

Национальная академия наук Кыргызской Республики

Биолого-почвенный институт

Иссык-Кульский государственный университет

им. Касыма Тыныстанова

На правах рукописи

УДК 574.9 (575.2)

Калдыбаев Бакыт Кадырбекович

**Эколого-биогеохимическая оценка современного состояния
природно-техногенных экосистем Прииссыккуля**

03. 02. 08 – экология

Диссертация на соискание ученой степени

доктора биологических наук

Научный консультант

доктор биологических наук, профессор

Дженбаев Бекмамат Мурзакматович

Бишкек – 2012

ОГЛАВЛЕНИЕ

ПЕРЕЧЕНЬ УСЛОВНЫХ ОБОЗНАЧЕНИЙ, СИМВОЛОВ, ЕДИНИЦ И ТЕРМИНОВ.....	5
ВВЕДЕНИЕ.....	6-12
ГЛАВА 1. ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ	
1.1 Естественные радионуклиды в природно-техногенных экосистемах.....	13-31
1.2 Искусственные радионуклиды в природно-техногенных экосистемах....	32-43
1.3 Тяжелые металлы в природно-техногенных экосистемах	43-54
1.4 Биологическая реакция живых организмов на геохимические факторы среды.....	54-65
ГЛАВА 2. ПРИРОДНО-КЛИМАТИЧЕСКИЕ УСЛОВИЯ ПРИИССЫККУЛЯ	
2.1 Рельеф, геологическое строение, гидрогеологические условия, полезные ископаемые, климат.....	66-69
2.2 Наземные воды.....	69-71
2.3 Почвенный покров.....	71-73
2.4 Растительность.....	73-75
2.5 Животный мир.....	75-76
ГЛАВА 3. МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ	
3.1 Объекты эколого-биогеохимических исследований.....	77-80
3.2 Методы исследований.....	80-94
3.2.1. Методы проведения гамма-съемки местности.....	80
3.2.2. Определение урана, тория, радия, калия методом рентгено-флуоресцентного анализа.....	80-81
3.2.3. Определение стронция, цезия, калия, кальция методом нейтронно-активационного анализа.....	81-82

3.2.4	Определение радионуклидного состава методом инструментальной гамма-спектрометрии.....	82-84
3.2.5.	Методы определения стронция-90	84
3.2.6.	Методы измерения суммарной альфа- и бета – активности	84-85
3.2.7.	Определение тяжелых металлов методом атомно-абсорбционного анализа.....	85-89
3.2.8.	Методы приготовления препаратов из пыльцевых зерен растений....	89-90
3.2.9.	Методы приготовления временных давленных препаратов из меристематических зон корешков растений.....	90-92
3.2.10.	Методы приготовления препаратов метафазных хромосом из клеток костного мозга мелких мышевидных грызунов.....	92-94

ГЛАВА 4 РЕЗУЛЬТАТЫ СОБСТВЕННЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

4.1	Результаты измерений мощности экспозиционной дозы радиационного фона на территории Прииссыккуля.....	95-99
4.2	Естественные радионуклиды в природно-техногенных экосистемах Прииссыккуля.....	99-136
4.2.1.	Содержание естественных радионуклидов в почвах.....	99-108
4.2.2.	Содержание естественных радионуклидов в дикорастущих и культурных растениях.....	108-128
4.2.3.	Естественные радионуклиды в техногенных зонах.....	128-136
4.3	Искусственные радионуклиды в природно-техногенных экосистемах Прииссыккуля.....	136-169
4.3.1.	Содержание искусственных радионуклидов в почвах.....	136-156
4.3.2.	Содержание искусственных радионуклидов в культурных и дикорастущих растениях	157-169
4.4	Содержание радионуклидов в воде.....	169-172
4.5	Уровни накопления радионуклидов мелкими мышевидными грызунами.....	173-175

4.6 Биогенная миграция радионуклидов в условиях техногенно уранового участка «Каджи-Сай».....	176-179
4.7 Тяжелые металлы в природно-техногенных экосистемах Прииссыккуля.....	179-226
4.7.1. Содержание тяжелых металлов в почвах	179-188
4.7.2. Содержание тяжелых металлов в воде.....	189-192
4.7.3. Содержание тяжелых металлов в дикорастущих и культурных растениях.....	192-214
4.7.4. Уровни накопления тяжелых металлов мелкими мышевидными грызунами.....	214-222
4.7.5. Тяжелые металлы в урбозэкосистемах Прииссыккуля.....	222-226
4.8 Биологическая реакция живых организмов в условиях природно-техногенных экосистем Прииссыккуля.....	226-259
4.8.1. Морфологическая изменчивость растений.....	226-229
4.8.2. Цитогенетический анализ клеток корневых меристем семян зерновых культур	230-238
4.8.3. Цитогенетический анализ клеток корневых меристем семян дикорастущих растений	239-249
4.8.4. Цитогенетический анализ клеток костного мозга мелких мышевидных грызунов	249-259
4.9. Окружающая среда и здоровье населения Иссык-Кульской области.....	260-268
Заключение.....	269-276
ВЫВОДЫ.....	277-278
ПРАКТИЧЕСКИЕ РЕКОМЕНДАЦИИ.....	279-280
СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННОЙ ЛИТЕРАТУРЫ.....	281-325
ПРИЛОЖЕНИЯ.....	326-332

ПЕРЕЧЕНЬ УСЛОВНЫХ ОБОЗНАЧЕНИЙ, СИМВОЛОВ, ЕДИНИЦ И ТЕРМИНОВ

1. Бк/кг – Беккерель на килограмм
2. БЭР – Биологический эквивалент рентгена
3. ИОПИСХ – Иссык-Кульская областная проектно-изыскательская станция химизации сельского хозяйства
4. Kd – Коэффициент распределения
5. КБН – Коэффициент биологического накопления
6. Кн – Коэффициент накопления
7. КПРЗ – Комитет по радиационной защите
8. МАГАТЭ – Международное агентство по атомной энергетике
9. Мг/кг – миллиграмм на килограмм
10. мЗв/год – миллизиверт в год
11. мкР/ч – микрорентген в час
12. мРад/год – миллирад в год
13. НРБ-99 – Нормы радиационной безопасности – 99
14. с.е. - Стронциевые единицы
15. ПДК – Предельно допустимая концентрация
16. ПДУ – Предельно допустимый уровень
17. рН – Водородный показатель
18. ТЕРН – Тяжелые естественные радионуклиды
19. ТМ – тяжелые металлы

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность темы диссертации. Радионуклиды и тяжелые металлы относятся к числу наиболее значимых загрязняющих веществ окружающей среды, а принявшее глобальные масштабы радиоактивное и химическое загрязнение и увеличение природного радиационного фона признаны одними из важнейших негативных изменений современной биосферы. Большим стимулом к проведению радиоэкологических исследований послужили события, связанные с испытанием ядерного оружия, аварии и выбросы предприятий атомной промышленности, а также радиоактивные отходы [Р.М. Алексахин, 1990; В.Н. Позолотина, Е.В. Антонова, В.С. Безель, 2005; В.Г. Артюхов, В.Н. Калаев, 2006; И.А. Васильев, 2006; M. Abba, J.C. Deluca, 2000; V. Zenzen, 2001; A. Fusconi, C. Gallo, W. Camusso, 2007; A. Jakubick, M. Kurylchyk, O.Voitsekhovic et al., 2008; В.М. Djenbaev, А.В. Shamshiev, В.Т. Jolboldiev et al., 2008].

Известно, что Кыргызстан был крупнейшим производителем урана с 1946 по 1968 годы для предприятий оборонной промышленности бывшего СССР. Вследствие неэффективной добычи и нерациональной переработки полезных ископаемых, на территории республики заскладировано в отвалах и хвостохранилищах огромный объем минерального сырья – 747,2 млн. м³ отходов с высоким содержанием ряда потенциально опасных радиоактивных и химических элементов. Современное состояние данных отвалов и хвостохранилищ столь плачевно, что радиоактивные отходы, тяжелые металлы и другие токсичные вещества загрязняют окружающую природную среду (почву, воду, воздух) и живые организмы. Они вовлекаются в биогеохимические циклы с формированием техногенных биогеохимических провинций [И.А. Торгоев, Ю.Г. Алешин, 1999; Ю.Г. Быковченко, Э.И. Быкова, Т.Б. Белеков и др., 2005; И.А. Васильев, 2006; Б.М. Дженбаев, 2009].

Геохимические условия Иссык-Кульской котловины – выходы гранитов, наличие углисто-кремнистых сланцев, обогащенных ураном – определяют повышенное содержание урана в почвах котловины и в оз. Иссык-Куль и служат основой для возникновения биогеохимических урановых провинций [В.В. Ковальский, И.Е. Воротницкая, В.С. Лекарев и др., 1968; И.Е. Воротницкая, 1988]. Дополнительно антропогенную нагрузку создают территории, имеющие техногенно повышенный фон радионуклидов в районах ранее действовавших предприятий по добыче и переработке уранового сырья. В связи с этим наиболее актуальными вопросами являются изучение эколого-биогеохимических особенностей обогащенных радионуклидами и тяжелыми металлами техногенных территорий [Б.М. Дженбаев, Б.К. Жолболдуев, Б.К. Калдыбаев, 2009; Б.М. Дженбаев, 2010].

Таким образом, к настоящему времени назрела необходимость в проведении комплексных эколого-биогеохимических исследований по определению содержаний радионуклидов и тяжелых металлов в условиях природно-техногенных экосистем Прииссыккуля, выявлению их количественных параметров, уровней накопления и изучению биологической реакции живых организмов на сложившиеся условия геохимической среды. Следует отметить, что биологическая реакция живых организмов на физические и химические факторы среды не всегда проявляется морфологической изменчивостью. Реакция может выражаться степенью концентрирования элемента тканями и органами, формами его соединений с веществами организма, уровнем обменных балансов, изменениями промежуточного обмена веществ, проявляющимися на молекулярном и субклеточном уровне [Н.П. Дубинин, Ю.В. Пашин, 1978]. Выяснение экологической роли урана, как тяжелого металла и радиоактивного элемента в провинциях с повышенным его содержанием в сочетании с другими радионуклидами и тяжелыми металлами имеет значение для определения отдаленных последствий их действия на живой организм. В связи с этим представляет определенный научный интерес оценка уровней

биогеохимических эндемий и генетического груза в популяциях растительных и животных организмов в условиях урановой биогеохимической провинции.

Связь темы с научными программами. Работа выполнялась в течение ряда лет и включена в разделы комплексной научно-исследовательской работы Биолого-почвенного института НАН КР: «Эколого-биологические основы сохранения и устойчивого использования биоразнообразия природы Кыргызстана», госрегистрация №0003948: изучения влияния природно-техногенных факторов на природные экосистемы (на примере урановых и др. полиметаллических и городских субрегионов), а также в рамках международного проекта МАГАТЭ «Establishment of Radioecological Monitoring and Assessment Network (Kyrgyzstan)», KIG/9/003, IAEA (первый этап, 2005-2007 и второй, 2009-2011).

Цель и задачи исследования. Комплексная эколого-биогеохимическая и радиоэкологическая оценка современного состояния природно-техногенных экосистем Прииссыккуля.

Для достижения поставленной цели необходимо было решить следующие задачи:

- Установить мощность экспозиционной дозы радиационного фона на территории природно-техногенных экосистем Прииссыккуля.
- Определить содержание радионуклидов - U, Th, Ra, ^{40}K , ^{90}Sr , ^{137}Cs и тяжелых металлов - Cu, Zn, Pb, Cd, Fe в объектах окружающей среды (почва, вода, растения, животные) исследуемого региона.
- Изучить особенности аккумуляции радионуклидов и тяжелых металлов живыми организмами (растения, животные) исследуемого региона.
- Исследовать особенности биологической реакции живых организмов на геохимические факторы среды.
- Провести эколого-биогеохимическое районирование и составить картосхемы по уровням экспозиционной дозы радиационного фона,

содержанию радионуклидов и тяжелых металлов в почвенном покрове Прииссыккуля.

Научная новизна работы. Впервые проведены комплексные эколого-биогеохимические и радиоэкологические исследования в условиях природно-техногенных экосистем Прииссыккуля. Установлена мощность экспозиционной дозы радиационного фона, определено содержание радионуклидов и тяжелых металлов в почве, воде, проведена оценка степени их накопления дикорастущими и культурными растениями, мелкими мышевидными грызунами. Выявлены техногенные зоны с повышенным содержанием радионуклидов и тяжелых металлов в системе: «почва – вода – растение – животное», установлена степень их аккумуляции живыми организмами. Исследована биологическая реакция живых организмов на геохимические факторы среды - морфологическая изменчивость вегетативных и генеративных органов растений, уровни цитогенетических нарушений в клетках растений и животных. Установлено, что для техногенных территорий характерно статистически значимое увеличение морфологических изменений растений, а также уровня хромосомных нарушений, свидетельствующие о дисбалансе цитогенетического гомеостаза в популяциях дикорастущих и культурных растений, мелких мышевидных грызунов при воздействии стрессирующих факторов среды. Проведено эколого-биогеохимическое районирование и составлены картосхемы по уровням экспозиционной дозы, содержанию естественных и искусственных радионуклидов, тяжелых металлов в почвенном покрове Прииссыккуля.

Практическая значимость полученных результатов. Материалы диссертации используются Государственным агентством по охране окружающей среды и лесному хозяйству, в частности Иссык-Кульско-Нарынским территориальным управлением охраны окружающей среды, Генеральной дирекцией Биосферной территории «Иссык-Кель» в целях экологического мониторинга, охраны окружающей природной среды, а также эколого-биогеохимической оценке территорий с различной степенью

экологической напряженности. Также результаты исследований могут быть использованы санитарно-эпидемиологической службой Министерства здравоохранения, учреждениями Министерства сельского хозяйства, Агентством архитектуры и строительства, Айыл окумоту и другими ведомствами и учреждениями Кыргызстана в целях нормирования мощности экспозиционной дозы радиационного фона, содержания радионуклидов и тяжелых металлов в объектах окружающей природной среды. По результатам исследований имеется научная разработка «Мощности экспозиционной дозы внешнего гамма-излучения в прибрежных зонах оз. Иссык-Куль». Теоретические данные используются в учебном процессе Иссык-Кульского государственного университета им. К. Тыныстанова при чтении курсов лекций, проведении лабораторных и практических занятий для студентов по специальности: «экология».

Основные положения диссертации, выносимые на защиту:

- Вариации радиационного фона в условиях природно-техногенных экосистем Прииссыккуля.
- Содержания радионуклидов – U, Th, Ra, ^{40}K , ^{90}Sr , ^{137}Cs и тяжелых металлов – Cu, Zn, Pb, Cd, Fe в объектах окружающей среды (почва, вода, растения, животные) природно-техногенных экосистем Прииссыккуля.
- Особенности аккумуляции радионуклидов и тяжелых металлов живыми организмами (растения, животные) природно-техногенных экосистем Прииссыккуля.
- Комплекс эколого-биогеохимических, морфологических, цитогенетических параметров отражающих геохимическую экологию организмов в условиях природно-техногенных экосистем Прииссыккуля.
- Эколого-биогеохимические картосхемы мощности экспозиционной дозы радиационного фона, содержания радионуклидов и тяжелых металлов в почвенном покрове, свидетельствуют о том, что территория Прииссыккуля

является относительно удовлетворительной, за исключением отдельных техногенных участков.

Личный вклад соискателя. Все разделы диссертационной работы выполнены автором самостоятельно: отбор почвенных и растительных образцов, вылов мелких мышевидных грызунов, полевые, биоиндикационные, цитогенетические исследования растений и животных. Определение радионуклидов и тяжелых металлов, эколого-биогеохимическое картирование проведено с учётом консультаций специалистов Биолого-почвенного института НАН КР.

Апробации результатов исследования. Основные результаты диссертационной работы были доложены на Международной научно-практической конференции «Современные проблемы геоэкологии и созологии» [Алматы, 2001]; Международной научно-практической конференции «Научно-технический потенциал Кыргызского аграрного университета по освоению горных регионов Кыргызстана» [Бишкек, 2002]; Научно-практической конференции, посвященной 10-летию института Права, Бизнеса и Компьютерных технологий Международного университета Кыргызстана [Каракол, 2005]; Международной конференции «Современные проблемы геоэкологии и сохранения биоразнообразия» [Бишкек, 2007]; Международной научно-практической конференции «Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде» [Семипалатинск, 2008]; The fifth Eurasian conference nuclear science and its application [Ankara, 2008]; Международной конференции «Биосферные территории Центральной Азии как природное наследие» [Бишкек, 2009]; Биогеохимических чтениях памяти В.В. Ковальского «Современные проблемы геохимической экологии» [Бишкек, 2009]; 7-й международной конференции «Ядерная и радиационная физика» [Алматы, 2009]; Международной научно-практической конференции «Инновационное развитие образования и науки: проблемы и перспективы», посвященной 70-летию Иссык-Кульского государственного университета им. К. Тыныстанова [Каракол, 2010]; Международной научно-практической конференции

«Современные достижения естественных наук в решении проблем повышения биопродуктивности горных экосистем», [Бишкек, 2010]; International scientific conference on Environment and biodiversity [Belgrade, 2010]; Международной научной конференции «Современные проблемы экологии и устойчивое развитие общества» [Алматы, 2010]; VII Международной научной конференции «Устойчивое развитие горных территорий в условиях глобальных изменений» [Владикавказ, 2010]; Международной научной конференции «Проблемы радиозэкологии и управления отходами уранового производства в Центральной Азии» [Бишкек, 2011]; Международной научной конференции «Чернобыль: опыт международного сотрудничества при ликвидации последствий аварии» [Обнинск, 2011], International scientific conference Geophysical Research [Belgrade, 2012].

Опубликованность результатов диссертации.

По результатам диссертации опубликовано 40 научных работ: 1 монография, 39 статей, из них 13 рекомендованных ВАК КР и 5 в зарубежных научных периодических изданиях.

Структура и объём диссертации.

Диссертация состоит из введения, 4 глав, заключения, выводов, списка использованной литературы и приложения. Диссертация изложена на 332 страницах компьютерного текста, иллюстрирована 13 картосхемами, 45 диаграммами, 25 фотографиями, 1 схемой, 37 таблицами. Список использованной литературы состоит из 426 наименований, из них 77 иностранных.

ГЛАВА 1. ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ

1.1 Естественные радионуклиды в природно-техногенных экосистемах

Преобладающее количество тяжелых естественных радионуклидов (ТЕРН) находится в литосфере преимущественно в состоянии рассеяния, вызванного действием многих геологических и геохимических факторов, что обусловило картину гетерогенности радиационного фона на Земле.

Ведущим источником поступления ТЕРН в природные биогеоценозы является земная кора. В результате совокупности процессов преобразования твердого вещества земной коры на поверхности суши и перераспределения элементов под влиянием ландшафтно-геохимических условий (абиогенные и биогенные циклы миграции) происходит рассеяние ТЕРН в биосфере [124, 202].

Под источниками ТЕРН, обусловленными промышленной деятельностью, следует понимать источники, связанные с такими видами деятельности человека, в результате которых ТЕРН извлекаются на поверхность Земли, а также источники, сопряженные с процессами, при которых производятся материалы с повышенным содержанием ТЕРН. Основными видами человеческой деятельности, сопровождающиеся поступлением ТЕРН в биосферу, являются: процессы производства электроэнергии при функционировании топливных циклов на ядерной основе сжигания ископаемого топлива (уголь, нефть, газ, сланцы и др.); производство геотермальной энергии; промышленное использование фосфатных руд и т.д. [14, 178, 353, 381, 403].

После открытия радионуклидов начались их обширные поиски во всех объектах внешней среды. В России изучение уровней содержания естественных радионуклидов в различных объектах было начато по инициативе академика

В.И. Вернадского примерно 80-85 лет назад. Он ещё в начале XX века изучал радиоактивность отечественных минералов. В дальнейшем эти работы были продолжены академиком А.П. Виноградовым. Результатами первых исследований было установлено, что источником радиоактивности биосферы являются коренные породы, которые вследствие метеорологических, гидрологических, геохимических и вулканических процессов, непрерывно протекающих на земной поверхности, а также деятельности человека разрушаются, а содержащиеся в них естественные радионуклиды рассеиваются и постепенно включаются в круговорот веществ в биосфере [54, 55, 56, 58, 59, 60]. Наиболее распространенными радионуклидами биосферы являются уран и торий. Характерным для урана и тория является их всеобщее рассеяние. Уран и торий находятся во всех изверженных, метаморфических и осадочных породах, а также в воде рек, морей и океанов. Распределение и концентрация урана и тория в земной коре имеет особое значение, потому что уран и торий переходят вследствие распада в накапливающиеся земной коре свинец и гелий. При их распаде постоянно выделяется тепло, имеющее важное значение в тепловом режиме Земли [59].

По данным А.П. Виноградова в горных породах содержатся различные количества урана, тория и радия. Содержание урана, тория, радия в кислых, магматических породах близко к количеству их в осадочных, но выше чем в основных породах [58, 59].

Исследованиями В.И. Баранова и С.Г. Цейтлина показано, что изверженные породы содержат больше естественных радионуклидов, нежели породы метаморфические и осадочные [34]. В связи с этим почвы образованные на породах изверженных, более радиоактивны, чем почвы, образованные на породах осадочных. К аналогичным выводам приходят некоторые другие исследователи показавшие, что из изверженных пород кислые (граниты) более радиоактивны, чем основные породы [47, 104].

Наиболее систематическое, направление и глубокое изучение естественной радиоактивности почв было выполнено В.И. Барановым и др. в 60-70-е годы

XX века, где был установлен ряд закономерностей. Было отмечено, что содержание естественных радионуклидов в почвах зависит от их концентрации в почвообразующих породах и степени изменения материнской породы в результате почвообразования [30, 31, 32, 33, 34].

Основным фактором, определяющим содержание урана и тория в почве, является концентрация их в материнских породах. Среднее содержание урана в земной коре составляет 4×10^{-4} %, тория почти в 2 раза больше – около 8×10^{-4} %. Эти радионуклиды аккумулируются в почве в результате выветривания пород и почвообразования, что очевидно из того, что концентрация их в почвах более высокая, чем в породах, из которых они происходят [15, 52, 274, 275].

В.И. Вернадским содержание урана и тория в почвах оценивалось в среднем величиной порядка 50,0 и 32,8 Бк/кг соответственно. Эти величины приняты за геохимический фон [56].

В почвах Русской равнины содержание урана и тория близко к геохимическому фону и составляет $2,2 \times 10^{-4}$ %, и $6,0-8,0 \times 10^{-4}$ %, соответственно. Причем верхние горизонты болотных почв и глеевые отложения различных потоков и ручьёв характеризуются повышенным содержанием урана [59].

В районах, сложенных кристаллическими породами с высоким содержанием урана, концентрация его в почвах значительно повышается [17, 413]. Неодинаковы по содержанию тория разные типы почв. По убыванию радионуклидов они располагаются следующим образом: дерново-глеевые, пойменные, песчаные, подзолистые, торфяные [318].

Горно-тундровые почвы Полярного Урала характеризуются повышенным содержанием ^{232}Th , обусловленным его аномальной концентрацией в почвообразующей породе. Содержание ^{238}U в тех же почвах оказалось ниже его кларка в почвах Земного шара, за исключением торфянисто-глеевых почв, где концентрация его колеблется от 28,0 до 41,3 Бк/кг [341].

Распределение урана и тория в почвах отдельных ландшафтных поясов определяется характером и направлением процессов почвообразования, в

результате которых почвы сильно различаются по содержанию указанных радионуклидов [21, 304, 352, 413].

В литературе встречаются разноречивые мнения относительно типа распределения урана и тория по профилю почв. Д.М. Рубцов, Э.И. Правдина считают, что как для урана, так и для тория характерен элювиальный тип распределения [279, 280]. Согласно исследований других авторов, некоторые типы почв имеют свои особенности распределения естественных радионуклидов. Например, элювиальные почвы содержат более высокие концентрации тория; причем, если распределение тория носит аккумулятивный характер, то распределение урана на разных почвах неодинаково. В дерново-глеевых почвах оно равномерно, а в торфянисто-глеевых характерен аккумулятивный тип распределения [341, 342]. А.И. Давыдов, Т.А. Асварова и Э.Н. Кукулиева также показали сложный характер распределения тория по почвенному профилю [91]. Хотя и была ими отмечена тенденция увеличения содержания тория в верхнем горизонте и убывание его концентрации с глубиной, однако в типичном солончаке и светло-каштановой почве этот радионуклид распределяется равномерно. Как считают многие исследователи, для естественных радионуклидов характерна аккумуляция их в верхних горизонтах почв [51, 57, 411].

Большой вклад в изучение концентраций естественных радионуклидов внесли работы, выполненные Л.И. Болтневой, В.А. Ионовым, З.В. Кузнецовой и др. по районированию территории бывшего Советского Союза на основании данных авиа-гамма-спектрометрической съемки [275]. Авторы подтвердили и обосновали факт увеличения концентраций естественных радионуклидов с севера на юг, что хорошо согласуется с гипотезой ранее высказанной М.Т. Ястребовым [348]. Отмеченную широтную зональность авторы обуславливают с существенным различием почвообразовательных процессов северных и южных районов, а также минералогическим составом почвообразующих пород. Для западных районов основным является первый фактор, для восточных - второй. По данным Н.Д. Баляского, В.Н. Василенко, А.С. Пегоева естественная

радиоактивность горных почв не связана с их принадлежностью к определенному типу, а выявленная зональность обусловлена радиогеохимическими особенностями почвообразующих пород [28].

О различиях в содержании отдельных естественных радионуклидов в почвах различных типов свидетельствуют результаты многих исследователей [29, 50, 63, 74, 85, 113, 306].

Так, например, в исследованных почвенных образцах Киргизии содержание урана колеблется в пределах от 0,4 до 70×10^{-4} %. Значительным содержанием урана обладают торфяно-болотные почвы и луговые. Особенность геологического строения и гидрогеологического режима местности, разное содержание коллоидной фракции и органического вещества способствуют неодинаковому содержанию урана в почвенном покрове [299]. В работе А.Ф. Григорьева и А.С. Султанбаева изучено содержание урана в горных почвах Сусамыра, где отмечается значительное накопление его в торфяно-болотных почвах. Указывается, что торфяно-болотные, темно-каштановые, горно-луговые субальпийские почвы характеризуются несколько повышенным содержанием урана в горизонте А по сравнению с нижележащим горизонтом [84]. В исследованиях Г.Я. Стасьева, также отмечено преимущественное накопление ^{232}Th , ^{226}Ra и ^{40}K в верхнем гумусовом слое почвы в сравнении с материнской породой [292].

Концентрация урана и тория в верхнем слое почв обусловлена физико-химическими свойствами последних. Средняя концентрация этих радионуклидов зависит от содержания в почве органических веществ. Наличие тесной связи между содержанием урана и тория в почвах и гумусом отмечено в исследованиях ряда авторов [170, 292, 296, 298, 299]. В почвах, отличающихся повышенным содержанием органического вещества (в черноземно-луговой, болотной и луговой солодях), концентрация урана в 1,5-2,0 раза выше, чем в типичном черноземе [348]. А в перегнойно-аккумулятивном и переходном оглееном горизонтах пойменных лугово-болотных и дерново-луговых почвах содержание этого радионуклида выше, чем в типичном черноземе в 1,8-4,0 раза

[348]. Кроме того, обогащение ураном верхних горизонтов пойменных почв объясняется привносом урана, а также наличием восстановительных условий, создающихся в почвах в период затопления и способствующих фиксации урана.

В гумусе почв может быть сосредоточено до 32 % ^{238}U от его валового содержания в верхнем горизонте. Максимальное количество ^{238}U сорбируется на коллоидах гуминовых и фульвокислот и оксидов железа при pH 5-6 [398]. Однако в некоторых почвах этой закономерности не обнаруживается. Например, в дерново-глеевых почвах наблюдается равномерное распределение ^{238}U по профилю почв [341], а в некоторых светло-бурых почвах и серозёме со средним и низким содержанием гумуса ^{238}U в относительно большом количестве накапливается в нижней части профиля [292]. Таким образом, для ^{238}U характерен аккумулятивно-элювиальный тип накопления.

Наиболее высокие концентрации ^{232}Th отмечены в солодах и солонцах $(10,4-12,2)\times 10^{-4}$ %, что обусловлено их расположением в западинах, куда направлен местный сток поверхностных и почвенно-грунтовых вод [342].

Общеизвестно значение гранулометрических фракций в распределении радионуклидов в почвенном профиле. Илистая фракция почв характеризуется часто самым высоким содержанием ^{238}U как природного, так и техногенного происхождения [292, 398]. В зависимости от механического состава почвы в некоторых случаях отмечается прямая корреляционная зависимость между содержанием в почве ^{238}U и ^{232}Th и илистой фракцией [30, 275, 49]. Однако чаще всего основным источником урана являются более крупные фракции (0,001-0,1 мм), преобладающие в механическом составе почв [292, 341, 342].

В.И. Баранов и др. [29, 32, 34] приводят данные о содержании тория в разных типах почв, отметив корреляционную зависимость его концентрации от содержания в почвах фракций с размером $<0,01$ и $0,001$ мм [30, 33, 34]. Обладающие тонкодисперсным механическим составом почвы, богаты также подвижными содержаниями тория [391]. В некоторых районах отмечено, что не всегда наблюдается возрастание содержания этого радионуклида с уменьшением размера частиц [398]. Согласно данным В.Ф. Дричко,

концентрации естественных радионуклидов в разных почвенных фракциях увеличиваются с уменьшением размера частиц менее 1 мкм по отношению к фракции частиц 250-260 мкм составляет: 3,5 – ^{234}Th , 20 – ^{224}Th , 13 – ^{228}Ra . Установлен высокий коэффициент корреляции (более 0,8) между площадью внешней поверхности частиц разного размера и концентрациями ^{238}U , ^{230}Th , ^{226}Ra и ^{210}Pb в этих фракциях [104]. Зависимость концентраций ^{238}U и ^{232}Th от механического состава почвы также служит подтверждением связи между содержанием естественных радионуклидов и размером частиц в почве [177]. В работе Г.Я. Стасьева отмечено, что наибольшее количество ^{238}U сосредоточено в илистой фракции. С уменьшением содержания мелкодисперсных фракций, количество ^{232}Th уменьшается в 10 раз, а ^{226}Ra и ^{40}K – в 3 раза [292]. Показано также, что концентрация ^{238}U , ^{226}Ra и ^{232}Th максимальна в илистой фракции почвы [86].

Миграция естественных радионуклидов, попавших в почву, приводит к их перераспределению, как по глубине почвы, так и в горизонтальном направлении, определяет поступление их в растения, грунтовые воды и воды водоёмов. Механизмы миграции радионуклидов в почвах разнообразны по своей природе. К ним относятся фильтрация атмосферных осадков в глубь почвы, капиллярный подток влаги к поверхности в результате испарения, термомперенос влаги под действием градиента температур, движение воды по поверхности почвы, диффузия свободных и адсорбированных ионов, перемещение на мигрирующих коллоидных частицах, роющая деятельность почвенных животных и наконец, хозяйственная деятельность человека [319].

Распределение естественных радионуклидов по профилю подзолистых, дерново-подзолистых и чернозёмных выщелоченных почв примерно одинаково. ^{238}U и ^{232}Th распределены более равномерно, чем ^{226}Ra и ^{210}Pb . На всех типах почв наблюдается сдвиг радиоактивного равновесия между ^{238}U и ^{226}Ra в сторону относительного накопления ^{226}Ra ; в подзолистой почве для пахотного горизонта, а в дерново-подзолистой и в черноземе – по всему профилю. Обеднение верхних горизонтов почвы ^{238}U объясняется более

высокой растворимостью его соединений а, следовательно, и более интенсивным его выщелачиванием, чем ^{226}Ra [319].

Изучение распределения ^{238}U и ^{232}Th в торфяных почвах верховых и низинных болот показали, что торфяники верховых болот характеризуются крайне низким содержанием ^{238}U – $4\cdot 10^{-6}$ % и наоборот, торфяники низинных болот характеризуются более высоким содержанием ^{238}U – $0,4\text{--}2,0\cdot 10^{-4}$ %. Концентрация ^{238}U в них близка к содержанию в почвообразующих породах. Содержание ^{232}Th в верховых и низинных болотах крайне низкое [52]. В почвах Валдайской возвышенности содержится значительное количество (до $10\cdot 10^{-4}$ %) урана [63]. Исследованные дерново-карбонатные почвы Санкт-Петербургской области содержали до $2,6\cdot 10^{-4}$ % урана [15, 17]. Значительно больше (до $12,7\cdot 10^{-4}$ %) содержание урана отмечено в почвах Молдавии [292].

Средневзвешенные концентрации ^{226}Ra , ^{228}Th и ^{40}K в пахотных почвах различных природно-сельскохозяйственных зон России равны 27, 31 и 570 Бк/кг, соответственно [102, 233, 234].

В почвах Виноградских районов западной Грузии (перегнойно-карбонатные, аллювиальные, подзолистые и бурые лесные почвы) содержание ^{226}Ra колеблется в пределах $(2,3\text{--}12,0)\cdot 10^{-11}$ %, ^{232}Th – $(0,25\text{--}9,1)\cdot 10^{-4}$ % и ^{40}K – $(2,8\text{--}3,2)\cdot 10^{-4}$ %. Указывается, что содержание ^{226}Ra в почвах коррелирует с содержанием в них P_2O_5 и K_2O . Содержание ^{232}Th в почвах коррелирует с количеством гумуса от концентрации K_2O почвы [208].

В почвах Белоруссии концентрация ^{238}U колеблется в пределах 1,0–12,8 Бк/кг, в среднем 6,0 Бк/кг. Общей закономерностью распределения ^{238}U и ^{232}Th является четко выраженное уменьшение их с севера на юго-запад. Концентрация ^{226}Ra в почвах выше содержания урана и тория (в среднем 45,9 Бк/кг). В почвах наблюдается сдвиг радиоактивного равновесия между ^{238}U и ^{226}Ra в сторону радия [111].

Концентрация ^{238}U в почвах Молдавии колеблется в пределах 16,2–45,7 Бк/кг, составляя в среднем 26,6 Бк/кг. Наибольшее количество радионуклида сосредоточено в илистой фракции. Концентрация ^{232}Th варьирует от 25,1 до

41,6 Бк/кг, составляя в среднем 34,3 Бк/кг. Концентрация ^{226}Ra изменяется от 12,8 до 46,6 Бк/кг, а среднее значение равно 35,1 Бк/кг. Радиоактивность почв, обусловленная естественными радионуклидами, в основном зависит от содержания в ней ^{40}K , на долю которого приходится 84 %. Из представленных результатов видно, что концентрация ^{238}U и ^{232}Th в почвах Молдавии выше, чем в почвах Белоруссии [111].

В последние годы в литературе большое внимание уделяется изучению миграции естественных радионуклидов в почвах, в связи с тем, что интенсивное развитие атомной энергетики, а также значительный рост химизации земледелия неизбежно ведут к увеличению концентрации естественных радионуклидов в почвенном покрове [11, 82, 103, 208, 287, 403, 418]. В первом случае это происходит в результате ветрового рассеяния промышленных отходов с повышенной концентрацией естественных радионуклидов, а во втором из-за повышенного содержания радионуклидов в фосфорных удобрениях при производстве их из фосфатов [124, 192, 405].

Исключительно важная роль в процессах миграции и перераспределения ТЕРН принадлежит наземной растительности, поскольку фитоценозы с их подземной и надземной массой составляют доминирующую часть общего живого населения в большинстве природных ландшафтов. Важное значение в выяснении особенностей передвижения естественных радионуклидов в биосфере имели работы В.И. Вернадского и его школы. Основной задачей исследований естественной радиоактивности он считал изучение концентрирования радионуклидов живыми организмами, выяснение связи между содержанием радионуклидов в физиологических процессах [54, 55, 56]. Благодаря проведению серии полевых и лабораторных экспериментов в Биогеохимической лаборатории АН СССР было изучено накопление ^{226}Ra и ^{228}Ra в растениях, отмечено существенное накопление радия ряской по сравнению со средой обитания, а также впервые были выявлены отдельные особенности распределения ТЕРН между органами растений и зависимость накопления урана и радия от возраста растений. На основании отечественных и

зарубежных данных А.П. Виноградов определил средние кларковые содержания ^{226}Ra и ^{238}U в золе растений (соответственно $n \times 10^{-4}$ и $n \times 10^{-7}$ г/г) [59].

Не малый вклад внесли обобщающие работы по содержанию ТЕРН в растительных организмах Д.М. Гродзинского – для Украины, А.Л. Ковалевского – для районов Западной Сибири, Е.М. Никифоровой – для Забайкалья, В.В. Ковальского с соавт. – для Иссык-Кульской котловины и других работах [85, 170, 233, 321]. На основании расчета коэффициентов биологического поглощения (КБП) А.И. Перельманом установлено, что наиболее миграционно-способными естественными радионуклидами в звене почва-растение являются ^{226}Ra и ^{238}U , а наименее – ^{232}Th . В вегетативных органах и корнях радионуклиды накапливаются значительно больше, чем в генеративных органах (цветки, семена) [259].

Б.И. Груздевым при проведении радиоэкологических исследований в зоне северной и средней тайги были изучены представители более 70 видов деревьев и кустарников, травянистых растений и мхов, произрастающих на различных типах почв. По интенсивности биологического поглощения растениями ТЕРН располагаются в убывающий ряд: ^{226}Ra , ^{238}U , ^{232}Th . Содержание ТЕРН, в свою очередь, изменяется в довольно широких пределах, находясь в тесной зависимости и с концентрацией их в почвах, и с видовыми особенностями растений. По распределению в различных органах и тканях древесных пород (на единицу массы) ^{238}U , ^{226}Ra и ^{232}Th относятся к радионуклидам акропетального типа, т.е. наибольшие количества этих ТЕРН сосредоточены в старых органах и тканях – коре, ветвях, древесине и особенно в корнях, которые вместе с микоризой, как уже отмечалось выполняют функцию биологического барьера по отношению к ^{238}U и ^{232}Th при их высоком содержании в почвах. Наименьшее количество этих ТЕРН характерно для однолетних органов – листьев, опадающих на зиму. Так, у кустарничковых растений в опадающих листьях голубики относительное содержание ^{232}Th равно 0,50, тогда как вечнозеленых листьях вероники и стелющегося

багульника - 0,77 и 0,82. Для ^{238}U и ^{226}Ra у древесных растений выявлен аналогичный характер распределения [88, 89].

С целью установления наиболее общих закономерностей накопления природных радионуклидов разными органами растительного организма Дж.Р. Оруджева и Э. С. Джафаров исследовали дикорастущие травянистые растения, такие, как верблюжья колючка, парнолистник, ситник и аргусия сибирская. Выбор объектов исследования связан с тем, что эти растения являются основными растениями, произрастающими на территории с повышенным радиационным фоном. Результаты исследований показали, что исследуемые растения преимущественно накапливают ^{40}K . При этом по степени накопления второе место занимает ^{226}Ra , а ^{232}Th практически не переходит из почвы в растения. Установлено, что корневые системы разных растений обладают неодинаковой способностью поглощать один и тот же радионуклид из одной и той же почвы. Например, корневая система аргусии сибирской обладает меньшей способностью поглощать ^{226}Ra , а при этом ^{40}K является для нее более доступным. Показано, что биологическая доступность радионуклидов в данной почве зависит как от вида растений, так и от свойств радионуклидов. Например, аргусия сибирская, парнолистник более интенсивно накапливают ^{40}K , а верблюжья колючка и ситник – ^{226}Ra . Установлено, что аккумулярующая способность стеблей разных растений по отношению к ^{40}K заметно отличается. В семенах растений накопление радионуклидов имеет иной характер. При этом верблюжья колючка в своих семенах накапливает определенное количество ^{232}Th , а листья аргусии сибирской по сравнению с листьями парнолистника имеют более высокую степень накопления как ^{40}K и ^{226}Ra [241].

Э.Б. Тюрюкановой и В.А. Калугиной, изучавшими поведение ^{232}Th в почвах полесий, занимающих на территории Русской равнины большие площади, этот радионуклид был также обнаружен в значительных количествах в золе лесной подстилки – $(3,4-8,6)\times 10^{-6}$ г/г, лишайников - $(1,4-12,0)\times 10^{-6}$, мхов – $(2,4-7,8)\times 10^{-6}$ г/г и в травянистой растительности, что подтверждает включение ^{232}Th в биологические циклы миграции. Найденное ими невысокое

содержание ^{232}Th в торфяных горизонтах почв обусловлено, по-видимому, слабой усвояемостью ТЕРН болотными растениями [319].

Особый интерес представляют поведение ТЕРН в системе почва-растение в кальциево-магниевых-натриевых супераквальных ландшафтах. Черноземно-луговые корковые солонцы, черноземно-луговые болотные солоды этого ландшафта, как уже отмечалось, содержат в 1,5 - 2,5 раза больше ^{238}U и ^{226}Ra по сравнению с типичными черноземами в элювиальных кальциевых ландшафтах [348]. КБП ^{238}U у растений, произрастающих на болотной солоде, изменяются от 1,4 до 7,58, а у растений на черноземно-луговом осолоделом солонце – от 0,95 до 1,32. Интенсивное накопление ^{238}U и ^{232}Th в растительности этого ландшафта по сравнению с таёжной зоной объясняется большей их подвижностью в условиях кальциево-магниевых-натриевых супераквальных ландшафтов, а также наличием в значительных количествах растворимых форм органического вещества. В определенной степени, видимо сказываются и видовые особенности растений [34].

Е.М. Никифорова ниже подтвердила аккумуляцию в незначительных количествах ^{232}Th и ^{226}Ra растительностью степных биогеоценозов ($14,2 \times 10^{-6}$ и $1,0 \times 10^{-12}$ г/г). При этом растительность отдельных элементарных ландшафтов резко отличается по содержанию ^{232}Th и ^{226}Ra . КБП для ^{232}Th изменяются от 0,08 до 1,2. В таёжных ландшафтах Забайкалья КБП, меньше 1 по ^{232}Th и несколько больше 1 по ^{226}Ra , указывают на примерно одинаковую интенсивность биологического поглощения ^{232}Th , меньшую ^{226}Ra и большую ^{238}U по сравнению с таежной зоной. В основных биогеоценозах таёжной и степной зон Забайкалья равновесие между ^{238}U и ^{226}Ra нарушено сравнительно слабо [237].

Остаются малоизученными особенности поступления ТЕРН в дикорастущие растения в различных высокогорных районах. На Тянь-Шане в зависимости от типа почв концентрирование ^{238}U растениями происходит неодинаково. Относительно повышенные содержания ^{238}U в надземных органах характерны для растений высокогорных почв субальпийского пояса и бурых

пустынных почв – в среднем $(1,2-1,4) \times 10^{-6}$ г/г. Растения, произрастающие на почвах гидроморфного происхождения (торфяно-болотные, лугово-болотные), отличались значительным содержанием ^{238}U – в среднем $3,2 \times 10^{-6}$ г/г [300]. Таким образом, здесь повторились те же самые закономерности, которые были отмечены для равнинных почв разных ландшафтов.

Сопоставление содержания ^{238}U у одного и того же вида растений, отобранных с разных почв, доказало, что одни и те же растения не в одинаковой степени концентрируют ^{238}U из разных типов почв, несмотря на примерно одинаковые содержания в них этого радионуклида. Это свидетельствует о том, что почвенные условия а, следовательно, и формирование ТЕРН в почвах оказывают существенное влияние на усвоение ^{238}U растениями. Это положение находит подтверждение в работе А.С. Султанбаева и Р.Г. Кипкаловой, где показано, что содержание ^{238}U в золе дикорастущих растений варьировало в пределах $(0,16-4,25) \times 10^{-6}$ г/г для надземной массы (в среднем $1,06 \times 10^{-6}$ г/г) и $(0,32-34,6) \times 10^{-6}$ г/г (в среднем $3,36 \times 10^{-6}$ г/г) для корней. КБП для наземной части растений территорий южной Киргизии равен 1,3, а для корней-4,1, варьируя у различных видов растений в значительных пределах. Так, более высокие КБП для наземной части были отмечены у кипарисовых (2,7) и сложноцветных (2,3), а наименьшие – у злаковых (0,8). Отдельные органы растений, как и в других ландшафтах, характеризуются неодинаковым накоплением ^{238}U . Меньше всего ^{238}U накапливается в плодах и листьях, а больше всего – в корнях. Для естественно травянистых растений Северной Киргизии содержание урана в надземной массе составило широкий предел колебаний от 1,1 до $185,0 \times 10^{-6}$ %, при среднем $19,1 \times 10^{-6}$ %, в семенах от $5,4-8,0 \times 10^{-6}$ г/г, при среднем $6,7 \times 10^{-6}$ %, в корнях от $2,4-320 \times 10^{-6}$ %, при среднем $69,4 \times 10^{-6}$ %. По видам дикорастущих растений наиболее высокое содержание урана в надземных органах обнаружено в типчаке (*Festuca sulcate*) – $57,9 \times 10^{-6}$ %. Корни растений характеризуются заметно большим содержанием урана, так например, в Солодке уральской урана содержалось – $135,3 \times 10^{-6}$ %, в типчаке – $142,0 \times 10^{-6}$ % [298].

А.П. Макеев, Ю.Н. Пятнов, А.П. Поваляев оценили накопление ^{238}U дикорастущими растениями, относящимся к 102 родам, в южном Казахстане. Повышенным накоплением этого радионуклида характеризуются растения семейства гречишных, бобовых, крестоцветных, маревых, лилейных и особенно подорожниковых. Наиболее низкое накопление ^{238}U отмечено в семействах осоковых, зонтичных, губоцветных, злаковых, сложноцветных и лютиковых [199]. Эти данные находятся в согласии для районов, как с нормальным, так и с повышенным содержанием ^{238}U в почвах [306, 371].

В работе А.М. Мурсалиева изучена радиоактивность различных видов растений семейства сложноцветных в естественных условиях обитания Алайской долины. Было установлено, что радиоактивность различных видов неодинакова. Наибольшей радиоактивностью обладают виды рода *Artemisia*, затем *Erigon*, *Pyrethrum*, *Ligularia*, *Jurinea*, *Centaurea*, *Scorzonera* и, наконец, *Tragopogon*. Наименьшая радиоактивность оказалась у видов рода *Taraxacum*. Показано, что в природе различные виды растений неодинаково приспособляются к различным уровням общей радиоактивности. Отмечено, что на радиоактивность растений определённый отпечаток откладывают условия их произрастания. Радиоактивность корневой системы растений, как правило, выше, чем у надземной части. Между радиоактивностью отдельных таксонов и их систематическим положением существуют определённо выраженные связи [221].

