Тулеубаев Б.А., 89, 94
Тусупбаев В.И., 149
Тухватулин Ш.Т., 57
Умаров М.А., 20
Утешев А.Б., 85
Хажекбер С., 34
Храмова Е.С., 143
Хромушин И.В., 39
Чупрунов К.В., 207
Шапошников М.В., 128
Шевченко О.Г., 169
Шеналь К., 73
Шибкова Д.З., 161
Шуктомова И.И., 156, 176
Юранёва И.Н., 128

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», 2001.

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.