Позже А.М. Мурсалиевым были проведены радиометрические исследования растений семейства сложноцветных различной таксономической и морфологической степени близости. Исследования показали, что уровень радиоактивности неодинаков у разных экологических групп данного семейства. Например, у мезофильных форм радиоактивность составила $0,110 \times 10^{-7}$ кюри/кг (у различных видов одуванчика и др.), несколько выше она у мезоксерофитов – $0,2 \times 10^{-7}$ кюри/кг (у некоторых видов пиретрума, полыни и др.) и максимальная – у ксерофитов и растений с ксерофитной структурой – $2,0 \times 10^{-7}$ кюри/кг (у отдельных видов из подрода Серифидиум и др.). Разница уровней

радиоактивности обусловлена особенностями условий местообитания, влияющих на произрастание растений, а также видовыми различиями. Более детальные исследования природной радиоактивности семейства сложноцветных Иссyk-Кульской котловины показали, что у большинства видов растений накопление радиоактивных веществ незначительное. Однако в одних и тех же условиях произрастания и при близком уровне содержания радиоактивных веществ в почве, в радиоактивности растений наблюдались некоторые различия. Например, в надземной части полыни метелчатой, взятой в урочище Тосор, альфа-активность составила $0,21 \times 10^{-7}$ кюри/кг, одуванчика лекарственного – $0,006 \times 10^{-7}$ кюри/кг, мордовника карликового – $1,44 \times 10^{-7}$ кюри/кг. Было установлено, что содержание радиоактивных веществ в растениях изменялось не только по родам, но и по различным видам растений в каждом роде. Так, например, в роде полыней у полыни эстрагон обнаружено $0,09 \times 10^{-7}$ кюри/кг по альфа-излучению, у полыни поздней – $0,49 \times 10^{-7}$ кюри/кг, у полыни сантолистной – $0,52 \times 10^{-7}$ кюри/кг и т.д. Полыни Ашурбаева, поздняя, тянь-шаньская, плотная, иссык-кульская отличались более высокой радиоактивностью. Средняя радиоактивность у исследованных видов полыней несколько выше, чем у всех исследованных растений данного семейства [225].

Сулатновой Р.М. изучена общая альфа - и бета-активность некоторых видов растений Киргизии из различных семейств. Установлено, что высокий уровень суммарной альфа - радиоактивности отмечен у следующих видов: *Acantholimon alatavicum* Bge. – в надземной части – $2,97 \times 10^{-7}$ кюри/кг и в корнях – $2,31 \times 10^{-7}$ кюри/кг, у *Limonium kaschgaricum* (Rupr.) Ik-Gal – в надземной части – $1,30 \times 10^{-7}$ кюри/кг, в корнях у *Limonium Hoeltzeri* (Rgl.) Ik-Gal – $0,99 \times 10^{-7}$ кюри/кг, *Convolvulus tragacanthoides* Turcz.- $1,65 \times 10^{-7}$ кюри/кг. По бета - излучению наиболее высокий уровень суммарной радиоактивности наблюдается у *Peganum harmala* L. – в надземной части растения – $3,20 \times 10^{-7}$ кюри/кг и в корнях – $4,40 \times 10^{-7}$ кюри/кг, у *Brachanthemum kirghisorum* Krasch. – в надземной части растения – $2,36 \times 10^{-7}$ кюри/кг и в корнях – $1,85 \times 10^{-7}$ кюри/кг. Было показано, что за некоторым исключением, суммарная бета-

радиоактивность у всех вышеприведенных видов высокая. Виды растений из семейства сложноцветных, бьюнковых, парнолистниковых характеризовались высоким уровнем суммарной бета - радиоактивности, а из семейства свинчатковых – и альфа – радиоактивности [302].

Естественная радиоактивность по альфа - излучению некоторых видов рода *Caragana Lam.* Иссык-Кульской котловины исследована Н.В. Горбуновой. К альфа - излучателям растений относится в основном радий и изотопы урана и тория. Среднее содержание этих радиоактивных изотопов обуславливает радиоактивность растительных организмов в пределах порядков от 10^{-12} до 10^{-9} кюри/кг. Полученные средние величины альфа - радиоактивности караган показывают, что во время плодоношения альфа – радиоактивность растений рода *Caragana* находится в пределах одного числового порядка. Лишь в *Caragana*, произрастающих на участках с высоким содержанием во внешней среде альфа - излучающих радиоактивных элементов отмечается увеличение альфа - радиоактивности в несколько раз. Так, *Caragana pleiophylla* с таких участков альфа - радиоактивность равна $47,02 \times 10^{-9}$ и $89,60 \times 10^{-9}$ кюри/кг. Считается, что род *Caragana* древний в эволюционном отношении и накопление радиоактивных веществ характерно для данных форм растений. Как утверждает автор, несколько повышенное содержание альфа - излучателей в окружающей среде способствует лучшему развитию растений рода *Caragana* в Иссык-Кульской котловине [76].

Позже Н.В. Горбуновой были проведены дальнейшие исследования по изучению естественной радиоактивности альфа- и бета излучений растений семейства бобовых флоры Киргизии. Было установлено, что различные виды растений рода *Caragana Lam.* по-разному накапливают естественные радиоактивные элементы. Выявлены большие различия в альфа - радиоактивности растений одного и того же вида из разных местообитаний и в разные фазы вегетации. Среди изученных видов караган, *Caragana pleiophylla* выделялась самым высоким средним значением альфа - радиоактивности, предпочитающая для нормального роста и развития именно почвы, развитые на

горных породах с большим содержанием радиоактивных элементов. Другие представители бобовых, например чингил серебристый рода *Halimodendron* произрастающие в тех же местах, характеризовались довольно низкими и сравнительно постоянными величинами радиоактивности по альфа-излучению (в 2-4 раза меньше, чем у караган) [77].

Исследованиями В.В. Ковальского, И.Е. Воротницкой, В.С. Лекарева и др. было определено содержание урана в дикорастущих растениях для различных районов Иссык-Кульской котловины, оно колеблется от $3,7 \times 10^{-6}$ до $5,1 \times 10^{-4}$ % (на сухое вещество) и превышает уровень содержания урана в растениях целинных черноземных степей ($2,1 \times 10^{-6}$ %) в 1,5 - 240 раз. Растения, произрастающие на светло-бурых почвах районов Чолпон-Ата, Ананьево, Тамга, Кескем-Бель, Каджи-Сай – содержат от $4,1 \times 10^{-5}$ до $2,1 \times 10^{-4}$ урана, что в 2,4-100 раз больше, чем в растениях черноземной зоны. Отдельные виды растений из этих мест, такие, как горноколосник (*Orostachys thyrsoiflora* Fisch.), астрагал Бородина (*Astragalus Borodini* Krassn.), остролодочник (*Oxythopsis nutans* Vge.), карагана бледнокорая (*Caragana leucophloe* Pojark.) концентрируют от $3,6 \times 10^{-5}$ до $2,1 \times 10^{-4}$ % урана. Растения, произрастающие на выветренных породах, содержат в среднем $3,2 \times 10^{-4}$ % урана. Отдельные виды растений – зайцегуб (*Lagochilus diacanthophylus* (Pall.) Benth.), астрагал Бородина, карагана бледнокорая, карагана красивая (*Caragana laeta* Kom.), эфедра промежуточная (*Ephedra intermedia*) концентрируют от $2,0 \times 10^{-4}$ до $3,0 \times 10^{-3}$ % урана на сухое вещество, что в 100-1430 раз больше, чем в растениях Курского заповедника. Факты повышенного содержания урана в растениях авторы объясняют высокой степенью «подвижности» форм урана в почвах котловины, а также, способностью корневой системы растений разрушать частицы породы и минералов, переводя труднорастворимые соединения элементов в формы, доступные для растений [321].

Изучение процессов накопления ТЕРН в сельскохозяйственных культурах показали, что наиболее миграционно-способными в звене почва-растение являются ^{226}Ra и продукты его распада (^{210}Pb , ^{210}Po) и ^{238}U , наименее – ^{232}Th . В

продуктивных частях урожая (зерно, корнеплоды) ТЕРН накапливаются меньше, чем в вегетативных органах и корнях. Накопление ТЕРН зависит от вида растений и изменяется в 10-100 раз. Так, по накоплению в зерне злаковых культур ТЕРН образуют ряд: $^{226}\text{Ra} > ^{238}\text{U} > ^{232}\text{Th}$. В вегетативной массе культур в большинстве случаев максимальным характеризуются ^{238}U . Коэффициенты накопления ТЕРН в сельскохозяйственных культурах могут колебаться в зависимости от свойств почв более чем в 10 раз. Среди радиоизотопов одного и того же элемента (например, ^{234}U , ^{235}U и ^{238}U ; ^{224}Ra и ^{226}Ra ; ^{228}Th , ^{230}Th и ^{232}Th) более доступными для растений являются «молодые», т.е. образованные из долгоживущих материнских предшественников. Например, ^{234}U более доступен для растений, чем ^{238}U , а ^{230}Th более подвижен, чем ^{232}Th . Очевидно, корневой путь поступления ТЕРН в сельскохозяйственные культуры является основным, однако внекорневое поступление ТЕРН за счет отложения почвенной пыли на растениях составляет, примерно, 10-30 % от общего поступления в растения ^{232}Th , ^{238}U и ^{226}Ra [13].

Для радиационно-гигиенических оценок поступления ТЕРН с растениеводческой продукцией в организм человека в условиях технологически измененного естественного радиационного фона большую ценность представляют данные, полученные в реальных условиях ведения сельского хозяйства. Исследования разных природно-сельскохозяйственных зон России показали, что накопление ТЕРН растениями различаются в зависимости от вида и органа растений, физико-химических свойств ТЕРН и почвенно-климатических условий. Наименьшие значения ($n \times 10^{-5} - 10^{-6}$) имеют коэффициенты накопления для зерна и клубней картофеля, коэффициенты накопления для вегетативной массы значительно выше (в отдельных случаях в – 100 раз). По накоплению ТЕРН в урожае культуры и их части составляют следующий ряд: ботва картофеля > зелёная масса кукурузы > солома пшеницы > зерно пшеницы > клубни картофеля. Из пяти изученных ТЕРН наибольшим накоплением в растениях отличаются ^{226}Ra и его дочерние продукты ^{210}Pb и ^{210}Po , наименьшим ^{238}U и ^{232}Th [321].

Для ряда сельскохозяйственных культур Северной Киргизии, охватывающей Чуйскую, Таласкую и Кеменискую впадины содержание урана в надземных органах заметно варьировало – от 1,0 до $185,0 \times 10^{-6}$ % на сухое вещество в корнях – $2,3-464,0 \times 10^{-6}$ %. По среднему значению содержания урана в надземных органах составили убывающий ряд: корне- и клубнеплодные – естественно травянистые – овощные – плодово-ягодные – древесно-кустарниковые – зерновые. По видам растений более высоким содержанием урана в надземных органах сельскохозяйственных культур характеризовались огурцы – в среднем $33,7 \times 10^{-6}$ %, сахарная свекла – $26,5 \times 10^{-6}$ %, картофель – $21,3 \times 10^{-6}$ %. Малое количество урана в надземных органах содержали люцерна (в среднем $4,8 \times 10^{-6}$ %) и пшеница ($5,5 \times 10^{-6}$ %). В семенах зерновых культур он найден в минимальном количестве, где среднее значение составило $0,5 \times 10^{-6}$ %. В плодах и ягодах у плодово-ягодных и древесно-кустарниковых растений он также найден в малом количестве – $3,2 \times 10^{-6}$ %. В корнеплодах и клубнях его количество в среднем было равно $8,8 \times 10^{-6}$ %, в плодах овощных культур – $9,4 \times 10^{-6}$ %. Растения характеризовались не одинаковым содержанием урана в зависимости от семейственной принадлежности. Например, представители семейства тыквенных и маревых оказались более обогащенными ураном, где среднее содержание этого элемента – в среднем $7,4 - 8,4 \times 10^{-6}$ %. Было установлено, что на содержание урана в растениях определённое влияние оказывают почвенно-климатические условия места их обитания. Так, надземные органы растений высокогорного альпийского и субальпийского поясов содержат больше урана, чем растения, относящиеся к другим типам почв. Растения, обитающие в зоне горнолесных почв и горных чернозёмов, наоборот, характеризуются относительно малым содержанием урана. Сельскохозяйственные полевые культуры, выращиваемые на горно-долинных каштановых почвах, отличались, как правило, более повышенным содержанием урана по сравнению с теми же культурами, произрастающими на долинных серозёмах [301].

1.2 Искусственные радионуклиды в природно-техногенных экосистемах

При делении тяжёлых ядер возникает сложная смесь продуктов деления, состоящая из множества изотопов, обладающих различными периодами полураспада и различным характером излучения. Часть этих изотопов распадается в ближайшие секунды и минуты после образования, другая часть имеет период полураспада от нескольких часов, суток и десятков лет. Наиболее потенциально опасными осколками в виде их активного включения в биологический цикл и большого периода полураспада считаются ^{90}Sr и ^{137}Cs [12, 14]. В связи с тем, что ^{90}Sr и ^{137}Cs поступают на поверхность почвы из атмосферы, несомненное значение имеет количество и форма их нахождения в выпадениях. Количество выпадений определяется наличием ядерных испытаний и метеорологическими факторами. Наибольшее поступление радионуклидов из атмосферы наблюдается весной. Спустя некоторое время после испытаний поступление радионуклидов на Землю прекращается [1, 5, 6].

Радионуклиды поступают на ее поверхность в разных формах. Значительный процент выпадающего ^{90}Sr находится в водорастворимой форме, ^{137}Cs – в труднорастворимых соединениях [12, 14]. Перераспределение поступивших из атмосферы радионуклидов определяется особенностями рельефа, растительности и почв. Влияние геоморфологического строения местности на перераспределение радионуклидов отмечено в ряде исследований [11, 78, 218]. Накопление отдельных радионуклидов было обнаружено в делювиальных наносах и почвах аккумулятивных ландшафтов [315].

Наряду с геоморфологическим строением местности на уровень содержания и поведения ^{90}Sr и ^{137}Cs большое влияние оказывают особенности почвенного покрова. Различные типы почв, образцы которых были отобраны в одно и то же время, характеризовались разным содержанием и распределением радионуклидов по глубине и по генетическим горизонтам. В засоленных почвах наблюдалась большая миграция ^{90}Sr , чем в незасоленных. Выпадая из

атмосферы на земную поверхность, ^{90}Sr и ^{137}Cs сорбируются с почвой по типу ионообменного поглощения. В ряде работ показано, что ^{137}Cs удерживается более прочно, чем ^{90}Sr [1, 9, 10, 259].

Более прочная сорбция ^{137}Cs по сравнению с ^{90}Sr подтверждается при оценке коэффициентов распределения (K_d), соотносящих концентрации радионуклидов в равновесном почвенном растворе и твердой фазе почвы. Величина K_d ^{137}Cs составляет от $n \times 10^2$ до $n \times 10^3$ г/мл, а K_d ^{90}Sr приблизительно в 10-100 раз меньше.

Большое влияние на закрепление и миграцию радионуклидов в почве оказывают физико-химические свойства почв. В почвах характеризующиеся большой емкостью поглощения отмечена меньшая подвижность радионуклидов [194, 218, 259, 263]. Как отмечает ряд авторов [267, 410, 424], благодаря высокой сорбционной ёмкости верхних горизонтов, 70-90 % выпавших на поверхность земли ^{90}Sr и ^{137}Cs первоначально закрепляется в верхних 0-5 см целинных почв. Отмечено, что ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах с ненарушенной структурой мигрирует очень медленно. Так, в серии опытов, проведённых в Великобритании, наблюдалось, что лишь незначительное количество ^{90}Sr и ^{137}Cs глобального происхождения переместилась глубже 15 см [268]. Для песчаной почвы штата Массачусетс (США) Е.П. Ханди обнаружил, что 84 % осевшего глобальными выпадениями ^{137}Cs находится в верхних 0-4 см почвы, а 97 % - в верхнем слое 0-31 см [380]. Важную роль для скорости миграции радионуклидов в почвах играют их водопроницаемость и состояние дренированности [423]. Ухудшение этих характеристик приводит к повышению концентрации радионуклидов в поверхностном слое. В связи с этим в почвах тяжелого механического состава ^{90}Sr и ^{137}Cs мигрируют менее интенсивно, чем в легких [1, 11].

Песчаная фракция подзолистых почв фиксирует значительные количества радиоактивного цезия [369]. На скорость передвижения радионуклидов влияет величина содержания в них кальция [1, 12]. В низкокальциевых почвах в верхнем 2 см слое почвы задерживается больше радиоактивного стронция, чем

высококальциевые почвы [399]. Наличие карбонатов в почвах способствует аккумуляции ^{90}Sr [400, 425]. На скорость передвижения радионуклидов влияет количество и состав органического вещества. В условиях анаэробного разложения органического вещества миграции ^{90}Sr и ^{137}Cs значительно ускоряются [359, 375].

^{90}Sr и ^{137}Cs после выпадения из атмосферы на почвенный покров включаются в процессы вертикальной миграции. В зависимости от физико-химических свойств почв скорость передвижения этих радионуклидов по почвенному профилю различна, что было отмечено уже в первых работах по изучению этих радионуклидов в почвенно-растительном покрове. Их вертикальное передвижение в почвенном профиле происходит вследствие большого числа процессов, среди которых важнейшими являются диффузия, конвективный массоперенос, передвижение по корневым системам растений (усвоение – выделение, отмирание корней и поступление радионуклидов) и др.

Механизм переноса ^{90}Sr в почве рассмотрены детально в монографии С.В. Френсиса [373]. Во многих же случаях важнейший процесс вертикальной миграции ^{90}Sr , ^{137}Cs и других искусственных радионуклидов зависит от диффузии. С количественной стороны перенос ^{90}Sr , ^{137}Cs и других радиоактивных продуктов деления удовлетворительно описывается с помощью диффузионных моделей. Коэффициент диффузии ^{90}Sr , как правило, близок к 10^{-8} см²/с, хотя для некоторых почв приводят значение порядка 10^{-7} см²/с. Коэффициент диффузии ^{137}Cs в почвах изменяется в пределах 10^{-8} - 10^{-10} см²/с. Эти данные показывают сравнительно невысокую миграционную способность ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах [261].

В ряде работ отмечено изменение соотношений в содержании ^{90}Sr и ^{137}Cs в отдельных почвенных горизонтах показана возможность миграции на глубину до 50 см и ниже в результате макропереноса [174, 219, 380]. В отдельных случаях лизиметрических опытах наблюдались перемещения ^{90}Sr до глубины 55 см [425].

Осадки способствуют проникновению радионуклидов вглубь почвы [236]. В природных условиях радиоактивный стронций был обнаружен на глубине 1,3 м, однако в большинстве почв основное его количество сосредоточено в верхних 5-20 см слое почвы [393, 392, 423, 394, 316].

В отдельных типах почв имеются условия для интенсивного вертикального направленного вниз выноса ^{90}Sr и ^{137}Cs с водами и накопления их в нижних горизонтах. Например, в Грузии на хорошо проницаемых почвах при обилии атмосферных осадков ^{90}Sr проникает до глубины 80 см. С повышением влажности от 60 % до полной влагоемкости до затопления вынос ^{90}Sr из зоны первоначального загрязнения увеличивается с 9 до 37 %. Вертикальная миграция ^{137}Cs не зависит от режима увлажнения почвы, а вынос радионуклида из первоначально загрязненного слоя не превышает 2 % от исходного количества [174].

Э.Б. Тюрюканова изучала перенос ^{90}Sr с водами, дренирующими песчаные подзолистые почвы. Годовой вынос ^{90}Sr из этих песчаных ландшафтов в отдельные годы составлял 6 % от общего запаса радионуклида в почвенно-растительном покрове. В некоторых почвах с промывным или временно-промывным режимом наблюдается увеличения содержания ^{90}Sr в верхней части иллювиального горизонта [315, 316, 317].

Таким образом, на процессы перераспределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвенном профиле основное влияние оказывают физико-химические свойства почв.

Горизонтальное перераспределение в значительной степени определяется ландшафтно-геохимическими условиями. Э.Б. Тюрюкановой разработаны основные принципы, и методы ландшафтно-геохимических исследований поведения ^{90}Sr которые заключаются в выявлении путей и темпов его передвижения в сопряженных по стоку геохимических ландшафтах, в диагностике зон вторичного накопления – ландшафтно-геохимических барьеров, анализе миграции в почвах и выноса в воды (большого геологического круговорота); выяснении особенностей биологического круговорота, расчёте баланса в системе «почва-растение-вода» с

одновременным определением содержание радионуклида в этих объектах. Такие исследования необходимы при прогнозировании радиационной обстановки в отдельных регионах, при определении потенциальных возможностей загрязнения их долгоживущими продуктами деления [315].

Для изучения миграционной способности различных радионуклидов были проведены многочисленные опыты в естественных и модельных условиях, показавшие более низкую миграционную способность ^{137}Cs по сравнению со ^{90}Sr [194, 273, 331, 395].

О меньшей подвижности ^{137}Cs свидетельствует увеличение отношения ^{137}Cs к ^{90}Sr в верхних слоях почв со временем и меньший вынос ^{137}Cs в реки. Однако в отдельных районах обнаружена большая подвижность ^{137}Cs по сравнению со ^{90}Sr [39, 208, 218, 236].

Модельными экспериментами установлено, что миграционная способность ^{137}Cs в почвах меньше, чем ^{90}Sr благодаря тому, что он более прочно фиксируется ими. Последнее осуществляется, главным образом, минералами глин почв, в основном монтмориллонитом, входящих в коллоидную фракцию [128].

Следует отметить, что результаты модельных опытов, не всегда согласуются с данными, полученными в природных условиях, так как в последнем случае, помимо влияния химических свойств радионуклидов и физико-химических особенностей почв, на миграционную способность их влияет большое число других факторов [218, 248]. Миграция ^{137}Cs в почвах в значительной степени зависит от механического состава почв. В глинистых почвах ^{137}Cs почти полностью задерживается в поверхностных горизонтах. В песчаных почвах незначительная по величине коллоидная фракция практически содержит весь ^{137}Cs . В таких почвах он может передвигаться совместно с мелкими частицами [424]. В лизиметрических водах из песчаных почв иногда наблюдается меньшее содержание ^{137}Cs , чем и глинистых. Это связано с меньшей продолжительностью взаимодействия ^{137}Cs с почвой, обусловленной высокой фильтрационной способностью песчаных почв [407]. Почвы с

невысоким содержанием глинистых минералов, обогащенные органическим веществом, характеризуются повышенной миграционной способностью ^{137}Cs . В экспериментах, выполненных на колонках с разными типами почв отмечено, что в торфяных почвах ^{137}Cs передвигался быстрее ^{90}Sr . Передвижению же ^{137}Cs благоприятствовало органическое вещество [232, 291, 367].

Таким образом, передвижение ^{137}Cs в почвах так же, как и ^{90}Sr , в значительной степени определяется физико-химическими особенностями почв. В полевых опытах было обнаружено, что в дерново-подзолистых, серых лесных почвах и солодях скорость миграции ^{137}Cs мало отличалась от скорости миграции ^{90}Sr . Через 10 лет после внесения радионуклидов на поверхность почвы в солодях задерживалось 33 % ^{90}Sr и 38 % ^{137}Cs , дерново-подзолистых почвах 47 и 50 % соответственно, в серых лесных 76 и 75 %, в черноземах 80 и 93 %, в солончаках 75 и 93 %. Увеличение влажности почв значительно увеличивает подвижность ^{137}Cs [39].

На процессы перераспределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в почве оказывает влияние и характер сельскохозяйственного использования территории. Например, в пахотных почвах в результате ежегодной перепашки наблюдается более равномерное распределение радиоактивных продуктов деления в корнеобитаемом слое почвы по сравнению с целинными [1, 268, 415, 423]. В пахотных почвах распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs существенно зависит от агротехники приёмов обработки.

В общей проблеме загрязнения окружающей среды радиоактивными продуктами деления представляет интерес изучения путей поступления радионуклидов в растения, особенно в сельскохозяйственные культуры. Знание этих путей необходимо для прогнозирования возможного накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs в пищевых цепях, а также в организме человека.

При выпадении искусственных радионуклидов из атмосферы поступление их в растения может происходить двумя путями:

1. Внекорневой, или аэральный путь – непосредственное загрязнение надземных частей растений при оседании радионуклидов из воздуха.

2. Корневой, или почвенный путь – переход радионуклидов из почвы в процессе минерального питания растений.

В.И. Вернадский отметил, что растительность, под влиянием которой осуществляется биогенная миграция и накопление химических элементов, оказывают большое влияние на поведение радиоактивных веществ в биосфере. Надземная растительность – это первый экран, который задерживает выпадающие из атмосферы радионуклиды [54].

Первичное задержание выпадающих радионуклидов надземными частями растительного покрова во многом зависит от параметров фитомассы, т.е. от её поверхности, экспонируемой к выпадениям, шероховатости и т.п. Наиболее эффективно радионуклиды задерживаются надземными органами лесных биогеоценозов. Выпадающие на лесные биогеоценозы радионуклиды первоначально задерживаются древесной фитомассой [9, 10, 194, 242, 320].

На содержание и распределение радионуклидов в геохимическом ландшафте значительное влияние оказывают также травянистая растительность и моховый покров. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в растениях варьирует в широких пределах в зависимости от уровня выпадения радионуклидов и видовых особенностей растений. В годы со сравнительно активным выпадением ^{90}Sr и ^{137}Cs их концентрация в травянистой и моховой растительности значительно выше, чем в годы с небольшим поступлением этих радионуклидов из атмосферы. Вообще отмечено, что моховая растительность характеризуется более высоким содержанием ^{90}Sr и ^{137}Cs , чем травянистая, что связано со способностью мхов задерживать атмосферные осадки. Мхи отличаются повышенным содержанием ^{90}Sr и ^{137}Cs даже в годы с невысоким уровнем их выпадений. Наиболее показательным примером кумуляции долгоживущих искусственных радионуклидов, осаждающихся из атмосферы на поверхность многолетней растительности, может служить накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в лишайниках, срок жизни которых составляет 10-15 лет [315, 370, 395].

В общей проблеме радиологии растений актуально изучение особенностей загрязнения сельскохозяйственных растений искусственными радионуклидами.

В годы со сравнительно большим выпадением их из атмосферы загрязнение надземных частей растений аэральным путем было больше, чем корневым. В работе Ф.И. Павлоцкая и Л.Р. Зацепина показано, что в 1961 году доля непосредственного загрязнения надземных частей растений аэральным путём колебалась в широких интервалах (до 70 %) в зависимости от видовых особенностей и доступности радионуклидов для растений из разных типов почв. В этот период 50-90 % обнаруживаемых в сельскохозяйственных растениях радионуклидов поступило аэральным путём, за счет непосредственного загрязнения надземных органов растений. При уменьшении количества выпадающих из атмосферы радионуклидов возрастает значимость почвенного усвоения их и кумулятивных запасов в почве [248, 286, 366, 370, 410].

В отличие от аэрального пути загрязнения растений, в результате которого в растениях могут накапливаться почти все содержащиеся в выпадениях радионуклиды, при почвенном пути поступления вследствие почвенной сепарации в растения могут переходить лишь некоторые биологически подвижные радионуклиды.

В настоящее время, когда интенсивность выпадений радионуклидов из атмосферы мала, более отчетливо проявляется влияние некоторых внешних факторов, а также видовых и сортовых особенностей растений на накопление ими радионуклидов. Следует подчеркнуть, при относительно невысоких уровнях выпадения становится возможным более четко оценить вклад искусственных и естественных радионуклидов в общее их содержание в отдельных органах и частях растений.

Было показано, что ^{90}Sr и ^{137}Cs интенсивнее поглощаются растениями из лёгких песчаных почв с низкими значениями рН, бедными органическими веществами, кальцием и калием. На тяжёлых по механическому составу почвах, насыщенных кальцием и калием, растения усваивают значительно меньше стронция-90 и цезия-137 [115, 256, 290, 359].

Из этих рассмотренных работ видно, что основная часть посвящена вопросам перехода ^{90}Sr и ^{137}Cs в урожай растений в зависимости от физико-химических свойств почв и других почвенных условий. В значительной меньшей степени изучены особенности такого перехода в растения, относящиеся к разным таксономическим единицам: семействам, родам, видам, разновидностям и сортам. Информация такого рода необходима, в частности, для подбора культур характеризующиеся наименьшим накоплением радионуклидов в условиях ведения сельского хозяйства на почвах с повышенным их содержанием.

Накопление ^{90}Sr в сельскохозяйственных растениях зависит от их биологических особенностей. Среди 75 изученных сортов зерновых и бобовых культур, выращенных на одной и той же почве, разница в концентрациях ^{90}Sr составляла 85 раз, а у 170 сортов корнеплодов и овощных культур – 350 раз. Наибольшие накопители ^{90}Sr – кальциелюбивые виды (в частности такие известные кальциеофилы, как бобовые растения). Даже в пределах одного вида растений среди различных сортов наблюдается значительные колебания в содержании ^{90}Sr [256]. Накопление ^{137}Cs сельскохозяйственными растениями также зависит от их биологических особенностей. Например, зерновые культуры (пшеница, овес) накапливают ^{137}Cs в 3-5 раз менее интенсивно, чем зернобобовые (фасоль, горох). Наряду с межвидовыми различиями в накоплении ^{137}Cs растениями, указывается на существование межсортовых различий в пределах одной сельскохозяйственной культуры. В зависимости от биологических особенностей изученных сортов гороха и пшеницы величина отношений крайних значений содержания ^{137}Cs в зерне в абсолютных единицах достигают 2 и более [218].

Считается, что накопление ^{137}Cs в растениях из почв незначительно. При наличии аэрального и почвенного путей поступления загрязнение растений ^{137}Cs обусловлено в основном аэральным путём. Отмечается, что поступление ^{137}Cs в растения зависит от типа почв, их физико-химических свойств и т.д. [12, 62, 320]. Для ^{137}Cs в почве характерен его переход в фиксированное состояние,

т.е. в форму, в которой он не обменивается с ионами почвенного раствора. Фиксированный ^{137}Cs недоступен для корневого усвоения растениями. Механизм его фиксации окончательно не выяснен. Наиболее часто используемой гипотезой для объяснения фиксации ^{137}Cs в почвах является предположение о его вхождении во внутрикристаллическую решётку вторичных глинистых минералов почвы. Явление фиксации ^{137}Cs , иногда называемое «старением» самого радионуклида, обуславливает постепенное уменьшение его мобильности в почвах и доступности растениям.

А последние годы на фоне общего снижения содержания ^{137}Cs в растениях и в пищевых продуктах существенно возросла его доля, мигрирующая по почвенному субстрату. Это явление обусловлено уменьшением плотности глобальных выпадений и соответственно снижением вклада воздушного пути в суммарное загрязнение растений ^{137}Cs . Наряду с этим в отдельных областях Российской Федерации, Украины, Белоруссии и некоторых других зарубежных странах в последние годы выявлены повышенные (по сравнению со средними) уровни содержания ^{137}Cs в растениях, молоке и мясе.

В работах А.Н. Мареев, Р.М. Бархударова, Н.Я. Новиковой и Н.Я. Новиковой указывается, что ^{137}Cs в дерново-подзолистых и торфяных песчаных почвах района Белорусского Полесья поступает в травянистые растения интенсивнее, чем ^{90}Sr . На исследованных почвах наблюдается большее (в среднем в 10 раз) по сравнению со ^{90}Sr поступление ^{137}Cs в растения, о чем свидетельствует увеличение отношения $^{137}\text{Cs} : ^{90}\text{Sr}$ (до 16 раз). Считается, что основной причиной значительного поступления ^{137}Cs в растительность является малая фиксирующая способность почв по отношению к этому радионуклиду, что обусловлено особенностями их минералогического состава, малым содержанием илистой фракции (0,5-0,6 %), основную часть которой составляет органическое вещество, и почти полным отсутствием в ней глинистых минералов. Повышенная мобильность ^{137}Cs в почвах Полесий объясняется так же высокой их гидроморфностью. Показано, что доступен растениям не только ^{137}Cs , находящийся в обменной форме, но и радионуклид в необменном

состоянии [61, 209, 233]. Очень интересную работу провели Н.В. Елишевич, Т.Г. Иванова, Т.К. Морозова и др. За восемь лет экспериментальных работ резкого уменьшения содержания ^{137}Cs , доступного для растений с течением времени они не наблюдали. Показано, что под действием погодноклиматических, физико-химических свойств почв, биологических, микробиологических и других природных процессов переход радионуклидов может меняться в довольно в широких пределах. Накопление ^{137}Cs в пастбищных травах разных типов лугов различается до двух порядков. Отмечено, что при одних и тех же уровнях содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в пастбищных травах разных типов лугов различается до двух порядков. При одних и тех же уровнях содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах, ^{90}Sr может накапливаться в генеративных органах растений в 2-47 раз, а в вегетативных – 18-160 раз больше, чем ^{137}Cs [223, 261, 263].

Таково было состояние изученности поступления искусственных радионуклидов в различные растения до аварии на Чернобыльской АЭС. После аварии на территориях Украины и Белоруссии открылись новые центры радиозэкологических исследований. Задача этих центров наряду с проведением радиозэкологического мониторинга почвенно-растительного покрова, заключалась в создании на загрязненных территориях системы земледелия, с помощью которых можно было получить сельскохозяйственную продукцию с наименьшими концентрациями радионуклидов [8, 249, 360].

Летом 1986 года Г.А. Андриановой, В.А. Ветровым, Р.Н. Олейником на территории Украины, загрязненной выпадениями радиоактивных продуктов Чернобыльской аварии, была заложена сеть агроэкологических полигонов, в составе которых имелись опытные поля севооборота. На этих полях проводились и проводятся систематические наблюдения за переходом чернобыльских радионуклидов в биомассу основных сельскохозяйственных культур. Цель мониторинга состояла в изучении закономерностей загрязнения сельскохозяйственных растений в зависимости от факторов внешней среды и последующем прогнозе радиоактивного загрязнения продуктов

растениеводства на территории Украины и прилегающих районов Белоруссии и России. Одной из основных задач была попытка выделить метаболическое поступление на общем фоне радиоактивного загрязнения биомассы. Анализ полученных результатов показал, в частности, что в сезон 1986 года основную роль в загрязнении надземных органов растений играл механизм поверхностного (аэрального) первичного загрязнения от выпавших продуктов аварии, что обусловило высокий уровень инкорпорации радионуклидов. Уже на следующий сезон (1987 г.) отмечено резкое снижение загрязнения надземных частей растений, и значительная его доля приходилась на корневое поглощение [19]. В работе Р.М. Алексахина, С.В. Фесенко, Н.И. Санжаровой и др. изучено накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в травянистых растениях в зоне аварии на Чернобыльской АЭС. Исследовано 74 вида 32 семейств покрытосеменных растений, представляющих собой кормовые, лекарственные и технические культуры. Полученные результаты дали возможность авторам по способности растений накапливать радионуклиды выделить их три группы семейств: концентраторы - лютиковые, дербенниковые норичниковые, ирисовые; дискриминаторы – горечавковые, ослинниковые, зонтичные, зверобойные; семейства с широким разбросом значений коэффициентов накопления (K_n) – бобовые, злаковые, сложноцветные, маревые и др. Семейства последней группы перспективны для дальнейшего поиска растений-дискриминаторов, для изучения механизма поглощения радионуклидов, пригодных для ведения в культуру в зоне радиоактивного загрязнения [8, 372].

1.3 Тяжелые металлы в природно-техногенных экосистемах

Известно, что наиболее приоритетными загрязнителями окружающей природной среды являются тяжелые металлы. В самом общем плане выделяют естественные (природные) и техногенные источники их поступления [16, 120, 122, 129, 231].

Естественные источники. Первичное месторождение тяжелых металлов на планете – верхняя мантия, базальты и граниты, поэтому естественным источником тяжелых металлов для почв являются горные породы, на продуктах, выветривания которых сформировался почвенный покров. Насыщенность разных горных пород тяжелыми металлами существенно различаются, хотя в сравнении с другими химическими элементами их содержание в горных породах не велико [122, 176].

Эти различия связаны с минералогическим составом горных пород, так как в них тяжелые металлы приурочены к определённой группе минералов. Почвообразующие горные породы разного гранулометрического состава по концентрации могут сильно различаться, песчаные и супесчаные породы содержат небольшое количество, суглинистые и глинистые – значительное [122, 176].

Из почвообразующих пород тяжелые металлы переходят в почвы в соответствии с закономерностями миграции и аккумуляции их в различных геохимических ландшафтах. Кроме горных пород, естественными источниками тяжелых металлов для основных компонентов биосферы являются термальные воды, космическая и метеоритная пыль, вулканические газы и др. [176, 329].

Техногенные источники. Техногенное поступление тяжелых металлов в биосферу связано с различными источниками, к важнейшим из них относят: горнодобывающую промышленность, предприятия металлургического комплекса, автотранспорт, тепловые электростанции, сжигание отходов, минеральные и органические удобрения, сточные воды и др. [16, 24, 36, 100, 112, 307, 350, 383, 406, 421].

Незаменимая экологическая роль почвы определяется как важнейший компонент для всех наземных биогеоценозов и биосферы Земли в целом [176, 101, 203, 176]. Почва – весьма специфический компонент биосферы, поскольку она не только геохимически аккумулирует компоненты загрязнений, но и выступает как природный барьер, контролирующий перенос химических элементов и соединений в атмосферу, гидросферу и живое вещество [384].

Тяжелые металлы, поступающие из различных источников, попадают в конечном итоге на поверхность почвы. Их дальнейшая судьба зависит от ее химических и физических свойств. Продолжительность пребывания загрязняющих компонентов в почвах гораздо больше, чем в других частях биосферы, и загрязнение почв, особенно тяжелыми металлами, по-видимому, вечно [118, 129]. Металлы, накапливающиеся в почвах, медленно удаляются при выщелачивании, потребления растениями, эрозии и дефляции. Первый период полудаления (удаление половины от начальной концентрации) ТМ, по расчетам Иимуры и др., для почв в условиях лизиметра сильно варьирует: для цинка от 70 до 510 лет, для кадмия от 13 до 1100 лет, для меди от 310 до 1500 лет, для свинца от 750 до 5900 лет [93, 94]. Хотя микроэлементы – малые компоненты в составе твердой фазы почвы, они играют важную роль в ее плодородии. Значение связей микроэлементов с отдельными фазами почв и их сродства к каждой составной части почвы – это ключ к лучшему пониманию принципов, управляющих поведением микроэлементов в почвах [100]. Почва является мощным аккумулятором тяжелых металлов и практически не теряет их со временем, обладая ярко выраженной катионной поглотительной способностью, она очень хорошо удерживает положительно заряженные ионы металлов. Поэтому постоянное поступление их даже в малых количествах в течение продолжительного времени способны привести к существенному накоплению их в почве.

В культурном ландшафте наибольшее распространение имеют цинк, свинец, ртуть, кадмий, хром. Набор металлов, поступающих в ландшафт, зависит, прежде всего, от характера человеческой деятельности в данном регионе. Так при сильном развитии автомобильного транспорта и при наличии густой сети автомобильных дорог справедливо ожидать обогащение ландшафта свинцом, поступающим в окружающую среду с отработанными газами двигателей внутреннего сгорания [231, 421]. Поступление в ландшафт кадмия может быть связано с широким использованием в сельском хозяйстве фосфатов, содержащих этот элемент в виде примеси, а также при развитии

электронной и лакокрасочной промышленности, широко применяющих соединения данного металла [419].

Ртуть в культурном ландшафте оказывается в результате использования её соединений в качестве фунгицидов в сельском хозяйстве и при производстве целлюлозы на целлюлозно-бумажных предприятиях, откуда она может попадать в окружающую среду со сточными водами и твердыми отходами при очистке сточных вод. Не исключено попадание ртути в почву с компостами из бытового мусора, где она оказывается, в свою очередь, из использованных люминесцентных ламп [93, 94].

Заметные количества хрома могут обнаруживаться в ландшафте в результате применения в качестве удобрений осадков сточных вод канализации городов с развитой часовой, кожевенной и тяжёлой промышленностью, а также при известковании почв шлаками металлургических производств, содержащих хром [114].

Обогащение ландшафта цинком может произойти при систематическом использовании в качестве органических удобрений осадков сточных вод городов, а также при сжигании отходов резины, в состав которой он входит как элемент, улучшающий вулканизацию. Заметное загрязнение среды медью наблюдается в местах интенсивного виноградарства, где этот элемент широко используют для борьбы с заболеваниями винограда [350].

В ландшафтах, практически не затронутых хозяйственной деятельностью, содержание тяжелых металлов в почве незначительное. Так, кларк кадмия в почве составляет 5×10^{-5} %, или 0,5 мг/кг, для ртути 1×10^{-6} %, или 0,01 мг/кг, для свинца $1,6 \times 10^{-3}$ %, или 16 мг/кг, для меди - 1×10^{-2} %, или 100 мг/кг, для цинка - 5×10^{-3} %, или 50 мг/кг [59].

В ландшафте кадмий является редким рассеянным 2-валентным элементом. Для него характерна миграция в горячих подземных водах вместе с цинком и другими халькофильными элементами. Кадмий сопутствует цинку и часто обнаруживается вместе с ним, образует многочисленные основные, двойные и комплексные соединения. В незагрязненных почвах он содержится в

количествах, равных десятым долям миллиграмма на килограмм. Ртуть относится к весьма редким элементам и в природе мигрирует преимущественно в газообразном состоянии и водных растворах. В ландшафте в основном рассеивается и лишь в незначительном количестве может сорбироваться глинами и илами. В чистых почвах ее содержание составляет сотые доли миллиграмма на килограмм, а в почвах интенсивного хозяйственного использования достигает целых миллиграммов [421].

Свинец является наиболее распространенным элементом. В ландшафте он преимущественно мигрирует в бикарбонатной форме, а также в органических комплексах. Он легко адсорбируется глинами, и в них его содержание повышено. В условиях промывного типа водного режима (в таежных и других ландшафтах влажного климата) наблюдается некоторая подвижность свинца. Однако он вымывается слабее, чем цинк и медь [420].

Знание природных концентраций тяжелых металлов в почвах дает возможность судить о состоянии чистоты или загрязненности и принимать соответствующие меры, направленные на сохранение почвенного плодородия. В.П. Цемко, И.К. Паламарчук, Г.М.Залуцкая предлагают следующую группировку почв по степени загрязнения: к слабо загрязненным относятся почвы с содержанием элемента от 2 до 10 кларков; к средне – от 10 до 30 кларков; к сильно – свыше 30 кларков [329].

В природе выявлены естественные провинции, бедные йодом, фтором, кобальтом, молибденом и другими элементами. Имеются также провинции с повышенным содержанием таких элементов, как стронций, селен, мышьяк, кобальт, молибден и др. Животные и растительные организмы в таких провинциях подвержены специфическим заболеваниям, вызванные как избытком, так и недостатком этих элементов [368, 401].

Региональное загрязнение почв, как указывается в большинстве публикаций, происходит главным образом в промышленных районах и центрах крупных населённых пунктов (городах). Наиболее важными источниками тяжелых металлов здесь являются промышленные предприятия, транспорт,

бытовые отходы, коммунальные и сточные воды. Однако из-за воздушного переноса на большие расстояния тяжелых металлов, особенно тех, которые образуют летучие соединения (например: As, Se, Sb, Hg), стало трудно определять их природный фоновый уровень в почвах. Получение достоверных данных о фоновых концентрациях тяжелых металлов в почве в условиях различных природно-климатических зон необходимо, прежде всего, для успешного мониторинга окружающей среды [27, 68].

Химический состав растений отражает в целом элементный состав среды региона. Однако степень проявления в этой связи чрезвычайно изменчива и зависит от многих разнородных факторов. Обычные концентрации микроэлементов в растениях, произрастающих на различных, но не загрязненных почвах, обнаруживают весьма широкие вариации.

Главный источник микроэлементов для растений – это их питательная среда, т.е. питательные растворы или почвы. Связь микроэлементов с компонентами почвы – один из наиболее важных факторов, определяющих их биологическую доступность. В целом растения легко поглощают формы микроэлементов, растворенные в почвенных растворах, как ионные, так и хелаты и комплексы. Главный путь поступления микроэлементов в растение – это абсорбция корнями, однако отмечена способность и других тканей легко поглощать некоторые питательные компоненты.

Поглощение корнями. Поглощение микроэлементов корнями может быть пассивным (неметаболическим) и активным (метаболическим). Пассивное поглощение происходит путем диффузии ионов из внешнего раствора в эндодерму корней. При активном поглощении необходимы затраты метаболических процессов, и оно направлено против химических градиентов. Ряд данных подтверждает предположение, что при обычных концентрациях в почвенном растворе микроэлементов корнями растений контролируется метаболическими процессами внутри самих корней.

Поглощение листьями. Биодоступность микроэлементов, поступающих из воздушных источников через листья (фолиарное поглощение), может оказывать

значительное воздействие на заражение растений. Считается, что фолиарное поглощение состоит из двух фаз – неметаболического проникновения через кутикулу, которое в целом рассматривается как главный путь поступления, и метаболических процессов, которыми объясняются накопление элементов, противоположное действию градиентов концентрации. Вторая группа процессов ответственна за перенос ионов через плазматические мембраны и в протоплазму клеток. Микроэлементы, поглощенные листьями, могут переноситься в другие растительные ткани, включая и корни, где избыточное количество некоторых элементов может быть запасено. Скорость движения микроэлементов в тканях сильно изменяется в зависимости от органа растения, его возраста и природы элемента. Перенос ионов в тканях и органах растений включает несколько процессов: 1) движение в ксилеме, 2) движение во флоэме, 3) хранение, накопление и переход в неподвижное состояние.

Понимание важности некоторых микроэлементов для нормального роста и развития растений сложилась сравнительно недавно. В настоящее время лишь для десятка микроэлементов известно, что они жизненно необходимы всем растениям, и еще для нескольких доказано, что они необходимы небольшому числу видов. Для остальных элементов известно, что они оказывают стимулирующее действие на рост растений, но их функции пока не установлены. Характерная особенность физиологии этих элементов состоит в том, что если даже многие из них необходимы для роста растений, при высоких концентрациях они могут оказывать токсичное действие на клетки [38, 68, 212, 385]. Известно, что состав растительных организмов входят почти все химические элементы, среднее содержание которых в растениях ближе всего к кларковым концентрациям в почве. Следует заметить, что элементарный состав растений не всегда отвечает составу почвы, на которой они произрастают. Растения сами выбирают нужные им химические элементы из почвы, поэтому микроэлементный состав разных видов также неоднороден, как их морфологические признаки. Различия в элементарном составе растений, как и в любом их систематическом признаке, тесно связаны с историей происхождения

видов. В.И. Вернадский [1960] отмечал, что организмы различны не только морфологически, но и химически: в одних видах много меди, в других – молибдена, в-третьих – никеля [55]. Природа растения выражается в характерном его строении и в определенном обмене веществ, в результате чего образуются специфические для растений химические вещества [60]. При этом каждый вид сохраняет свои биохимические особенности даже при значительных изменениях природных условий [45]. Учитывая способность отдельных видов растений в неодинаковой степени концентрировать химические элементы, В.В.Ковальский и Н.С. Петрунина разработали схему, объясняющую различные реакции растений в ответ на избыточное или недостаточное содержание химических элементов в среде. Согласно этой схеме, среди адаптированных форм выделяются группировки привычных и непривычных концентраторов. Непривычные концентраторы могут произрастать как при повышенных, так и при нормальных и средних концентрациях элементов в почве. Привычные концентраторы независимо от среды обитания всегда извлекают значительное количество химического элемента, что указывает на физиологическую потребность в нем данного вида. При этом выявляется теснейшая связь между систематическими и химическими признаками растений. Разница в содержаниях элементов в различных родах и семействах может быть очень существенной. Так злаки, осоки, хвощи, диатомовые водоросли имеют в золе до 70 % кремнезема; горох, клевер, табак – до 60-70 % солей кальция и магния; гречиха, кукуруза, подсолнечник, земляная груша, картофель, свекла – до 70-90 % солей кальция; солончаковые растения – до 70-90 % солей натрия. У растений семейства крестоцветных фосфора больше, чем у бобовых, у злаковых – меньше. Алюминий, кальций, цинк и бор накапливаются преимущественно у представителей рода хвощей (*Equisetum L.*). Злаковые растения (*Stipa baicalensis*, *S. lessingiana* *Festuca valesiaca*) содержат в золе мало меди, полыни накапливают ее в большом количестве. Все эти данные свидетельствуют о важном систематическом признаке растений – содержании в них химических элементов [176, 212].

В этом отношении определённый интерес представляют исследования А.М. Мурсалиева по изучению микроэлементного состава полыней северного склона Кыргызского Ала-Тоо. В полынях наблюдались некоторые характерные различия в концентрировании микроэлементов, которые обусловлены геохимическими особенностями местообитаний. Установлено, что каждый вид изученных полыней имеет свой определённый элементарный химический состав и характеризуются избирательной способностью к накоплению микроэлементов (меди, кобальта, молибдена и свинца) [223].

В дальнейших исследованиях А.М.Мурсалиева изучено распределение и концентрирование меди кобальта, молибдена, марганца в растениях семейства сложноцветных и растений и других семейств (злаковых, губоцветных, бобовых и др.) из всех основных типов растительного покрова горных склонов Киргизии. В исследованиях показано, что почвы Киргизии содержат значительное количество меди, кобальта, молибдена, марганца и других микроэлементов, в которых, в связи с их большой растворимостью, растения не испытывают недостатка. Отдельные виды растений по-разному взаимодействуют с почвой и обладают различной кумулирующей способностью в зависимости от структуры сообщества, видового состава. Накопление микроэлементов в различных органах сложноцветных также было неодинаковым: больше всего они содержались в корнях, цветках и листьях, наиболее низкие концентрации обнаруживались в стеблях. Было установлено, что содержание микроэлементов у видов разных экологических групп сложноцветных неодинаково. Оно колебалось даже в пределах одной группы. Наименьшее содержание микроэлементов отмечалось у мезофитов, наибольшее у ксерофитов, промежуточное место принадлежало мезоксерофитам. Низкие содержания микроэлементов наблюдались у представителей рода одуванчик, более высокие у некоторых видов пиретрума, полыни, максимальные – у некоторых видов и подрода серифидиум и др. Высокие концентрации кобальта, молибдена, меди, никеля, свинца обнаруживались в растениях подсемейства *Carduoideae*, при исключительно низком содержании железа, марганца, хрома;

высокое содержание марганца, железа, стронция, бария в растениях подсемейства *Carduoideae*, при низком наличии меди, кобальта, никеля и титана. Каждый из изученных растений сложноцветных имел свой определённый элементный состав и характеризовался избирательной способностью к накоплению меди, кобальта, молибдена, марганца. Было установлено, что в составе флоры сложноцветных существуют генетически разновозрастные виды. Эти виды претерпевали в процессе эволюции значительные изменения в зависимости от геохимических факторов. Выявлено, что по мере поднятия по эволюционной лестнице взаимодействие видов с геохимической средой меняется: адаптированные группы растений сложноцветных способны к накоплению многих химических элементов, что связано с их физиологическими потребностями, выработанными в процессе приспособления организмов к условиям существования, более древние виды имели более устойчивый микроэлементный состав, у филогенетически молодых видов химический состав изменялся в довольно широких пределах. Результаты исследований показали, что сложноцветные содержали значительно больше микроэлементов, чем растения из других семейств [227, 228, 229].

А.М. Мурсалиевым и Р. Шадыхановым, были изучены разные виды растений, собранные на Сары-Джаских сыртах. Анализ полученных данных показал, что микроэлементный состав доминантных растений района исследований в зависимости от их местообитания, резко отличается. В горно-луговых условиях все виды растений содержат повышенное количество меди и небольшое кобальта и молибдена. В разных по экологии группах растений уровень содержания микроэлементов: Cu, Co, Mo, Ni, Pb и Zn неодинаков. Так в условиях горно-луговых склонов, мезофитные виды растений содержат в большом количестве Cu и Co, а ксерофитные отличаются не большим содержанием этих элементов. Напротив, в них содержатся в большом количестве: Mo, Zn, Pb и Ni. В среднем содержание Zn - 29,5 мг/кг, Fe - 710 мг/кг, Cu - 12 мг/кг, Mn - 48 мг/кг сухого вещества. Растения и почвы горных

склонов на разных высотах и экспозициях также имеют различную концентрацию микроэлементов [227].

А.М. Мурсалиевым, Г.А. Ниязовой, Ш.Т. Токомбаевым были проведены детальные биогеохимические исследования горных лугов бассейна реки Тюп, Иссык-Кульской области. Результаты исследований показали, что в растениях естественных угодий горных склонов районов исследований содержание никеля, свинца, цинка, кобальта, молибдена, стронция, бария находится в пределах, обеспечивающих нормальную регуляцию обменных процессов у животных. Количество меди, иногда кобальта понижено, особенно летом. В пастбищных растениях горных склонов отмечается повышенное содержание цинка, нормальное – свинца, железа, недостаточное накопление в растениях марганца, йода, иногда и молибдена. Растения и почвы горных склонов на различных высотах и экспозициях имели неодинаковую концентрацию химических элементов. Сравнение микроэлементного состава растений и почв разных горных склонов позволило выявить характерные особенности каждого горного склона и ландшафта в районе исследования [222].

Дженаевым Б.М. проведены исследования по определению уровней содержания селена и ртути в биогеохимических цепях различных типах экосистем Кыргызстана. Результаты исследований показали, что большая часть обследованной территории Республики по уровню содержания селена в почвах и растениях принадлежит к оптимальным районам. Так, например, в условиях юго-западного побережья Иссык-Куля содержание селена в серо-бурых пустынно-солончаковых почвах умеренное – 452-540 мкг/кг, при низкой концентрации ртути 7-10 мкг/кг сухого вещества. Коэффициенты биологического накопления селена в растениях приближаются к значению – 0,5, а по ртути накопления практически не обнаруживается [93, 94]. Позже проведенные эколого-биогеохимические исследования Шамшиевым А.Б. показали оптимальные уровни накопления селена в почвенно-растительном комплексе Прииссыккуля. Его экологический статус оценен относительно удовлетворительным (K_6 селена = $0,84 \pm 0,17$), исключая некоторые территории

распространения изверженных кислых пород (Восточное Прииссыккулье и отдельные заболоченные участки). Было установлено, что техногенные факторы в данном субрегионе не оказывают особого влияния на биогеохимические цепи селена в почвенно-растительном покрове [334].

1.4 Биологическая реакция живых организмов на геохимические факторы среды

Известно, что недостаток или избыток определенных химических элементов в среде обитания вызывает нарушения в обмене веществ живых организмов, которые при таких условиях либо погибают, либо приспособляются путем изменения физиологической функции, либо заболевают. Области, где у организмов наблюдается та или иная биологическая реакция на недостаток или избыток определенных элементов в окружающей среде, называются биогеохимическими провинциями, которые играют важную роль в эволюции живого вещества. Между организмом и средой происходит непрерывный обмен химическими элементами, который зависит как от свойств среды и природы, так и от истории развития организмов. Флора и фауна, происходящие через эти барьеры отбираются и подвергаются изменчивости на химической основе. В биогеохимических провинциях с недостаточным или избыточным содержанием химических элементов в среде изменения возникают не только в обмене веществ, но и в морфологии растений вплоть до образования новых видов. В биогеохимических провинциях отмечены многочисленные случаи морфологической изменчивости растений, причина появления которой объясняется ныне геохимической экологией растений и химическим составом почв [58, 107]. Изучение взаимоотношений между организмами и геохимическими факторами в среде являются предметом геохимической экологии, многие вопросы которой освещены в работах В.В. Ковальского по изучению геохимической экологии организмов в условиях различных субрегионов биосферы, в частности в условиях борных субрегионов,

в условиях недостатка меди, избытка молибдена и сульфатов, в условиях стронциево-кальциевых субрегионов биосферы Забайкалья и Таджикистана, в субрегионах биосферы с повышенным содержанием в среде молибдена, в условиях урановых субрегионов биосферы Иссык-Кульской котловины, в условиях субрегиона биосферы, обогащенного селеном [177].

Организмы каждый по своему реагирует на недостаток или избыток того или иного элемента в среде обитания, поэтому характер биологической реакции зависит от содержания химических элементов в среде. Биологическая реакция – это, с одной стороны, отбор и подбор флоры и фауны на основе геохимических факторов, с другой – изменчивость и приспособляемость организмов. В.В. Ковальский и Н.С. Петрунина показали наиболее вероятные пути изменчивости и приспособляемости растительных организмов в биогеохимических провинциях в зависимости от содержания химических элементов в среде. Отдельные растения, попадая в сложные условия, изменяются вплоть до образования новых видов. Примерами морфологической и физиологической изменчивости могут служить многочисленные данные об изменении состава флоры в биогеохимических провинциях с различным содержанием химических элементов. Например (*Astragalus pectinatus* и др.), произрастающие на богатых селеном почвах и концентрирующие его в большом количестве, отличаются здесь наибольшим видовым разнообразием. Причем некоторые концентраторы селена (*Astragalus pectinatus*, *Aporappus frominitii* и др.) совсем не найдены на почвах, не содержащих этого элемента [178]. Вместе с тем необходимо отметить и изменения морфологических признаков у растений, собранных в районах месторождений. Так, М.М. Сторожева выявила тератологические явления у анемоны (*Pulsatella patens*, *Anemone patens*) на месторождениях никеля, здесь же найдены особые формы астр мохнатой и татарской [297]. На почвах, обогащенных цинком, зарегистрированы морфологические изменения у фиалки (*Viola triodor*) и ярутки (*Thlaspi alpestre*) [60]. На почвах с наибольшим накоплением свинца и цинка обнаружена измененная форма мака крупнокоробочного (*Papaver macrostomus*) с расчлененными лопасными краями

венчика [201]. Большой интерес представляет открытие Д.П. Малюгой широко распространенных уродливых форм грудницы мохнатой (*Linosyris villosa* (L.)) на месторождениях никеля [202]. Найдены также угнетенные формы качима (*Cypsophila Patrinii* Serv.) на медистых, сульфидных месторождениях [203]. А.М. Швыряева и Н.С. Малышкина обнаружили морфологические изменения у прутняка (*Kochia prostrate* Shr.) и биюргуна (*Anabasis salsa* var. *depressa*) на месторождениях бора, ими отмечено почти полное отсутствие растительности на почвах с высоким содержанием бора [336]. К почвам с высоким содержанием никеля приурочены бурачок двусемянный (*Alyssum biovulatum*). На почвах богатых битумом, наблюдается уродливые формы растений, причем отдельные из них приобретают гигантские размеры [203].

Недостаточное или избыточное содержание химических элементов в среде обитания влечет за собой возникновение эндемической болезни у растений. Так, недостаток или избыток железа или марганца вызывает хлороз. Во многих торфянистых и песчаных почвах недостаток усвояемой формы меди у злаковых растений порождает «болезнь обработки» (белая чума), что проявляется в хлорозе, подсыхании, полегании и скручивании листьев и в итоге приводит к резкому снижению урожайности [177]. М.Я. Школьник обнаружил морфологические изменения листьев подсолнечника, выросшего при недостатке бора [340]. Различные эндемические заболевания возникают у растений табака и томата, цветной капусты и клевера при нехватке молибдена. При низком содержании в почве магния появляется хлороз фруктовых деревьев [120, 259].

Из литературных данных известны морфологические изменения растений, произрастающих в районах с повышенным содержанием урана. У растений (*Ferula gigantea* B. Fedtsch и *Eremus stenophyllus* (Boiss. Et Buhse, Baker)) при концентрации урана в них от 0,01 до 0,1 % встречаются уродливые формы с искривленными стеблями, скрученными листьями и цветами неправильной формы; перисто-рассеченная листовая пластинка ферулы и эремуруса достигает 30 – 50 см вместо 1,5 м [176]. Изменчивость цветов описана для *Epilobium*

angustifolium L., произрастающей на территории, обогащенной ураном. У этих же особей показана диплоидность пыльцы [64]. На площадях с повышенной радиоактивностью у *Prunus prostrata* наблюдалось изменение окраски и размеров растения; иногда наблюдалось наличие опухолей, наростов, утолщений. Было отмечено снижение содержания хлорофилла по сравнению с нормальным растением того же вида и относительное увеличение содержания каротина и ксантофилла, вследствие чего растение принимало бледно-зеленную окраску с желтовато бурым оттенком [59, 129, 176, 246, 326].

Источником информации относительно влияния повышенной природной радиоактивности на растения являются работы, связанные с геологическими изысканиями. Это в первую очередь могут быть исследования Н.Л. Cannon обследовавшей растительность в районе Колорадского плато, где находятся крупнейшие в мире месторождения урана. Ею описано специфическое состояние флоры, произрастающих в местах урановых отложений: карликовость, изменения в окраске растений, признаки преждевременной гибели отдельных видов. Автор связывает все эти отклонения с токсическим действием урана, а также других сопутствующих ему химических элементов в районе месторождения [356]. В этой связи большой интерес вызывают работы Е.А. Востаковой при исследовании растений собранных с участков с повышенным естественным фоном радиации, у ряда растений, рост которых приурочен к “активным” участкам, наблюдается угнетение роста и ветвистости стебля, уменьшение числа генеративных побегов, повышение бесплодности цветков [64]. Ряд представлений относительно возможного влияния повышенных уровней радиоактивности на растения можно выделить в работах М.Ф. Кузина проводивших исследования в районе ториевой аномалий. Из наблюдений следует, что растения, характеризующаясь высокой изменчивостью морфологического облика на подобных территориях, могут выступать в качестве индикаторов при геологических поисках рассеянных элементов [191].

Представления о возможностях действия естественного фона, как экологического фактора развиты в исследованиях польских авторов,

проводивших свои наблюдения на природной растительности в районе Судетских гор [413]. Целый перечень морфологических и физиологических аномалий у растений дикой флоры приводят французские авторы, исследовавшие территорию с повышенной естественной радиоактивностью на юго-западе Франции [398]. В изучении природных популяций растений из районов естественных радиоактивных аномалий широко используются методы цитогенетического анализа. Путём учёта частоты хромосомных aberrаций делаются попытки оценить мутагенные свойства повышенного естественного фона радиации, обусловленного близким залеганием к поверхности рудных жил, содержащих естественные радионуклиды. Обстоятельные цитогенетические обследования растений районов с повышенной природной радиоактивностью проведены в Индии. Наличие огромных залежей монацитовых песков с высоким содержанием тория создаёт весьма своеобразные условия для произрастающей здесь флоры. Мощность γ -фона на отдельных участках монацитового пояса достигает 5 мР/ч. У некоторых видов аборигенных растений авторами удалось зарегистрировать повышенный выход хромосомных нарушений в период прохождения мейотической фазы [377, 404]. Несмотря на достаточно убедительные данные о повышении частоты встречаемости хромосомных аномалий у растений, произрастающих в районах с повышенным радиационным фоном, остаётся большая доля сомнения, действительно ли эти аномалии обязаны влиянию радиационного фактора. Известно, что районы радиоактивных аномалий представляют собой сложные геохимические системы, где наряду с повышенным фоном радиации действуют и другие факторы нерадиационной природы, например, тяжёлые металлы, которым также присуща мутагенная активность [349, 365, 374, 376, 426]. Ситуация усложняется также существенными различиями сопоставляемых контрольных и опытных участков, поскольку в природной среде практически невозможно выбрать во всех отношениях безукоризненный контроль. Неоднократно отмечаемая исследователями большая флуктуация основных экологических факторов, способность “перекрывать” действие радиационного

фактора низкой мощности, сильно осложняют интерпретацию полученных данных и затрудняет оценку действия ионизирующих излучений, что отмечают и другие [14, 23, 354, 361]. Большим стимулом к проведению радиозоологических исследований послужили события, связанные с испытанием ядерного оружия, авариями и выбросами предприятий атомной промышленности [20, 69, 87, 236, 286, 287]. Так, к примеру, при обследовании почвенно-растительного покрова на территории Свердловской области в зоне Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРС) после Кыштымской аварии было установлено, что спустя 33 года после аварии в Южном Урале на загрязнённых ^{90}Sr почвах сформировалась популяция одуванчика (*Taraxacum officinale wigg*) с повышенным уровнем цитогенетических нарушений [2, 249, 264]. В.В. Шевченко, Л.И. Гринихом, В.И.Абрамовым были проанализированы генетические последствия длительного действия ионизирующего излучения в пяти природных популяциях растений *Crepis tectorum L.*, произрастающих на территории с разной степенью радиоактивного загрязнения в зоне ВУРСа. Показано что через 38 лет после аварии отмечается статистически значимое увеличение частоты аберраций хромосом в первом митозе проростков семян, лишь в популяции, обитающей на участке с самым высоким уровнем загрязнения (500 Ки/км^2). В остальных четырёх популяциях наблюдалась лишь тенденция к повышению частоты аберраций хромосом [337]. Позднее В.А. Шевченко, В.А. Кальченко, В.И. Абрамов, и др. приводят результаты исследований мутационного процесса в зависимости от времени хронического облучения природных популяций *Crepis tectorum*, произрастающих в районах с радиоактивным загрязнением, произошедшим в результате аварии на Чернобыльской АЭС. В этих работах изучена связь цитогенетического эффекта от мощности дозы и продолжительности хронического облучения. На 2-4-й год после начала хронического облучения популяций были выявлены растения с мутациями кариотипа (перичентрические инверсии, реципрокные транслокации, повышенное число аберраций хромосом). Через 4-7-лет после начала радиоактивного загрязнения в природных популяциях *C. tectorum*

наблюдалась повышенная частота aberrаций хромосом как в 30-км зоне ЧАЭС, так и прилегающей Брянской области [71].

В исследованиях Н.П. Фроловой, О.Н. Поповой, А.И. Таскаева на пятом году мониторинга семян *Plantago lanceolata* L., репродуцируемых в 30-км зоне аварии ЧАЭС, обнаружена высокая частота тератологических изменений в проростках; различные морфологические отклонения от нормы, проявляющиеся в отсутствии или недостаточном развитии одной из семядолей, срастание семядолей, их недоразвитие и утолщении связанной с кумулятивным действием радиационного фактора. Несмотря на ярко выраженную тенденцию со временем снижения радиационного фона, даже спустя несколько лет после Чернобыльской катастрофы, наблюдается повышенный и достоверно зависящий от уровня радиоактивного загрязнения цитогенетический эффект в клетках корневых меристем сельскохозяйственных растений [326]. П.К. Шкварников исследовал сельскохозяйственные растения, произрастающие в 30-км зоне ЧАЭС, и установил повышенную частоту хромосомных aberrаций, достигавшей у ржи-2,66 % и у пшеницы-2,57 %, при контрольном уровне мутабельности -0,49 % и 0,47 % соответственно [339]. Анализ генетической изменчивости в трёх последовательных поколениях озимой ржи и пшеницы, произрастающих в условиях радиоактивного загрязнения, показал повышенный выход цитогенетических повреждений во втором и третьем поколениях [18, 43, 44, 251, 252, 253]. Результаты исследований ряда авторов свидетельствуют, что хроническое низкодозовое облучение в районах, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате радиационных катастроф, способно приводить к наследуемой дестабилизации генетических структур, выражающийся, в частности, в увеличении выхода цитогенетических повреждений к кариотипической изменчивости потомков облучённых организмов. Можно полагать, что это является отражением процессов цитогенетической адаптации, происходящей в популяциях растений и животных под воздействием хронического низкодозового облучения. Процесс радиоадаптации в существенной мере зависит от уровня содержания искусственных

радионуклидов в районах обитания популяций и от биологических особенностей видов. Для разных видов существуют свои оптимальные уровни радиоактивного загрязнения, при которых процесс адаптации происходит наиболее быстрым путём. Доказана генетическая стабильность приобретаемого повышенного уровня радиорезистентности. Выявлено, что скорость приспособительных процессов зависит от исходной радиочувствительности видов (более чувствительные виды адаптируются раньше, чем радиоустойчивые). Повышенная радиоустойчивость отдельных популяций растений, по мнению авторов очевидно связано с более эффективной работой систем репарации растительных форм в облучаемой популяции. Схема, отражающая динамику мутационного процесса в хронически облучаемых популяциях, состоит из этапа нарастания уровня мутационного процесса, стабилизацией уровня мутантных особей, далее этапа перестройки с возрастанием концентрации радиорезистентных особей и, наконец, стабилизации популяций на новом уровне мутагенеза и радиорезистентности. Своеобразие радиационной обстановки каждый раз может налагать свой отпечаток на ход микроэволюционных событий, которые могут происходить в хронически облучаемых природных популяциях, оказавшихся по той или иной причине под прессом воздействия радиационного фактора [3, 339].

Постоянное увеличение антропогенного загрязнения окружающей среды сопровождается рядом негативных воздействий на живые организмы. В радиационно-загрязнённых районах ионизирующее излучения могут действовать в сочетании с различными химическими генотоксичными агентами, что является важнейшей проблемой экологии и генетики. Изучение сочетанных эффектов особенно важно в случае возможного взаимоусиливающего действия факторов, т.е. синергизма, хотя теоретически их реализация может иметь и другую направленность (антагонизм, аддитивность). Так к примеру, при изучении совместного влияния гамма-облучения и антропогенного загрязнения свинцом на семена растений, произрастающих вблизи перекрёстков автотрасс, было обнаружено, что под влиянием

загрязнения свинцом индуцированный генетический эффект радиации в растениях усугублялся [89, 408, 423]. С.Б. Динева, В.И. Абрамов, В.А. Шевченко обрабатывая нитратом свинца семена *Arabidopsis thaliana* (L) Heynh показали, что свинец является слабым мутагеном. Однако в экспериментах на хронически облучавшихся в малых дозах семенах *Arabidopsis thaliana* при комбинированном воздействии нитрата свинца проявлялся мутагенный эффект синергизма [97]. Невысокие, близкие к ПДК концентрации кадмия оказывали преимущественно мутагенное действие, а в сочетании с ионизирующим излучением приводили к синергетическому эффекту. Высокие концентрации кадмия, вызывая серьёзные нарушения плоидности и летальные поражения клеток, практически не увеличивали частоту аберраций, что обуславливает преимущественно аддитивность и даже антагонистическое действие, при проявлении генетического эффекта совместного действия ионизирующего излучения и солей кадмия в токсических концентрациях. Отсутствие достоверного увеличения частоты аберраций при исследовании биологического действия солей кадмия в токсических концентрациях отмечалось в опытах клетках млекопитающих и *Crepis capillaris* [297]. Таким образом, существует огромное число факторов техногенного происхождения, способных оказывать влияние на индукцию генетических эффектов. В соответствии с многочисленными исследованиями, наибольшую опасность для окружающей среды представляет радиоактивное и химическое загрязнение и в первую очередь возрастание количества тяжёлых металлов и других химических элементов. Существуют серьёзные отличия в механизмах действия физических и химических факторов, связанные с различием не только внутриклеточных мишеней, но и форм передачи энергии и путей поступления агента в клетки мишени. Химические агенты, в том числе соединения тяжёлых металлов, пройдя через метаболическую систему организма, способны измениться самым непредсказуемым образом. При этом в отличие от ионизирующих излучений, могут потерять свои токсические свойства, так и усилить их. Поскольку многие химические элементы способны оказывать влияние на работу систем репарации

и процессы реализации первичных повреждений, в случае комбинированного действия с повреждающим фактором другой природы существует вероятность индукции нелинейного отклика биологической системы на такое воздействие. Поэтому результирующий отклик биологической системы на комбинированное воздействие нескольких факторов нельзя предвидеть, исходя только из информации об эффектах отдельного действия каждого из них. Это обстоятельство создаёт принципиальные трудности при попытках построения количественных оценок результатов комбинированного воздействия, особенно в том случае, когда дозы и концентрации повреждающих агентов относительно невелики [116].

Исследования ученых многих стран с полной очевидностью показывают, что недостаток или избыток в рационе животных химических элементов может значительно влиять на физиологические процессы, вызывать состояние дисфункции и создавать условия для возникновения патологических явлений. С полной определенностью установлено наличие реакций у животных и человека на геохимические факторы среды – содержание химических элементов в почвах, водах, растениях, растительных кормах и пищевых продуктах. Особенно большое значение имеет реакция организмов на химические элементы среды за пределами пороговых концентраций (ниже или выше). В этих случаях у животных могут развиваться различные типы заболеваний и патологий, нарушаться обмен веществ [93].

Установлено, что многие химические элементы являются природными компонентами организмов, а такие элементы, как например магний, кальций, цинк, входят в состав нуклеиновых кислот и участвуют в стабилизации двойной спирали ДНК. Поэтому при отсутствии ионов Ca^{2+} и Mg^{2+} возможны деспирализация, удлинение хромосом, в результате чего они становятся хрупкими и легче возникают разрывы. Но при увеличении тех, же катионов в клетке увеличивается количество aberrаций хромосом и других мутаций.

Многочисленные исследования показывают, что в результате хозяйственной деятельности человека концентрации некоторых тяжелых

металлов в природе и живых организмах достигли такого уровня, когда равновесие во многих случаях необратимо нарушено и можно ожидать самые различные последствия увеличения генетического и канцерогенного эффекта, вызванного ионами металлов [40, 41, 42, 97, 106, 107, 114, 129, 141, 146, 178, 195, 224, 378]. Так, например, в исследованиях направленных на выяснение способности мышевидных грызунов поддерживать нормальную жизнедеятельность в условиях постоянного действия радиоактивных элементов, были выявлены различия в состоянии популяций, испытывающих их воздействие по сравнению с контрольной популяцией. Под влиянием радиоактивных элементов морфологические показатели у полевок резко изменялись. Изменчивость была направлена в сторону снижения показателей крови, уменьшения индексов печени, почек, селезенки и семенников. Выявлены отклонения от физиологической нормы в пропорциях роста основных органов обмена – печени, почек, щитовидной железы. Ответная реакция полевок на воздействие радиоэкологического фактора представляет сложный комплекс чередующихся и накладывающихся друг на друга процессов поражения и восстановления. На характер приспособительных реакций в организме указывали повышенный темп клеточного деления в костном мозге и селезенке, перераспределение белковых компонентов в плазме крови, изменение морфологического состава клеток в периферическом русле, сдвиги в сторону повышения активности дегидрогеназ в головном мозге взрослых животных, восстановление процесса сперматогенеза с возрастом самцов и т.п. Однако активизация клеточного деления у зверьков с опытных участков сопровождалась увеличением выхода аберрантных клеток с хромосомными нарушениями типа мостов и фрагментов [83, 109, 283, 321, 335, 355]. С.А. Гераськиным, Т.И. Евсеевой, А.И. Таскаевым и др. обобщены результаты многолетних радиоэкологических исследований в районах севера России с повышенным уровнем естественной радиоактивности [43]. Выявлены негативные изменения у животных и растений, населяющих территории с повышенным уровнем естественной радиоактивности, выражающиеся в

повышенной частоте хромосомных и геномных мутаций, деструктивных процессах в тканях жизненно важных органов животных, нарушении репродуктивных функций, снижении жизнеспособности потомства. Следует отметить комплексную работу, проведенную Токтосуновым Т.А. в которой было изучено действие физических факторов среды, таких, как тектонические процессы, гипоксия, изоляция, естественная радиация, сейсмические явления, на кариотипы широко распространенных видов рыб, земноводных, пресмыкающихся и млекопитающих. В частности было установлено, что радоновые воды, урановые руды и хвостохранилища способствуют возникновению у некоторых популяций видов животных явления анеуплоидии [311]. Ряд других исследований по изучению действия повышенного фона радиации на генетический аппарат мелких мышевидных грызунов отражены во многих работах [70, 73, 116, 121, 183, 187, 190, 191, 208, 211, 281, 305, 327, 343, 355, 357, 358, 391].

Резюме

В литературных источниках данного направления дается обзор проведенных эколого-биогеохимических и радиоэкологических исследований за период последних лет. Следует отметить, что в Кыргызстане пока недостаточно изучено влияние повышенных содержаний радионуклидов и тяжелых металлов в среде на природные популяции растений и животных, особенно радиационного фона, создаваемого за счет рассеянного в почве урана, а также накопленного в отвалах и хвостохранилищах.

ГЛАВА 2. ПРИРОДНО-КЛИМАТИЧЕСКИЕ УСЛОВИЯ ПРИИССЫККУЛЬЯ

2.1 Рельеф, геологическое строение, гидрогеологические условия, полезные ископаемые, климат

Рельеф охватывает высочайшие горы Тянь-Шаня и одно из крупнейших озер планеты, от которого она получила свое название. Котловину озера обрамляют хребты субширотного простирания Тескей и Кунгей Ала-Тоо с абсолютными высотами около 5000 м. В собственно котловинной части – тектонической впадине, выделяются три основных комплекса рельефа: равнинный, предгорно-адырный и горный. Равнинный комплекс представлен предгорной и приозерной равнинами, современными долинами рек. Ширина предгорной равнины не превышает несколько километров. Относительные отметки 1609 – 1900 м. В целом весь равнинный комплекс – это район широкого развития процессов аккумуляции продуктов разрушения горных пород. Приозерная предгорная равнина по мере приближения к горам, сменяется предгорьями (адырами). Горный комплекс котловины включает горный склон Кунгей и северный Тескей Ала-Тоо. Высокие горные хребты, окружающие котловину, защищают озеро от холодных воздушных арктических масс и от холодного жаркого дыхания Центрально-Азиатских пустынь [272, 180, 293].

Геологическое строение. Главная отличительная черта геологического строения Иссык-Кульской котловины заключается в том, что в результате многоэтапных встречных горизонтальных движений блоков земной коры здесь произошло сильнейшее скручивание геологических тел. На относительно небольшой площади сконцентрированы геологические структуры, которые в своем продолжение к западу занимают огромные площади. Многие

особенности геологии области обусловлены этим обстоятельством. На территории области развиты горные породы всех геохронологических групп: архея, протерозоя, палеозоя, мезозоя и кайнозоя. По данным ученых геологов процесс горообразования на территории области продолжается и по сей день. В результате неотектонических движений происходит подъем и опускание отдельных участков поверхности. Максимум подъема приходится на массив Хантенгри, максимум прогибания на Иссык-Кульскую впадину. Территория входит в сейсмически активный пояс молодых горных образований. За последние годы на территории региона зафиксированы сильные землетрясения: 8-бальное Тюпское в 1978 г., 6-7 – бальное Барскоонское в 1979 г., 7-бальное Каджи-Сайское в 1980 г., 6-7 – бальное Чолпон-Атинское в 1982 году [22, 284].

Гидрогеологические условия. В схеме гидрогеологического районирования Кыргызского Тенир-Тоо область представлена Иссык-Кульским артезианским бассейном, малым бассейном Сары-Жазской группы и гидрогеологическими массивами – областями питания подземных вод – Тескей-Кунгейским, Сары-Жазским, с группой массивов горного узла Кан-Тенир. Иссык-Кульский артезианский бассейн охватывает почти весь гидрографический бассейн озера Иссык-Куль, за исключением небольшого участка в его крайней западной части, принадлежащей к бассейну р.Чу. Этот артезианский бассейн отличается ранжированностью водоносных горизонтов и комплексов по структурно-гидрогеологическим этажам. Их три: верхний – четвертичный, средний – мезо-кайнозойский, нижний палеозойский, допалеозойский (фундамент). Слагающие каждые из этих этажей горные породы в гидрогеологическом отношении представляют собой водоносные горизонты и комплексы в сочетании с водоупорными их разностями [130, 277, 284].

Полезные ископаемые. Среди многочисленных и разнообразных полезных ископаемых Иссык-Кульской области главную ценность представляют минеральные месторождения рудного золота, олова, вольфрама,

молибдена, меди, свинца, цинка, редких, радиоактивных и редкоземельных элементов, графита, бурых и каменных углей, нерудного, в том числе химического сырья, песчанно-гравийного, суглинков и глин, минеральных удобрений (торфов, сапропелей и др.), а также подземных пресных и термоминеральных вод, лечебных грязей [247, 284].

Климат. Климатические условия Иссык-Кульской котловины весьма разнообразны и характеризуются значительной сезонной, пространственной и высотной изменчивостью. Положение в глубине Евразийского материка предопределило незначительное увлажнение территории, но высокогорный рельеф и особенности орографии обуславливают увеличение осадков в отдельных регионах. Сложно расчлененный рельеф и внутри горное расположение оказывают влияние на интенсивность проявления практически всех климатических элементов. Здесь слабо проявляется деятельность южных и юго-западных вторжений, хотя на остальной территории Кыргызстана она достаточно активна.

По данным ученых климатологов, многолетняя средняя годовая температура воздуха в г. Караколе равна 6°C , а в г. Балыкчи она составляет 7°C . Для высоты 1608 метров такая относительно высокая средняя годовая температура воздуха представляет частное явление. Благоприятна и зимняя температура воздуха: в г. Караколе средняя температура января колеблется от 4° до 7° мороза, а в г. Балыкчи от 3° до 5° , сильных морозов почти не бывает. Лето отмечается умеренной температурой, средняя температура июля и августа колеблется в г. Караколе в пределах $16 - 18^{\circ}$, а в г. Балыкчи $17 - 19^{\circ}$. Благодаря умеряющему воздействию самого озера здесь изнурительной жары не бывает [175, 250, 293].

Минимальное годовое увлажнение свойственно западной и равнинной части региона. Здесь за год выпадает порядка 120 мм осадков. С продвижением на восток, как по южному, так и по северному берегу, количество осадков увеличивается до 242 - 251 мм (с. Тамга и г. Чолпон-Ата) и до 579 мм на

крайней восточной части озера – с. Тюп. Велика мозаичность и распределения снежного покрова: значительная часть территории малоснежна или бесснежна.

2.2 Наземные воды

На территории формируется более 6800 рек и ручьев общей протяженностью около 22 тыс.км. Имеется много озер различного происхождения, главным образом тектонического, завального и ледникового. Существенным элементом в гидрографии территории являются оросительные каналы, пруды и пр. Болот мало и приурочены они главным образом к поймам крупных рек равнинной территории [26, 247].

При формировании водных ресурсов по характеру котловины выделяются две гидрологические области – область образования и область рассеивания стока. К области формирования стока относится горная часть территории. Здесь преобладает приход влаги над расходом ее в атмосферу. По характеру рельефа и режиму рек область формирования стока может быть подразделена на внутригорные и периферийные области. К рекам внутри горной области относятся реки высокогорных долин Центрального Тянь-Шаня. Реки периферийных областей характеризуются большими уклонами, достигающими 100-200 %. Реки в период половодья несут большое количество влекомых и взвешенных наносов. Пойма практически отсутствует. К таким рекам относятся реки Прииссыккулья, а также р. Сары-Джаз на большом ее протяжении. Область рассеивания стока располагается непосредственно ниже области его формирования. Сюда относятся межгорные впадины и примыкающие к горам равнинные территории, побережье Иссык-Кульской котловины. Уклоны русел рек в области рассеивания стока резко уменьшаются по сравнению с горной областью до 2-5 %. Многие реки в значительной степени разбираются на орошение и не доносят своих вод до оз. Иссык-Куль.

Транспортирующая способность рек резко уменьшается, в стоке преобладают взвешенные частицы. Естественный режим рек в той или иной степени видоизменяется здесь вследствие хозяйственной деятельности человека и, в первую очередь, в связи с интенсивным искусственным орошением.

Основным источником питания рек рассматриваемого региона являются талые воды сезонных снегов. В питании значительной части рек с высокогорными водосборами существенную роль играют талые воды «вечных» снегов и ледников. Дождевые воды в общем, питании речного стока имеют второстепенное значение. Влияние рельефа на осадки и испарение выражается в изменении их величины с высотой местности: количество осадков, как правило, увеличивается с высотой, а величина испарения понижается. По этой причине сток горных водозаборов увеличивается с высотой местности. Наибольшую удельную водоносность имеют реки, расположенные в восточной части бассейна, особенно те водосборы, которые ориентированы на северо-запад. Модули стока этих рек превышают 8 л/сек на высоте 2,6 км, достигая величины порядка 20 л/сек, при высотах, равных 3,4-3,6 км [204].

Реки котловины характеризуются повышенной минерализацией. В период весеннее-летнего половодья колебания минерализации по многолетним данным составляют от 42,6 до 250,9 мг/л. В период спада весеннее-летнего половодья минерализация рек в среднем колеблется от 72,4 мг/л до 332,8 мг/л. В период межени, когда в питании рек преобладают грунтовые воды, минерализация воды в среднем колеблется в пределах от 81,6 мг/л до 359,5 мг/л. По химическому составу большинство рек характеризуются хорошо выраженным преобладанием гидрокарбонатных ионов, а также ионов кальция (от 25 до 46 % экз.), что делает их вполне пригодными для питья в условиях централизованного водоснабжения. Во всех фазах гидрологического режима речные воды области пригодны для орошения.

Озеро Иссык-Куль занимает тектоническую впадину между хребтами Кунгей и Тескей Алатао и расположено на высоте 1609 м. Площадь зеркала

6280 км², наибольшая глубина 668 м. Длина озера 177 км, наибольшая ширина 60 км. И объем 1730 км³. На озере насчитывается около 20 заливов и бухт. Наибольшие заливы – Тюпский и Джыргаланский, которые являются рыбопромысловыми. Длина береговой линии 597 км. Ввиду бессточности озеро имеет солоноватую воду с минерализацией в открытой части 5,8 г/л [130, 272, 277, 293].

2.3 Почвенный покров

Известно, что в составе Центрально-Тяньшанской горно-котловинной почвенной провинции, наряду с другими, выделяются: Иссык-Кульская и Сарыджазская почвенные провинции. В пределах Иссык-Кульской почвенной подпровинции выделяются два почвенных округа: Западное и Восточное Прииссыккулье [205].

Западно-Прииссыккульский почвенный округ охватывает западную часть котловины с ее горными склонами до поселков Корумды на северном и Барскоон на южном берегу. Особенность почвенного покрова округа состоит в наличии серо-бурых каменистых и светло-бурых почв, которые часто приподняты по предгорьям.

Восточно-Прииссыккульский почвенный округ охватывает восточную часть котловины с нисходящими к ней горными склонами и характеризуется значительным увлажнением (400-500 и даже 600 мм осадков). Равномерное увлажнение по сезонам года благоприятствует развитию хорошего травостоя, под которым образуются каштановые и черноземные почвы. В районе встречаются массивы с близким залеганием грунтовых вод, где формируются почвы гидроморфного и полугидроморфного ряда.

Все особенности почвообразования Иссык-Кульской области предопределены горными условиями. Здесь резко выделяются три основных

комплекса рельефа: равнинный, предгорный и горный. Равнинный комплекс представлен предгорными равнинами и выложенными шлейфами, современными долинами рек и приозерной равниной. Наличие довольно значительных мезопонижений обусловило формирование почв гидроморфного ряда. В целом весь равнинный комплекс – это район широкого развития процессов аккумуляции продуктов разрушения горных пород, поэтому сформировавшиеся здесь почвы мощнее, чем на горных склонах.

Приозерная предгорная равнина по мере приближения к горам сменяется предгорьями, представленными фронтальными средними складками покровных отложений и межгорных депрессий. Горный комплекс включает южный склон хребта Кунгей и северный Тескей Ала-Тоо. Почвы горных склонов в большинстве своем маломощны, скелетны, хорошо задернованы и гумисированы. Верхние горизонты часто выщелочены от карбонатов.

Горизонтально-вертикальная зональность в межгорных впадинах и вертикальная поясность на окаймляющих их горных склонах – отличительная и определяющая особенность географии почв Иссык-Кульской области. Горизонтальная зональность представлена сменяющимися с запада на восток серо-бурыми пустынными каменистыми, светло-бурыми пустынно-степными сухостепями, каштановыми и черноземными почвами. Вертикальная зональность более выражена. Структура поясов в различных местах различна. В силу большого разнообразия почвообразующих пород, рельефных, климатических и гидрогеологических особенностей, а также выраженной горизонтальной и вертикальной зональности, на территории области развивались совершенно оригинальные, зачастую нигде больше не встречающиеся почвы.

Для территории области характерны сложнейшие почвенно-мелиоративные условия. Это эродированные почвы (ирригационная, ветровая, плоскостная, овражная, пастбищная и смешанные виды эрозии), засоленные,

заболоченные, каменистые и скелетные, о чем детально изложено в работах академика А.М. Мамытова [205, 206, 207, 293].

2.4 Растительность

Большая вертикальная расчлененность, сложность рельефа, значительные колебания гидротермических показателей и другие экологические факторы обусловили формирование разнообразной флоры и растительности. Флора котловины насчитывает по данным разных авторов в среднем – 1034 вида, которые объединяются в 463 рода и 77 семейств, образующих более 50 растительных сообществ [75]. На территории Иссык-Кульской котловины произрастают следующие типы естественной растительности: пустыни, колючеподушечники, степи, луга, болота-сазы, листопадные кустарники [75].

Пустынная растительность характерна для западного Прииссыккуля. Она приурочена к серо-бурым и светло-бурым почвам с каменисто-щебнистой, такыровидной или песчаной поверхностной кровлей. Растительность пустынь используется в качестве пастбищ весенне-осенне-зимнего периода. Продуктивность их составляет 50-350 кг/га [75].

Колючеподушечники представляют собой своеобразный тип растительности, в котором доминируют кустарнички, имеющие колючую подушечковидную экобиоморфу. Они распространены на северо-западном побережье в районах Чырпыкты, Тамчи, Чок-Тал, Ак-Терек, Ак-Сай, Каджи-Сай и располагаются на серо-бурых и светло-бурых почвах с каменисто-щебнистой поверхностной кровлей. Растительный покров разреженный, общее проективное покрытие варьирует от 5-10 % до 30 %. Колючеподушечники используются как пастбища для мелкого рогатого скота, но полезная масса в них невелика, так как господствующие растения не

поедаются, а остальные виды встречаются в небольшом количестве, продуктивность их составляет 50-80 кг/га [75].

Степная растительность характерна для различных местообитаний на абсолютных высотах от 1609 до 2700 м и приурочена к светло-каштановым, каштановым и реже светло-бурым почвам. Основу растительного покрова степей составляют дерновинные злаки. Продуктивность степных сообществ варьирует от 350 кг/га до 2 т/га. Используются как пастбищные и сенокосные угодья [75].

Луговая растительность котловины имеет широкий диапазон распространения как в долинных местообитаниях с близким залеганием грунтовых вод, так и в горных с достаточным увлажнением на абсолютных высотах от 1609 до 3100 м. Почвы каштановые и черноземные [75].

Участки болото-сазной растительности распространены на юго-западном побережье озера Иссык-Куль, встречаются пятнами по северному и южному побережью, но основные массивы расположены в пойме реки Джергалан, по берегам Тюпского залива, а также в высокогорных местообитаниях в условиях большого увлажнения на абсолютных высотах 1609-3500 м. Фитоценозы занимают песчаные отмели, часто каменисто-песчаные берега, а также территории на суглинистых, иловатых, торфянисто-болотных и лугово-болотных почвах с избыточным увлажнением. Основу растительного покрова образуют многолетние гигрофиты – растения, требующие избыточного увлажнения. Флористический состав представлен 42 видами, относящимися к 36 родам и 20 семействам. Продуктивность варьирует от 0,4-0,7 т/га в осоковых ценозах до 4-8 т/га в тростниковых сообществах. Используется под выпас и сенокосение [75].

Кустарниковые сообщества представляют собой гетерогенный тип растительности. Они разнообразны по генезису, экологии, структуре, флористическому составу, динамике и объясняются, главным образом, по сходной биоморфе. В Прииссыккулье кустарниковая растительность

встречается почти повсеместно. Диапазон местообитаний кустарниковых ценозов довольно широк, от пустынных сообществ с недостаточным увлажнением до луговых и болото-сазных сообществ с избыточным увлажнением. Почвы также неоднородны – серо-бурые, светло-бурые, каштановые, с песчано-галечниковой, каменисто-щебнистой или глинисто-засоленной поверхностной кровлей [125, 293].

В пределах области встречаются 11 высших цветковых растений, занесенных в Красную книгу республики. В котловине – это аир, ирный корень, чеснелия волосистая, тюльпан Колпаковского, сибирочка тянь-шаньская, девясил высокий; в пределах сыртовых нагорий – соссюрея обернутая, барбарис кашгарский, тяньшаночка зонтиконосная, копеечник киргизский, ветреница туполопастная. Растительный покров котловины подвержен мощному с годами усиливающимся антропогенному прессу и уменьшению, что объясняется увеличением посевов распаханых земель под сельскохозяйственные культуры, нерациональным, бессистемным использованием растительности в качестве пастбищ для с.-х. животных. Для улучшения состояния и повышения производительной способности естественной растительности необходимо снижение антропогенной нагрузки на пастбища путем стабилизации численности поголовий скота и создания условий, обеспечивающих максимальную реализацию потенциально-биологических возможностей растений [173, 343].

2.5 Животный мир

Животный мир включает 50 видов млекопитающих, 285 – птиц, 11 – пресмыкающихся, 4 – земноводных, 31 – рыб, более 30 видов беспозвоночных – эндемиков и субэндемиков Тянь-Шаня. Бассейн озера Иссык-Куль образует Иссык-Кульский зоогеографический округ, состоящий из озерного,

предгорного и среднегорного участков. Озерный участок включает береговые и водные сообщества. Предгорный участок в западной части занят пустынными формациями, восточная часть занята культурным ландшафтом. Среднегорный участок населяют сообщества горных степей, субальпийских лугов, скал, кустарников, лесов, рек. Высокогорные участки занимают большую часть Центрального и внутри тянь-шаньских зоогеографических округов и отличаются сравнительной однородностью [343, 344, 346, 347].

Редкими и исчезающими видами, включенными в Красную книгу Кыргызстана, являются медведь, рысь, манул, барс, марал, джейран, тянь-шаньский баран; розовый и кудрявый пеликаны, колпица, черный аист, фламинго, горный гусь, лебедь-кликун, тундровый лебедь, савка, скопа, орлан-долгохвост, орлан-белохвост, степной орел, могильник, беркут, бородач, кумай, змеяд, кречет, сапсан, балобан, тетерев, журавль-красавка, дрофа, серпоклюв, черноголовый хохотун, саджа; насекомые: шмели (моховый, пластинчатозубый, армянский), пчела-плотник, аполлоны (парусник, дельфиус, тянь-шаньский актиус) [347]. По концентрации редких и исчезающих видов растений и животных Иссык-Кульская котловина занимает особое положение в республике и отнесена к категории территорий, подлежащих первоочередному проведению мероприятий по сохранению генетического фонда растительного и животного мира Кыргызстана [343]. В связи с этим Правительством Кыргызской Республики было принято Постановление №23 от 25 сентября 1998 года «О создании биосферной территории Иссык-Куль». По решению бюро Международного координационного совета Программы ЮНЕСКО «Человек и биосфера» (МАБ), принятого в Париже на совещании с 19 по 21 сентября 2001 года, в сеть биосферных территорий вошла Биосферная территория «Иссык-Куль». Принятое решение бюро Международного координационного совета МАБ является официальным признанием ООН усилий Кыргызской Республики по защите окружающей среды.

ГЛАВА 3. МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

3.1 Объекты эколого-биогеохимических исследований

Эколого-биогеохимические исследования по теме диссертации были проведены за период с 2002 по 2011 год. С учетом ландшафтно-геохимических и природно-климатических особенностей на территории Прииссыккуля было заложено 27 контрольных участков, охватывающих природные и техногенные территории, на которых производился отбор проб почв. Места отбора проб почв представлены в табл. 3.1.

Таблица 3.1 - Контрольные участки в окрестностях населенных пунктов, с которых производился отбор проб почв

места отбора проб почв			
западная зона	северная зона	южная зона	восточная зона
г. Балыкчи, с. Ак-Олён, с. Сары-Камыш, с. Отгук.	с. Тамчи, с. Кара-Ой, г. Чолпон-Ата, с. Григорьевка, с. Ананьево, с. Ой-Тал, Окрестности Курментинского цементного завода.	с. Кызыл-Туу , с. Торт-Куль, с. Тон, хвостохранилище «Каджи-Сай», с. Тилекмат, с. Кабак, с. Липенка, с. Богатыровка.	с. Тюп, с. Тогуз-Булак, с. Михайловка, с. Маман, с. Ак-Суу, с. Каракол, с. Отрадное, с. Ак-Булак.

При отборе почвенных образцов нами была использована классификация почв, принятая при составлении почвенной карты Киргизской ССР, рабочие

журналы регистрации контрольных участков Иссык-Кульской областной проектно-изыскательской станции химизации сельского хозяйства, консультации ученых почвоведов, флористов, зоологов и биогеохимиков Кыргызстана. Отбор проб почв производился методом конверта с контрольных участков площадью от 100 кв.м до 1 га. Образцы почв отбирались из горизонтов А и В с глубины 0-20 см. Почвенный образец взятый из одной точки, тщательно перемешивался и из него отбиралась средняя проба. Далее все средние пробы перемешивали и из общей массы отбирали примерно 300-400 грамм, что и составляло смешанный образец. Смешанный образец подвергался квартованию, после чего высушивался до воздушно-сухого состояния и хранился в бумажных пакетиках с этикетками [172, 322]. Всего было отобрано 220 почвенных образцов.

В местах отбора почвенных образцов производились укусы дикорастущих растений, всего было сделано 960 укусов (средняя проба). Укусы дикорастущих растений были представлены в основном пустынным, полупустынным, пустынно-степным типами растительности. Определение видового состава растений проводили при помощи справочников и определителей, а также наши данные уточнялись специалистами-флористами лаборатории флоры Биолого-почвенного института НАН КР [123]. С контрольных участков агроценозов Прииссыккулья производился отбор проб надземной части зерновых культур (основная продукция – зерно, побочная продукция - солома), которые были представлены сортами озимой мягкой пшеницы (*Triticum aestivum*) «Интенсивная», «Эритросперум 80», «Безостая 1», «Казахстан 210»; ярового ячменя (*Hordeum vulgare*) сортов «Нутанс 89», «Таалай», «Кылым», «Надя», «Комбайнер», «Унион»; люцерны посевной (*Medicago sativa*) сорта «Токмакская местная»; эспарцета виколистного (*Onobrychis viciifolia*) сорта «Иссык-Кульский»; Картофеля клубненосного (*Solanum tuberosum*), сортов: «Невский», «Голадский», «Пикассо», «Драго», «Корнвалийский», «Темп», «Седов».

В разные времена года производился отбор проб речной воды с 12 крупных рек, впадающих в озеро Иссык-Куль и пробы озерной воды в 4 прибрежных зонах: 1) западная, 2) северная, 3) южная, 4) восточная. Места отбора проб воды представлены в табл. 3.2. Всего было исследовано 525 проб воды, отбор проб воды производился согласно ГОСТа 17.15.05.-85 [79].

Таблица 3.2 - Места отборов проб речной и озерной воды

речная вода	озерная вода
р. Каракол, р. Тору-Айгыр, р. Чон-Ак-Суу, р. Кичи-Ак-Суу, р. Булан-Сөгөту р. Тюп, р. Джергалан, р. Чон-Кызыл-Суу, р. Барскоон, р. Ак-Терек, р. Тамга, р. Каджи-Сай, ручей №1, №2 (хвостохранилище «Каджи-Сай»).	северная прибрежная зона (г. Чолпон-Ата, с. Кара-Ой), южная прибрежная зона (с. Ак-Терек, с. Тамга), восточная прибрежная зона (Тюпский залив), западная прибрежная зона (Рыбачинский залив).

Среди мелких мышевидных грызунов были выловлены распространенные для исследуемого региона виды: полевки обыкновенные (*Microtus arvalis*), лесные мыши (*Apodemus sylvaticus*), домовые мыши (*Mus musculus*), серые хомячки (*Cricetulus migratorius*), песчанки тамарисковые (*Meriones tamariscinus*). Всего в исследованиях было поймано 128 животных, в частности в окрестностях с. Ак-Булак - 18 лесных мышей; на полях с озимой пшеницей вблизи с. Тюп – 24 полевок обыкновенных, с. Тамчи – 20 полевок обыкновенных и в окрестностях Курментинского цементного завода - 16 полевок обыкновенных; в окрестностях с. Торт-Куль – 14 серых хомячков; на территории хвостохранилищ техногенно уранового участка «Каджи-Сай» - 12 песчанок тамарисковых, в жилых домах, сараях и других подсобных помещениях с. Тон – 16 домовых мышей и домах прилегающих к техногенно урановому участку «Каджи-Сай» - 8 домовых мышей. Вылов животных осуществлялся согласно методических рекомендаций Башенина [35, 285]. Для

этих целей использовались ловушки (живоловки), капканы которые устанавливали у входа и выхода из норы. Наблюдения вели только в утреннее и вечернее время, так как данные виды животных в основном активны в сумеречные и ночные часы.

3.2 Методы исследований

3.2.1. Методы проведения гамма-съемки местности

Для проведения гамма-съемки местности использовался дозиметр СРП-68-01 с образцовыми источниками гамма излучений № КЗА – 4066-87 с помощью которого прибор регулярно поверялся и дозиметр-радиометр ДКС-96 лаборатории биогеохимии биолого-почвенного института НАН КР. Замеры проводились в соответствии с инструкциями МАГАТЭ по наземному обследованию радиационной обстановки на высоте 0,1 и 1 метр от поверхности земли. Согласно технических инструкций дозиметров, в одной точке проводилось не менее трех измерений, в журнал записывался средний показатель.

3.2.2. Определение урана, тория, радия, калия методом рентгено-флуоресцентного анализа

Анализы по определению урана, тория, радия, калия были выполнены методом рентгено-флуоресцентного анализа в лаборатории ядерно-физических методов анализа Института ядерной физики Национального ядерного центра Республики Казахстан. Данный метод широко используется для определения элементного состава проб из объектов окружающей среды. Пробы воды выпаривались до минерального остатка, который далее сульфатировался. Образцы проб почв и растений проходили стандартную подготовку, включая

высушивание и гомогенизацию, и помещались в 10-мл кювету с дном из полиэтилена толщиной 100 микрон. В качестве облучателя использовался радиоизотопный источник ^{109}Cd , активностью около 3 мКюри. Спектрометрия характеристического рентгеновского излучения осуществлялась с помощью X-спектрометра фирмы ORTEC (США) SLP-10180 P. Для обработки спектральной информации и расчетов концентраций элементов в пробах использовался информационный пакет программ Win Axil, распространяемый фирмой Canberra Eurisys Benelux. Для использования образцов воды, почвы и растений использовались стандартные образцы МАГАТЭ. Предел обнаружения определяемых элементов составил 10 мкг/г, за исключением: Калия-0,25%, Кальция-0,30%, Железа-0,3% - вследствие высоких содержаний этих элементов в образцах окружающей среды [79, 244].

3.2.3. Определение стронция, цезия, калия, кальция методом нейтронно-активационного анализа

Анализы по определению стронция, цезия, калия, кальция были выполнены методом нейтронно-активационного анализа в лаборатории ядерно-физических методов анализа Института ядерной физики Национального ядерного центра Республики Казахстан. Для проведения нейтронно-активационного анализа все пробы подвергались предварительной подготовке. При этом пробы почвы и растений высушивались и истирались в фарфоровой ступке. Из подготовленных таким образом проб квартованием отбирались аналитические навески. Навески массой – 200 мг герметически упаковывались в небольшие двойные полиэтиленовые пакеты и алюминиевый контейнер и облучались два часа в вертикальном канале реактора ВВР-К в потоке около $3,5 \times 10^{13}$ нейтр/см⁻² сек. Облученные рабочие и стандартные образцы, после переупаковки поступали на измерения. Все измерения проводились на полупроводниковых спектрометрах с детекторами из чистого германия GEM 20180 Ortec и GX 10-20 Canberra. Количественные определения проводились

методом сравнения, применялись стандартные образцы МАГАТЭ. Расчет концентраций элементов выполнялся по измеренным активностям аналитических изотопов, ядерно-физическим параметрам (сечение активации, период полураспада, квантовый выход гамма-излучения) и данным о потоке и спектре нейтронов, вычисленных из результатов измерений. Относительные неопределенности результатов, полученных по данной методике для различных элементов, варьируют в пределах от 10 до 30% [79, 238].

3.2.4. Определение радионуклидного состава методом инструментальной гамма-спектрометрии

Определение радионуклидного состава методом инструментальной гамма-спектрометрии были выполнены в лаборатории ядерно-физических методов анализа Института ядерной физики Национального ядерного центра Республики Казахстан и в лаборатории биогеохимии биолого-почвенного института НАН КР. Для определения радионуклидного состава был использован гамма-спектрометрический метод, основанный на измерении гамма-излучения исследуемых образцов почв и растений. Измерения проводились на трех, различных по параметрам, полупроводниковых детекторах: коаксиальный GEM-2018 “Ortec”, широкодиапазонный GX-1520 “Canberra” и планарный “Canberra” BE-3830.

Широкодиапазонный и планарный детекторы обладают тонкими входными окнами, выполненными из слабопоглощающего мягкое гамма излучение материала (бериллий и углеродный композит соответственно). Эта особенность позволяет эффективно определять радионуклиды по их относительно мягким гамма линиям – например, ^{210}Pb по линии 63,3 кэВ.

Отобранные для анализа образцы почв и растений высушивались, гомогенизировались путем измельчения до размера 150-200 микрон в шаровой мельнице и из полученного материала квартованием отбирались аналитические навески массой 200 грамм. Перед измерением, навески образцов помещались в

чашки Петри диаметром 70 мм с дном, выполненным из полиэтиленовой пленки толщиной 100 микрон. Все образцы для измерения размещались непосредственно на входном окне детектора. Измеренные спектры обрабатывались с помощью пакета программ для гамма-спектрометрического анализа, в который входила программа обработки сложных гамма и рентгеновских спектров, использующая алгоритм, основанный на нелинейном методе наименьших квадратов и аналитическом описании аппаратурной формы линии. Этот метод обеспечивает минимально возможную погрешность в определении площади типа полного поглощения и, следовательно, максимальную чувствительность анализа. Другая программа указанного пакета позволяла рассчитывать абсолютную эффективность регистрации гамма-излучения в зависимости от геометрических размеров и материала образца детектора и возможных поглотителей между ними.

Рассчитывались активности радионуклидов из трех естественных радиоактивных рядов – урана, тория и актиноурана, а также активности природного радионуклида ^{40}K и искусственного радионуклида ^{137}Cs , обусловленного глобальными выпадениями. Перечень определяемых радионуклидов ограничивался теми нуклидами, гамма линии которых имели квантовый выход более 4 %.

При анализе полученных результатов каждое из семейств естественных радионуклидов было разбито на несколько подсемейств, внутри которых многие определяемые радионуклиды в почве и растениях должны находиться в состоянии равновесия даже в случае природных и техногенных перераспределений, обусловленных различными физико-химическими процессами. Это равновесие обусловлено малыми периодами полураспада, не превышающими значений в несколько месяцев или лет. Примером таких групп являются ^{214}Pb и ^{214}Bi из уранового ряда, ^{212}Pb , ^{212}Bi и ^{208}Tl из ториевого ряда и ^{227}Th , ^{223}Ra , ^{219}Rn , ^{211}Pb и ^{211}Bi из актиноуранового ряда. Равенство активностей каждого из радионуклидов внутри каждого из таких подсемейств должно свидетельствовать, с одной стороны, о корректности проведенных анализов, а с

другой стороны, дает более объективные основания для сравнения, например, двух родоначальников разных подсемейств с точки зрения их равновесия [79, 238].

3.2.5. Методы определения ^{90}Sr

Анализы по определению ^{90}Sr были выполнены в лаборатории биогеохимии биолого-почвенного института НАН КР. Пробы почв и растений высушивались, далее почвенные образцы измельчались в ступке с пестиком и просеивались через сито диаметрами 2,0 мм, 1,0 мм, 0,25 мм., пробы растений измельчались ножницами и размалывались на машинке по размолу растительных образцов. Далее навески проб почв и растений сжигались в муфельной печи при температуре 400°C , после сжигания ^{90}Sr выделялся оксалатным методом по стандартным методикам. Обсчет конечного осадка по ^{90}Sr осуществлялся на радиометре УМФ-2000 [79]. В качестве образцового радиоактивного источника использовался набор твердых источников, $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ активностью 50 Бк, в угол 4π и 26 Бк в угол 2π , с площадью активного пятна 4 см^2 . Экраном для отсечки ^{90}Sr был алюминиевый фильтр с поверхностной плотностью 150 мг/см^2 , такой фильтр уменьшал влияние ^{90}Sr в 128 раз, а активность ^{90}Y в два раза.

3.2.6. Методы измерения суммарной альфа- и бета – активности

Измерения суммарной альфа- и бета – активности в пробах воды, почвы, растений и в общей массе тела мышевидных грызунов были проведены в лаборатории биогеохимии биолого-почвенного института НАН КР.

Для измерения суммарной альфа- и бета – активности в воде использовался метод выпаривания и сульфатирования минерального остатка.

Для измерения суммарной альфа- и бета – активности проб почв, растений и в общей массе тела мышевидных грызунов проводили предварительное их озоление. Озоление проводили в течение часа при температуре 450⁰ С, затем температуру поднимали до 550⁰С и через три часа муфельную печь отключали. Полученную золу взвешивали и измельчали в фарфоровой ступке до гомогенизированного состояния, из неё отбирались счетные образцы массой 0,4 грамм для измерения альфа- и бета – излучений на радиометре УМФ-2000. Объемная суммарная альфа-активность в исходной пробе (Бк/кг) рассчитывалась по формуле:

$$A=(A_{\alpha}/M)\times(M_1/m) \quad (3.1)$$

где

A_{α} – суммарная альфа-активность радионуклидов в счетном образце (Бк),

M – масса исходной пробы (кг),

M_1 и m – масса золы пробы и масса аликвоты в кювете (масса счетного образца) (г) соответственно.

Аналогично рассчитывается объемная суммарная бета-активность [208, 262, 289].

3.2.7. Определение тяжелых металлов методом атомно-абсорбционного анализа

Анализы по определению содержаний тяжелых металлов в почвенных и растительных образцах были проведены в лаборатории физико-химических методов анализа биологического факультета Казахского национального университета им. аль-Фараби и в лаборатории биогеохимии биолого-почвенного института НАН КР.

Извлечение тяжелых металлов из почвенных образцов.

1. Навеску почвы 1 грамм помещали в химический стакан из термостойкого стекла емкостью 100 мл, смачивали водой и добавляли 15 мл конц. соляной кислоты. Раствор нагревали (5-10 мин) охлаждали, затем добавляли 5 мл конц. азотной кислоты и вновь нагревали до кипения, добиваясь полного вскрытия пробы. Далее раствор упаривали до 2,5 мл, прибавляли 5-10 мл дистиллированной воды, нагревали до растворения солей и переводили содержимое колбы вместе с не растворившимся остатком в мерную колбу на 10 мл, доводя до метки дистиллированной водой. В полученном растворе определяли концентрации: Pb, Cd, Zn, Cu, Fe [4].

Извлечение тяжелых металлов из растительных образцов.

Навеску 1 грамм растений помещали в термостойкий химический стакан на 150-200 мл, приливали 15-20 мл конц. хлорной кислоты и 5 мл конц. азотной кислоты, выпаривали на горячей плитке до влажных солей. В случае неполного вскрытия пробы добавляли 5-10 мл конц. хлорной кислоты и 2-3 мл конц. азотной кислоты. Полученный минерализат доводили до 10 мл 5 %-ным раствором соляной кислоты. В полученном растворе определяли концентрации: Pb, Cd, Zn, Cu, Fe [4, 118]. Расчет концентраций тяжелых металлов в пробах проводили по следующей формуле:

$$C = \frac{\gamma \times v \times K}{P} \quad (3.2)$$

где

γ – концентрация, найденная по градуировочному графику, мкг/мл,

v – объем пробы в пробирке, мл,

K – коэффициент разбавления,

P – навеска, г.

Полученные результаты пересчитывали на абсолютно-сухую массу.

Извлечение тяжелых металлов из проб воды.

Пробы воды упаривали в термостойких стаканах (500 мл) досуха. Сухой остаток растворяли в смеси концентрированных соляной и азотной кислот (15 мл), нагревали сначала при умеренной температуре (100-110 ° C), а затем упаривали до влажных солей, переводили раствор в пробирку до объема 15 мл раствором соляной кислоты (5 %) Fe [4, 118]. Концентрацию тяжелых металлов в воде рассчитывали по следующей формуле:

$$C = \frac{n \times V_2}{V_1} \quad (3.3)$$

где

n – найденная концентрация элемента в растворе (мкг/мл),

V_1 – первоначальный объем (мл), V_2 – конечный объем (мл).

Определение тяжелых металлов проводили методом атомной абсорбции на атомно-абсорбционном спектрофотометре ААС-1N, фирмы Carl Zeiss Jena, с использованием пламенного атомизатора. Пределы обнаружения концентраций тяжелых металлов данным методом составляют: для свинца-0,05 мкг/мл, кадмия-0,004 мкг/мл, цинка-0,002 мкг/мл, меди-0,05 мкг/мл, железа-0,05 мкг/мл. Для градуировки прибора использовали стандартные образцы водных растворов тяжелых металлов, в рабочем диапазоне концентраций.

Анализы по определению содержания тяжелых металлов в органах и тканях мышевидных грызунов были проведены в лаборатории биогеохимии биолого-почвенного института НАН КР. Метод разрушения органических веществ основан на окислительном воздействии азотной кислоты, находящийся под высоким давлением при СВЧ – нагреве микроволновой системы «Минотавр-2» на органические соединения, что вызывает их деструкцию и перевод тяжелых металлов в форму гидратированных ионов. Навески массой 0,2-0,5 грамм помещали в контейнер для пробоподготовки, приливали 10 мл конц. HNO_3 и дожидались бурного газовыделения. Затем контейнер переносили в экстрактор, завинчивали крышку экстрактора, закрывали крышку камеры и начинали процесс разрушения органических веществ в микроволновом модуле

согласно программного обеспечения. После разрушения органических веществ полученный экстракт, количественно переносили из контейнера в мерную колбу и доводили объем до 100 мл бидистиллированной водой [210]. В полученном растворе определяли содержание тяжелых металлов (Pb, Cd, Zn, Cu) на атомно-абсорбционном спектрометре МГА-915. Принцип действия спектрометра основан на использовании метода зеемановской поляризационной спектроскопии с высокочастотной модуляцией (ЗПСВМ), который является одним из вариантов селективного атомно-абсорбционного анализа. В качестве печи атомизатора использовалась стандартная графитовая кювета Массмана. Управление процессом измерения и обработка полученной информации производилась с помощью компьютера с установленным программным обеспечением.

Статистическую обработку результатов анализов проводили по следующим формулам:

$$1. \quad \text{Среднее значение: } \bar{X} = \frac{\sum x_i}{n} \quad (3.4)$$

где

$\sum x_i$ – сумма отдельных результатов измерений;

n – число измерений.

$$2. \quad \text{Дисперсия выборки: } D = \sqrt{\frac{\sum (x_i - \bar{x})^2}{(n-1)}} \quad (3.5)$$

где

$\sum (x_i - \bar{x})^2$ - сумма квадратов отклонений от среднего значения;

$(n-1)$ – число измерений, уменьшенное на единицу.

$$3. \quad \text{Среднеквадратическое отклонение: } \sigma = \sqrt{D} \quad (3.6)$$

где

D – дисперсия выборки.

$$4. \quad \text{Погрешность оценки среднего: } m = \frac{\sigma}{\sqrt{n}} \times t \quad (3.7)$$

где

σ – среднее квадратическое отклонение;

n – число измерений;

коэффициент t , который зависит от количества измерений и находится по таблице расчетов погрешности среднего выборочного значения.

3.2.8. Методы приготовления препаратов из пыльцевых зерен растений

Исследования по биоиндикации загрязнения окружающей среды по качеству пыльцы были выполнены на кафедре экологии и лесного хозяйства Исыкк-Кульского государственного университета им. К. Тыныстанова. Методика анализа качества пыльцы заключается в определении процента ненормальных (абортивных) пыльцевых зерен [239]. Для работы нужно иметь микроскоп, предметные и покровные стекла, препаровальные иглы, пипетки и слабый раствор йода. Для приготовления слабого раствора йода необходимо взять 2 мл 5 % - ной йодной настойки, и разбавить дистиллированной водой до 10 мл. Этот раствор используется для окраски пыльцы. Приготовление и анализ препаратов проводили следующим образом:

- Препаровальной иглой извлекалась пыльца из пыльников цветка и помещалась на предметное стекло.
- Пипеткой на пыльцу наносилась капля раствора йода, капля размещивалась препаровальной иглой, так, чтобы все пыльцевые зерна были в растворе, а не плавали на поверхности.
- Препарат выдерживался в таком виде в течение двух минут, после этого капля накрывалась покровным стеклом, и рассматривался под микроскопом.
- По нескольким полям зрения подсчитывалось количество нормальных и abortивных пыльцевых зерен.

- Определялся процент abortивных пыльцевых зерен по каждому цветку, взятому для анализа.

3.2.9. Методы приготовления временных давленных препаратов из меристематических зон корешков растений

Цитогенетические исследования по определению уровня мутабельности в популяциях дикорастущих растений, зерновых культурах Прииссыккуля были выполнены на кафедре экологии и лесного хозяйства Исыкк-Кульского государственного университета им. К. Тыныстанова. Для приготовления временных давленных препаратов из меристематических зон корешков культурных и дикорастущих растений были приняты во внимание методические работы З.П. Паушевой; В.Д. Туркова, Ю.Л. Гужова, Г.А.Шелепиной и др.; Л.И. Орела [257, 328, 245]. Для хромосомного анализа пригодны интенсивно делящиеся ткани с высоким митотическим индексом. Успех кариологических исследований зависит не только от качества материала, но также от условий проращивания, предфиксационной обработки, фиксации, мацерации, окраски, раздавливания препаратов, микрокопирования и других факторов.

Семена проращивали на влажной фильтровальной бумаге в чашках Петри в термостате при температуре 20 – 25° С до длины корешков 10-15 мм. В качестве химического агента использовали водный раствор колхицина (0,01 %), обработку проводили при пониженной температуре (3-5° С) в течение 3-х часов (крупные хромосомы) и 16-часов (мелкие хромосомы). Затем материал промывали водопроводной водой и фиксировали. Фиксацию проводили ядерным фиксатором – смесь 1 части ледяной уксусной кислоты и 1 части 96 % этилового спирта. Зафиксированный материал хранился при температуре 4-5° С. Корешки после фиксатора промывались водой, из них вычленялась меристематическая зона и эту ткань помещали в крупную каплю фермента-цитазы. После мацерации приступали к окрашиванию. Для хромосомных

исследований нами были использованы два ядерных красителя – водный раствор фуксинсернистой кислоты для окрашивания тканей зерновых культур и ацетокармин для окрашивания тканей дикорастущих растений.

Окрашивание водным раствором фуксин сернистой кислоты.

1. Зафиксированный материал промывали в трёх порциях дистиллированной воды.

2. Объект помещали в холодный раствор HCl (из холодильника), разбавленный 1:1 водой и выдерживали 40 минут. Кислотный гидролиз освобождает альдегидные группы, с которыми взаимодействует фуксинсернистая кислота, вызывая красно-фиолетовое окрашивание ДНК, локализованной в хромосомах.

3. После тщательной отмывки от HCl дистиллированной водой, корешки помещали в водный раствор фуксинсернистой кислоты и оставляли на ночь.

4. Корешки отмывали в трёх порциях свежеприготовленной сернистой воды по 10-15 минут в каждой.

5. Для разрушения межклеточного вещества и клеточной стенки проводили ферментативную мацерацию цитазой. Для этого окрашенные кончики корешков (1-1,5 мм.) отрезали скальпелем или бритвой и помещали в отверстия планшета с цитазой и выдерживали в ней 40-60 минут.

6. Осторожно отсасывали из планшета пипеткой фермент и добавляли воду для его отмывания. Эту процедуру проделывали несколько раз для удаления остатков фермента.

7. Отсасывали воду и добавляли 2-3 капли 45 % уксусной кислоты, выдерживали 1-2 минуты.

8. Пипеткой объект переносили с каплей кислоты на предметное стекло и накрывали его покровным стеклом.

Окрашивание ацетокармином.

Исследуемый материал (корешки) оставляли в красителе на сутки и более при комнатной температуре, а затем добавляли 45 % уксусную кислоту (треть от объёма краски) и ставили в холодильник. Этот способ окрашивания требует

предварительной мацерации, но даёт чистые препараты, хороший контраст и клетки не забиты краской. Раздавливание объекта производили в 45 % уксусной кислоте. Хорошее качество препарата достигалось путем получения клеточного монослоя на предметном стекле. Желательно, чтобы покровное стекло не двигалось, в противном случае клетки слипаются и разрушаются. Полученный препарат окантовывался глицерином, чтобы избежать улетучивания уксусной кислоты. Микроскопирование проводилось с помощью светоптического микроскопа фирмы Leica DM LB 2 с программным обеспечением Bio Vision 4.0 и фотонасадкой Leica DFC 320.

3.2.10. Методы приготовления препаратов метафазных хромосом из клеток костного мозга мелких мышевидных грызунов

Цитогенетические исследования по определению уровня мутабельности в популяциях мелких мышевидных грызунов обитающих в различных зонах природно-техногенных экосистем Прииссыккуля были выполнены на кафедре экологии и лесного хозяйства Иссык-Кульского государственного университета им. К. Тыныстанова. Для приготовления препаратов с предварительным введением животным колхицина (для мелких животных, подлежащих убою: мыши, хомяки, полевки) были использованы методические работы А.С. Графодатского, С.И. Раджабли; А.В. Бакай, Ю.А. Перчихина, А.С. Семенова; И.К. Шарипова [81, 25, 335]. Водный раствор колхицина (0,04%) вводили внутривентриально из расчета 1 мл на 100 г массы тела. Через 45-60 мин накапливалось достаточное количество клеток, деление которых было остановлено колхицином на стадии метафазы. Животное обездвигивали с помощью эфирного наркоза. После забоя, извлекали бедренную кость и вымывали из нее костный мозг в центрифужную пробирку теплым гипотоническим раствором хлористого калия (+37⁰С) в концентрации 0,56 %. Объем гипотонического раствора составлял 5-7 мл. Тщательно суспензировали пробу костного мозга с помощью пастеровской пипетки и пробирку помещали

на водяную баню при температуре $+37^{\circ}\text{C}$ на 20-30 минут для гипотонизации, в результате чего клетки набухают, и хромосомы несколько отходят друг от друга. Клетки осаждали путем центрифугирования при 1000 об/мин в течение 10 мин, насадочную жидкость удаляли, и осадок клеток фиксировали охлажденным раствором фиксатора. Фиксатор готовился из трех частей безводного метанола и в одной части ледяной уксусной кислоты.

Процедуру фиксации с обязательным ресуспензированием клеточного осадка повторяли три-четыре раза. Общее время фиксации составляло около 1 часа при температуре $+4-6^{\circ}\text{C}$, последнюю порцию фиксатора приливали к осадку клеток в количестве 0,5 мл и ресуспензировали в ней осадок. Готовая суспензия клеток имела матовый, слегка опалесцирующий вид. После окончания фиксации клетки раскапывали с помощью пастеровской пипетки на мокрые холодные обезжиренные стекла под углом 45°C , которые затем высушивали в термостате при температуре $+37^{\circ}\text{C}$. Для окраски хромосом использовали краситель азур-эозин по Романовскому-Гимзе. Метафазные пластинки анализировали и фотографировали с помощью светооптического микроскопа фирмы Leica DM LB 2 с программным обеспечением Bio Vision 4.0 и фотонасадкой Leica DFC 320.

Статистическую обработку результатов проводили следующим образом:

1. Общую частоту клеток с абберациями хромосом в процентах от общего количества просмотренных метафаз определяли следующим образом:

$$P = \frac{x}{n} \times 100 \%, \quad (3.8)$$

где

x – количество обнаруженных клеток с нарушениями;

n – количество изученных метафазных клеток

2. Статистическая ошибка ($\% \pm m$) определялась по формуле:

$$m = \sqrt{\frac{P(100 - P)}{n}}, \quad (3.9)$$

где

P - % аберраций хромосом;

n – число изученных метафазных клеток.

3. Достоверность результатов анализа определяется по критерию

Стьюдента (t):

$$t = \frac{P_1 - P_2}{\sqrt{mp_1^2 + mp_2^2}} \quad (3.10)$$

где

P_1 и P_2 - % метафаз с перестройками,

mp – статистические ошибки

если $t > 2,0$ – разность достоверна при 95% уровне вероятности, $P < 0,05$;

$t > 3,0$ – разность достоверна при 99% уровне вероятности, $P < 0,01$;

$t < 2$ – данные статически не достоверны.

4. Для выявления возможной связи между отдельными цитогенетическими показателями применяли методы корреляционного анализа согласно формуле:

$$r = \frac{\sum (x_i - \bar{x}) \times (y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum (x_i - \bar{x})^2 \sum (y_i - \bar{y})^2}} \quad (3.11)$$

где

x – интервал значений массива 1;

y – интервал значений массива 2.

Коэффициенты корреляции достоверны при $P < 0,05$, если $r > 0,53$; при $P < 0,01$, если $r > 0,66$. В остальных случаях если $r < 0,53$, то корреляционная зависимость не достоверна [260, 276].

ГЛАВА 4. РЕЗУЛЬТАТЫ СОБСТВЕННЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ

И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

4.1 Результаты измерений мощности экспозиционной дозы радиационного фона на территории Прииссыккуля

Согласно исследований, мощность природного радиационного фона по гамма-излучению в регионе составляет от 10 до 25 мкР/ч, на отдельных участках до 40 мкР/ч. Наблюдается то, что по мере удаления от озера в сторону склонов гор его уровень в отдельных местах возрастает до 40 мкР/ч, особенно в некоторых горных местностях, ущельях основу которых составляют горные породы, граниты, мелкие их обломки, красный песок имеющие слегка повышенную радиоактивность. К малым участкам с повышенным естественным радиационным фоном можно отнести:

1. Береговые зоны пляжей с. Жениш и с. Ак-Терек расположенные на южном берегу озера Иссык-Куль. Их радиоактивность составляет 30 – 60 мкР/час, а в местах с повышенным содержанием в песке черных вкраплений уровень экспозиционной дозы возрастает до 420 мкР/час. Результаты гамма-спектрометрического анализа показали наличие в пробах песка с. Жениш следующих радионуклидов, удельная активность которых составила: ^{228}Ra – 4173,3±72,1 Бк/кг, ^{228}Th – 4087±87,9 Бк/кг, ^{238}U – 425±34 Бк/кг, ^{226}Ra – 296±16,0 Бк/кг. Уровень суммарной альфа активности составил 88700±9200 Бк/кг, бета – 14700±1500 Бк/кг. В пробах песка с. Ак-Терек были обнаружены следующие естественные радионуклиды: ^{228}Th – 915±57 Бк/кг, ^{228}Ra – 846±70 Бк/кг, ^{238}U – 260±30 Бк/кг, ^{226}Ra – 103±8 Бк/кг, ^{210}Pb – 169±30 Бк/кг.

2. Небольшие участки прибрежной полосы озера Иссык-Куль, чаще всего грязевые отложения с характерным слюденным блеском, дающие повышенный радиационный фон. К таким участкам можно отнести берег с. Тосор – 40-50 мкР/ч, берег западнее 10 км с. Каджи-Сай – 38-40 мкР/ч, берег около с. Тору-Айгыр – 30 мкР/ч, берег около с. Тамчи – 40-50 мкР/ч.

3. Горные местности, ущелья, основу которых составляет гранит, скальный грунт, красный песок, дающие повышенный естественный радиационный фон 25 - 40 мкР/ч. В отдельных местах на гранитах найдены вкрапления черного цвета с уровнем гамма-фона 100-300 мкР/час. К таким ущельям относятся: Чычкан, Курган-Сай, Курга, Ак-Терек, Чон-Жаргылчак, Сутту-Булак, Тосор, Жон-Булак, Кекелик, Тон, Чок-Тал, Бактуу-Долоноту, Сөгөтү.

4. В целом по городу Балыкчи радиационная обстановка вполне благополучная, средний уровень экспозиционной дозы по гамма-излучению не превышает 20 мкР/ч, однако в отдельных местах использования дробленного гранита, камня как наполнителя и строительного материала уровень радиационного фона повышается до 40-50 мкР/ч. Это свидетельствует о том, что данные природные ресурсы, без предварительной радиационной проверки не рекомендуются использовать в качестве строительных материалов.

Наблюдаются также незначительные вариации природного радиационного фона по различным типам почв Прииссыккуля, вероятно это связано с неоднородным распределением естественных радионуклидов, рассеянных в почвах, земных породах, поверхностных и подземных водах и других объектах природной среды.

Результаты измерений радиационного фона представлены в табл. 4.1, как видно из данных, для серо-бурых почв его значения варьируют в пределах 20-28 мкР/ч, при среднем – 22 мкР/ч, для светло-бурых – 16-26 мкР/ч, при среднем – 22 мкР/ч, для горно-долинных светло-каштановых – 21-24 мкР/ч, при среднем 22 мкР/ч, для горно-долинных каштановых – 18-21 мкР/ч, при среднем – 20 мкР/ч, для горно-долинных темно-каштановых 17-21 мкР/ч, при среднем - 18 мкР/ч.

Таблица 4.1 - Результаты измерений мощности экспозиционной дозы гамма-излучения на территории Прииссыккуля

Тип почв	Место измерений	Высота 0,1 (м) (мкР/ч)	Высота 1 (м) (мкР/ч)
серо-бурые	г. Балыкчи	20±1	18±1
	с. Сары-Камыш	22±2	20±2
	с. Тамчи	20±1	18±1
	с. Оттук	20±1	20±2
	с. Кызыл-Туу	28±4	25±3
	среднее	22±1,8	20±1,8
светло-бурые	с. Кара-Ой	16±2	14±2
	г. Чолпон-Ата	18±2	15±2
	с. Торт-Куль	23±3	18±3
	с. Тон	26±4	22±4
	с. Каджи-Сай	26±2	24±2
	среднее	22±2,6	19±2,6
горно-долинные светло- каштановые	с. Григорьевка	22±1	20±1
	с. Ананьево	23±2	21±2
	с. Ой-Тал	24±2	22±2
	с. Кабак	21±1	19±1
	с. Тилекмат	22±1	20±1
	среднее	22±1,4	20±1,4
горно-долинные каштановые	с. Тюп	21±2	20±2
	с. Тогуз-Булак	20±1	20±2
	с. Михайловка	18±1	15±1
	с. Липенка	21±2	20±2
	с. Богатыровка	20±1	18±1
	среднее	20±1,4	19±1,6

Продолжение табл. 4.1

Тип почв	Место измерений	Высота 0,1 (м)	Высота 1 (м)
----------	-----------------	----------------	--------------

		(мкР/ч)	(мкР/ч)
горно-долинные темно- каштановые	с. Маман	21±3	20±2
	с. Ак-Суу	17±1	15±1
	с. Каракол	18±1	18±2
	с. Отрадное	19±2	17±1
	с. Ак-Булак	17±1	16±1
	среднее	18±1,6	17±1,4

По результатам измерений природного радиационного фона нами составлена условная картосхема мощности экспозиционной дозы внешнего гамма-излучения на территории Прииссыккуля [рис. 4.1].

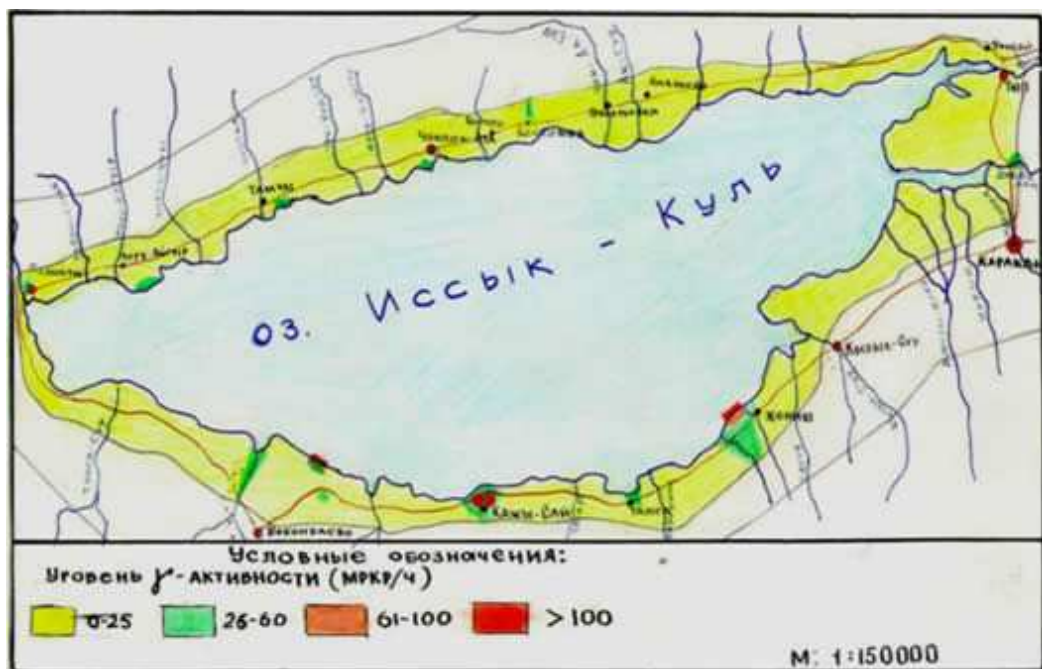


Рис. 4.1. Картосхема мощности экспозиционной дозы внешнего гамма-излучения на территории Прииссыккуля.

В соответствие с нормами комитета по радиационной защите в качестве допустимого естественного радиационного фона мощность экспозиционной дозы внешнего гамма-излучения не должна превышать 0,33 мкЗв/ч, что обеспечивает соблюдение дозового облучения населения до 3 мЗв/год [382]. Учитывая, что уровень природного радиационного фона в среднем по Прииссыккулью составляет 23 мкР/час можно подсчитать среднюю годовую мощность экспозиционной дозы: $D_3 = 23 \text{ мкР/час} \times 24 \text{ часа/сутки} \times 31 \text{ день} \times 12 \text{ месяцев} = 205344 \text{ мкР/год}$ или $D_3 = 205,3 \text{ мР/год}$. При расчете мощности поглощенной дозы для гамма-излучения коэффициент относительной биологической эффективности равен единице. Тогда в данном случае $D_{п} = 2,053 \text{ мГр/год}$, мощность эквивалентной дозы $H = 2,053 \text{ мЗв/год}$, что в 2,4 раз ниже норм МАГАТЭ (5 мЗв/год) [142, 160, 164, 166].

4.2 Естественные радионуклиды в природно-техногенных экосистемах Прииссыккулья

4.2.1. Содержание естественных радионуклидов в почвах

Физико-географическое расположение и геологическое строение Иссык-Кульской котловины во многом определяют её как провинцию с повышенным содержанием естественного урана, образовавшуюся, за счет рассеяния урана из выветренных горных пород и гранитов, и аккумуляции его в осадочных породах. Выходы гранитов, наличие углисто-кремнистых сланцев, обогащенных ураном – определяют повышенное содержание урана в почвах котловины и служат основой для возникновения биогеохимических урановых провинций. Влияние горных пород на уровень содержания урана в почвах определяется непосредственным переносом продуктов разрушения пород, обогащенных ураном, и участием их в почвообразовании [323]. Результаты по определению естественных радионуклидов в различных типах почв Прииссыккулья представлены в табл. 4.2.

Таблица 4.2 - Содержание естественных радиоактивных элементов в различных типах почв Прииссыккуля

Тип почв	Места отбора проб	U, $n \times 10^{-4}\%$	Th, $n \times 10^{-4}\%$	Ra, $n \times 10^{-11}\%$	K, %
серо-бурые	г. Балыкчи	2,4±0,4	8,7±1,3	19,3±2,8	1,8±0,2
	с. Сары-Камыш	1,9±0,3	13,4±1,9	31,2±4,5	2,1±0,5
	с. Тамчи	2,9±0,5	9,4±1,4	24,5±3,6	1,9±0,3
	с. Оттук	3,3±0,6	14,6±2,6	28,2±4,0	1,5±0,1
	с. Кызыл-Туу	3,7±0,9	12,2±2,2	36,5±4,8	1,6±0,2
	среднее	2,8±0,5	11,7±1,9	27,9±3,9	1,8±0,26
светло-бурые	с. Кара-Ой	3,2±0,6	14,9±2,9	30,2±4,2	1,4±0,4
	г. Чолпон-Ата	3,9±0,7	16,3±4,2	33,4±4,5	1,8±0,6
	с. Торт-Куль	2,8±0,4	15,3±3,1	28,5±3,8	1,2±0,2
	с. Тон	4,6±0,8	13,1±2,5	35,2±4,7	2,1±0,6
	с. Каджи-Сай	4,2±0,8	13,8±2,7	29,6±3,9	1,7±0,3
	среднее	3,7±0,7	14,7±3,1	31,4±4,2	1,6±0,4
горно- долинные светло- каштановые	с. Григорьевка	1,8±0,2	8,7±1,3	20,7±3,8	2,0±0,4
	с. Ананьево	2,4±0,4	11,6±1,8	18,7±2,6	1,8±0,2
	с. Ой-Тал	2,2±0,4	7,6±1,2	25,6±3,9	1,7±0,2
	с. Кабак	2,6±0,6	12,4±2,2	29,5±4,2	1,5±0,1
	с. Тилекмат	3,2±0,6	13,1±2,5	31,2±4,5	1,7±0,2
	среднее	2,4±0,4	10,7±2,3	25,1±3,8	1,7±0,22
горно- долинные каштановые	с. Тюп	1,9±0,3	9,8±2,4	18,8±1,2	1,7±0,3
	с. Тогуз-Булак	2,4±0,4	10,4±2,8	21,6±1,8	2,0±0,5
	с. Михайловка	1,8±0,6	9,6±3,2	23,6±1,9	2,4±0,6
	с. Липенка	1,5±0,8	8,2±2,8	22,4±2,0	2,5±0,7
	с. Богатыровка	1,6±0,6	9,4±3,2	29,8±1,4	1,9±0,3
	среднее	1,8±0,5	9,5±2,8	23,2±1,6	2,1±0,5

Тип почв	Места отбора проб	U, $n \times 10^{-4} \%$	Th, $n \times 10^{-4} \%$	Ra, $n \times 10^{-11} \%$	K, %
горно- долинные темно- каштановые	с. Маман	1,2±0,2	8,8±1,5	16,5±2,5	1,9±0,3
	с. Ак-Суу	1,8±0,4	6,6±1,2	19,8±3,4	2,2±0,4
	с. Каракол	1,5±0,3	7,5±1,3	18,3±2,8	1,6±0,2
	с. Отрадное	1,4±0,2	9,6±1,8	15,4±2,2	1,8±0,2
	с. Ак-Булак	1,6±0,3	10,1±2	22,3±3,6	2,4±0,6
	среднее	1,5±0,3	8,5±1,5	18,5±2,9	2,0±0,3

Проведенные нами исследования показали, что содержание урана в почвах Прииссыккуля варьирует в зависимости от их типа, и других природно-климатических условий. Так, среднее содержание урана для серо-бурых почв (районы г. Балыкчи, с. Сары-Камыш, с. Тамчи, с. Оттук, с. Кызыл-Туу) составило $2,8 \times 10^{-4} \%$ ($1,9 \times 10^{-4} - 3,7 \times 10^{-4}$), для светло-бурых почв (районы с. Кара-Ой, г. Чолпон-Ата, с. Торт-Куль, с. Тон, с. Каджи-Сай) - $3,7 \times 10^{-4} \%$ ($2,8 \times 10^{-4} - 4,6 \times 10^{-4}$), для горно-долинных светло-каштановых почв (районы с. Григорьевка, с. Ананьево, с. Ой-Тал, с. Кабак, с. Тилекмат) - $2,4 \times 10^{-4} \%$ ($1,8 \times 10^{-4} - 3,2 \times 10^{-4}$), для горно-долинных каштановых почв (районы с. Тюп, с. Тогуз-Булак, с. Михайловка, с. Липенка, с. Богатыровка) - $1,8 \times 10^{-4} \%$ ($1,5 \times 10^{-4} - 2,4 \times 10^{-4}$), для горно-долинных темно-каштановых почв (районы с. Маман, с. Ак-Суу, с. Каракол, с. Отрадное, с. Ак-Булак) - $1,5 \times 10^{-4} \%$ ($1,2 \times 10^{-4} - 1,8 \times 10^{-4}$) [см. табл. 4.2]. Среди исследованных типов почв наиболее высокие концентрации урана характерны для светло-бурых почв $3,7 \times 10^{-4} \%$. Вероятно, это связано с тем, что данный тип почв формируются на продуктах разрушения горных пород, в основном гранитах, содержащих уран в концентрации $6,0 \times 10^{-4} \%$ [323]. По данным А.П. Виноградова, среднее содержание урана в почвах составляет $5 \times 10^{-5} \%$, черноземы Курской области, которые принято считать эталонными почвами по содержанию в них химических элементов, содержат в среднем $7,4 \times 10^{-5} \%$ урана [59]. Если сравнить с условным эталоном, то

содержание урана в почвах Прииссыккуля в 2 – 6 раз больше, чем в черноземных почвах России [133, 145, 154]. По результатам исследований составлена условная картосхема по содержанию урана в почвах Прииссыккуля [рис. 4.2]. Кларковое содержание ^{238}U в земной коре составляет

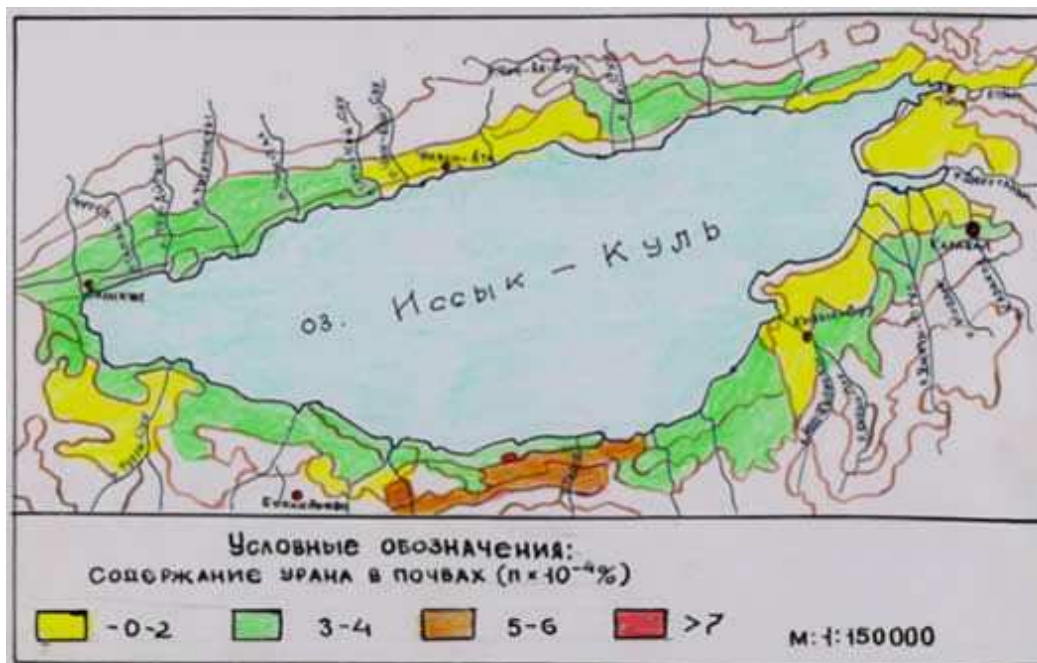


Рис. 4.2. Картосхема по содержанию урана в почвах Прииссыккуля.

28,9 Бк/кг, в почве 25 Бк/кг [321]. В почвах Прииссыккуля удельная активность ^{238}U варьировала в пределах 42,3 – 106,6 Бк/кг, что в 1,7 - 4,3 раз выше кларка [рис. 4.3].

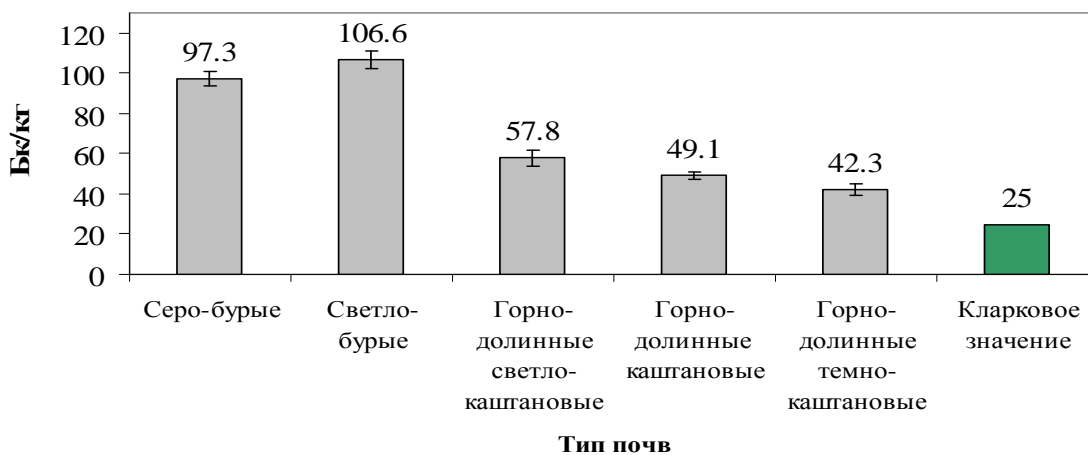


Рис. 4.3. Средние значения удельной активности ^{238}U в почвах Прииссыккуля.

Среднее содержание тория для серо-бурых почв составило $11,7 \times 10^{-4} \%$ ($8,7 \times 10^{-4} - 14,6 \times 10^{-4}$), для светло-бурых почв - $14,7 \times 10^{-4} \%$ ($13,1 \times 10^{-4} - 16,3 \times 10^{-4}$), для горно-долинных светло-каштановых почв - $10,7 \times 10^{-4} \%$ ($8,7 \times 10^{-4} - 13,1 \times 10^{-4}$), для горно-долинных каштановых почв - $9,5 \times 10^{-4} \%$ ($8,2 \times 10^{-4} - 10,4 \times 10^{-4}$), для горно-долинных темно-каштановых почв - $8,5 \times 10^{-4} \%$ ($6,6 \times 10^{-4} - 10,1 \times 10^{-4}$) [см. табл. 4.2]. Среди исследованных типов почв наиболее высокие концентрации тория характерны для светло-бурых почв - $14,7 \times 10^{-4} \%$. В.И. Вернадским содержание тория в почвах оценивалось в среднем в 32,8 Бк/кг, которая принята за геохимический фон. В почвах Русской равнины содержание тория близко к геохимическому фону и составляет $6,0 - 8,0 \times 10^{-4} \%$ [59]. Если сравнить с условным геохимическим фоном, то содержание тория в почвах региона Прииссыккуля в 2 раза больше, чем в почвах Русской равнины [133, 134, 142, 144, 151, 145]. По результатам исследований составлена условная картосхема по содержанию тория в почвах Прииссыккуля [рис. 4.4].

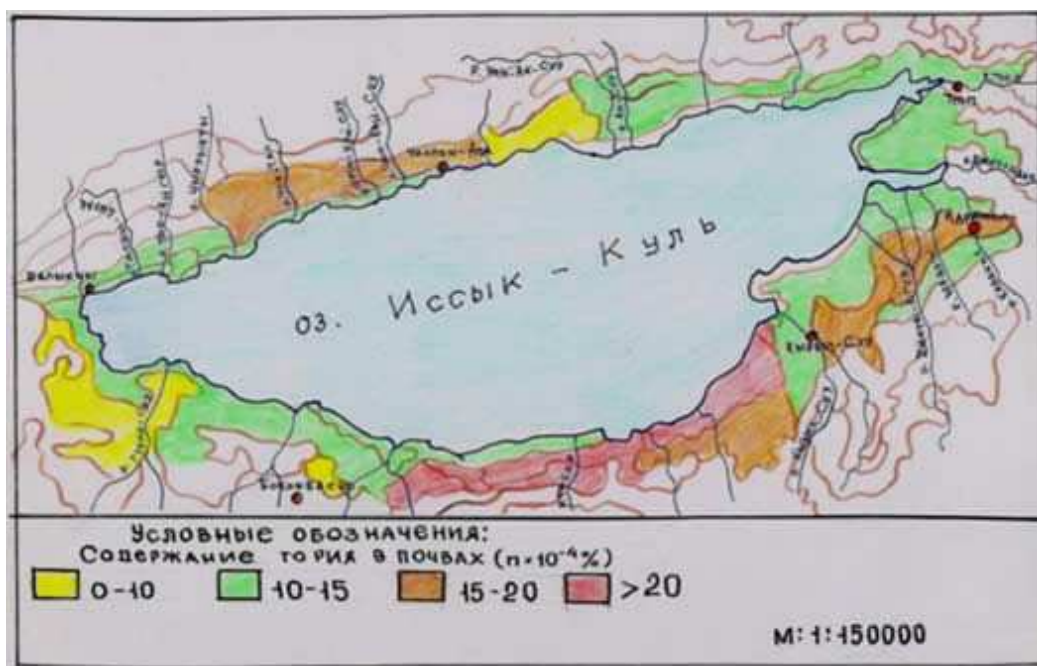


Рис. 4.4. Картосхема по содержанию тория в почвах Прииссыккуля.

Удельная активность ^{228}Th в почвах Прииссыккуля варьирует в пределах 61,0 - 112,2 Бк/кг, что в 1,8 - 3,4 раза превышает значения условного геохимического фона [рис. 4.5].

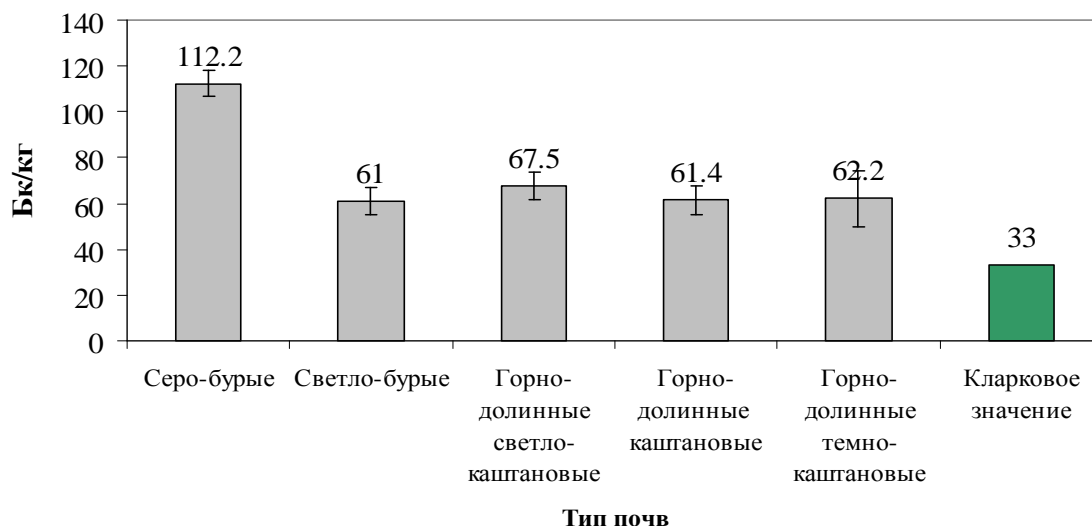


Рис. 4.5. Удельная активность ^{228}Th в почвах Прииссыкулья.

Среднее содержание радия для серо-бурых почв составило $27,9 \times 10^{-11} \%$ ($19,3 \times 10^{-11} - 36,5 \times 10^{-11}$), для светло-бурых почв - $31,4 \times 10^{-11} \%$ ($28,5 \times 10^{-11} - 35,2 \times 10^{-11}$), для горно-долинных светло-каштановых почв - $25,1 \times 10^{-11} \%$ ($18,7 \times 10^{-11} - 31,2 \times 10^{-11}$), для горно-долиных каштановых почв - $23,2 \times 10^{-11} \%$ ($18,8 \times 10^{-11} - 29,8 \times 10^{-11}$), для горно-долиных темно-каштановых почв - $18,5 \times 10^{-11} \%$ ($15,4 \times 10^{-11} - 22,3 \times 10^{-11}$) [см. табл. 4.2]. Среди исследованных типов почв наиболее высокие концентрации радия обнаруживались на светло-бурых почвах $31,4 \times 10^{-11} \%$.

В природе радий находится в рассеянном состоянии. Он не входит в состав отдельных минералов, а широко распространен в виде включений во многих образованиях. Кларковое содержание радия в земной коре составляет $1 \times 10^{-11} \%$, а в почвах - $8 \times 10^{-11} \%$ [13, 59]. В почвах дерново-подзолистой зоны Русской равнины содержание радия составляет от $2,5 \times 10^{-13}$ до 10×10^{-13} г/г. В почвах серых лесных почв в среднем концентрация радия - 10×10^{-13} г/г, в черноземах - 12×10^{-13} г/г, каштановых почвах - $7,5 \times 10^{-13}$ г/г. В верхних горизонтах сероземных почв полупустынь концентрация радия равна $7,0 \times 10^{-13}$ г/г. Содержание радия в почвах Прииссыкулья в 2 - 4,5 раз выше кларкового содержания элемента в почве [133, 134, 142, 144, 151, 145]. По результатам

исследований составлена условная картосхема по содержанию радия в почвах Прииссыккуля [рис. 4.6].

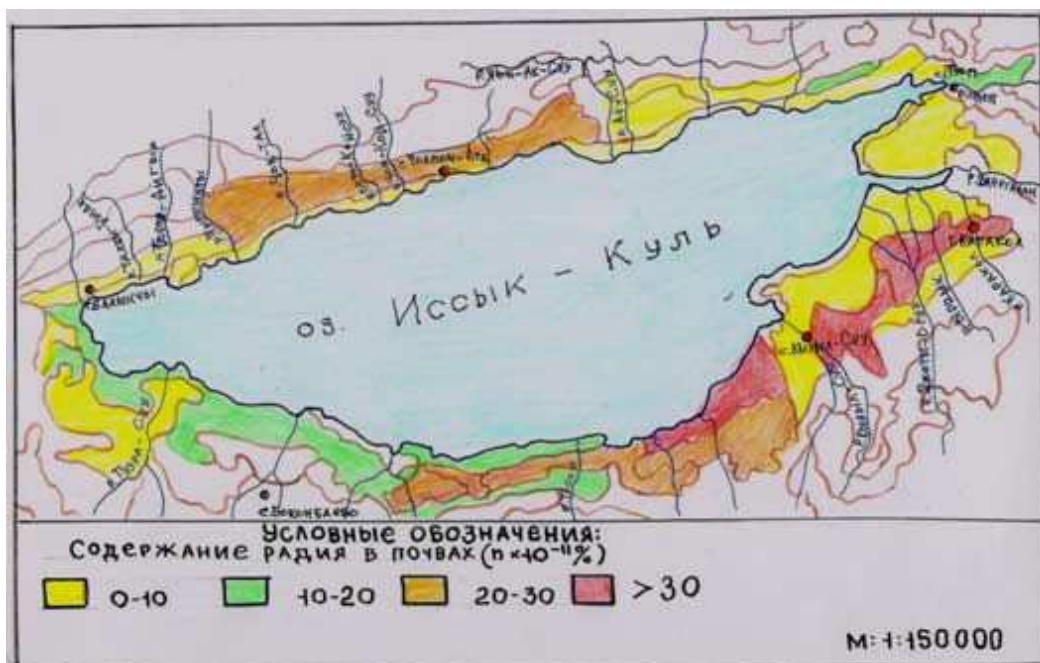


Рис. 4.6. Картосхема по содержанию радия в почвах Прииссыккуля.

Средняя удельная активность ^{226}Ra в почвах бывшего СССР составляет 39,9 Бк/кг, среднемировое значение - 29,2 Бк/кг. Удельная активность ^{226}Ra в почвах Прииссыккуля варьирует в пределах 57,5 – 111,7 Бк/кг, что 1,9-3,8 раз выше кларка [рис. 4.7].

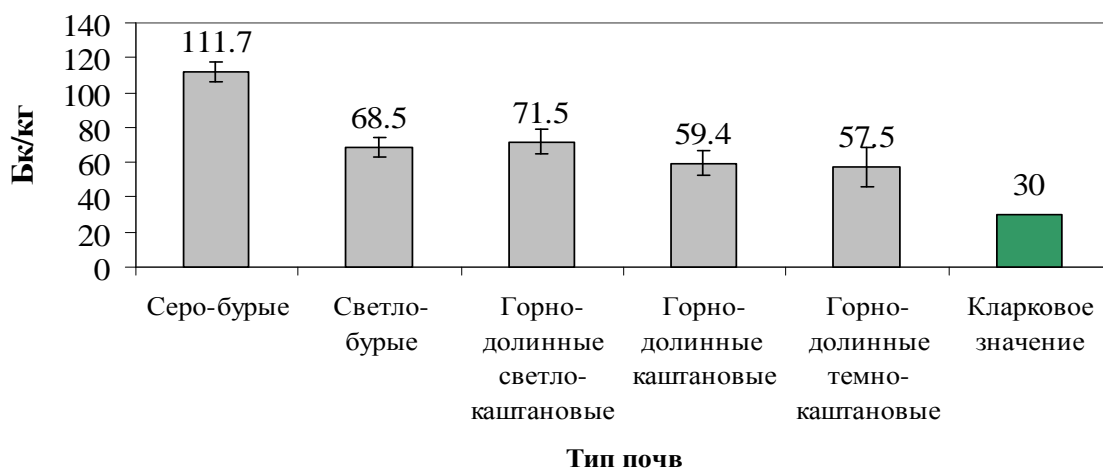


Рис. 4.7. Удельная активность ^{226}Ra в почвах Прииссыккуля.

Средняя удельная активность ^{40}K для серо-бурых почв составила 906 Бк/кг (824 - 1084 Бк/кг), для светло-бурых почв - 870 Бк/кг (733 - 1026 Бк/кг), для горно-долинных светло-каштановых почв - 911 Бк/кг (781 - 1041 Бк/кг), для горно-долинных каштановых почв - 952 Бк/кг (699 - 1166 Бк/кг), для горно-долинных темно-каштановых почв - 1012 Бк/кг (759 - 1203 Бк/кг) [рис. 4.8].

Среди исследованных типов почв, наиболее высокая удельная активность ^{40}K характерна для горно-долинных темно-каштановых почв - 1012 Бк/кг. Радиоактивность почв, обусловленная естественными радионуклидами, в основном зависит от содержания в ней ^{40}K , на долю которого приходится 84 % [188]. Кларковое содержание ^{40}K в земной коре составляет 655 Бк/кг в почве – 370 Бк/кг [183]. Так, например средневзвешенные концентрации ^{40}K в пахотных почвах различных природно-сельскохозяйственных зон Российской Федерации варьируют от 496-747 Бк/кг. В почвах Виноградских районов западной Грузии $(2,8-3,2) \times 10^{-4} \%$. Если сопоставить содержание ^{40}K в почвах Прииссыкулья с кларковыми значениями в почве, то удельная активность радионуклида в 2,3-2,7 раз выше кларка [133, 134, 142, 144, 151, 145].

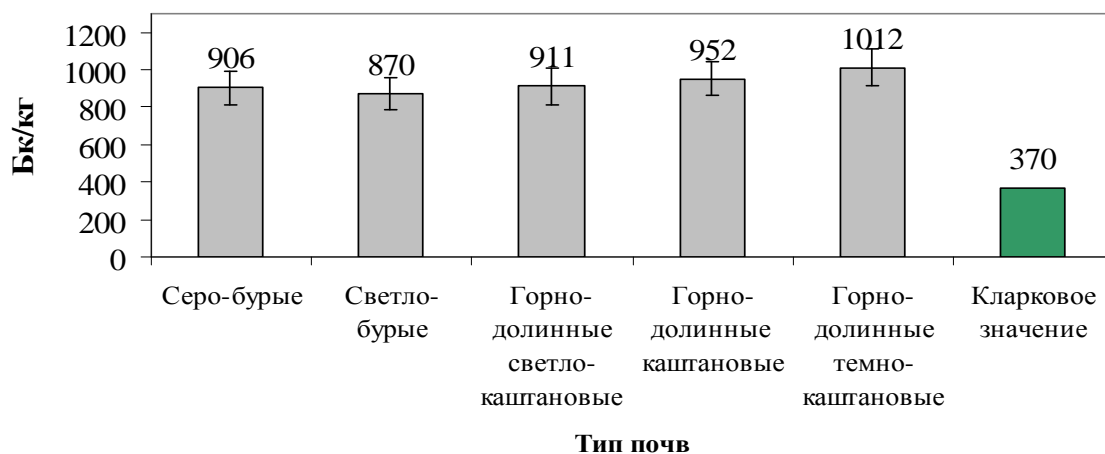


Рис. 4.8. Удельная активность ^{40}K в почвах Прииссыкулья.

По результатам исследований составлена условная картосхема по содержанию ^{40}K в почвах Прииссыкулья [рис. 4.9].

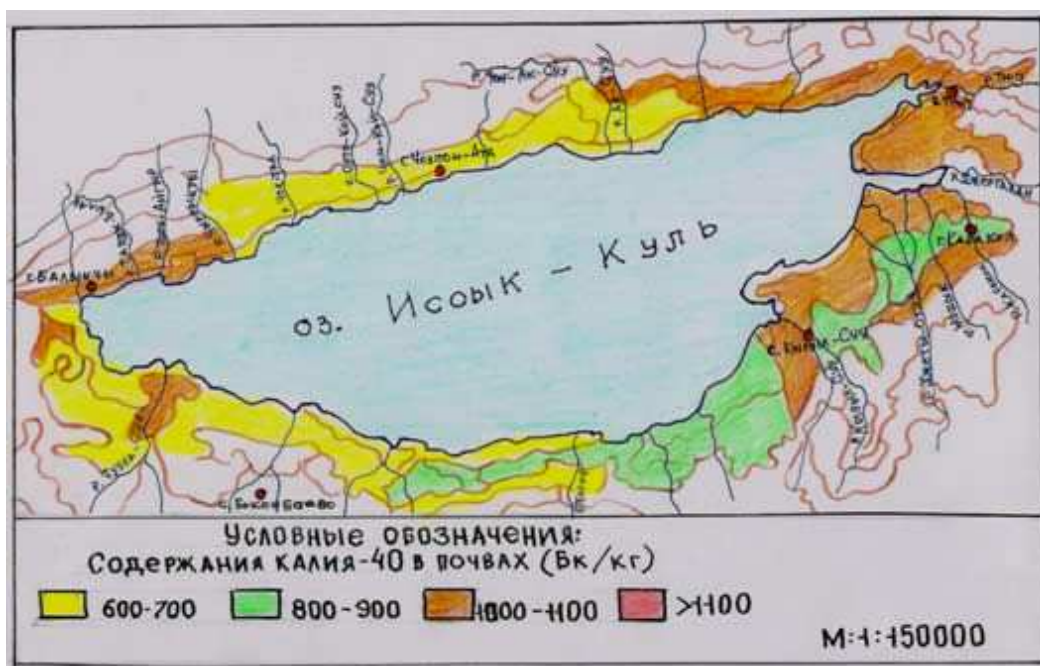


Рис. 4.9. Картограмма по содержанию ^{40}K в почвах Прииссыккуля.

Анализ полученных результатов показал, что содержание естественных радионуклидов в различных типах почв Прииссыккуля в несколько раз превышает средние кларковые значения, так по урану в 2 - 6 раз; по торию в 2 раз; по радию в 2 - 4,5 раз; по калию-40 в 2,3 - 2,7 раз [133, 134, 142, 144, 151, 145]. Радиоактивный распад содержащихся в породах, водах и почвах родоначальников радиоактивных семейств ^{238}U , ^{235}U , ^{232}Th дает много дополнительных радионуклидов. В породах, не затронутых выветриванием (замкнутые системы) ^{238}U , ^{235}U , ^{232}Th обычно находятся в вековом равновесии со всеми своими многочисленными продуктами распада. В процессах выветривания и почвообразования происходит перераспределение ^{238}U и ^{232}Th и нарушение радиоактивного равновесия между радионуклидами в пределах каждого из семейств. Удельная активность изотопов естественных радионуклидов в почвах Прииссыккуля варьирует в следующих пределах: ^{238}U - 42,3-106,6 Бк/кг, ^{228}Th - 61,0-112,2 Бк/кг, ^{226}Ra - 57,5-111,7 Бк/кг, ^{40}K - 870-1012 Бк/кг. Радиоактивное равновесие между ^{226}Ra и ^{238}U в серо-бурых, горно-долинных светло-каштановых, горно-долинных каштановых, горно-долинных темно-каштановых типах почв нарушено в сторону радия вследствие его более высокой по сравнению с ураном способностью биогенной миграции [рис. 4.10].

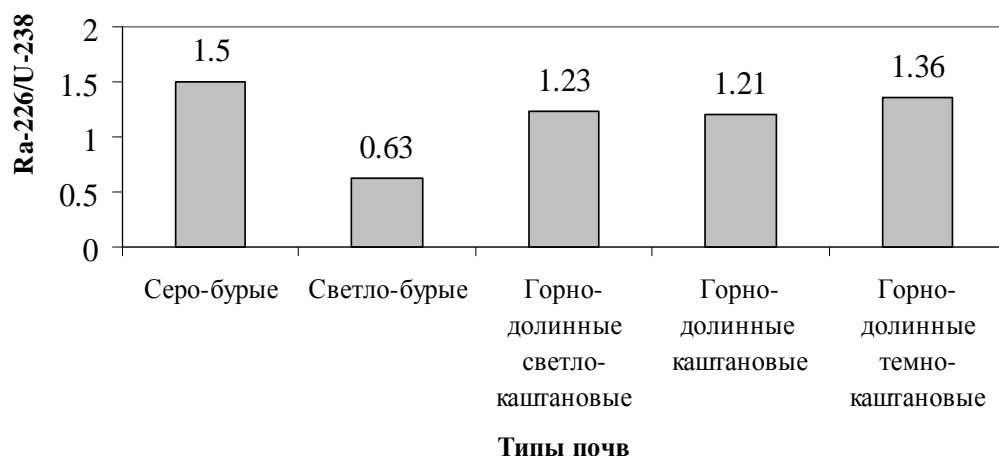


Рис.4.10. Радиоактивное равновесие между ^{226}Ra и ^{238}U по типам почв.

Для светло-бурых почв радиоактивное равновесие наоборот сдвинуто в сторону урана вследствие накопления в них продуктов разрушения горных пород, содержащих уран.

4.2.2. Содержание естественных радионуклидов в дикорастущих и культурных растениях

Ранее содержание урана в растениях определялось в биогеохимической лаборатории академика В.И. Вернадского в опытах с горохом, выращенным на средах с различной концентрацией элемента. Позднее Гофман, флуориметрическим методом определяя содержание урана в золе растений, произраставших в естественных условиях наземной и водной среды, показал, что разные виды растений и их органы содержат неодинаковые количества урана. Больше всего урана содержалось в семенах винограда, луковиче чеснока и листьях сельдерея. Наименьшее количество урана обнаружено в пастбищной траве, зерне кукурузы, стеблях винограда. В остальных растениях содержание урана в золе колебалось в пределах $n \times 10^{-5}$ - $n \times 10^{-6}$ % [178]. Количество урана, поглощаемое растительными организмами, зависит от концентрации и форм соединений урана в породах, почвах и природных водах, а также от экологических условий среды, видовых особенностей растений и характера

адаптации растений к условиям геохимической среды. Среднее вычисленное содержание урана в золе растений, согласно А.П. Виноградову, около 5×10^{-7} % [59]. В растениях, произрастающих на почвах с обычным содержанием урана ($n \times 10^{-5}$ % - 1×10^{-4} %) содержится от $n \times 10^{-6}$ до 5×10^{-5} % урана на золу [199]. Значительные количества урана, во много раз превышающие эти величины, могут накапливаться в растениях, которые произрастают на почвах, обогащенных ураном или вблизи выходов урановых пород. Так, в зольном остатке растений, собранных в некоторых районах плато Колорадо (США), было обнаружено от 2×10^{-4} до $1,9 \times 10^{-1}$ % урана, причем особенно высокая концентрация урана отмечалась в растениях, корневая система которых была связана с породой, обогащенной ураном [356]. Повышенные концентрации урана в растениях (свыше 1×10^{-4} %) были обнаружены во Франции, Японии, на территории бывшего Советского Союза. Так, например, в золе растений Сибири содержание урана колеблется в пределах от 0,05 до $2,5 \times 10^{-4}$ %, Украины – от $n \times 10^{-8}$ до $n \times 10^{-6}$ г/г, Азербайджана – от $0,9 \times 10^{-5}$ до $4,0 \times 10^{-4}$ %, КомиАССР – $5,0-41,3 \times 10^{-6}$ %, Ленинградской области – $1,0 \times 10^{-6}$ %. Б.С. Пристер показал, что в сухом веществе растений количество урана изменяется от 0,13 до $1,3 \times 10^{-5}$ % [321]. Как показали исследования В.В. Ковальского и др., в сухом веществе растений Иссык-Кульской котловины содержится от 0,04 до $5,0 \times 10^{-4}$ % урана [323]. По данным Э.И. Быковой, в растениях Чуйской впадины содержание урана колеблется от $0,6 \times 10^{-6}$ до $0,8 \times 10^{-4}$ % на сухое вещество или $0,1 - 40,0 \times 10^{-4}$ на золу. Растения, произрастающие на территории Северной Киргизии, охватывающей Чуйскую, Таласскую и Кеминскую впадины содержание урана варьирует от 1,0 до $185,0 \times 10^{-6}$ %. Для ряда сельскохозяйственных культур величина накопления урана в сухом веществе изменяется в пределах $6,3-9,3 \times 10^{-5}$ г/кг [301]. Результаты по определению содержаний естественных радионуклидов в укосах дикорастущих растений и зерновых культурах Прииссыккуля представлены в табл. 4.3 и табл. 4.4.

Таблица 4.3 - Содержание естественных радионуклидов в укосах дикорастущих растений Прииссыккуля

	Место отбора	U	Th	Ra	K
		$n \times 10^{-4} \%$	$n \times 10^{-4} \%$	$n \times 10^{-11} \%$	%
укосы с серо-бурых почв	г. Балыкчи	0,1±0,03	0,06±0,02	12,2±4,0	1,2±0,4
	с. Сары-Камыш	0,04±0,01	0,01±0,003	10,1±3,5	0,9±0,03
	с. Тамчи	0,3±0,09	0,09±0,03	14,4±4,8	0,6±0,02
	с. Ак-Олөн	0,8±0,2	0,1±0,03	21,2±5,6	0,8±0,04
	с. Оттук	0,2±0,04	0,05±0,01	11,2±3,6	1,3±0,4
	с. Кызыл-Туу	0,04±0,01	0,01±0,003	6,3±2,2	1,0±0,3
	среднее	0,29±0,06	0,06±0,016	15,1±3,9	1,1±0,2
укосы с светло-бурых почв	с. Кара-Ой	0,6±0,2	0,2±0,04	14,2±4,6	1,2±0,3
	г. Чолпон-Ата	0,2±0,05	0,06±0,02	13,2±3,8	1,4±0,3
	с. Торт-Куль	0,8±0,3	0,3±0,09	18,3±5,4	1,6±0,4
	с. Тон	2,5±0,8	0,9±0,3	28,3±7,2	0,8±0,1
	с. Каджи-Сай	0,09±0,03	0,03±0,01	14,3±4,3	0,9±0,3
	среднее	0,84±0,32	0,3±0,09	17,6±5,1	1,2±0,28
укосы с горно-долинных светло-каштановых почв	с. Григорьевка	0,3±0,05	0,1±0,02	15,3±5,3	1,3±0,6
	с. Ананьево	0,2±0,04	0,09±0,003	12,4±4,2	0,8±0,3
	с. Ой-Тал	0,6±0,08	0,2±0,04	18,3±6,8	0,7±0,2
	с. Кабак	1,4±0,3	0,6±0,05	24,2±7,8	0,8±0,3
	с. Тилекмат	0,05±0,01	0,02±0,001	9,2±3,3	0,6±0,2
	среднее	0,51±0,1	0,2±0,02	15,8±5,5	0,8±0,3

Продолжение табл. 4.3

	Место отбора	U	Th	Ra	K
		$n \times 10^{-4} \%$	$n \times 10^{-4} \%$	$n \times 10^{-11} \%$	%
укося горно-долинных каштановых почв	с. Тюп	0,2±0,04	0,04±0,01	9,0±3,0	1,1±0,3
	с. Тогуз-Булак	0,3±0,05	0,05±0,02	11,2±3,5	0,6±0,1
	с. Михайловка	0,6±0,2	0,08±0,03	14,3±4,2	1,4±0,3
	с. Липенка	0,3±0,05	0,07±0,03	9,4±3,2	1,3±0,3
	с. Богатыровка	0,04±0,01	0,03±0,01	8,2±2,8	0,8±0,2
	среднее	0,28±0,07	0,05±0,02	10,4±3,34	1,0±0,24
укося горно-долин. темно-каштановых почв	с. Маман	0,04±0,01	0,01±0,003	11,2±3,2	1,2±0,4
	с. Ак-Суу	0,07±0,02	0,02±0,006	10,3±3,0	0,8±0,2
	с. Каракол	0,05±0,01	0,02±0,006	14,2±3,6	1,4±0,4
	с. Отрадное	0,09±0,03	0,03±0,005	13,2±3,2	1,3±0,4
	с. Ак-Булак	0,03±0,01	0,01±0,003	8,3±2,8	1,2±0,4
	среднее	0,05±0,016	0,02±0,005	11,4±3,16	1,2±0,36

Как видно из данных содержание урана в укосах дикорастущих растениях Прииссыккуля заметно варьирует ($0,5 \times 10^{-5}$ – $0,84 \times 10^{-4}$ %). На содержание урана в растениях определённое влияние оказывают почвенно-климатические условия мест их произрастания. Так, например, дикорастущие растения, произрастающие на серо-бурых почвах со средним содержанием урана $2,8 \times 10^{-4}$ % способны концентрировать уран от $0,4 \times 10^{-5}$ до $0,8 \times 10^{-4}$ %, в среднем в укосе $0,29 \times 10^{-4}$ % [см. табл. 4.3]. На данном типе почв преимущественно произрастает пустынная растительность бедного флористического состава (укося дикорастущих растений в районе г. Балыкчи, с. Сары-Камыш, с. Тамчи, с. Ак--Олён, с. Оттук с. Кызыл-Туу). Доминантными видами являются вьюнок

Таблица 4.4 - Содержание естественных радионуклидов в зерновых культурах Прииссыккуля

	Часть растений	U	Th	Ra	K
		$n \times 10^{-4} \%$	$n \times 10^{-4} \%$	$n \times 10^{-11} \%$	%
укося с серо- бурых почв	<i>Triticum aestivum</i> (окрестности с. Тамчи)				
	зерно	0,019±0,008	0,017±0,005	4,7±1,0	0,38±0,08
	солома	0,064±0,02	0,050±0,005	17,2±4,5	0,9±0,3
	<i>Hordeum vulgare</i> (окрестности с. Кызыл-Туу)				
	зерно	0,014±0,003	0,011±0,003	5,4±1,2	0,38±0,06
	солома	0,042±0,01	0,031±0,006	15,9±4,1	0,9±0,3
укося с светло- бурых почв	<i>Triticum aestivum</i> (окрестности с. Торт-Куль)				
	зерно	0,023±0,005	0,021±0,004	5,8±1,2	0,40±0,02
	солома	0,071±0,01	0,054±0,005	19,9±3,3	1,1±0,3
	<i>Hordeum vulgare</i> (окрестности с. Кара-Ой)				
	зерно	0,017±0,004	0,012±0,006	4,7±1,0	0,38±0,05
	солома	0,057±0,022	0,042±0,007	17,2±4,5	1,0±0,3
укося с горно- долин ных светло- каштано вых почв	<i>Triticum aestivum L.</i> (окрестности с. Ананьево)				
	зерно	0,017±0,004	0,009±0,003	4,3±0,8	0,39±0,1
	солома	0,052±0,01	0,019±0,005	15,0±4,4	1,0±0,3
	<i>Hordeum vulgare</i> (окрестности с. Кабак)				
	зерно	0,015±0,003	0,008±0,002	3,9±0,8	0,38±0,1
	солома	0,038±0,004	0,021±0,007	14,0±4,4	1,0±0,3
укося с горно- долинных темно- каштано вых почв	<i>Triticum aestivum</i> (окрестности с. Ак-Суу)				
	зерно	0,011±0,008	0,007±0,003	3,1±0,7	0,45±0,09
	солома	0,037±0,006	0,019±0,005	9,7±3,3	1,3±0,6
	<i>Hordeum vulgare</i> (окрестности с. Отрадное)				
	зерно	0,009±0,003	0,006±0,002	2,8±0,8	0,40±0,08
	солома	0,028±0,006	0,017±0,004	8,1±3,7	1,3±0,3

трагакантовый (*Convolvulus tragacanthoides*), терскен серый (*Ceratoides papposa*), полынь федченко (*Artemisia fedthenkoana*), чий блестящий (*Achuatherum splendens*), эфедра средняя (*Ephedra intermedia*) и др.

Коэффициент накопления урана в укосах надземной части дикорастущих растений составил 0,1. Содержание урана в зерне зерновых культур с агроценозов в окрестностях с. Тамчи и с. Кызыл-Туу варьировало в пределах $0,014 - 0,019 \times 10^{-4}$ %, в соломе $0,042 - 0,064 \times 10^{-4}$ %, при коэффициентах накопления для зерна $0,5-0,7 \times 10^{-2}$, для соломы $0,15-0,22 \times 10^{-1}$. Удельная активность ^{238}U в укосах дикорастущих растений составила 3,45 Бк/кг, а для зерновых культур для зерна 0,25 Бк/кг, для соломы 0,84 Бк/кг [145, 151, 154].

Дикорастущие растения, произрастающие на светло-бурых почвах со средним содержанием урана $2,4 \times 10^{-4}$ % концентрируют радионуклид от $0,9 \times 10^{-5}$ до $2,5 \times 10^{-4}$ %, в среднем в укосе $0,84 \times 10^{-4}$ % [см. табл. 4.3]. К данному типу почв приурочены растительные группировки сухих ковыльно-полынно-типчаковых степей (укосы дикорастущих растений в районе с. Кара-Ой, г. Чолпон-Ата, с. Торт-Куль, с. Тон, с. Каджи-Сай). Видовой состав степей в северной части озера богаче и разнообразнее, чем в южной. В северной части главенствующая роль принадлежит ковылям, в южной части типчаку (*Festuca sulcata*). Ковыльные степи представлены следующими видами ковылей: ковыль Бунге (*Stipa Bungeana*), ковыль тырса (*Stipa capillata*) и ковыль кавказский (*Stipa caucasica*). Кроме того злаковую основу степей составляют: костер кровельный (*Bromus tectorum*), житняк гребенчатый (*Agropyrum pectiniforme*), полевица волосистая (*Eragrostis pilosa*), вейник наземный (*Calamagrostis epigeios*). Разнотравными компонентами сухих степей являются полынь Тянь-шаньская (*Artemisia tianschanica*), полынь-эстрагон (*Artemisia dracuncululus*), полынь горькая (*Artemisia absinthium*), эфедра промежуточная (*Ephedra intermedia*), зизифора (*Ziziphora Bungeana*), шандра (*Marrubium alternidens*). В южной части озера травостой сильно обеднен многолетниками; в составе травостоя много эфемеров и ксерофитов: карагана красивая (*Caragana leucophloe*), терескен (*Eurotia ceratoides*), зайцегуб (*Lagochilus diacanthophyllus*),

горноколосник (*Orostachys thyrsiflora*), змееголовник дважды перистый (*Dracosephalum bipinnatum*), астрагал Бородина (*Astragalus Borodinii*) и др. Коэффициент накопления урана в укосах надземной части дикорастущих растений составил 0,23. Содержание урана в зерне зерновых культур с агроэкосистем в окрестностях с. Торт-Куль и с. Кара-Ой варьировало в пределах $0,017 - 0,023 \times 10^{-4}$ %, в соломе $0,057 - 0,071 \times 10^{-4}$ %, при коэффициентах накопления для зерна $0,4-0,8 \times 10^{-2}$, для соломы $0,15-0,25 \times 10^{-1}$. Удельная активность ^{238}U в укосах дикорастущих растений составила 6,7 Бк/кг, а для зерновых культур для зерна 0,30 Бк/кг, для соломы 0,92 Бк/кг [134, 151].

Дикорастущие растения, произрастающие на горно-долинных светло-каштановых почвах со средним содержанием урана $2,4 \times 10^{-4}$ % концентрируют радионуклид от $0,5 \times 10^{-5}$ до $1,4 \times 10^{-4}$ %, в среднем в укосе $0,51 \times 10^{-4}$ % [см. табл. 4.3]. Для данного типа почв характерны разнотравно злаковые степи. Видовой состав весьма разнообразен, где наряду со злаковой основой возрастает роль разнотравья. Основными видами растительной ассоциации являются ковыль тырса, житняк гребенчатый, тонконог изящный (*Koeleria gracilis*), костер безостый (*Bromus inermis*), полынь эстрагон, пырей ползучий (*Agropyrum repens*), шалфей пустынный (*Salvia stepposa*), люцерна серповидная (*Medicago falcata*), термопсис ланцетный (*Thermopsis lanceolata*), подмаренник настоящий (*Gallium verum*) и др. (укосы дикорастущих растений в районе с. Григорьевка, с. Ананьево, с. Ой-Тал, с. Кабак, с. Тилекмат). Коэффициент накопления урана в укосах надземной части дикорастущих растений составил 0,21. Содержание урана в зерне зерновых культур с агроценозов с окрестностей с. Ананьево и с. Кабак варьировало в пределах $0,015 - 0,017 \times 10^{-4}$ %, в соломе $0,038 - 0,052 \times 10^{-4}$ %, при коэффициентах накопления для зерна $0,6-0,7 \times 10^{-2}$, для соломы $0,16-0,21 \times 10^{-1}$. Удельная активность ^{238}U в укосах дикорастущих растений составила 3,72 Бк/кг, а для зерновых культур для зерна 0,22 Бк/кг, для соломы 0,68 Бк/кг [132, 133, 134, 142, 144, 145, 151, 154, 160].

Дикорастущие растения, произрастающие на горно-долинных каштановых почвах со средним содержанием урана $1,8 \times 10^{-4}$ % концентрируют радионуклид

от $0,4 \times 10^{-5}$ до $0,6 \times 10^{-4}$ %, в среднем в укосе $0,28 \times 10^{-4}$ % (укосы дикорастущих растений в районе с. Тюп, с. Тогуз-Булак, с. Михайловка, с. Липенка, с. Богатыровка) [см. табл. 4.3]. Для данного типа почв характерна пустынно-степная растительность, где наряду с полынью тьянь-шаньской (*Artemisia tianschanica*), встречаются ковыль кавказский (*Stipa caucasica*), терескен серый (*Ceratoides papposa*), бородач кровеостанавливающий (*Bothriochlon ischaemum*) и др. Коэффициент накопления урана в укосах надземной части дикорастущих растений составил 0,15. Удельная активность ^{238}U в укосах дикорастущих растений составила 2,23 Бк/кг [151, 154, 160, 163, 165, 169].

Дикорастущие растения, произрастающие на горно-долинных темно-каштановых почвах со средним содержанием урана $1,5 \times 10^{-4}$ % концентрируют радионуклид от $0,3 \times 10^{-5}$ до $0,9 \times 10^{-5}$ %, в среднем в укосе $0,5 \times 10^{-5}$ % (укосы дикорастущих растений в районе с. Маман, с. Ак-Суу, с. Каракол, с. Отрадное, с. Ак-Булак) [см. табл. 4.3]. Доминантными видами дикорастущих растений для данного типа почв являются полынь тьянь-шаньская (*Artemisia tianschanica*), ковыль кавказский (*Stipa caucasica*), овсяница валезийская (*Festuca valesiaca*) и др. Коэффициент накопления урана в укосах надземной части дикорастущих растений составил 0,03. Содержание урана в зерне зерновых культур с агроценозов в окрестностях с. Ак-Суу и с. Отрадное варьировало в пределах $0,009 - 0,011 \times 10^{-4}$ %, в соломе $0,028 - 0,037 \times 10^{-4}$ %, при коэффициентах накопления для зерна $0,6-0,7 \times 10^{-2}$, для соломы $0,18-0,20 \times 10^{-1}$. Удельная активность ^{238}U в укосах дикорастущих растений составила 0,73 Бк/кг, а для зерновых культур для зерна 0,15 Бк/кг, для соломы 0,48 Бк/кг [145, 154, 169].

Результаты исследований показали, что растения, произрастающие в условиях Прииссыккуля по содержанию урана заметно различаются, в укосах его количество изменяется – от $0,5 \times 10^{-5}$ % до $0,84 \times 10^{-4}$ %, что превышает уровень содержания урана в растениях целинных черноземных степей ($2,1 \times 10^{-6}$ %) в 2,4 – 40 раз. Средние значения коэффициентов накопления варьируют в пределах 0,03 – 0,23 [рис.4.11].

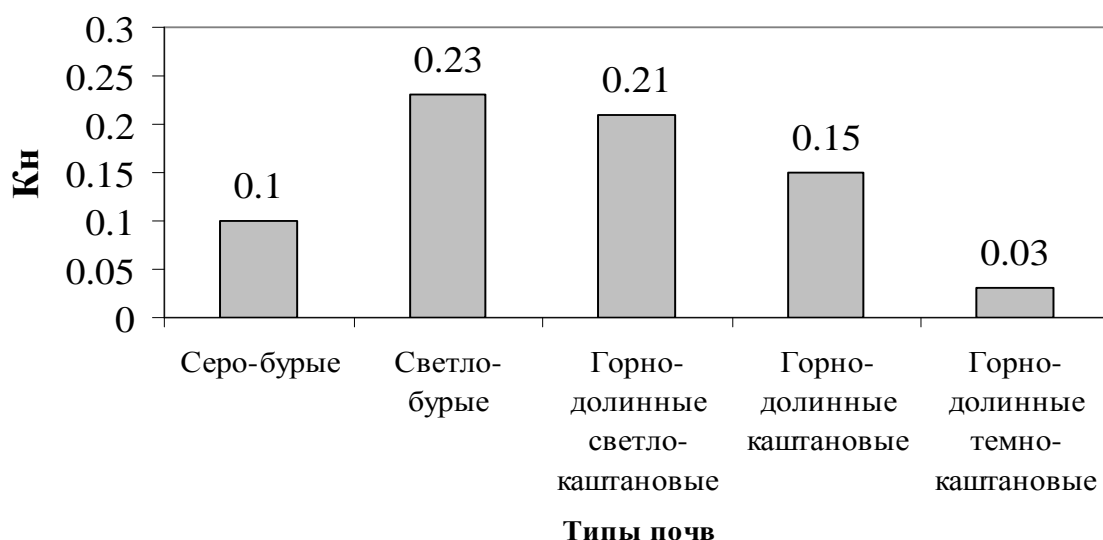


Рис.4.11. Средние значения коэффициентов накопления урана в укосах дикорастущих растений.

Среди дикорастущих видов растений наиболее высоким содержанием урана характеризовались полынь тянь-шаньская (*Artemisia tianschanica*) – $2,5 \times 10^{-4}$ %, волоснец кистевидный (*Leymus racemosus*) – $1,4 \times 10^{-4}$ %, гармала обыкновенная (*Peganum harmala*) – $0,8 \times 10^{-4}$ %, чий блестящий (*Achnatherum splendens*) – $0,8 \times 10^{-4}$ %. По сравнению с выше перечисленными видами растений меньшее количество урана в надземных органах содержали одуванчик (*Taraxacum sp.*) – $0,4 \times 10^{-5}$ %, вьюнок трагакантовый (*Convolvulus tragacanthoides*) – $0,4 \times 10^{-5}$ %, ковыль кавказский (*Stipa caucasica*) – $0,9 \times 10^{-5}$ %, подорожник ланцетолистный (*Plantago lanceolata*) – $0,9 \times 10^{-5}$ %. Выявлена положительная корреляционная зависимость между средним содержанием урана в почвах и содержанием его в укосах дикорастущих растений ($r=0,88$, $p<0,05$), что свидетельствует о биоконцентрировании элемента растениями.

В семенах зерновых культур содержание урана было примерно в три раза ниже, чем в соломе, о чем свидетельствуют коэффициенты накопления элемента [рис.4.12]. Наблюдается достоверная корреляционная зависимость между общим содержанием урана в почвах и накоплением его в семенах ($r=0,99$, $p<0,01$) и соломе ($r=0,97$, $p<0,01$) зерновых культур.

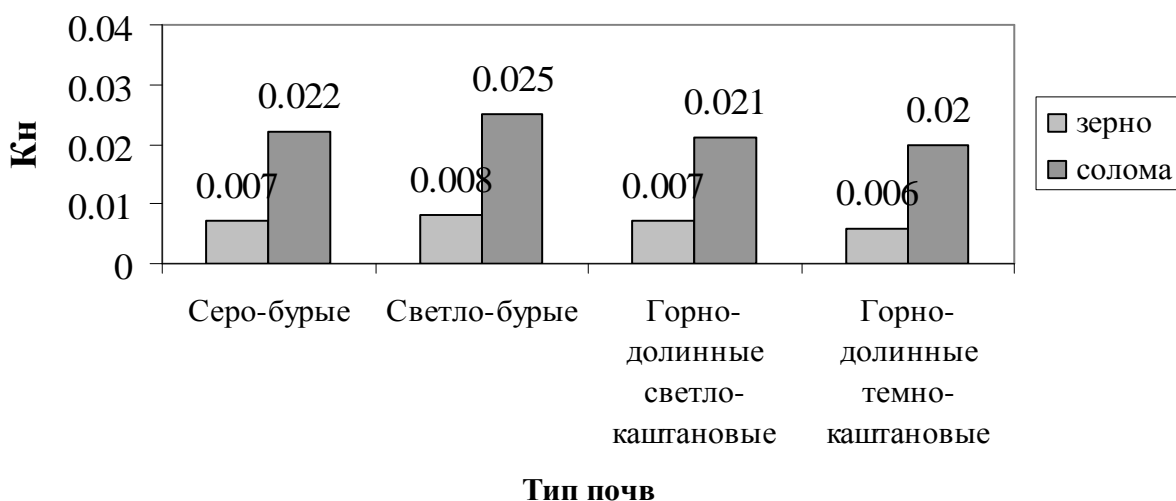


Рис.4.12. Коэффициенты накопления урана в зерне и соломе озимой пшеницы (*Triticum aestivum*).

На содержание урана в растениях определенное влияние оказывают почвенно-климатические условия мест их произрастания. Так укосы дикорастущих растений с светло-бурых почв содержат больше урана, чем укосы растений, относящиеся к другим типам почв. Укосы растений, с горно-долинных каштановых почв, наоборот, характеризуются сравнительно низким содержанием урана. Удельная активность ^{238}U в надземной части растений оказалась сравнительно не высокой 0,73 – 6,7 Бк/кг. Следует отметить, что большие периоды полураспада как ^{238}U , так и ^{234}U , приводят к тому, что их удельная активность оказывается очень низкой, даже в тех тканях растений, которые содержат самые высокие концентрации урана, активность, обусловленная этими изотопами урана и продуктами их распада, мала и повышенные концентрации этого элемента следует рассматривать с точки зрения его химической токсичности, а не радиационной опасности [132, 133, 134, 142, 144, 145, 151, 154, 160, 163, 165, 169].

Торий переходит в биологические системы гораздо в меньшей степени, чем уран. ^{232}Th , родоначальник ряда тория, был обнаружен в низких концентрациях в листе растений. Опыты, в которых растения выращивались на растворах, содержащих торий, показали, что он легко адсорбируется

корнями, но его перемещение в листьях незначительно. Низкие концентрации тория в тканях растений в природных условиях, по-видимому, обусловлено его удерживанием на твердых фазах почвы и его слабой подвижностью в биологических системах [275]. Широкий интервал содержаний тория в дикорастущих растениях составляет 8-1300 мкг/кг, а для овощей от 5 до 20 мкг/кг (все на сухую массу). Удельная активность ^{232}Th в растениях степного разнотравья составляет 2,5 Бк/кг [129]. Средние значения коэффициентов накопления ^{232}Th некоторыми группами растений составляют: ранотравье-0,07, злаковые травы-0,01, пастбищные травы-0,37 [382]. Для сельскохозяйственных культур: пшеница (*Triticum aestivum*) (зерно-0,003 солома-0,01), ячмень (*Hordeum vulgare L.*) (зерно-0,005, солома-0,01), картофель (*Solanum tuberosum*) (клубни-0,009, ботва-0,08), сахарная свекла (*Beta vulgaris*) (корнеплоды-0,017, ботва-0,09), однолетние сеянные травы-0,028, многолетние сеянные травы-0,032, клевер (*Trifolium pratense*) – 0,024, люцерна (*Medicago sativa*) - 0,0097, кукуруза (*Zea mays*), зеленая масса - 0,015 [13].

Среднее содержание тория в укосах дикорастущих растений Прииссыккулья варьировало в пределах от $0,2 \times 10^{-5}$ до $0,3 \times 10^{-4}$ % [см. табл. 4.3]. Дикорастущие растения, произрастающие на серо-бурых почвах со средним содержанием тория $11,7 \times 10^{-4}$ % концентрировали радионуклид от $0,1 \times 10^{-5}$ до $0,1 \times 10^{-4}$ %, в среднем в укосе $0,6 \times 10^{-5}$ %. Коэффициент накопления тория в укосах составил 0,005. Содержание тория в зерне зерновых культур варьировало в пределах 0,11 - $0,17 \times 10^{-5}$ %, в соломе 0,31 - $0,50 \times 10^{-5}$ %, при коэффициентах накопления для зерна $0,09-0,18 \times 10^{-2}$, для соломы $0,26-0,53 \times 10^{-2}$. Удельная активность ^{228}Th в укосах дикорастущих растений составила 2,47 Бк/кг, а для зерновых культур для зерна 0,22 Бк/кг, для соломы 0,65 Бк/кг.

Дикорастущие растения, произрастающие на светло-бурых почвах со средним содержанием тория $14,7 \times 10^{-4}$ % концентрировали торий от $0,3 \times 10^{-5}$ до $0,9 \times 10^{-4}$ %, в среднем в укосе $0,3 \times 10^{-4}$ %. Коэффициент накопления тория в укосах составил 0,02. Содержание тория в зерне зерновых культур варьировало в пределах $0,12 - 0,21 \times 10^{-5}$ %, в соломе $0,42 - 0,54 \times 10^{-5}$ %, при коэффициентах

накопления для зерна $0,08 - 0,13 \times 10^{-2}$, для соломы $0,28 - 0,35 \times 10^{-2}$. Удельная активность ^{228}Th в укосах дикорастущих растений составила $5,6 \text{ Бк/кг}$, а для зерновых культур для зерна $0,27 \text{ Бк/кг}$, для соломы $0,71 \text{ Бк/кг}$.

Дикорастущие растения, произрастающие на горно-долинных светло-каштановых почвах со средним содержанием тория $10,7 \times 10^{-4} \%$ концентрировали торий от $0,2 \times 10^{-5}$ до $0,6 \times 10^{-4} \%$, в среднем в укосе $0,2 \times 10^{-4} \%$. Коэффициент накопления тория в укосах составил $0,019$. Содержание тория в зерне зерновых культур варьировало в пределах $0,8 - 0,9 \times 10^{-6} \%$, в соломе $0,19 - 0,21 \times 10^{-5} \%$, при коэффициентах накопления для зерна $0,07 - 0,08 \times 10^{-2}$, для соломы $0,17 - 0,16 \times 10^{-2}$. Удельная активность ^{228}Th в укосах дикорастущих растений составила $2,86 \text{ Бк/кг}$, а для зерновых культур для зерна $0,10 \text{ Бк/кг}$, для соломы $0,25 \text{ Бк/кг}$.

Дикорастущие растения, произрастающие на горно-долинных каштановых почвах со средним содержанием тория $9,5 \times 10^{-4} \%$ концентрировали торий от $0,3 \times 10^{-5}$ до $0,8 \times 10^{-5} \%$, в среднем в укосе $0,5 \times 10^{-5} \%$. Коэффициент накопления тория в укосах составил $0,005$. Удельная активность ^{228}Th в укосах дикорастущих растений составила $2,23 \text{ Бк/кг}$.

Дикорастущие растения, произрастающие на горно-долинных темно-каштановых почвах со средним содержанием тория $8,5 \times 10^{-4} \%$ концентрировали торий от $0,1 \times 10^{-5}$ до $0,3 \times 10^{-5} \%$, в среднем в укосе $0,5 \times 10^{-5} \%$. Коэффициент накопления тория в укосах составил $0,002$. Содержание тория в зерне зерновых культур варьировало в пределах $0,6 - 0,7 \times 10^{-6} \%$, в соломе $0,17 - 0,19 \times 10^{-5} \%$, при коэффициентах накопления для зерна $0,08 - 0,11 \times 10^{-2}$, для соломы $0,2 - 0,29 \times 10^{-2}$. Удельная активность ^{228}Th в укосах дикорастущих растений составила $0,23 \text{ Бк/кг}$, а для зерновых культур для зерна $0,10 \text{ Бк/кг}$, для соломы $0,25 \text{ Бк/кг}$.

Результаты исследований показали, что укосы дикорастущих растений, произрастающих в условиях Прииссыккуля содержат неодинаковые концентрации тория, так в надземных органах его концентрация изменяется от $0,2 \times 10^{-5} \%$ до $0,3 \times 10^{-4} \%$, средние значения коэффициентов накопления

варьируют в пределах 0,002 – 0,02 [рис.4.13]. Коэффициенты накопления тория в укосах дикорастущих растений произрастающих на светло-бурых почвах были выше по сравнению с коэффициентами накопления тория в укосах растений отобранных из других типов почв. Отдельные виды растений, такие как полынь тянь-шаньская (*Artemisia tianschanica*) – $0,9 \times 10^{-4}$ %, гармала обыкновенная (*Peganum harmala*) – $0,3 \times 10^{-4}$ %, полынь Федченко (*Artemisia fedtschenkoana*) – $0,8 \times 10^{-4}$ % накапливали больше тория по сравнению с другими видами растений. Выявлена положительная корреляционная зависимость между средним содержанием тория в почвах и содержанием его в укосах дикорастущих растений ($r=0,83$, $p<0,01$), что свидетельствует о биоконцентрировании элемента растениями.

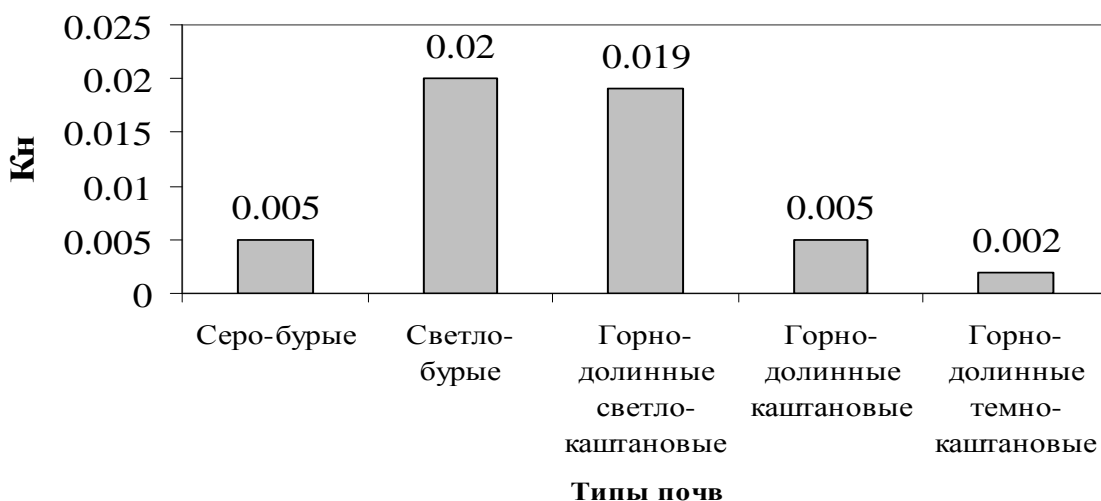


Рис.4.13. Средние значения коэффициентов накопления тория в укосах дикорастущих растений.

В семенах зерновых культур содержание тория было примерно в два-три раза ниже, чем в соломе, о чем свидетельствуют коэффициенты накопления элемента [рис.4.14].

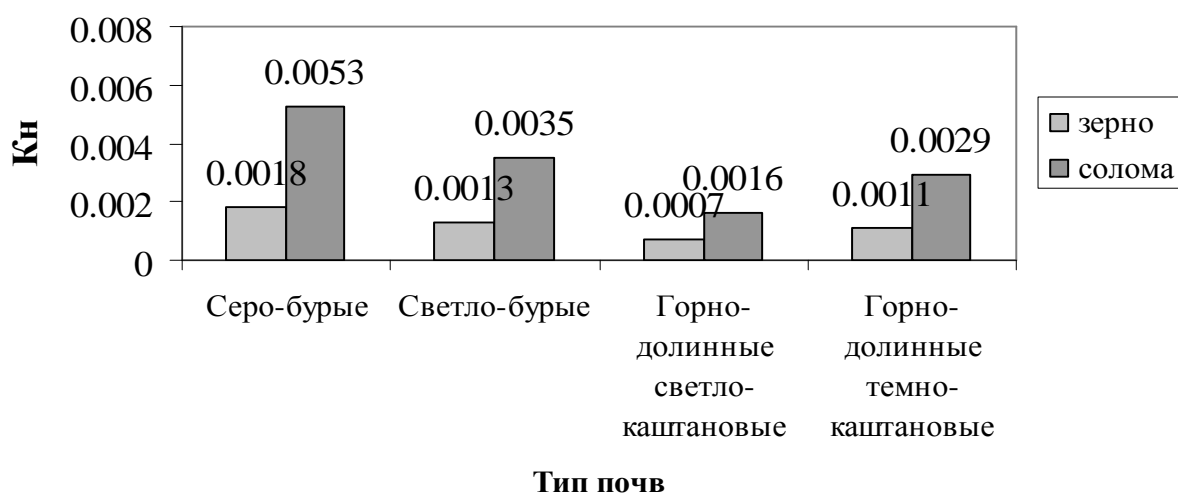


Рис.4.14. Коэффициенты накопления тория в зерне и соломе озимой пшеницы (*Triticum aestivum*).

Наблюдается достоверная корреляционная зависимость между общим содержанием тория в почвах и накоплением его в семенах ($r=0,93$, $p<0,01$) и соломе ($r=0,84$, $p<0,01$).

По А.П. Виноградову средне кларковое содержание ^{226}Ra в золе растений составляет $n \times 10^{-11}$ %. Согласно других авторов, содержание ^{226}Ra в растениях варьирует от $0,3 \times 10^{-11}$ до $1,6 \times 10^{-12}$ % сухой массы [59, 129]. Миграция ^{226}Ra в системе почва-растение имеет ряд особенностей. КБН его растениями, произрастающими на почвах, сформированных, на выходах горных пород, обычно выше 1. При этом практически в каждой группе растений (лишайники, мхи, папоротники кустарнички кустарники, деревья) встречаются виды с высокой интенсивностью поглощения ^{226}Ra . Особенно отчетливо свойство избирательного поглощения ^{226}Ra проявляется у представителей семейства розоцветных (рябина обыкновенная), вересковых (багульник стелящийся), брусничных (черника, голубика), березовых (береза извилистая) [88]. Наименьший КБН был отмечен у хвои кедра сибирского. Установлено, что ^{226}Ra интенсивнее поглощается большинством видов растений, чем ^{238}U в системе почва-растение. На различную подвижность ^{238}U и ^{226}Ra указывает наблюдаемый в растениях сдвиг радиоактивного равновесия в сторону

дочернего радионуклида, который наиболее резко выражен у древесных растений, кустарников и кустарничков, избирательно поглощающих ^{226}Ra . У споровых растений, также селективно усваивающих ^{238}U , тоже наблюдается сдвиг в сторону ^{226}Ra , но он выражен в значительно меньшей степени [321]. Средние значения коэффициентов накопления по ^{226}Ra в растениях разных групп составляют, для разнотравья – 0,26, для злаковых трав – 0,09, для пастбищных трав – 0,19 [382]. Для зерновых культур: пшеница (зерно-0,0075, солома-0,038), ячмень (зерно-0,0067, солома-0,032) [13].

Среднее содержание радия в укосах дикорастущих растений Прииссыккулья варьировало в пределах от $10,14 \times 10^{-11}$ до $17,6 \times 10^{-11}$ % [см. табл. 4.3]. Дикорастущие растения, произрастающие на серо-бурых почвах со средним содержанием радия $27,9 \times 10^{-11}$ % концентрировали радий от $6,3 \times 10^{-11}$ до $21,2 \times 10^{-11}$ %, в среднем в укосе $15,1 \times 10^{-11}$ %. Коэффициент накопления радия в укосах составил 0,54. Содержание радия в зерне зерновых культур варьировало в пределах $4,7 - 5,4 \times 10^{-11}$ %, в соломе $15,9 - 17,2 \times 10^{-11}$ %, при коэффициентах накопления для зерна 0,16 - 0,19, для соломы 0,57-0,70. Удельная активность радия-226 в укосах дикорастущих растений составила 4,13 Бк/кг, а для зерновых культур для зерна 0,30 Бк/кг, для соломы 0,88 Бк/кг.

Дикорастущие растения, произрастающие на светло-бурых почвах со средним содержанием радия $31,4 \times 10^{-11}$ %, концентрировали радий от $13,2 \times 10^{-11}$ до $28,3 \times 10^{-11}$ %, в среднем в укосе $17,6 \times 10^{-11}$ %. Коэффициент накопления радия в укосах составил 0,56. Содержание радия в зерне зерновых культур варьировало в пределах $4,7 - 5,4 \times 10^{-11}$ %, в соломе $15,9 - 17,2 \times 10^{-11}$ %, при коэффициентах накопления для зерна 0,14 - 0,20, для соломы 0,51 - 0,70. Удельная активность ^{226}Ra в укосах дикорастущих растений составила 8,7 Бк/кг, а для зерновых культур для зерна 0,32 Бк/кг, для соломы 1,1 Бк/кг.

Дикорастущие растения, произрастающие на горно-долинных светло-каштановых почвах со средним содержанием радия $25,1 \times 10^{-11}$ % концентрировали радий от $9,2 \times 10^{-11}$ до $24,2 \times 10^{-11}$ %, в среднем в укосе $15,8 \times 10^{-11}$ %. Коэффициент накопления радия в укосах составил 0,63.

Содержание радия в зерне зерновых культур варьировало в пределах $3,9 - 4,3 \times 10^{-11}$ %, в соломе $14 - 15 \times 10^{-11}$ %, при коэффициентах накопления для зерна 0,15-0,23, для соломы 0,56-0,80. Удельная активность ^{226}Ra в укосах дикорастущих растений составила 5,63 Бк/кг, а для зерновых культур для зерна 0,22 Бк/кг, для соломы 0,75 Бк/кг.

Дикорастущие растения, произрастающие на горно-долинных каштановых почвах со средним содержанием радия $23,2 \times 10^{-11}$ % концентрировали радий от $8,2 \times 10^{-11}$ до $14,3 \times 10^{-11}$ %, в среднем в укосе $10,4 \times 10^{-11}$ %. Коэффициент накопления радия в укосах составил 0,45. Удельная активность ^{226}Ra в укосах дикорастущих растений составила 5,25 Бк/кг.

Дикорастущие растения, произрастающие на горно-долинных темно-каштановых почвах со средним содержанием радия $18,5 \times 10^{-11}$ % концентрировали радий от $8,3 \times 10^{-11}$ до $14,2 \times 10^{-11}$ %, в среднем в укосе $11,4 \times 10^{-11}$ %. Коэффициент накопления радия в укосах составил 0,62. Содержание радия в зерне зерновых культур варьировало в пределах $2,8 - 3,1 \times 10^{-11}$ %, в соломе $8,1 - 9,7 \times 10^{-11}$ %, при коэффициентах накопления для зерна 0,10 - 0,16, для соломы 0,32 - 0,49. Удельная активность ^{226}Ra в укосах дикорастущих растений составила 0,92 Бк/кг, а для зерновых культур для зерна 0,22 Бк/кг, для соломы 0,84 Бк/кг.

Результаты исследований показали, что дикорастущие растения, произрастающих в условиях Прииссыккуля содержат неодинаковые концентрации радия, так в надземных органах его содержание изменяется от $10,4 \times 10^{-11}$ % до $17,6 \times 10^{-11}$ %. По сравнению с ураном и торием, радий в большей степени концентрировался в надземной части дикорастущих растений, о чем свидетельствуют более высокие значения коэффициентов накопления радионуклида 0,45 – 0,63 [рис.4.15]. Отдельные виды растений, такие как полынь тянь-шаньская (*Artemisia tianschanica*) – $28,3 \times 10^{-11}$ %, чий блестящий (*Achnatherum splendens*) - $21,2 \times 10^{-11}$ %, гармала обыкновенная (*Peganum harmala*) – $18,3 \times 10^{-11}$ % накапливали больше радия по сравнению с другими

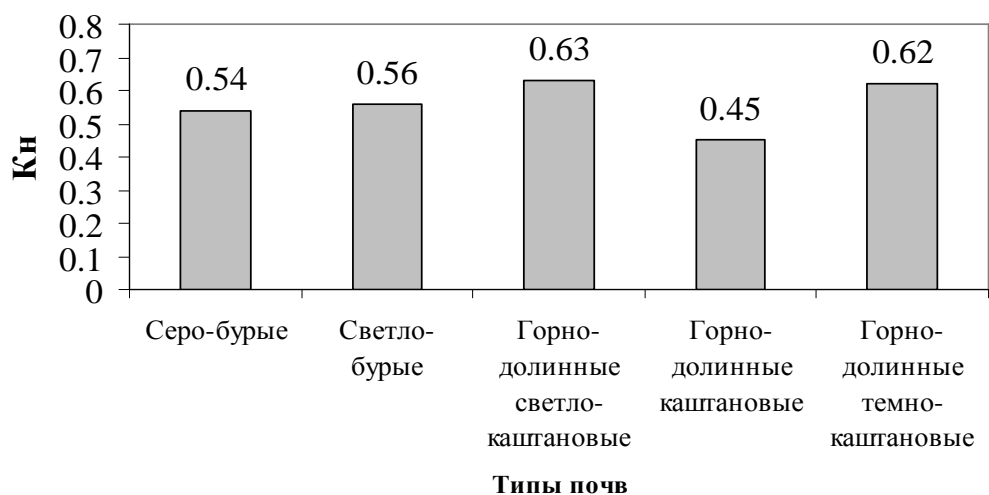


Рис.4.15. Средние значения коэффициентов накопления радия в укосах дикорастущих растений.

видами растений. Выявлена положительная корреляционная зависимость между средним содержанием радия в почвах и содержанием его в укосах дикорастущих растений ($r=0,84$, $p<0,01$), что свидетельствует о биоконцентрировании элемента растениями. В семенах зерновых культур содержание радия было примерно в три раза ниже, чем в соломе, о чем свидетельствуют коэффициенты накопления элемента [рис.4.16].

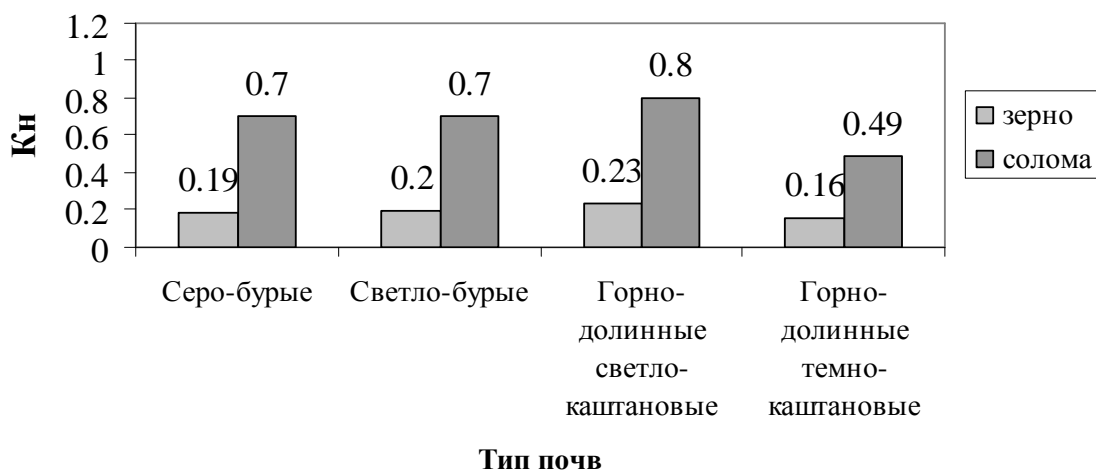


Рис.4.16. Коэффициенты накопления радия в зерне и соломе озимой пшеницы (*Triticum aestivum*).

Наблюдается достоверная корреляционная зависимость между общим содержанием радия в почвах и накоплением его в семенах ($r=0,98$, $p<0,01$) и соломе ($r=0,99$, $p<0,01$). По накоплению в семенах зерновых культур естественные радионуклиды можно расположить в следующий убывающий ряд: $^{226}\text{Ra} > ^{238}\text{U} > ^{228}\text{Th}$ [132, 133, 134, 142, 144, 151, 154, 160, 163, 165, 169].

^{40}K один из основных (по активности) естественных радионуклидов широко распространенных в почвах, растениях и других объектах окружающей природной среды. Учитывая это, введено специальное понятие «калийный фон», отражающий вклад ^{40}K в суммарное содержание радионуклидов. Особо богаты ^{40}K фасоль - 229 Бк/кг, картофель - 174 Бк/кг, орехи – 210 Бк/кг, клюква - 355 Бк/кг. Для различных полевых растений концентрация калия возрастает в десятки раз, повышаясь у высших цветковых растений, снижаясь у голосемянных и имея низшие значения у мхов и лишайников. У высших растений доля участия ^{40}K в общей бета-активности золы может достигать 50 – 60 % [321].

Среднее содержание калия в укосах дикорастущих растений Прииссыккулья варьировало в пределах от 0,8 до 1,2 % [см. табл. 4.3]. Дикорастущие растения, произрастающие на серо-бурых почвах со средним содержанием калия 1,8 % концентрировали калий от 0,6 до 1,3 %, в среднем в укосе 1,1 %. Коэффициент накопления калия в укосах составил 0,61. Содержание калия в зерне зерновых культур составило 0,38 %, в соломе 0,9 %, при коэффициентах накопления для зерна 0,21, для соломы 0,5. Удельная активность ^{40}K в укосах дикорастущих растений составила 126,8 Бк/кг, а для зерновых культур для зерна 102,6 Бк/кг, для соломы 115,5 Бк/кг.

Дикорастущие растения, произрастающие на светло-бурых почвах со средним содержанием калия 1,6 %, концентрировали калий от 0,8 до 1,6 %, в среднем в укосе 1,2 %. Коэффициент накопления калия в укосах составил 0,75. Содержание калия в зерне зерновых культур составило 0,4 %, в соломе 1,1 %, при коэффициентах накопления для зерна 0,25, для соломы 0,68. Удельная

активность ^{40}K в укосах дикорастущих растений составила 107,6 Бк/кг, а для зерновых культур для зерна 136,4 Бк/кг, для соломы 152,3 Бк/кг.

Дикорастущие растения, произрастающие на горно-долинных светло-каштановых почвах со средним содержанием калия 1,7 % концентрировали калий от 0,6 до 1,3 %, в среднем в укосе 0,8 %. Коэффициент накопления калия в укосах составил 0,47. Содержание калия в зерне зерновых культур составило 0,39 %, в соломе 1,0 %, при коэффициентах накопления для зерна 0,23, для соломы 0,58. Удельная активность ^{40}K в укосах дикорастущих растений составила 163,8 Бк/кг, а для зерновых культур для зерна 118,1 Бк/кг, для соломы 138,3 Бк/кг.

Дикорастущие растения, произрастающие на горно-долинных каштановых почвах со средним содержанием калия 2,1 % концентрировали калий от 0,8 до 1,4 %, в среднем в укосе 1,0 %. Коэффициент накопления калия в укосах составил 0,48. Удельная активность ^{40}K в укосах дикорастущих растений составила 154,8 Бк/кг.

Дикорастущие растения, произрастающие на горно-долинных темно-каштановых почвах со средним содержанием калия 2,0 % концентрировали калий от 0,8 до 1,4 %, в среднем в укосе 1,2 %. Коэффициент накопления калия в укосах составил 0,60. Содержание калия в зерне зерновых культур составило 0,45 %, в соломе 1,3 %, при коэффициентах накопления для зерна 0,22, для соломы 0,65. Удельная активность ^{40}K в укосах дикорастущих растений составила 154,8 Бк/кг, а для зерновых культур для зерна 162,9 Бк/кг, для соломы 175,0 Бк/кг.

Результаты исследований показали, что в дикорастущих растениях Прииссыккуля, содержание калия варьирует в пределах 0,8 - 1,2 %, удельная активность ^{40}K изменяется от 107,6 до 163,8 Бк/кг. Коэффициенты накопления ^{40}K в укосах варьировали в зависимости от типа почв, на которых произрастали растения, на серо-бурых – 0,16, светло-бурых – 0,11, горно-долинных светло-каштановых – 0,16, горно-долинных каштановых – 0,14, горно-долинных темно-каштановых – 0,15 [рис.4.17].

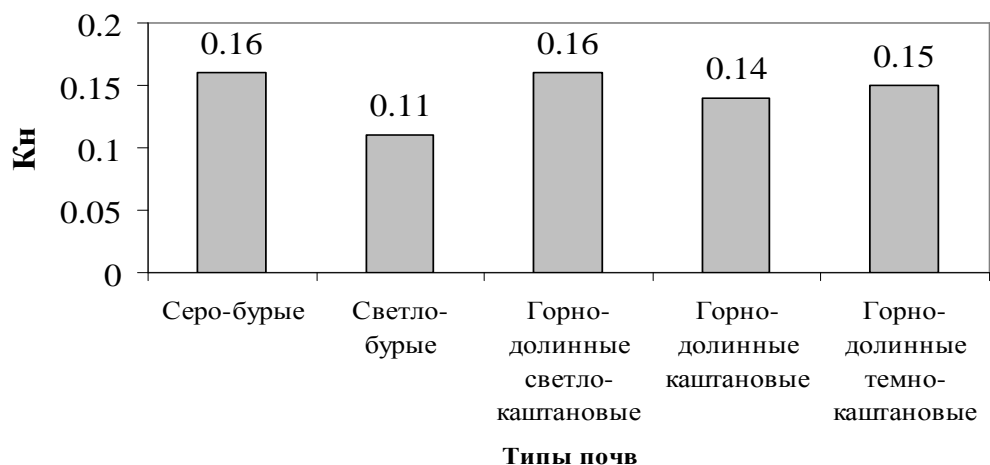


Рис.4.17. Средние значения коэффициентов накопления ^{40}K в укосах дикорастущих растений.

Наблюдается достоверная корреляционная зависимость между средним содержанием ^{40}K в почвах и содержанием его в укосах дикорастущих растений ($r=0,58$, $p<0,05$).

В зерне зерновых культур Прииссыккулья удельная активность ^{40}K варьировала в пределах 102,6 - 136,4 Бк/кг, при коэффициентах накопления радионуклида 0,12 - 0,16, в соломе – 115 - 175,0 Бк/кг, коэффициент накопления – 0,13 - 0,17 [рис. 4.18].

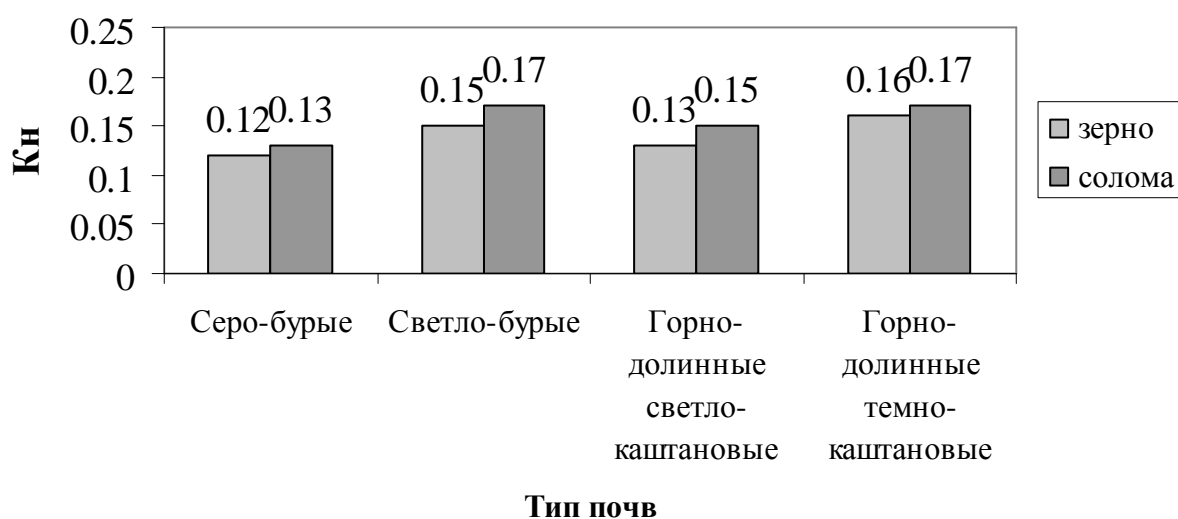


Рис.4.18. Коэффициенты накопления ^{40}K в зерне и соломе озимой пшеницы (*Triticum aestivum*).

То есть в основной продукции содержание ^{40}K было меньше чем в побочной продукции. Выявлена достоверная корреляционная зависимость между удельной активностью радионуклида в почвах и удельной активностью в семенах ($r=0,93$, $p<0,01$) и соломе ($r=0,91$, $p<0,01$) зерновых культур.

Результаты проведенных исследований показали, что наибольшее содержание в надземной части растений характерна для ^{40}K , как одного из наиболее распространенных в природе естественных радионуклидов, который, в свою очередь, является одним из основных источников естественной радиоактивности [132, 133, 134, 142, 144, 151, 154, 160, 163, 165, 169].

4.2.3. Естественные радионуклиды в техногенных зонах

Следует отметить, что в регионе имеются территории техногенного характера требующих особого внимания, одной из которых является техногенно урановый участок «Каджи-Сай» расположенный на южном берегу озера Иссык-Куль, в Тонском районе, в 270 км от г. Бишкек [рис. 4.19].



Рис. 4.19. Картограмма расположения техногенно уранового участка «Каджи-Сай» [И.А. Торгоев, Ю.Г. Алешин, 1999].

Горнорудный комбинат Министерства среднего машиностроения СССР по переработке урановой руды функционировал с 1948 по 1969 гг., впоследствии он был преобразован в электротехнический завод [рис. 4.20]. В данном техногенном участке оксид урана извлекался не традиционным способом - из золы бурых уран, содержащих углей Согутинского месторождения. Уголь, добываемый на местной шахте подземным способом, предварительно сжигался с попутной выработкой электроэнергии, а затем оксид урана извлекался кислотным выщелачиванием из золы. Отходы производства и промышленное оборудование были захоронены, образовав хвостохранилище, с общим объемом урановых отходов 400 тыс. м³ [164, 308, 332, 416, 417]. Хвостохранилище находится в 2,5 км к востоку от жилого посёлка Каджи-Сай и состоит из двух частей; одна половина застроена производственными зданиями электротехнического завода (пром. зона), а на другой части расположен золоотвал, создающий дополнительную нагрузку хвостохранилищу. В настоящее время хвостохранилище и защитная дамба под влиянием природных и антропогенных воздействий постепенно разрушаются. Бывший рудник



Рис. 4.20. Общий вид техногенно уранового участка «Каджи-Сай».

Каджи-Сай подвергается размыву паводками и селями, которые приводят к выносу радиоактивных материалов на поверхность [94, 308, 332, 362, 363, 364].

Радиометрической съемкой установлено, что уровень радиации в самом поселке Каджи-Сай и примыкающей к нему территории, сравнительно не высокий 18-30 мкр/час. Исключение составляет гранитный песок, используемый местным населением в строительстве и других бытовых целях. Вблизи хозпостроек отдельные насыпи такого строительного материала дают повышенный радиационный фон (50 – 60 мкр/час). Мощность экспозиционной дозы радиационного фона в промышленной зоне несколько выше и составляет 35 – 40 мкр/час, в местах захоронения урановых отходов 200 – 300 мкр/ч. Следует отметить, что на отдельных участках разрушения защитного слоя хвостохранилища уровень радиационного фона возрастает до 1300 мкр/час. При последующих селевых явлениях существует потенциальная опасность разрушения зоны хвостохранилища и защитной дамбы, которое может привести к смыву радиоактивных веществ в акваторию озера Иссык-Куль [рис. 4.21].



Рис.4.21. Хвостохранилище техногенно уранового участка «Каджи-Сай».

Анализ образцов грунта (0-20 см) хвостохранилища показал, что содержание урана варьирует в пределах $3,2 - 9,2 \times 10^{-4}$ %, тория $17,5 - 47,8 \times 10^{-4}$ %, радия $11,0 - 31,4 \times 10^{-11}$ %. Суммарная альфа-активность поверхностного слоя грунта хвостохранилища составила 5040 Бк/кг, бета-активность – 487,4

Бк/кг. В изотопном составе наблюдается высокая удельная активность следующих радионуклидов: ^{234}U – 851,6 Бк/кг, ^{226}Ra – 3789,6 Бк/кг, ^{214}Pb – 2946,1 Бк/кг, ^{214}Bi – 2675,8 Бк/кг, ^{210}Pb – 3337,2 Бк/кг и других [табл. 4.5].



Рис. 4.22. Измерение экспозиционной дозы на территории хвостохранилища.

Таблица 4.5 - Изотопный состав грунта хвостохранилища техногенно уранового участка «Каджи-Сай»

Удельная активность радионуклидов, Бк/кг						
^{238}U	^{226}Ra	^{214}Pb	^{214}Bi	^{210}Pb	^{235}U	
851,6±9,2	3789,6±2	2946,1±7	2675,8±6	3337,2±16	39,5±0,9	
^{227}Th	^{228}Ac	^{224}Ra	^{212}Pb	^{212}Bi	^{208}Tl	^{40}K
162,9±2,9	39,5±0,9	146,2±12	109,4±1,0	87,4±5,5	97,9±1,9	890±11

В настоящее время поверхность хвостохранилища является открытой. Территория техногенного участка ограждена железобетонным забором, однако, доступ населения и скота на территорию хвостохранилища является открытым. Серьезной проблемой может стать распыление радиоактивного материала с

открытой поверхности хвостохранилища и перенос его на сопредельные территории.

Отбор аэрозолей (пыли) из атмосферного воздуха в объемах до 220-380м³ был произведен в июне 2008 года. На двух участках хвостохранилища воздухо-фильтрующие установки устанавливались на высоте 0,5 метра от поверхности земли. Аэрозоли отбирались на Петриановский фильтр большого диаметра, отбор производился в среднем в течение 3-х часов. После озоления фильтры измерялись на полупроводниковом гамма-спектрометре. Результаты приведены в табл. 4.6 в сравнении с данными наблюдений в течение того же периода в пределах населенного пункта Каджи-Сай, отстойника и промплощадки техногенного участка [143, 164, 165].

Таблица 4.6 - Активность радионуклидов в аэрозолях техногенно уранового участка «Каджи-Сай» (10^{-5} Бк/м³)

Место отбора проб	²³⁸ U	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²²⁸ Th
Отстойник 1	3,0±0,4	3,5±0,4	75,5±0,8	1,5±0,2
Пром.площадка	2,2±0,3	2,1±0,3	49,1±0,5	1,1±0,2
пгт. Каджи-Сай	3,5±0,4	3,8±0,5	104±4,6	1,9±0,3

Согласно исследований Ю.Г. Быковченко, Э.И. Быковой, Т.Б. Белекова и др., растительный покров уранового хвостохранилища представлен в основном, двумя формациями: в верхней чати – разнотравно эстрагоновой с доминированием полыни эстрагон (*Artemisia dracunculus*); в нижней северной – разнотравно-полынной с доминантом полыни Федченко (*Artemisia fedtschenkoana*) [308]. Наши исследования показали, что процентное содержание урана, в укосах дикорастущих растений с хвостохранилищ - различные виды полыни (*Artemisia dracunculus*, *Artemisia fedtschenkoana*), представители бобовых (*Astragalus borodinii*, *Melilotus officinalis*), злаковые

(*Bromus tectorum*) парнолистниковых (*Peganum harmala*) варьирует от 0,17 до $4,0 \times 10^{-4}$ %, что примерно в 3 - 5 раз выше, чем содержание урана в укосах дикорастущих растений ($0,5 \times 10^{-5}$ % - $0,84 \times 10^{-4}$ %) с других территорий Прииссыккуля [табл. 4.7].

Таблица 4.7 - Содержание естественных радионуклидов в укосах дикорастущих растений техногенно уранового участка «Каджи-Сай»

Место отбора	U	Th	Ra
	$n \times 10^{-4}$ %	$n \times 10^{-4}$ %	$n \times 10^{-11}$ %
1.зона золоотвала	0,17±0,02	0,05±0,014	12,3±1,5
2.зона пром.площадки	2,8±0,26	0,01±0,003	10,2±0,9
3.зона хвостохранилищ	4,0±0,53	0,7±0,12	22,4±3,2

В корешках растений суммарная альфа-активность составила 670 Бк/кг, бета-активность 137,5 Бк/кг, в надземной части растений альфа-активность составила 490 Бк/кг, бета-активность – 125,0 Бк/кг, т. е. в корневой системе радионуклиды больше накапливаются, чем в надземной части растений.

Другая территория, имеющая также техногенный характер – **научно-производственный Цех №7**, расположенный вблизи с. Тон на берегу озера Иссык-Куль в живописном заливе Кольцовка, который был построен в 1955 году. Основной задачей данного предприятия являлась извлечение урана из воды озера. Выбор пал не случайно, предварительно проведенные исследования показали, что в заливе имеются мощные подводные течения. Идея получения урана из воды была весьма заманчива. Построенный цех включал в себя помимо двухэтажного лабораторного корпуса и административных зданий также большие по площади и объему бассейны, соединенные между собой сложными подземными коммуникациями. Он и сейчас стоит в бездействии, часть которого разобрано [рис.4.23, 4.24, 4.25].



Рис.4.23. Общий вид лабораторного корпуса цеха №7.



Рис.4.24. Бассейны для осаждения урана и специальные подземные коммуникации, по которым иссык-кульская вода поступала в бассейны.



Рис.4.25. Измерения радиационного фона на территории и внутренних помещениях цеха №7.

Технология получения урана из Иссык-Кульской воды была очень проста – закачивали насосами иссык-кульскую воду в бассейны, смешивали с различными реагентами, которые осаждали уран из воды, а потом с помощью особой фильтрации получали урановый концентрат. Но не все шло так гладко, уранового концентрата Цех №7 получал очень мало. Да и к тому же концентрат имел высокую себестоимость за счет большого расхода дорогостоящего гидрата меди и электроэнергии. От этой технологии вскоре пришлось отказаться. С 1956 по 1957 годы на смену старой технологии химического осаждения урана из воды пришла новая технология, основанная на ионном обмене с использованием ионообменных смол. Но и она также претерпела изменения. С 1957 года до самого закрытия объекта отрабатывалась технология уже селективного извлечения урана из воды, также с помощью новых модификаций синтетических смол. Новая партия синтетических смол требовала досконального их изучения селективных свойств на уран. Для этого в металлический контейнер, мелкочаеистой сеткой и помещались модификации синтетических смол, контейнер на металлическом тросе прикреплялся к корме катера. Катер, двигаясь по заливу, способствовал более активному сорбированию урана смолами. При этом изучались многие параметры, время насыщения смол ураном, равновесная концентрация урана в воде – уран в синтетической смоле и т. п., однако промышленная установка по добыче урана на озере Иссык-Куль так и не состоялась. Этому помешало открытие ряда крупных урановых месторождений на территории СССР, а также высокая себестоимость получаемого из Иссык-Кульской воды уранового концентрата. Не менее важным было учитывать и трудно предсказуемые экологические последствия, которые неминуемо могли бы проявиться в этом проекте. Все это склонило чашу весов в пользу добычи урана предприятиями горнорудной промышленности. В 1982 году Цех №7 был закрыт, слаборадиоактивный шлам (50 мкр/час) был вывезен на Каджи-Сайское хвостохранилище [7, 332]. Наши исследования показали, что мощность экспозиционной дозы по гамма-излучению на территории и внутри производственных помещений варьирует в

пределах 20 – 30 мкР/ч, а в отдельных местах до 40 мкР/ч, при ПДУ 60 мкР/ч. В настоящее время, с точки зрения радиационной безопасности, данный объект не представляет потенциальной опасности. Результаты анализов показали наличие в пробах грунта естественных радионуклидов в следующих концентрациях: уран – $1,2 \times 10^{-4}$ %, торий – $4,8 \times 10^{-4}$ %, радий – $11,0 \times 10^{-11}$ %, калий-40 – $1,70 \times 10^{-11}$ % [143, 164, 165].

4.3 Искусственные радионуклиды в природно-техногенных экосистемах Прииссыккуля

4.3.1. Содержание искусственных радионуклидов в почвах

К числу наиболее опасных с точки зрения радиационной экологии продуктов ядерного деления имеющих глобальный характер распространения в окружающей среде, относятся долгоживущие искусственные радионуклиды ^{90}Sr и ^{137}Cs . Выпадающие из атмосферы в виде глобальных выпадений со временем они постепенно накапливаются в почвах. Анализ литературных данных показывает, что максимальное накопление данных радионуклидов в почвах на территории бывшего Советского Союза наблюдалось в 1956-1964 года, с 1965 года темпы их накопления в почвах стали сокращаться [66, 317]. В последующие годы при отсутствии новых поступлений из атмосферы отмечено дальнейшее уменьшение содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в корнеобитаемом слое почв за счет их распада, миграции в более глубокие горизонты почв и материнские породы, выноса растениями и выщелачивания поверхностными и внутрипочвенными водами [255, 256]. На протекание процессов выпадения радионуклидов определенной влияние оказывают конкретные местные условия: характер подстилающей поверхности, топография региона, высота над уровнем моря и т.д. особенно это явление сказывается на горных склонах со стороны

преимущественных направлений ветров. Вообще увеличение радиоактивных выпадений в зависимости от высоты местности над уровнем моря отмечается некоторыми исследователями [209]. Исследования по определению содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове Прииссыкулья проводились с 1980 по 1990 года отделом радиологии Исык-Кульской областной проектно-изыскательской станцией химизации сельского хозяйства. Для проведения исследований в пяти районах Исык-Кульской области было заложено 38 контрольных участков, где производился отбор проб почв, закладывались почвенные разрезы, отбирались сельскохозяйственные культуры, пробы воды (речной, озёрной), а также пробы донных отложений. За данный период времени был накоплен большой объем данных по уровням содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в объектах окружающей природной среды Прииссыкулья. Анализ почвенных и растительных образцов, проб воды, донных отложений на содержание ^{90}Sr проводился оксалатным методом, а ^{137}Cs сурьмяно-йодным по соответствующим методикам. Обсчет конечного осадка осуществлялся на малофоновой установке УМФ-1500м и декадно-счетной установке ДП-100 со счетчиком СБТ-13. Агрохимические анализы проб почв проводились отделом лабораторно-аналитических работ Исык-Кульской областной проектно-изыскательской станцией химизации сельского хозяйства [293]. Проанализировав результаты исследований, проведенные Исык-Кульской областной проектно-изыскательской станцией химизации сельского хозяйства по определению искусственных радионуклидов в почвенном покрове Прииссыкулья за данный период времени можно прийти к следующему заключению – удельная активность ^{90}Sr варьировала в пределах 2,0 – 6,5 Бк/кг, при среднем значении 3,2 Бк/кг, (ПДУ – 9 Бк/кг), а ^{137}Cs в пределах 3,2 -11,5 Бк/кг, при среднем значении 6,1 Бк/кг, (ПДУ – 15 Бк/кг). На уровень содержания и поведения радионуклидов большое влияние оказывали особенности почвенного покрова региона. Различные типы почв, образцы которых были отобраны в одно и тоже время, характеризовались различным содержанием и распределением радионуклидов по глубине профиля почвы.

Почвы региона с более тяжелым механическим составом и высоким содержанием гумуса, характеризовались более повышенными концентрациями радионуклидов. Так, например, наиболее высокие значения удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs характерны для светло-каштановых, каштановых, темно-каштановых почв Тюпского района. Концентрация ^{90}Sr в них варьировала в пределах 2,1 – 6,5 Бк/кг, а ^{137}Cs от 4,0 до 11,5 Бк/кг. Содержание обменных форм кальция и калия в почвах было равномерным, однако, в связи с низкой удельной активностью радионуклидов в почве не выявлено достоверных корреляционных зависимостей влияния содержания кальция на удельную активность ^{90}Sr , калия на удельную активность ^{137}Cs . В вертикальном распределении по почвенному профилю преимущественно радионуклиды обнаруживались в пахотном горизонте (0-25см) с глубиной (до 100 см) их удельная активность заметно уменьшалась, особенно у ^{137}Cs . О меньшей подвижности ^{137}Cs свидетельствует увеличение отношения $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ в верхних горизонтах почвы, что связано с прочной его фиксацией минералами глин входящими в коллоидную фракцию почв. Также для радионуклидов характерно слабое горизонтальное перераспределение, которое в значительной степени определяется ландшафтно-геохимическим стоком и другими условиями местности. Известно, что характер распределения радионуклидов в почвенно-растительном покрове существенно зависит от климатических, гидрологических и орографических условий. Из климатических условий в первую очередь следует отметить количество атмосферных осадков, которые играют двоякую роль в распределении радионуклидов, как в почвах, так и в растениях. С одной стороны, чем больше атмосферных осадков, тем больше радионуклидов должно поступать на почвенный покров. Вместе с тем следует отметить, что по мере увеличения количества осадков концентрация радионуклидов в них падает. Поэтому плотность радиоактивных загрязнений существенно зависит от количества осадков. С другой стороны, возрастание годового количества осадков способствует смыву радионуклидов с растений, горизонтальному их переносу, повышению подвижности и миграции по

почвенному профилю [254]. Рассмотрению зависимостей между количеством атмосферных осадков и плотностью радиоактивного загрязнения почвенного покрова посвящена обширная литература. Так, Hardy, Alexander наблюдали прямолинейную зависимость между количеством осадков и содержанием ^{90}Sr в выпадениях и почвах [380]. Другие авторы [33] такой зависимости не обнаружили. Отсутствие прямолинейной зависимости между количеством осадков и содержанием радионуклидов глобального происхождения в почвах может быть связано с очищением атмосферы при большом количестве осадков и наличием так называемых «сухих выпадений».

В работе В.П. Шведова, М.И. Жилкиной, В.К. Виноградовой и др. рассматривается взаимосвязь между уровнями загрязнения почвенного покрова радионуклидами и среднегодовым количеством атмосферных осадков. Найденные авторами высокие коэффициенты корреляции указывают на наличие хорошей взаимосвязи между рассматриваемыми величинами [66]. Это может, объяснено тем, что в данных случаях рассматривались кумулятивное накопление искусственных радионуклидов, происходившее в течение ряда лет, и усредненные, за весьма продолжительное время количества атмосферных осадков. Попытка установить коррелятивные связи, за короткие промежутки времени не дали четких результатов. Наличие определённой взаимосвязи между этими величинами наблюдается только для периодов времени более трех месяцев. Аналогичную корреляцию между содержанием ^{90}Sr в почвенном покрове и количеством атмосферных осадков наблюдали R. Makady, M. Gal [400]. В период активных выпадений из атмосферы между среднегодовым количеством атмосферных осадков и содержанием радионуклидов глобального происхождения в почвах наблюдались высокие положительные коэффициенты корреляции. По мере уменьшения количества выпадений коэффициенты корреляции снижались. Это связано с влиянием на содержание радионуклидов поверхностного стока, с переходом их в необменное состояние, с выносом растениями и другими факторами [255].

Таким образом, при сравнении содержания искусственных радионуклидов глобального происхождения в почвенном покрове с количеством атмосферных осадков не всегда отмечается корреляция между этими величинами, но даже при наличии достоверной корреляции обнаруживается очень большой разброс экспериментальных данных. В связи с проявлением горизонтальной зональности в Прииссыккулье выделяется два природно-климатических округа: западное Прииссыккулье – с сухим климатом и ксерофитным ландшафтом, при среднегодовом количестве осадков – 110-220 мм и восточное Прииссыккулье – с влажным климатом и мезофильным ландшафтом, при средне годовом количестве осадков – 500-600 мм [205]. Результаты корреляционного анализа показали, что между содержанием ^{90}Sr в почвах и количеством годовых осадков в западной части Прииссыккулья не выявлено достоверной корреляционной зависимости ($r=-0,034$; $P>0,05$). Такой же отрицательный коэффициент корреляции ($r=-0,17$; $P>0,05$) наблюдается при рассмотрении данной зависимости ^{90}Sr в почве от количества годовых осадков в восточном Прииссыккулье. Положительная корреляционная зависимость наблюдалась между содержанием ^{137}Cs в почве и годовым количеством осадков для западного Прииссыккулья ($r=0,64$; $P<0,05$) и для восточного Прииссыккулья ($r=0,55$; $P<0,05$). Исходя из этого, можно предположить, что в климатических условиях Прииссыккулья не всегда отмечаются достоверные корреляционные зависимости между содержанием искусственных радионуклидов в почвенном покрове региона и количеством атмосферных осадков. Отрицательная корреляционная зависимость по ^{90}Sr вероятно связана с более низкими концентрациями радионуклида в верхнем горизонте почв, повышенной подвижностью и миграцией его в почвенном профиле, по сравнению со ^{137}Cs .

Исследования, проведенные Иссык-Кульской областной проектно-изыскательской станцией химизации сельского хозяйства за период с 1980 по 1990 года по определению радионуклидов – ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Прииссыккулья показали, что удельная активность данных радионуклидов в почвах региона в несколько раз была ниже установленных предельно

допустимых уровней и находилась в пределах фоновых значений характерных для незагрязненных территорий.

Спустя почти двадцатилетний промежуток времени, нами были продолжены исследования по определению уровней содержания искусственных радионуклидов в почвенно-растительном комплексе Прииссыккуля. В связи с этим на территории исследуемого региона было заложено 15 контрольных участков, где были отобраны пробы почв, сельскохозяйственных и дикорастущих растений для определения искусственных радионуклидов.

Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Жеты-Огузского района Иссык-Кульской области. На территории Жеты-Огузского района было исследовано 3 контрольных участка: 1. с. Конкино, 2. с. Оргочёр, 3. с. Барскоон. Для района характерны светло-каштановые, каштановые почвы, легко и среднесуглинистого механического состава. Почвы низкогумусные 1,7-4,2 % со слабощелочной реакцией pH 6,8-7,2 [293]. Результаты исследований представлены в табл. 4.8.

Таблица 4.8 - Удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Жеты-Огузского района Иссык-Кульской области

Место располо- жение	Тип почвы	Мех. состав	^{90}Sr Бк/ кг	Sr мг/ кг	Ca %	^{137}Cs Бк/ кг	Cs мг/ кг	K %	$^{137}\text{Cs}/$ ^{90}Sr
с. Конкино	кашт.	легко- суглин.	3,0± 0,2	212± 18	2,6± 0,3	4,8± 0,2	94± 6	2,0± 0,2	1,6
с. Оргочер	св.каш.	тяж. суглин.	3,6± 0,3	202± 15	2,4± 0,2	7,4± 0,3	78± 7	1,9± 0,2	2,0
с. Барскоон	св.каш.	сред. суглин.	3,3± 0,2	198± 13	2,8± 0,3	6,2± 0,2	86± 9	2,1± 0,3	1,8
средние показатели:			3,3± 0,2	204± 15	2,6± 0,3	6,1± 0,2	86± 7	2,0± 0,2	1,8

Содержание стронция в пахотном горизонте почв Жеты-Огузского района варьировало в пределах 198-212 мг/кг, при среднем 204 мг/кг. Кальция содержится в пределах 2,4-2,8 % при среднем 2,6 %. Удельная активность ^{90}Sr в почве составила 3,0-3,6 Бк/кг, при среднем значении 3,3 Бк/кг (ПДУ – 9 Бк/кг). Максимальные значения удельной активности ^{90}Sr наблюдались на тяжелосуглинистых почвах. Среднее отношение $\text{Ca}/^{90}\text{Sr}$ составило 3,4. Выявлена положительная корреляционная зависимость между удельной активностью ^{90}Sr и содержанием Sr ($r=0,69$; $P<0,05$) и отрицательная с Ca ($r=-0,50$; $P>0,05$), т.е. с увеличением концентрации стронция в почве удельная активность ^{90}Sr незначительно повышается, а с увеличением содержания кальция уменьшается.

Содержание цезия в пахотном горизонте почв Жеты-Огузского района составило 78 – 94 мг/кг, при среднем 86 мг/кг. Калия содержалось в пределах 1,9 – 2,1 %, при среднем 2,0 %. Удельная активность ^{137}Cs варьировала в пределах от 4,8 до 7,4 Бк/кг, среднее значение составило 6,6 Бк/кг, при ПДУ – 15 Бк/кг, НРБ-99. Максимальные значения удельной активности радионуклида обнаруживались на тяжело-суглинистых почвах района. Среднее отношение $\text{K}/^{137}\text{Cs}$ составило 8,2. Величина удельной активности ^{137}Cs в почве закономерно снижается в зависимости от концентрации калия ($r=-0,46$).

Отношение $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ в почве составило 1,8, что говорит о преобладающих концентрациях ^{137}Cs в пахотном горизонте почв.

По результатам исследований проведенных Иссык-Кульской областной станцией химизации сельского хозяйства в 1991 году в почвах Жеты-Огузского района средняя удельная активность ^{90}Sr составила 3,1 Бк/кг, а ^{137}Cs – 6,0 Бк/кг, если сопоставить данные результаты с результатами наших исследований, то к 2009 году не произошло заметных изменений в сторону уменьшения или увеличения концентраций данных радионуклидов в почвах района [рис. 4.26].

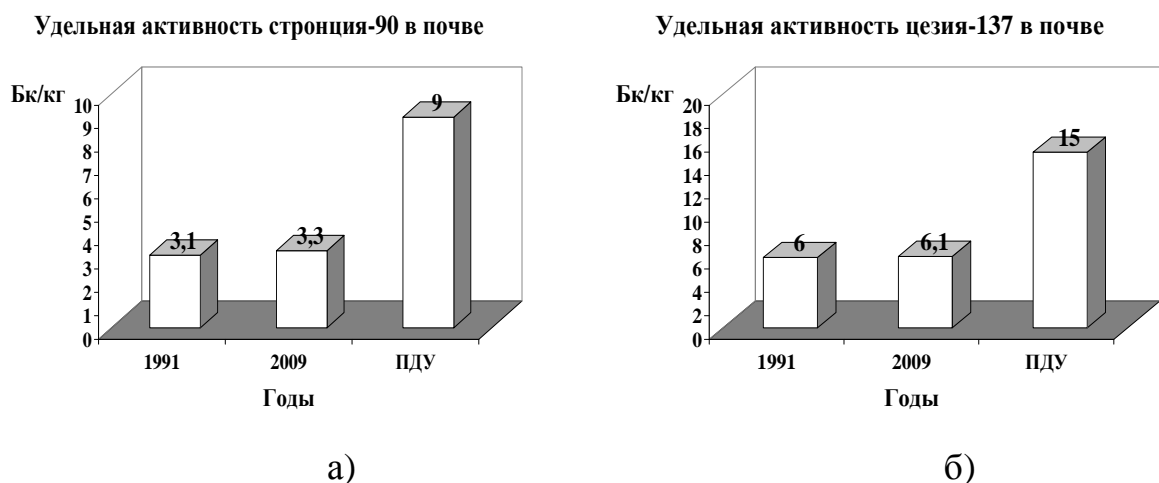


Рис. 4.26. В сравнении удельная активность а) ^{90}Sr и б) ^{137}Cs в почвах Жеты-Огузского района (1991 и 2009 гг.).

Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Тонского района Иссык-Кульской области. На территории Тонского района было исследовано 3 контрольных участка: 1. с. Тамга, 2 с. Тон, 3. с. Торт-Куль. Результаты исследований представлены в табл. 4.9. Для района характерны светло-бурые почвы,

Таблица 4.9 - Удельная активность стронция-90 и цезия-137 в почвах Тонского района Иссык-Кульской области

Место располо- жение	Тип почвы	Мех. состав	^{90}Sr			^{137}Cs			^{137}Cs / ^{90}Sr
			Бк/ кг	Sr мг/ кг	Ca %	Бк/ кг	Cs мг/ кг	K %	
с. Тамга	св.бур.	средне- суглин.	2,2± 0,2	170± 13	1,9± 0,2	4,0± 0,3	89± 8	1,8± 0,5	1,8
с. Тон	св.бур.	средне- суглин.	2,6± 0,1	165± 11	1,8± 0,2	7,4± 0,3	88± 7	1,6± 0,4	2,8
с. Торт- Куль	св.бур.	средне- суглин.	3,8± 0,1	175± 14	1,8± 0,2	5,2± 0,2	92± 8	2,2± 0,6	1,3
средние показатели:			2,9± 0,1	170± 13	1,8± 0,2	5,5± 0,3	89± 8	1,8± 0,5	1,9

среднесуглинистого механического состава. Почвы низкогумусные 1,1 – 2,4 %, со слабощелочной реакцией pH 7,0-7,4 [293]. Содержание стронция в пахотном горизонте почв Тонского района варьировало в пределах 165-175 мг/кг, при среднем 170 мг/кг. Кальция содержится от 1,82 до 1,94 %, при среднем 1,87 %. Удельная активность ^{90}Sr составила 2,2-3,8 Бк/кг, при среднем значении 2,9 Бк/кг, (ПДУ – 9 Бк/кг). Максимальные значения удельной активности ^{90}Sr наблюдались на светло-бурых почвах контрольного участка №3 с. Торт-Куль – 3,8 Бк/кг. Среднее отношение $\text{Ca}/^{90}\text{Sr}$ составило 4,2. Выявлена положительная корреляционная зависимость между удельной активностью ^{90}Sr и содержанием Sr в почве ($r=0,72$; $P<0,05$) и отрицательная с Ca ($r=-0,5$; $P>0,05$), т.е. с увеличением концентрации стронция и уменьшением кальция в почве удельная активность ^{90}Sr незначительно увеличивается.

Содержание цезия в пахотном горизонте почв Тонского района составило 88-92 мг/кг, при среднем 89 мг/кг. Калия содержалось от 1,6 до 2,2 % при среднем 1,8 %. Удельная активность радионуклида ^{137}Cs варьировала в пределах 4,0 – 7,4 Бк/кг, среднее значение составило 5,5 Бк/кг, при ПДУ – 15 Бк/кг. Максимальные значения удельной активности радионуклида обнаруживались на светло-бурых среднесуглинистых почвах контрольного участка №2 с. Тон -7,4 Бк/кг. Среднее отношение $\text{K}/^{137}\text{Cs}$ составило 8,2. Выявлена отрицательная корреляционная зависимость между удельной активностью ^{137}Cs и содержанием K ($r=-0,48$). Величина удельной активности ^{137}Cs в почве не значительно снижается в зависимости от концентраций калия. Среднее отношение $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ в почве составило 1,9, что говорит о преобладающих концентрациях ^{137}Cs в пахотном горизонте почв, по сравнению со ^{90}Sr .

По результатам исследований проведенных Иссык-Кульской областной станцией химизации сельского хозяйства в 1991 году в почвах Тонского района средняя удельная активность ^{90}Sr составила 3,1 Бк/кг, а ^{137}Cs – 4,1 Бк/кг, если сопоставить результаты наших исследований, то к 2009 году в почвах района

наблюдается уменьшение концентрации ^{90}Sr и незначительное увеличение ^{137}Cs [рис. 4.27].

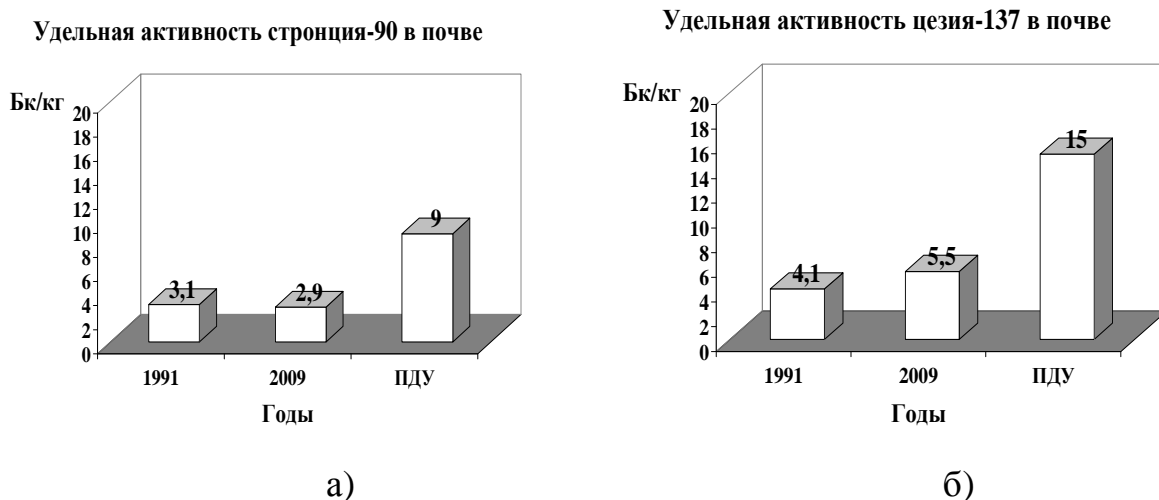


Рис.4.27. Удельная активность а) ^{90}Sr и б) ^{137}Cs в почвах Тонского района (1991 и 2009 гг.).

Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Иссык-Кульского района Иссык-Кульской области. На территории Иссык-Кульского района было исследовано 3 контрольных участка: 1. с. Тамчи, 2. с. Григорьевка, 3. с. Ананьево. Для района характерны серо-бурые, светло-каштановые почвы легко и среднесуглинистого механического состава. Почвы низкогумусные 1,33-3,51 %, со слабощелочной реакцией рН 7,0-7,4 [293]. Результаты исследований представлены в табл. 4.10. Содержание стронция в пахотном горизонте почв Иссык-Кульского района варьировало в пределах от 185 до 203 мг/кг, при среднем значении 195 мг/кг. Кальция содержалось от 1,13 до 1,38 %, при среднем 1,25 %. Удельная активность ^{90}Sr составила 1,8-2,2 Бк/кг, при среднем значении 2,1 Бк/кг, (ПДУ – 9 Бк/кг). Максимальные показатели удельной активности ^{90}Sr наблюдались на светло-каштановых среднесуглинистых почвах контрольного участка с. Григорьевка - 2,5 Бк/кг. Среднее отношение $\text{Ca}/^{90}\text{Sr}$ составило 4,5. Удельная активность ^{90}Sr в почве хорошо коррелирует с содержанием стронция ($r=0,9$; $P<0,05$) и кальция ($r=-0,9$; $P>0,05$).

Таблица 4.10- Удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Иссык-Кульского района Иссык-Кульской области

Место располо- жение	Тип почвы	Мех. состав	^{90}Sr		Ca	^{137}Cs		K	^{137}Cs / ^{90}Sr
			Бк/ кг	Мг/ кг	%	Бк/ кг	Мг/ кг	%	
с. Тамчи	серо- бур.	сред. суглин.	1,8±	185±	1,1±	3,5±	76±	1,2±	1,9
			0,2	10	0,1	0,1	13	0,3	
с. Григорь- евка	св. кашт.	сред. суглин.	2,5±	203±	1,4±	4,1±	88±	1,8±	1,6
			0,3	13	0,2	0,2	15	0,3	
с. Ананьево	св. кашт.	сред. суглин.	2,2±	196±	1,2±	3,8±	82±	1,6±	1,7
			0,2	15	0,1	0,2	12	0,2	
средние показатели:			2,1±	195±	1,2±	3,8±	82±	1,5±	1,7
			0,2	13	0,1	0,2	13	0,2	

Содержание цезия в пахотном горизонте почв Иссык-Кульского района составило 76-88 мг/кг, при среднем 82 мг/кг. Калия содержалось 1,2-1,8 %, при среднем 1,5 %. Удельная активность радионуклида ^{137}Cs в почве варьировала в пределах от 3,5 до 4,1 Бк/кг, при среднем показателе 3,8 Бк/кг, (ПДУ – 15 Бк/кг). Максимальные значения удельной активности радионуклида обнаруживались на светло-каштановых среднесуглинистых почвах контрольного участка №2 с. Григорьевка – 4,1 Бк/кг. Среднее отношение $\text{K}/^{137}\text{Cs}$ составило 6,8. Удельная активность ^{137}Cs в почве хорошо коррелирует с содержанием стабильного цезия ($r=0,9$; $P<0,05$) и калия ($r=-0,9$; $P>0,05$). Среднее отношение $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ в почве составило 1,7, что говорит о преобладающих концентрациях ^{137}Cs в сравнении со ^{90}Sr .

По результатам исследований проведённых Иссык-Кульской областной станцией химизации сельского хозяйства в 1991 году в почвах Иссык-Кульского района средняя удельная активность ^{90}Sr составила 2,9 Бк/кг, а ^{137}Cs – 5,9 Бк/кг, если сопоставить эти данные с результатами наших исследований,

то к 2009 году наблюдается снижение удельной активности искусственных радионуклидов в почвах района [рис. 4.28].

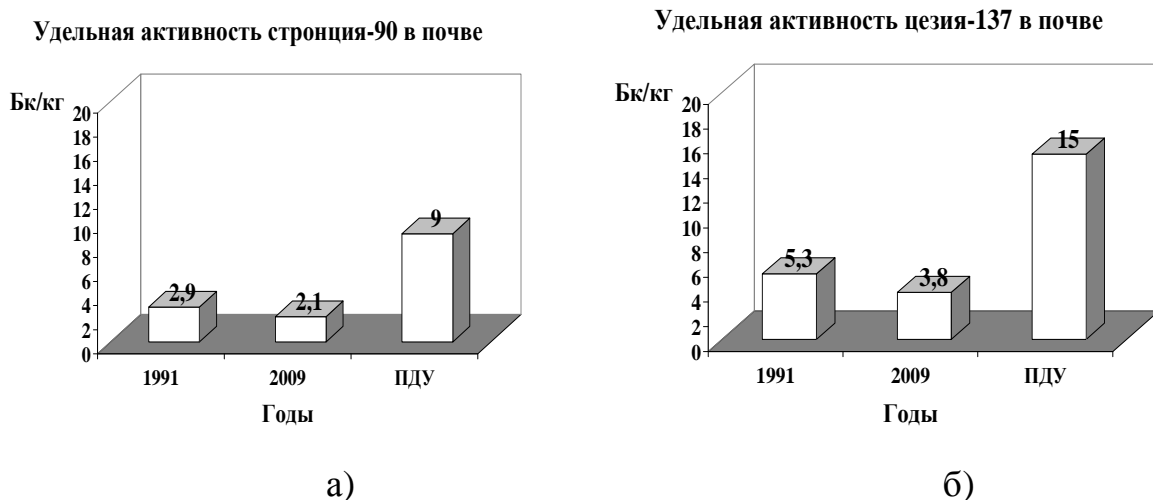


Рис 4.28. Удельная активность а) ^{90}Sr и б) ^{137}Cs в почвах Иссык-Кульского района (1991 и 2009 гг.).

Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Тюпского района Иссык-Кульской области. На территории Тюпского района было исследовано 3 контрольных участка: 1. с. Тюп, 2. с. Сары-Булак, 3. с. Михайловка. Для района характерны светло-каштановые, каштановые, темно-каштановые почвы, средне и тяжелосуглинистого механического состава. Почвы средне гумусные 2,5 - 6,5 %, со слабощелочной реакцией рН 6,4-7,5 [293]. Результаты исследований представлены в табл. 4.11. Содержание стронция в почве варьировало в пределах 214-226 мг/кг, при среднем 220 мг/кг. Кальция содержалось от 0,87 до 1,22 %, при среднем 1,0 %. Удельная активность ^{90}Sr в почве варьировала в пределах 3,0 до 5,2 Бк/кг, при среднем значении 4,1 Бк/кг, (ПДУ 9 Бк/кг). Максимальные значения удельной активности радионуклида отмечались на каштановых почвах контрольного участка №1 с. Тюп – 5,2 Бк/кг. Среднее отношение $\text{Ca}/^{90}\text{Sr}$ составило 11,1. Выявлена отрицательная корреляционная зависимость между удельной активностью ^{90}Sr и содержанием Ca ($r=-0,05$; $P\geq 0,05$), т.е. с увеличением концентрации кальция в почве удельная активность ^{90}Sr незначительно снижается.

Таблица 4.11 - Удельная активность стронция-90 и цезия-137 в почвах Тюпского района Иссык-Кульской области

Место располо- жение	Тип почвы	Мех. состав	⁹⁰ Sr	Sr	Ca	¹³⁷ Cs	Cs	K	¹³⁷ Cs
			Бк/ кг	Мг/ кг	%	Бк/ кг	Мг/ кг	%	/ ⁹⁰ Sr
с. Тюп	кашт.	сред.	5,2±	214±	0,87	9,5±	84±	1,5±	1,8
		суглин.	0,2	14	±0,1	0,1	5	0,4	
с. Сары- Булак	кашт.	сред.	3,0±	220±	0,9±	5,8±	76±	1,7±	1,9
		суглин.	0,3	15	0,1	0,1	4	0,5	
с. Михай- ловка	кашт.	тяж.	4,2±	226±	1,2±	8,3±	78±	2,2±	1,9
		суглин.	0,3	18	0,2	0,2	5	0,8	
средние показатели:			4,1±	220±	1±	7,9±	79,3±	1,8±	1,8
			0,3	16	0,16	0,1	4	0,6	

Содержание цезия в пахотном горизонте почв Тюпского района находилась в пределах 76-84 мг/кг, при среднем 79,3 мг/кг. Калия содержалось от 1,5 до 2,2 %, при среднем 1,8 %. Удельная активность ¹³⁷Cs варьировала в пределах от 5,8 до 9,5 Бк/кг, при среднем 7,9 Бк/кг, ПДУ – 15 Бк/кг. Максимальные значения удельной активности радионуклида обнаруживались на каштановых, среднесуглинистых почвах контрольного участка №1, с. Тюп – 9,5 Бк/кг. Среднее отношение K/¹³⁷Cs составило 11,8. Наблюдается положительная корреляционная зависимость между содержанием цезия в почве и удельной активностью ¹³⁷Cs (r=0,88; P≤0,05) и отрицательная между содержанием калия и удельной активностью ¹³⁷Cs (r=-0,08; P≥0,05), т.е. с увеличением содержания цезия удельная активность ¹³⁷Cs несколько увеличивается, а с увеличением содержания калия удельная активность радионуклида незначительно уменьшается. Среднее отношение ¹³⁷Cs/⁹⁰Sr в почве составило 1,8, что свидетельствует о преобладающих концентрациях ¹³⁷Cs в пахотном горизонте почв, по сравнению со ⁹⁰Sr.

По результатам исследований проведенных Иссык-Кульской областной станцией химизации сельского хозяйства в 1991 году в почвах Тюпского района средняя удельная активность ^{90}Sr составила 3,9 Бк/кг, а ^{137}Cs – 7,2 Бк/кг, если сопоставить эти данные с результатами наших исследований, то к 2009 году наблюдается незначительная тенденция увеличения удельной активности искусственных радионуклидов в почвах района [рис. 4.29].

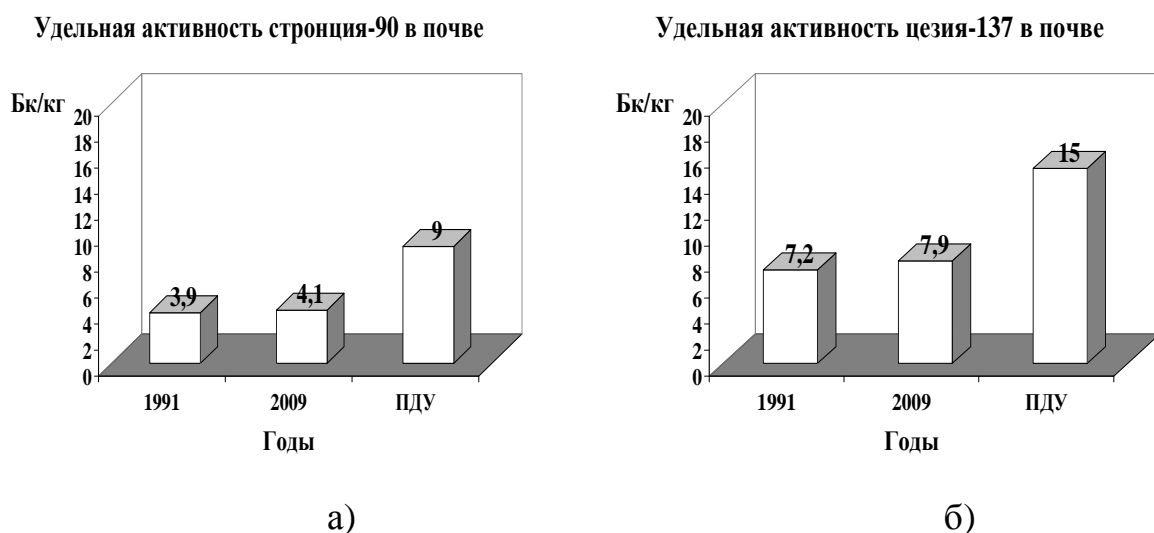


Рис.4.29. Удельная активность а) ^{90}Sr и б) ^{137}Cs в почвах Тюпского района (1991 и 2009 гг.).

Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Ак-Суйского района Иссык-Кульской области. На территории Ак-Суйского района было исследовано 3 контрольных участка: 1. с. Маман, 2. с. Боз-Учук, 3. с. Чолпон. Для района характерны светло-каштановые, каштановые, темно-каштановые почвы, средне и тяжелосуглинистого механического состава. Почвы низкогумусные 2,0-4,2 %, со слабощелочной реакцией рН 6,5-7,5 [293]. Результаты исследований представлены в табл. 4.12.

Таблица 4.12 - Удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Ак-Суйского района Иссык-Кульской области

Место располо- жение	Тип почвы	Мех. состав	^{90}Sr Бк/ кг	Sr Мг/ кг	Ca %	^{137}Cs Бк/ кг	Cs Мг/ кг	K %	$^{137}\text{Cs}/$ ^{90}Sr
с. Маман	темно- кашт.	тяж. суглин.	4,6± 0,3	171± 11	1,96 ±0,2	9,0± 0,3	82± 13	2,0± 0,4	1,9
с. Боз- Учук	темно- кашт.	тяж. суглин.	3,8± 0,4	168± 12	2,02 ±0,1	7,2± 0,2	78± 10	2,2± 0,3	1,9
с. Чолпон	темно- кашт.	тяж. суглин.	3,2± 0,3	162± 11	2,12 ±0,1	5,5± 0,3	67± 12	2,4± 0,4	1,7
средние показатели:			3,8± 0,5	167± 11	2,0± 0,16	7,2± 0,2	76± 12	2,2± 0,3	1,8

Содержание стронция в почве варьировало в пределах 162-171 мг/кг, среднее 167 мг/кг. Кальция содержалось 1,96-2,12 %, при среднем 2,0 %. Удельная активность ^{90}Sr в почве составила 3,2-4,6 Бк/кг, при среднем 3,8 Бк/кг, (ПДУ – 9 Бк/кг). Максимальные значения удельной активности радионуклида отмечались на темно-каштановых почвах контрольного участка №1 с. Маман – 4,6 Бк/кг. Среднее отношение $\text{Ca}/^{90}\text{Sr}$ составило 5,1. Выявлена положительная корреляционная зависимость между удельной активностью ^{90}Sr и содержанием Sr ($r=0,96$; $P<0,05$) и отрицательная зависимость по Ca ($r=-0,97$; $P>0,05$), т.е. с увеличением содержания стронция и уменьшением содержания кальция в почве удельная активность ^{90}Sr несколько увеличивается.

Содержание цезия в почве находилось в пределе 67-82 мг/кг, при среднем 76 мг/кг. Калия содержалось от 2,0-2,4 %, при среднем 2,2 %. Удельная активность ^{137}Cs варьировала в пределах 5,5-9,0 Бк/кг, при среднем 7,2 Бк/кг, (ПДУ – 15 Бк/кг). Максимальные значения удельной активности радионуклида обнаруживались на темно-каштановых тяжелосуглинистых почвах

контрольного участка №1 с. Маман – 9,0 Бк/кг. Среднее отношение $K/^{137}\text{Cs}$ составило 8,8. Выявлена положительная корреляционная зависимость между удельной активностью ^{137}Cs и содержанием Cs ($r=0,96$; $P<0,05$) и отрицательная ($r=-0,99$; $P>0,05$) с K, т.е. с увеличением содержания стабильного цезия и уменьшением содержания калия в почве удельная активность ^{137}Cs незначительно увеличивается.

Среднее отношение $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ в почве составило 1,8, что говорит о преобладающих концентрациях ^{137}Cs относительно ^{90}Sr .

По результатам исследований проведенных Иссык-Кульской областной станцией химизации сельского хозяйства в 1991 году в почвах Ак-Суйского района средняя удельная активность ^{90}Sr составила 3,2 Бк/кг, а ^{137}Cs – 6,9 Бк/кг, если сопоставить данные с результатами наших исследований, то к 2009 году наблюдается незначительное увеличение удельной активности искусственных радионуклидов в почвах района [рис.4. 30].

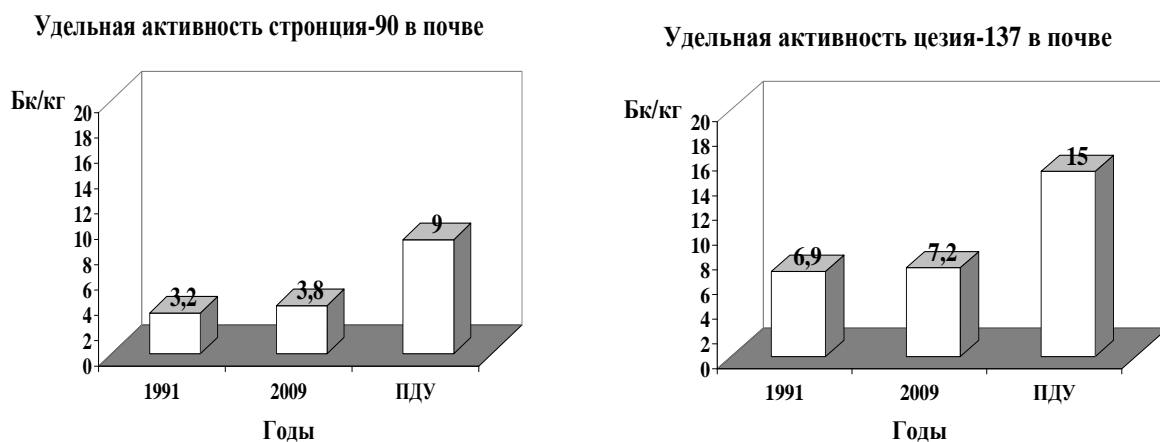


Рис. 4.30. Удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Ак-Суйского района (1991 и 2009 гг.).

Результаты наших исследований показали, что на содержание искусственных радионуклидов в почве большое влияние оказывают особенности почвенного покрова региона. Почвы с более тяжелым механическим составом и высоким содержанием гумуса, характеризовались более повышенными концентрациями радионуклидов. На удельную активность

радионуклидов так же определённое влияние оказывают минералогический состав, концентрации ионов водорода, содержание, карбонатов, стабильного стронция и цезия, кальция и калия в почве. Результаты содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Прииссыккуля представлены в табл. 4.13.

Таблица 4.13 - Удельная активность стронция-90 и цезия-137 в почвах Прииссыккуля

Тип почвы	^{90}Sr Бк/кг	Sr Мг/кг	Ca %	^{137}Cs Бк/кг	Cs Мг/кг	K %	$^{137}\text{Cs}/$ ^{90}Sr
св.каштановые, каштановые.	$\frac{30-36}{33}$	$\frac{198-212}{204}$	$\frac{2,4-2,8}{2,6}$	$\frac{4,8-7,4}{6,1}$	$\frac{78-94}{86}$	$\frac{1,9-2,1}{2,0}$	$\frac{1,6-2,0}{1,80}$
св.бурые.	$\frac{2,2-3,8}{2,9}$	$\frac{165-175}{170}$	$\frac{1,8-1,9}{1,87}$	$\frac{4,0-7,4}{5,5}$	$\frac{88-92}{89}$	$\frac{1,6-2,2}{1,8}$	$\frac{1,3-2,8}{1,90}$
серо-бурые.	$\frac{1,8-2,5}{2,1}$	$\frac{185-203}{195}$	$\frac{1,1-1,4}{1,2}$	$\frac{3,5-4,1}{3,8}$	$\frac{76-88}{82}$	$\frac{1,2-1,8}{1,5}$	$\frac{1,6-1,9}{1,73}$
св.каштановые, каштановые, тем.каштановые	$\frac{3,0-5,2}{4,1}$	$\frac{214-226}{220}$	$\frac{0,9-1,2}{1,0}$	$\frac{5,8-9,5}{7,9}$	$\frac{76-84}{79,3}$	$\frac{1,5-2,2}{1,8}$	$\frac{1,8-1,9}{1,86}$
св.каштановые темно- каштановые	$\frac{3,2-4,6}{3,8}$	$\frac{162-171}{167}$	$\frac{1,9-2,1}{2,0}$	$\frac{5,5-9,0}{7,2}$	$\frac{67-82}{76}$	$\frac{2,0-2,4}{2,2}$	$\frac{1,7-1,9}{1,83}$
средние показатели:	$\frac{2,1-4,1}{3,2}$	$\frac{167-220}{191}$	$\frac{1,0-2,6}{1,7}$	$\frac{3,8-7,9}{6,1}$	$\frac{76-89}{82,5}$	$\frac{1,5-2,2}{1,9}$	$\frac{1,73-1,86}{1,82}$

Примечание - в числителе – предел колебаний, в знаменателе - среднее значение.

Содержание стронция в пахотном горизонте почв Иссык-Кульской области варьировало в пределах от 167 до 220 мг/кг, при среднем 191,2 мг/кг. Кальция содержалось 1,0-2,6 %, при среднем 1,7 %. Удельная активность ^{90}Sr составила 2,1-4,1 Бк/кг, при среднем значении 3,2 Бк/кг, ПДУ – 9 Бк/кг. Максимальные значения удельной активности ^{90}Sr по региону наблюдались в почвах Туюпского района 3,0-5,2 Бк/кг, при среднем 4,1 Бк/кг [рис. 4.31]. Отношение $\text{Ca}/^{90}\text{Sr}$ составило широкий предел 3,4-11, при среднем 5,6, что свидетельствует о преобладающих концентрациях кальция в почве.

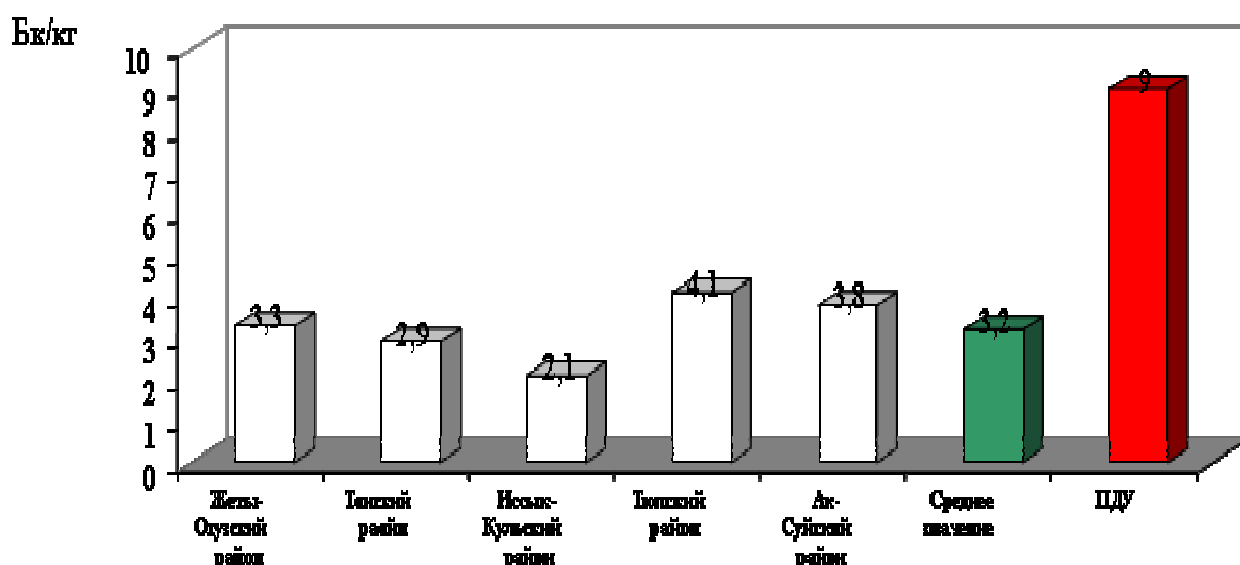


Рис.4.31. Удельная активность ^{90}Sr в почвах Прииссыккуля.

Наблюдается положительная корреляционная зависимость между удельной активностью ^{90}Sr и содержанием Sr ($r=0,61$; $P<0,05$) и отрицательная с Ca ($r=-0,04$; $P>0,05$), т.е. с увеличением содержания стронция и уменьшением концентрации кальция в почве удельная активность ^{90}Sr незначительно увеличивается [135, 136, 150, 160, 164].

По результатам исследований составлена условная картосхема удельной активности ^{90}Sr в почвах Прииссыккуля [рис. 4.32].

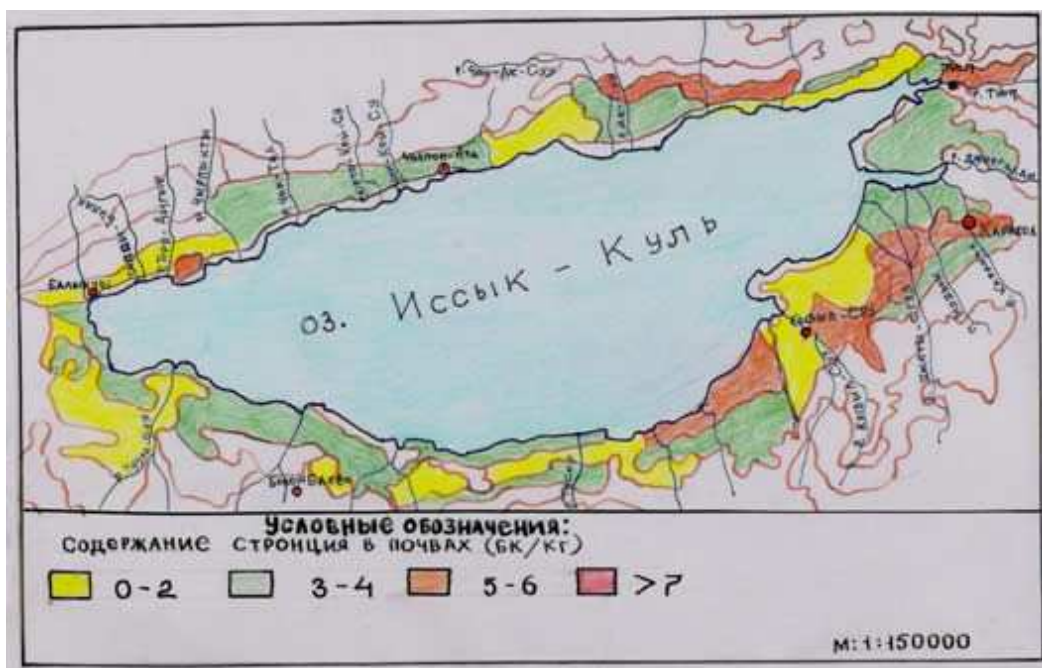


Рис.4.32. Картограмма удельной активности ^{90}Sr в почвах Прииссыккуля.

Содержание цезия в пахотном горизонте почв Прииссыккуля составило 76-89 мг/кг, при среднем 82,5 мг/кг. Калия содержалось от 1,5-2,2 %, при среднем 1,9 %. Удельная активность ^{137}Cs составила 3,8-7,9 Бк/кг, при среднем 6,1 Бк/кг, ПДУ – 15 Бк/кг, НРБ-99. Максимальные значения удельной активности радионуклида по региону обнаруживались в почвах Тюпского района 5,8-9,5 Бк/кг, при среднем 7,9 Бк/кг [рис. 4.33]. Отношение $\text{K}/^{137}\text{Cs}$ варьировало от 6,8 до 11,8, при среднем 8,7, что говорит о достаточных концентрациях калия в почве.

Наблюдается положительная корреляционная зависимость между удельной активностью ^{137}Cs и Cs ($r=0,57$; $P<0,05$) и отрицательная с K ($r=-0,68$; $P>0,05$) т.е. с увеличением содержания цезия и уменьшением содержания калия удельная активность цезия-137 незначительно увеличивается [135, 136, 150, 160, 164].

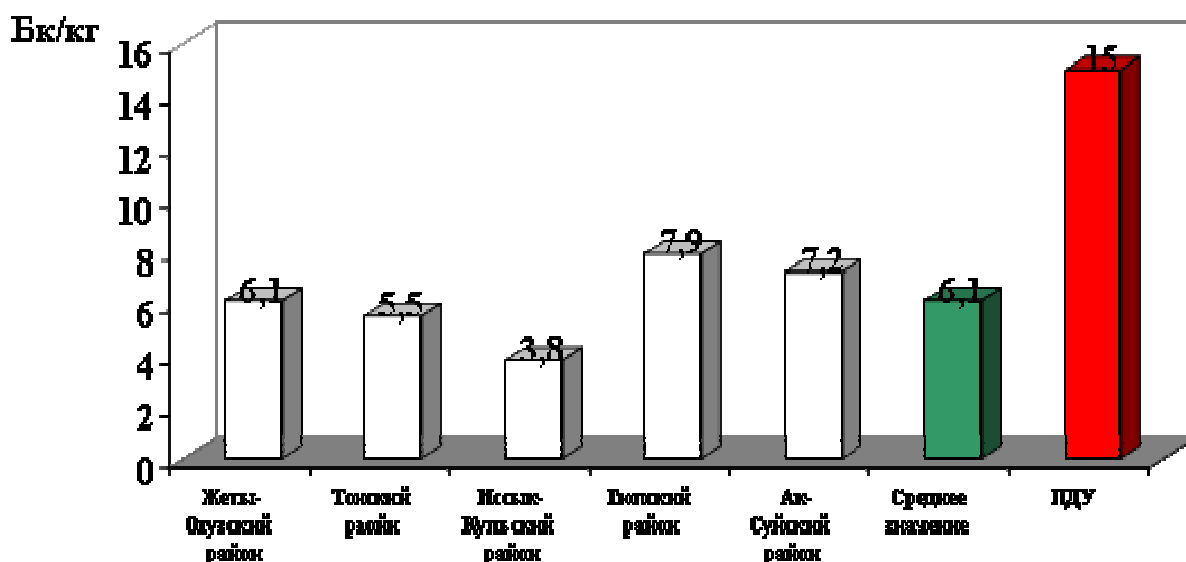


Рис. 4.33. Удельная активность ^{137}Cs в почвах Прииссыккуля.

По результатам исследований составлена условная картосхема удельной активности ^{137}Cs в почвах Прииссыккуля [рис. 4.34].

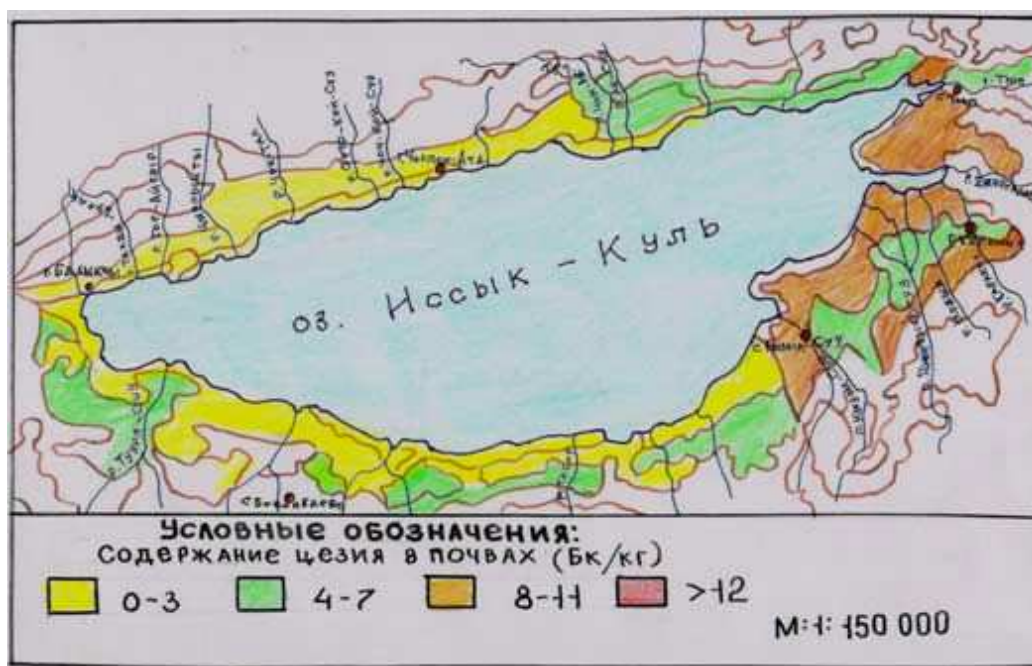


Рис.4.34. Картосхема удельной активности ^{137}Cs в почвах Прииссыккуля.

Отношение $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ в почвах варьировало в пределах 1,73-1,86, при среднем 1,82. Максимальный показатель этого отношения характерен для

светло-бурых среднесуглинистых почв Тонского района 1,9, что говорит о преобладающих концентрациях ^{137}Cs в пахотном горизонте почв региона по сравнению со ^{90}Sr .

По результатам исследований проведенных Иссык-Кульской областной станцией химизации сельского хозяйства в 1991 году в почвах Иссык-Кульской области средняя удельная активность ^{90}Sr составила 3,2 Бк/кг, а ^{137}Cs - 6,1 Бк/кг, если сопоставить данные результаты с результатами наших исследований, то к 2009 году не наблюдается тенденции накопления искусственных радионуклидов в почвах региона, их удельная активность в несколько раз, ниже установленных норм радиационной безопасности и находится в пределах фоновых значений [рис. 4.35].

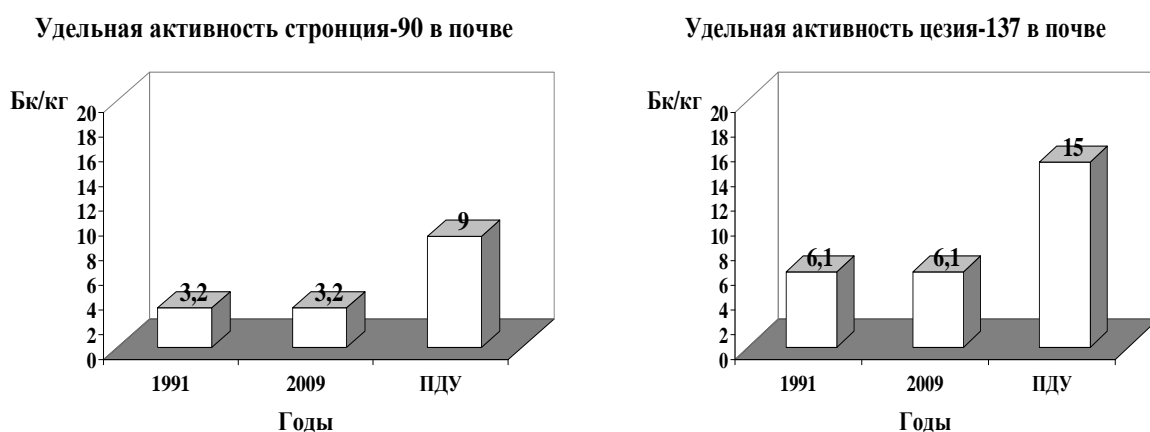


Рис.4.35. Удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Прииссыккуля (1991 и 2009 гг.).

Мы полагаем, что их природа связана с процессами глобальных выпадений, так согласно литературных данных, включая обзорные статьи и монографии по данному направлению, диапазон концентраций искусственных радионуклидов, обусловленных глобальными выпадениями в северном полушарии составляют по ^{90}Sr и ^{137}Cs не более 30 Бк/кг [382].

4.3.2. Содержание искусственных радионуклидов в культурных и дикорастущих растениях

Полученные результаты, характеризующие удельную активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в культурных растениях, выращенных в различных зонах Прииссыккуля представлены в табл. 4.14. При поступлении ^{90}Sr и ^{137}Cs из различных типов почв у зерновых культур отмечается более интенсивное накопление их в вегетативных частях растения по сравнению с репродуктивными органами. Количество ^{90}Sr в зерне озимой пшеницы (*Triticum aestivum*) составило 0,25 – 0,26 Бк/кг, в соломе от 2,45 до 3,12 Бк/кг. Содержание ^{137}Cs в зерне пшеницы (*Triticum aestivum*) изменялось в пределах от 0,20 до 0,23 Бк/кг, а в соломе 2,05 – 2,56 Бк/кг. Наблюдаемые вариации содержаний ^{90}Sr и ^{137}Cs связаны с различиями физико-химических и агрономических свойствах почв, с неодинаковым содержанием в них этих радионуклидов,

Таблица 4.14 - Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в культурных растениях Прииссыккуля

Место отбора	Вид растений	Части растений	^{90}Sr Бк/кг	^{137}Cs Бк/кг	$^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$
с. Конкино	<i>Triticum aestivum</i> L.	зерно	0,25±0,02	0,22±0,02	0,88
		солома	2,45±0,2	2,05±0,2	0,83
с. Конкино	<i>Hordeum vulgare</i> L.	зерно	0,22±0,02	0,20±0,02	0,91
		солома	3,49±0,3	3,08±0,3	0,88
с. Оргочер	<i>Zea mays</i>	початки	1,31±0,1	1,29±0,1	0,98
с. Оргочер	<i>Onobrychis viciaefolia</i> Scop.	целое	4,73±0,5	4,43±0,4	0,93
с. Барскоон	<i>Medicago sativa</i>	целое	5,76±0,6	5,56±0,5	0,96

Продолжение табл. 4.14

Место отбора	Вид растений	Части растений	^{90}Sr Бк/кг	^{137}Cs Бк/кг	$^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$
с. Тамга	<i>Hordeum vulgare L.</i>	зерно	0,27±0,03	0,24±0,02	0,88
		солома	3,11±0,3	2,52±0,2	0,81
с. Тон	<i>Onobrychis viciaefolia Scop.</i>	целое	4,26±0,4	4,20±0,4	0,98
с. Торт-Куль	<i>Medicago sativa</i>	целое	5,14±0,5	5,10±0,5	0,99
с. Тамчи	<i>Triticum aestivum L.</i>	зерно	0,26±0,03	0,20±0,02	0,77
		солома	2,99±0,3	2,14±0,2	0,71
с. Тамчи	<i>Hordeum vulgare L.</i>	зерно	0,26±0,02	0,22±0,02	0,84
		солома	3,53±0,3	2,86±0,3	0,81
с. Ананьево	<i>Zea mays</i>	початки	1,26±0,1	1,19±0,2	0,94
с. Григорьевка	<i>Onobrychis viciaefolia Scop.</i>	целое	4,26±0,4	4,22±0,4	0,99
с. Григорьевка	<i>Medicago sativa</i>	целое	5,59±0,5	5,35±0,5	0,95
с. Тюп	<i>Triticum aestivum L.</i>	зерно	0,26±0,03	0,23±0,02	0,88
		солома	3,12±0,3	2,56±0,2	0,82
с.Тюп	<i>Hordeum vulgare L.</i>	зерно	0,28±0,3	0,26±0,02	0,93
		солома	3,29±0,3	3,0±0,3	0,91
с.Михайловка	<i>Zea mays</i>	початки	2,34±0,2	2,28±0,02	0,97
с.Михайловка	<i>Onobrychis viciaefolia</i>	целое	4,85±0,4	4,70±0,5	0,96
с.Сары-Булак	<i>Solanum tuberosum</i>	ботва	2,15±0,2	2,12±0,2	0,98
		клубни	0,54±0,04	0,42±0,03	0,77

Место отбора	Вид растений	Части растений	^{90}Sr Бк/кг	^{137}Cs Бк/кг	$^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$
с.Маман	<i>Hordeum vulgare L.</i>	зерно	0,24±0,02	0,22±0,02	0,91
		солома	2,70±0,3	2,40±0,2	0,88
с.Маман	<i>Zea mays</i>	початки	1,44±0,1	1,34±0,1	0,93
с. Боз-Учук	<i>Onobrychis viciaefolia Scop.</i>	целое	4,79±0,5	4,56±0,4	0,95
с.Чолпон	<i>Solanum tuberosum</i>	ботва	2,40±0,3	2,33±0,2	0,97
		клубни	0,65±0,04	0,48±0,03	0,73

а также с сортовыми особенностями пшеницы. Аналогичное накопление радионуклидов характерно для ярового ячменя (*Hordeum vulgare*), как в вегетативных, так и репродуктивных частях растения. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в растениях семейств бобовых – эспарцет (*Onobrychis viciaefolia Scop.*), люцерна (*Medicago sativa*) выше примерно на два порядка, чем в зерновых культурах. Более низкие концентрации радионуклидов отмечены в початках кукурузы (*Zea mays*). Для картофеля (*Solanum tuberosum*) накопление радионуклидов в хозяйственно ценной части урожая (клубнях) в 3-4 раз ниже, чем их аккумуляция в ботве.

Отношение этих радионуклидов в культурных растениях в зависимости от региона выращивания изменяется в пределах от 0,71 до 0,99. Эти данные показывают, что из различных типов почв региона ^{137}Cs поступает в растения менее интенсивнее, чем ^{90}Sr .

Несмотря на относительное разнообразие физико-химических и агрохимических свойств исследуемых почв, на которых выращивали озимую пшеницу, наблюдается достоверная корреляционная зависимость между удельной активностью ^{90}Sr и ^{137}Cs в зерне и соломе пшеницы от процентного содержания гумуса в почве и pH. Отрицательные коэффициенты корреляции

наблюдаются между содержанием кальция и калия в почве и удельной активностью ^{90}Sr и ^{137}Cs в растениях, что является закономерным фактом, так как при увеличении концентраций подвижных форм кальция и калия в почве, в растениях снижается соответственно поступление данных радионуклидов.

Следует отметить, что культурные растения, выращенные в условиях Прииссыккуля, характеризуются различным содержанием данных радионуклидов [табл. 4.15]. Это связано с разницей их содержания в пахотном слое почв, что обусловлено многочисленными процессами, происходящими в почвенно-растительном комплексе (миграция ^{90}Sr и ^{137}Cs по почвенному профилю, переход в необменное состояние, вынос с растениями, поверхностный сток и т.д.).

Таблица 4.15 - Содержание ^{90}Sr и Ca в урожае озимой пшеницы и ярового ячменя

Район	Тип почвы	Культура	^{90}Sr , Бк/кг	Ca, %	$^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$, с.е.
Жеты- Огузский	каштановые	<i>Triticum aestivum</i>	0,25	0,19	3,5
			2,45	0,24	27,6
Тонский	светло- бурые	<i>Hordeum vulgare</i>	0,27	0,2	3,6
			3,11	0,39	21,5
Иссык- Кульский	серо-бурые	<i>Triticum aestivum</i>	0,26	0,12	5,8
			2,99	0,54	14,9
Тюпский	темно- каштановые	<i>Triticum aestivum</i>	0,26	0,18	3,8
			3,12	0,30	28,1
Ак- Суйский	каштановые	<i>Hordeum vulgare</i>	0,24	0,16	4,05
			2,70	0,44	16,6

Примечание - в числителе зерно, в знаменателе – солома.

Сходство в поведении ^{90}Sr и Ca в процессах обмена веществ у растений, животных и человека, а также при перемещении их по миграционным цепочкам привели к тому, что при оценке загрязнения биосферы ^{90}Sr принято рассматривать не только абсолютное содержание в биологических объектах, но и отношение к Ca. Для выражения содержания ^{90}Sr относительно Ca используют понятие «стронциевые единицы» (с.е.), 1 с.е. равна 1 пикокюри ^{90}Sr на 1 грамм Ca. Эти отношения в исследуемых почвах приведены в табл. 4.16.

Таблица 4.16 - Содержание стронция-90 и кальция в пахотном горизонте почв

Район	Тип почвы	^{90}Sr , Бк/кг	Ca, %	$^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$, с.е.
Жеты-Огузский	светло-каштановые, каштановые	3,13	3,0	2,8
Тонский	светло-бурые	3,10	2,4	3,5
Иссык-Кульский	серо-бурые, светло-каштановые, каштановые	2,88	2,4	3,2
Тюпский	св. кашт., каштановые, темно-каштановые	3,95	2,3	4,6
Ак-Суйский	светло-каштановые, темно-каштановые	3,19	2,0	4,3

В почвах Прииссыккуля значения этого отношения узкое, следовательно, высокое содержание Ca в почвах обеспечивает низкое отношение ^{90}Sr к Ca, что соответствует относительно низкому накоплению ^{90}Sr в урожае растений. Следовательно, высокие содержания кальция в почвах обеспечивают низкое отношение ^{90}Sr к Ca в почвах, что соответствует относительно низкому накоплению ^{90}Sr в зерне и соломе зерновых колосовых культур Прииссыккуля.

Количество накапливающегося в растениях, организме животных и человека ^{90}Sr находится в зависимости от концентраций сопровождающего его при миграции Ca, поэтому степень опасности потребления загрязненной ^{90}Sr сельскохозяйственной продукции, в том числе растительной определяется не только его абсолютным количеством в ней, но и относительным его содержанием. Если содержание ^{90}Sr в растениях выражать в отношении к Ca, то различия между вегетативными и репродуктивными частями несколько сглаживаются, поскольку в соломе накапливаются больше Ca, чем в зерне. Это явление имеет большое значение при анализе включения ^{90}Sr в пищевые цепочки. Несмотря на относительно низкую абсолютную концентрацию ^{90}Sr в зерне пшеницы, этот радионуклид с зерном может активно поступать в организм человека из-за малого содержания в нем Ca.

Для сравнительной характеристики способностей растений к накоплению ^{90}Sr и ^{137}Cs через корневые системы часто используются коэффициентом накопления или коэффициентом концентрации. Коэффициентом накопления называют отношение между содержанием ^{90}Sr или ^{137}Cs в растениях (в Бк) на единицу сухой массы и содержанием этих радионуклидов в почве, измеренным также в тех же единицах. Этот коэффициент в зависимости от почвенно-климатических условий, биологических, видовых особенностей растений и колебаний других внешних факторов может изменяться в широких пределах от 0,01 до 15 и более [13, 12, 1, 124, 267].

Накопление радионуклидов в растениях хорошо согласуется с содержанием в них стабильных изотопов этих же элементов. По аккумуляции растениями химические элементы разделяются на пять групп: с сильным накоплением (коэффициент накопления, $\text{КН} > 10$), со слабым накоплением (1-10) с отсутствием аккумуляции (0,1-1), со слабой дискриминацией (0,01-0,1) и с сильной дискриминацией ($< 0,01$). Возможной причиной различий в поведении радиоактивных и стабильных нуклидов одного и того же элемента может быть разница в формах их нахождения в почвах [13].

Результаты наших исследований показали, что коэффициенты накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs в зерновых культурах во всех районах Прииссыкулья, значительно меньше единицы. В соломе данных культур эти радионуклиды накапливаются интенсивнее, чем в зерне. Различия содержания радионуклидов в хозяйственно ценной части зерновых колосовых культур достигают 10-15 кратной величины. Несколько выше коэффициенты накопления ^{90}Sr отмечены у эспарцета (*Onobrychis viciaefolia Scop.*) Кн (1,22-1,5) и у люцерны (*Medicago sativa*) Кн (1,65-1,94) возделываемой на сено, что говорит о слабом накоплении радионуклида в данных культурах. Установлено, что ^{90}Sr в 2-6 раз интенсивнее поглощается бобовыми культурами, чем злаковыми. Содержание ^{137}Cs , как правило, выше в зернобобовых культурах по сравнению со злаковыми. В целом растения, содержащие больше кальция, накапливают ^{90}Sr в повышенных концентрациях, калиелюбивые виды поглощают больше ^{137}Cs . Низкое содержание радионуклидов ($\text{Кн} < 1$) наблюдалось в початках кукурузы (*Zea mays*), ботве и клубнях картофеля (*Solanum tuberosum*).

Наблюдаемое отношение. Термин «наблюдаемое отношение» введен для установления взаимосвязи между отношением ^{90}Sr и Са в биологической системе и отношением этих же ионов в источнике, откуда эти ионы поступают в биологическую систему. В нашем исследовании источником является почва, а биологической системой – растение. При расчете «наблюдаемых отношений» в звене почва-растение нами были использованы данные по содержанию ^{90}Sr и Са в почве и растениях. В табл. 4.17 приведены «наблюдаемые отношения» для ^{90}Sr и Са в системе почва-растение. Для звена зерно-почва «наблюдаемые отношения» в большинстве случаев варьируют в пределах 0,8-1,8 при среднем значении 0,99. Следовательно, в данном случае можно говорить о дискриминации ^{90}Sr относительно Са. Для звена солома-почва этот показатель во всех случаях больше единицы, т.е. в этом случае наблюдается преимущественное накопление ^{90}Sr относительно Са.

Известно, что стронций и кальций при перемещении вверх по растению участвуют в серии обменных процессов, в каждом из которых стронций

удерживается более прочно, чем кальций [380]. По дискриминации ^{90}Sr и Ca, по образному выражению Р.Рассела, стебель можно сравнить с ионообменной колонкой, через которую пропущен большой объем раствора [274].

Таблица 4.17 - Величины «наблюдаемых отношений» в системе почва-растение для ^{90}Sr и Ca

Район	«Наблюдаемое отношение»		
	$\frac{\text{Зерно}}{\text{Почва}}$	$\frac{\text{Солома}}{\text{Почва}}$	$\frac{\text{Зерно}}{\text{Солома}}$
Жеты-Огузский	1,25	9,8	0,13
Тонский	1,0	6,1	0,16
Иссык-Кульский	1,8	4,6	0,39
Тюпский	0,8	6,1	0,13
Ак-Суйский	0,94	3,8	0,25
Среднее	0,99	6,1	0,21

Аналогичные результаты были получены в вегетационных опытах Р.А. Ширшовой [13]. Коэффициенты дискриминации на разных почвах колеблются для овса при полной спелости: для семян в пределах от 0,14 до 0,70, для стеблей от 1,06 до 1,89, т.е. для семян наблюдается дискриминация ^{90}Sr относительно Ca, а для стеблей – дискриминация Ca относительно ^{90}Sr .

В полевых опытах И.В.Корнеевой показано, что при перемещении ^{90}Sr и Ca из почвы в зерно яровой пшеницы наблюдается его дискриминация по отношению к кальцию. «Наблюдаемые отношения» для пары ^{90}Sr – Ca в звене почва-зерно в зависимости от видовых особенностей яровой пшеницы колеблются от 0,23 до 0,57. Это свидетельствует о том, что в звене почва-зерно для большинства видов пшеницы характерно предпочтительное накопление Ca по сравнению со ^{90}Sr . Отмечено, что виды пшеницы, которые характеризуются относительно большими размерами накопления ^{90}Sr в зерне, имеют и более высокие «наблюдаемые отношения», по сравнению с видами, имеющими

относительно низкие концентрации данного радионуклида. «Наблюдаемые отношения» в звене почва-солома у всех видов яровой пшеницы было выше единицы [13].

Данные Ф.И. Павлоцкой и Л.Р. Зацепиной показывают, что коэффициенты дискриминации ^{90}Sr относительно Ca зависят от типа почвы и видовых особенностей растений, с преобладанием дискриминации радионуклида. Однако в ряде случаев наблюдается дискриминация кальция по отношению к ^{90}Sr . Это можно объяснить большей степенью поступления радионуклида за счет сравнительно большей его подвижности в почвах и непосредственного внекорневого поглощения [248]. Дискриминация кальция по отношению к стронцию отмечена также в работах и других исследователей [240, 242].

Проанализировав результаты наших исследований и литературные данные, можно прийти к выводу, что «наблюдаемые отношения» для системы почва-растение неодинаковы и непостоянны. Они могут изменяться в зависимости от свойств почв, биологических и сортовых особенностей растений, различных частей урожая, а также от условий внешней среды.

Следует также отметить, что, помимо указанных выше факторов, колебания в «наблюдаемых отношениях» могут быть обусловлены неравномерным распределением ^{90}Sr и Ca в пределах корнеобитаемого слоя почв и трудностью точного определения содержания этих нуклидов в состоянии, доступном растениям [135, 136, 150, 160, 164].

Содержание стронция-90 и цезия-137 в укосах дикорастущих растений Прииссыккуля. Содержание ^{90}Sr в укосах дикорастущих растений Жеты-Огузского района (с. Конкино, с. Оргочер, с. Барскоон) варьировало в пределах 1,8 - 2,8 Бк/кг составляя в среднем 2,3 Бк/кг, при коэффициенте накопления радионуклида 0,74. По содержанию ^{90}Sr дикорастущие растения можно расположить в следующий убывающий ряд: полынь тянь-шаньская (*Artemisia tianschanica*) 2,8 Бк/кг > типчак валезийский (*Festuca valesiaca*) 2,6 Бк/кг > подорожник ланцетолистный (*Plantago lanceolata*) 2,3 Бк/кг > одуванчик (*Taraxacum sp.*) 1,6 Бк/кг.

Содержание ^{90}Sr в укосах дикорастущих растений Тонского района (с. Тамга, с. Тон, с. Торт-Куль) варьировало в пределах 2,3 - 3,8 Бк/кг, в среднем 3 Бк/кг, при коэффициенте накопления радионуклида 1,1. По содержанию стронция-90 исследованные растения можно расположить в следующий убывающий ряд: полынь тьянь-шаньская (*Artemisia tianschanica*) 3,8 Бк/кг > полынь Федченко (*Artemisia fedthekoana*) 3,5 Бк/кг > гармала обыкновенная (*Peganum harmala*) 3 Бк/кг > ковыль кавказский (*Stipa caucasica*) 2,6 Бк/кг > эфедра средняя (*Ephedra intermedia*) 2,3 Бк/кг.

В Иссык-Кульском районе (с. Тамчи, с. Григорьевка, с. Ананьево) содержание ^{90}Sr в укосах дикорастущих растений варьировало в пределах 1,8 - 4,9 Бк/кг, в среднем 3,1 Бк/кг, при коэффициенте накопления радионуклида 1,1. По содержанию ^{90}Sr растения можно расположить в следующий убывающий ряд: полынь тьянь-шаньская (*Artemisia tianschanica*) 4,9 Бк/кг > волоснец кистевидный (*Leymus racemosus*) 4,2 Бк/кг > ковыль кавказский (*Stipa caucasica*) 2,5 Бк/кг > овсяница вазелийская (*Festuca valesiaca*) 2,4 Бк/кг > одуванчик (*Taraxacum sp.*) 2 Бк/кг.

Содержание ^{90}Sr в укосах дикорастущих растений Тюпского района (с. Тюп, с. Сары-Булак, с. Михайловка) варьировало в пределах 1,6 - 2,8 Бк/кг, в среднем 2,1 Бк/кг, при коэффициенте накопления радионуклида 0,54. Последовательность растений по содержанию ^{90}Sr была следующей: полынь тьянь-шаньская (*Artemisia tianschanica*) 2,8 Бк/кг > бородач кровеостанавливающий (*Bothriochlon ischaetum*) 2,2 Бк/кг > терескен серый (*Ceratoides papposa*) 1,9 Бк/кг > ковыль кавказский (*Stipa caucasica*) 1,8 Бк/кг > одуванчик (*Taraxacum sp.*) 1,6 Бк/кг.

В Ак-Суйском районе (с. Маман, с. Боз-Учук, с. Чолпон) содержание ^{90}Sr в дикорастущей растительности варьировало в пределах 1,6-3,1 Бк/кг, при среднем 2,55 Бк/кг, коэффициент накопления радионуклида составил 0,79. По содержанию радионуклида, растения можно расположить в следующий убывающий ряд: полынь тьянь-шаньская (*Artemisia tianschanica*) 3,1 Бк/кг > ковыль кавказский (*Stipa caucasica*) 2,9 Бк/кг > овсяница вазелийская (*Festuca*

valesiaca) 2,6 Бк/кг > подорожник ланцетолистный (*Plantago lanceolata*) 2,2 Бк/кг > одуванчик (*Taraxacum sp.*) 1,6 Бк/кг. Допустимые уровни удельной активности ^{90}Sr в дикорастущей растительности составляют 111 Бк/кг [382].

Среднее содержание ^{137}Cs в данных видах растений Прииссыккуля варьиовало в пределах 1,95 - 2,82 Бк/кг при допустимых уровнях удельной активности ^{137}Cs в дикорастущей растительности 74 Бк/кг [382].

Результаты исследований по определению искусственных радионуклидов - ^{90}Sr и ^{137}Cs в отдельных видах дикорастущей растительности Прииссыккуля показали, что их удельная активность на много ниже установленных норм радиационной безопасности. Различия в содержании ^{90}Sr и ^{137}Cs в дикорастущей растительности обусловлены как видовыми особенностями растений, так и влиянием почвенно-геохимических особенностей почв [рис. 4.36].

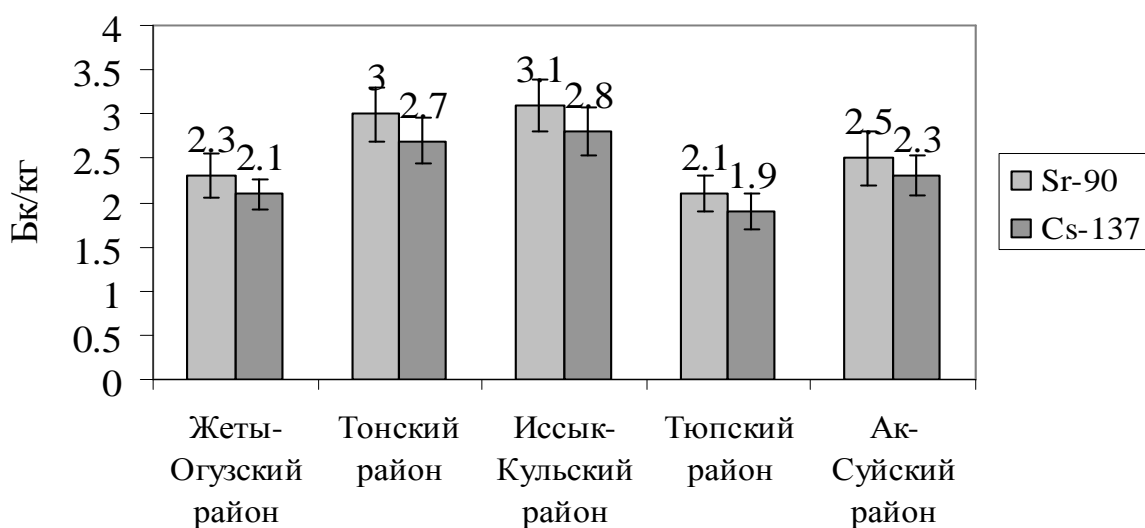


Рис.4.36. Средняя удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в укосах дикорастущих растений Прииссыккуля.

В материалах МАГАТЭ «Количественные параметры переноса радионуклидов в наземной и пресноводной окружающей среде для радиологической оценки» приведены обобщенные значения коэффициентов накопления радионуклидов в растениях [382] [табл.4.18].

Таблица 4.18 - Диапазоны значений коэффициентов накопления радионуклидов в растениях [382]

Растения	Коэффициенты накопления	
	^{90}Sr	^{137}Cs
супесчаная почва		
разнотравье	0,3 - 2,8	0,01 - 1,0
злаковые травы	0,9 - 9,8	0,04 - 1,9
пастбищные травы	0,1 - 7,3	0,01 - 4,8
суглинистая почва		
разнотравье	0,3 - 2,0	0,01 - 0,2
злаковые травы	0,7 - 3,6	0,007 - 1,5
пастбищные травы	0,4 - 2,6	0,01 - 2,6

Как видно из данных таблицы, значения коэффициентов накопления колеблются в широких пределах и накопление радионуклидов растениями для ^{90}Sr больше, чем для ^{137}Cs .

Среди исследованных видов растений Прииссыккуля максимальные коэффициенты накопления ^{90}Sr характерны для полыни тянь-шаньской (*Artemisia tianschanica*) – 1,7, волоснеца кистевидного (*Leymus racemosus*) – 1,46, полыни Федченко (*Artemisia fedtschenkoana*) – 1,22, гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*) - 1,13. Для остальных видов исследованных растений коэффициенты накопления были меньше 1. Коэффициенты накопления ^{137}Cs в исследованных дикорастущих растениях примерно в два раз меньше коэффициентов накопления по ^{90}Sr . Данные коэффициенты накопления показывают, что из различных типов почв ^{137}Cs поступает в растения менее интенсивно, чем ^{90}Sr .

Результаты исследований показали, что коэффициенты накопления искусственных радионуклидов дикорастущей растительностью Прииссыккуля находятся в пределах диапазонов значений коэффициентов накопления

радионуклидов в разнотравье, злаковых и пастбищных трав рекомендованных МАГАТЭ [148, 149, 164].

4.4 Содержание радионуклидов в воде

Способность урана растворяться в природных водах имеет большое значение в миграции этого элемента из пород в почвы и живые организмы. Однако количественное содержание растворенного в природных водах урана определяется химическим составом природных вод, взаимодействием их с породами, а также климатическими факторами. Согласно исследований В.В. Ковальского, воды рек районов Иссык-Кульской котловины в значительно большей степени обогащены ураном. Очевидно, повышенное содержание урана в водах следует связывать не только с климатическими условиями районов, но и с геологическим строением речных долин, а также особенностями химического состава речных вод, способных хорошо извлекать уран из горных пород. Так, например, если в северных реках России (Северная Двина, Лена, Нева, Кама) содержание урана колеблется в пределах $(2-13) \times 10^{-7}$ г/л, в то время как в реках, впадающих в озеро Иссык-Куль, его концентрация повышается до $(58-71) \times 10^{-7}$ г/л [191, 321]. Согласно наших исследований содержание урана в водах рек Иссык-Кульской котловины составляет в среднем $n \times 10^{-5}$ %, оно колеблется, в зависимости от времени года и места отбора проб. Так, например, содержание урана в воде реки Ак-Терек варьирует от $0,42 \times 10^{-5}$ до $4,7 \times 10^{-4}$ %, это примерно в 10, а в отдельных случаях в 100 раз больше, чем содержание урана в реках нечерноземной и черноземной зон России. Река Тамга несет в своих водах до $21,6 \times 10^{-5}$ % урана. Содержание урана в одной из крупнейших рек Иссык-Кульской котловины, Джергалан, колеблется в пределах $4,7 - 13,0 \times 10^{-5}$ % [табл. 4.19].

Таблица 4.19 - Содержание урана в водах рек Прииссыккулья

Место отбора проб	U, $n \times 10^{-5} \%$
р.Горуайгыр	$\frac{11,0-19,0}{15,0}$
р.Чон-Ак-Суу	$\frac{6,7-10,7}{8,7}$
р.Тюп	$\frac{2,6-8,7}{5,6}$
р.Джергалан	$\frac{4,7-13,0}{8,8}$
р.Чон-Кызыл-Суу	$\frac{4,3-11,2}{7,7}$
р.Барскоон	$\frac{2,7-7,2}{4,9}$
р.Ак-Терек	$\frac{0,42-47,0}{23,7}$
р.Тамга	$\frac{15,1-21,6}{18,3}$
родник в конусе выноса р.Орукты	$\frac{2,6-6,5}{4,5}$
скважина 3 Джергаланская	$\frac{0,6-15,6}{8,1}$

Примечание - в числителе предел колебаний, в знаменателе - среднее значение.

Повышенное содержание урана в воде озера Иссык-Куль не является чем-то уникальным. Например, в Аральском и Каспийском морях - континентальных водоемах, расположенных в районе с сухим климатом, наблюдаются аналогичные концентрации урана в воде $300-600 \times 10^{-6} \%$ и $30-100 \times 10^{-6} \%$ соответственно [191]. Наши исследования показали, что содержание урана в воде озера Иссык-Куль заметно варьирует, вероятно, это обусловлено неравномерностью процессов испарения и опреснения, происходящих в разных частях прибрежных зон озера. В среднем воды Иссык-Куля содержат $3,0 \times 10^{-4} \%$ урана, что на порядок больше, чем содержание урана в морской воде ($10^{-5} \%$) и на один - два порядка больше, чем среднее содержание урана в реках и пресных озерах (от 10^{-6} до $n \times 10^{-5} \%$) [табл. 4.20]. Так, например, в Ладожском озере содержание урана составляет $10 \times 10^{-6} \%$, в озере Байкал 5 - $8,6 \times 10^{-6} \%$, в озере Севан $2,0 \times 10^{-5} \%$ [191].

Таблица 4.20 - Содержание урана в воде озера Иссык-Куль

Место отбора проб	U, $n \times 10^{-4} \%$
северная прибрежная зона (г. Чолпон-Ата)	3,3±0,5
восточная прибрежная зона (Тюпский залив)	3,1±0,5
а) южная прибрежная зона (с. Тамга)	1,7±0,2
б) (бухта Кольцовка)	3,7±0,5
в) (Тонский залив)	2,3±0,2
западная зона (Рыбачинский залив)	4,3±0,6

В соответствии с нормами СанПиН 2.1.4.002-03 контрольные уровни для питьевой воды альфа - излучателей составляют 0,2 Бк/л, бета- излучателей - 1 Бк/л. Результаты анализов проб речной воды показали, что уровни суммарной альфа активности варьируют в пределах 0,10 – 0,25 Бк/л, бета активности - 0,06 – 0,13 Бк/л, что находится в пределах нормы. В озерной воде уровень радиоактивности был выше и составил по альфа 0,6 - 1,8 Бк/кг, по бета 0,4 – 1,0 Бк/кг. Как видно из данных уровни суммарной альфа и бета активности ручьев №1 и №2 техногенной урановой провинции «Каджи-Сай» в сравнении с водой озера Иссык-Куль выше в 2 - 5 раз, а в сравнении с речными водами в 50 – 100 раз. Однако, следует отметить, что ручьи из хвостов редко доходят до озера, как правило, только в весенний и осенний периоды [табл. 4.21].

Результаты определения искусственных радионуклидов в воде озера Иссык-Куль представлены в табл. 4.22. Как видно из данных, удельная активность стронция-90 варьировала в пределах 0,015 – 0,036 Бк/л (ПДУ 5 Бк/л), цезия-137 0,043-0,065 Бк/л, (ПДУ 11 Бк/л), что на много ниже установленных норм радиационной безопасности [382].

Таблица 4.21 - Суммарная активность радионуклидов в речной и озерной воде

Место отбора проб	Суммарная активность радионуклидов (Бк/л)	
	Σ альфа активность	Σ бета активность
р. Каракол	0,25±0,02	0,13±0,01
р. Тюп	0,23±0,02	0,12±0,01
р. Джергалан	0,22±0,02	0,11±0,01
р. Кичи Ак-Суу	0,20±0,02	0,10±0,01
р. Булан Сөгөтү	0,10±0,01	0,06±0,02
оз. Иссык-Куль, с. Кара-Ой	1,80±0,17	1,04±0,1
оз. Иссык-Куль, с. Ак-Терек	0,60±0,05	0,44±0,03
ручей №1, (хвостохранилище Каджи-Сай)	4,5±0,42	2,33±0,19
ручей №2, (хвостохранилище Каджи-Сай)	10,0±1,01	4,82±0,5
оз. Иссык-Куль, с. Каджи-Сай устье реки	1,67±0,17	0,88±0,09

Таблица 4.22 - Удельная активность искусственных радионуклидов в воде озера Иссык-Куль

Стронций-90 (Бк/л)			Цезий-137 (Бк/л)		
Предел колебаний	Среднее	ПДУ для воды	Предел колебаний	Среднее	ПДУ для воды
0,015-0,036	0,021	5,0	0,043-0,065	0,055	11,0

4.5 Уровни накопления радионуклидов мелкими мышевидными грызунами

В природной среде все живые организмы подвергаются постоянному воздействию не только внешнего, но и внутреннего облучения от различных инкорпорированных радионуклидов как естественного, так искусственного происхождения. Способность растений и животных концентрировать радионуклиды часто приводит к значительному их накоплению или в целом организме, или в отдельных органах и как следствие, внутреннему облучению. Установлено, что накопление радионуклидов животными зависит от ряда условий, среди которых важнейшими являются содержание и распределение радионуклидов в среде обитания, биологические особенности разных видов животных, трофический уровень, которые занимают животные в пищевых цепях биогеоценоза, а также физико-химические свойства радионуклидов [92, 121, 183, 196]. Известно, что дозовая нагрузка на разные органы и ткани животных от инкорпорированных в них радионуклидов определяется эффективностью их всасывания в желудочно-кишечном тракте, периодом полувыведения, массой критических органов, средней эффективной энергией излучения. По всем этим показателям наибольшую опасность при попадании внутрь организма представляют альфа-излучающие радионуклиды (^{210}Po , ^{210}Pb , ^{239}Pu , ^{227}Ac , Th , Ra), несколько меньшую – бета-излучающие продукты деления ядра урана (^{90}Sr , ^{106}Ru , ^{131}I , ^{144}Ce), несколько ниже эффект действия радионуклидов, преимущественно испускающих гамма-излучение (^{22}Na , ^{89}Sr , ^{137}Cs , ^{65}Zn и др.).

Внутренне облучение вызывает уменьшение массы тела животных, продолжительности их жизни, продуктивности, нарушения тканей, крови и др. патологий. Среди млекопитающих природных популяций - грызуны обладают высокой радиорезистентностью к поражающему действию ионизирующей радиации, их издавна относят к наиболее перспективным биоиндикаторам любого антропогенного воздействия. Имеется немало литературных данных

посвященных радиоадаптации животных, которая выполнена на грызунах из радиационных биогеоценозов [121, 187, 196, 211, 281, 311, 312, 313]. В связи с этим нами были проведены исследования по определению уровней накопления альфа- и бета-излучающих радионуклидов мышевидными грызунами обитающими в условиях природно-техногенных экосистем Прииссыккуля, результаты измерений представлены в табл. 4.23.

Таблица 4.23 - Уровни суммарной альфа- и бета-активности в общей массе тела мышевидных грызунов Прииссыккуля

Вид животного	Место вылова	Суммарная альфа-активность (Бк/кг)	Суммарная бета-активность (Бк/кг)
<i>Apodemus sylvaticus</i>	окрестности с. Ак-Булак	1,33±0,11	1,48±0,13
<i>Microtus arvalis</i>	агроэкосистемы в близи Курментинского цементного завода	1,01±0,09	1,14±0,10
<i>Microtus arvalis</i>	агроэкосистемы в районе с. Тамчи	1,62±0,14	1,73±0,16
<i>Cricetulus migratorius</i>	окрестности с. Торт-Куль	1,48±0,13	1,62±0,15
<i>Mus musculus</i>	дома в окрестностях техногенного участка «Каджи-Сай»	2,57±0,23	2,77±0,25
<i>Mus musculus</i>	дома в с. Тон	1,75±0,16	1,87±0,17
<i>Meriones tamariscinus</i>	хвостохранилища техногенного участка «Каджи-Сай»	2,62±0,24	3,67±0,32

Уровень суммарной альфа-активности в общей массе тела лесных мышей (*Apodemus sylvaticus*) отловленных в окрестностях с. Ак-Булак составил 1,33 Бк/кг, бета-активности 1,48 Бк/кг. Суммарная альфа-активность в общей массе тела полевок обыкновенных (*Microtus arvalis*) отловленных в агроэкосистемах вблизи Курментинского цементного завода составила 1,01 Бк/кг, бета-активность 1,14 Бк/кг, а полевки обыкновенные с агроэкосистем вблизи с. Тамчи содержали 1,62 Бк/кг альфа, и 1,73 Бк/кг бета излучающих радионуклидов. Уровень суммарной альфа-активности в общей массе тела серых хомячков (*Cricetulus migratorius*) отловленных с агроэкосистем в районе с. Торт-Куль составил 1,48 Бк/кг, бета-активности 1,62 Бк/кг.

Уровни суммарной альфа-активности в домовых мышах (*Mus musculus*), отловленных в жилых домах и хозпостройках в окрестностях техногенной зоны «Каджи-Сай» составил 2,57 Бк/кг, а с. Тон 1,75 Бк/кг, бета-активности 2,77 и 1,87 Бк/кг соответственно. У песчанок тамарисковых (*Meriones tamariscinus*) обитающих на территории хвостохранилищ и отстойников техногенной зоны «Каджи-Сай» уровень суммарной альфа-активности составил $2,62 \pm 0,24$ Бк/кг, бета-активности $3,67 \pm 0,32$ Бк/кг.

Результаты исследований показали, что уровни суммарной альфа – и бета активности у песчанок тамарисковых (*Meriones tamariscinus*) обитающих на территории хвостохранилищ и домовых мышей (*Mus musculus*) отловленных в жилых домах, хозпостройках в окрестностях техногенно уранового участка «Каджи-Сай» 1,5-2 раза выше, чем у зверьков с других территорий Прииссыккуля не подверженных техногенному радиоактивному загрязнению. Вероятно, сложившийся радиоэкологическая ситуация сказывается при постоянном обитании животных с повышенным содержанием радионуклидов в среде их обитания [155, 164, 166].

4.6 Биогенная миграция радионуклидов в условиях техногенно уранового участка «Каджи-Сай»

Мощность экспозиционной дозы радиационного фона на территории бывшего горнорудного комбината по переработке урановой руды (Каджи-Сайский электротехнический завод) варьирует в пределах 25 – 40 мкр/ч, в районе хвостохранилищ с урановыми отходами 200 – 300 мкр/ч, в отдельных местах разрушения изоляционного слоя хвостохранилища уровень радиационного фона возрастает до 1300 мкр/час. Суммарная альфа-активность поверхностного слоя грунта хвостохранилища составила 5040 Бк/кг, бета-активность – 487,4 Бк/кг. В изотопном составе наблюдается высокая удельная активность: ^{234}U – 851,6 Бк/кг, ^{226}Ra – 3789,6 Бк/кг, ^{214}Pb – 2946,1 Бк/кг, ^{214}Bi – 2675,8 Бк/кг, ^{210}Pb – 3337,2 Бк/кг. В верхнем горизонте насыпного грунта хвостохранилища (0-20 см) содержание урана составляет $4,2 \times 10^{-4}$ %, с глубиной (20-40 см) его концентрация возрастает до $35,0 \times 10^{-4}$ %, что выше среднего содержания урана в почвах Прииссыккуля ($2,4 \times 10^{-4}$ %) в 1,7 - 14,6 раз. Повышенные концентрации урана в грунте, почвах данного субрегиона, служат основой для возникновения техногенной урановой биогеохимической провинции.

Уровни суммарной альфа и бета активности ручьев №1 и №2 техногенно уранового участка «Каджи-Сай» в сравнении с водой озера Иссык-Куль выше в 2 - 5 раз, а в сравнении с речными водами в 50 – 100 раз. Из почв и природных вод происходит мобилизация урана растениями и вовлечение его в биогенный цикл миграции. Концентрирование урана растениями зависит от видовых особенностей растений, их экологии и адаптации к среде, от концентрации и форм соединений урана в почве. Процентное содержание урана, в укосах дикорастущих растений в районе хвостохранилищ техногенно уранового участка «Каджи-Сай» (различные виды полыни (*Artemisia*), представители бобовых (*Salicaceae*) – астрагал (*Astragalus*) и донник (*Melilotus*), злаковые (*Poaceae*) – костер кровельный (*Bromus tectorum*) парнолистниковых

(*Zygophyllaceae Lindl*) – гармала обыкновенная (*Peganum harmala*) варьирует от 0,17 до $4,0 \times 10^{-4}$ %, что примерно в 3 - 5 раз выше, чем содержание урана в укосах дикорастущих растений ($0,5 \times 10^{-5}$ % - $0,84 \times 10^{-4}$ %) с других территорий Прииссыккуля не подверженных радиоактивному загрязнению. В корешках растений суммарная альфа-активность составила 67 Бк/кг, бета-активность 13,75 Бк/кг, в надземной части растений альфа-активность составила 49 Бк/кг, бета-активность – 12,5 Бк/кг, т. е. в корневой системе радионуклиды больше накапливаются, чем в надземной части растений.

Степень накопления радионуклидов в организме животных зависит от содержания его в рационах. Животные из районов с повышенным содержанием радионуклидов во внешней среде накапливают их. Установлены различные коэффициенты накопления урана в организме животных из изучаемых районов (отношение содержания урана в организмах к содержанию его в кормовых травах), показывающие различный характер адаптаций животных к геохимическим условиям среды обитания. У животных из районов с повышенным содержанием урана в среде коэффициент накопления его меньше 1; у животных из районов с нормальным содержанием урана – равен 1 или превышает её [178]. Так в общей массе тела песчанки тамарисковой (*Meriones tamariscinus*), обитающей в зоне хвостохранилищ и отстойников, уровень альфа-активности составил 2,62 Бк/кг (Кн-0,039), бета-активности 3,67 Бк/кг (Кн-0,29), что в 1,5 - 2,0 раз выше, чем у зверьков с незагрязненных территорий Прииссыккуля. Коэффициенты накопления свидетельствуют об избыточных концентрациях радионуклидов в среде обитания животных. Однако наблюдается снижение уровня суммарной альфа - и бета-активности в ряду условной биогеохимической цепи: «почва > корень растений > надземная часть растения > мышевидные грызуны». Вероятно, в организме животных выработались различные типы адаптаций регуляции обмена радионуклидов из геохимических районов с неодинаковым уровнем содержания радиоактивных элементов во внешней среде. Мы предполагаем, что в условиях повышенного

содержания радионуклидов в среде обитания животных, обмен радионуклидов у животных направлен в сторону уменьшения их концентраций в организме.

По результатам исследований составлена схема биогенной миграции радионуклидов в условиях техногенно уранового участка «Каджи-Сай» [рис. 4.37].

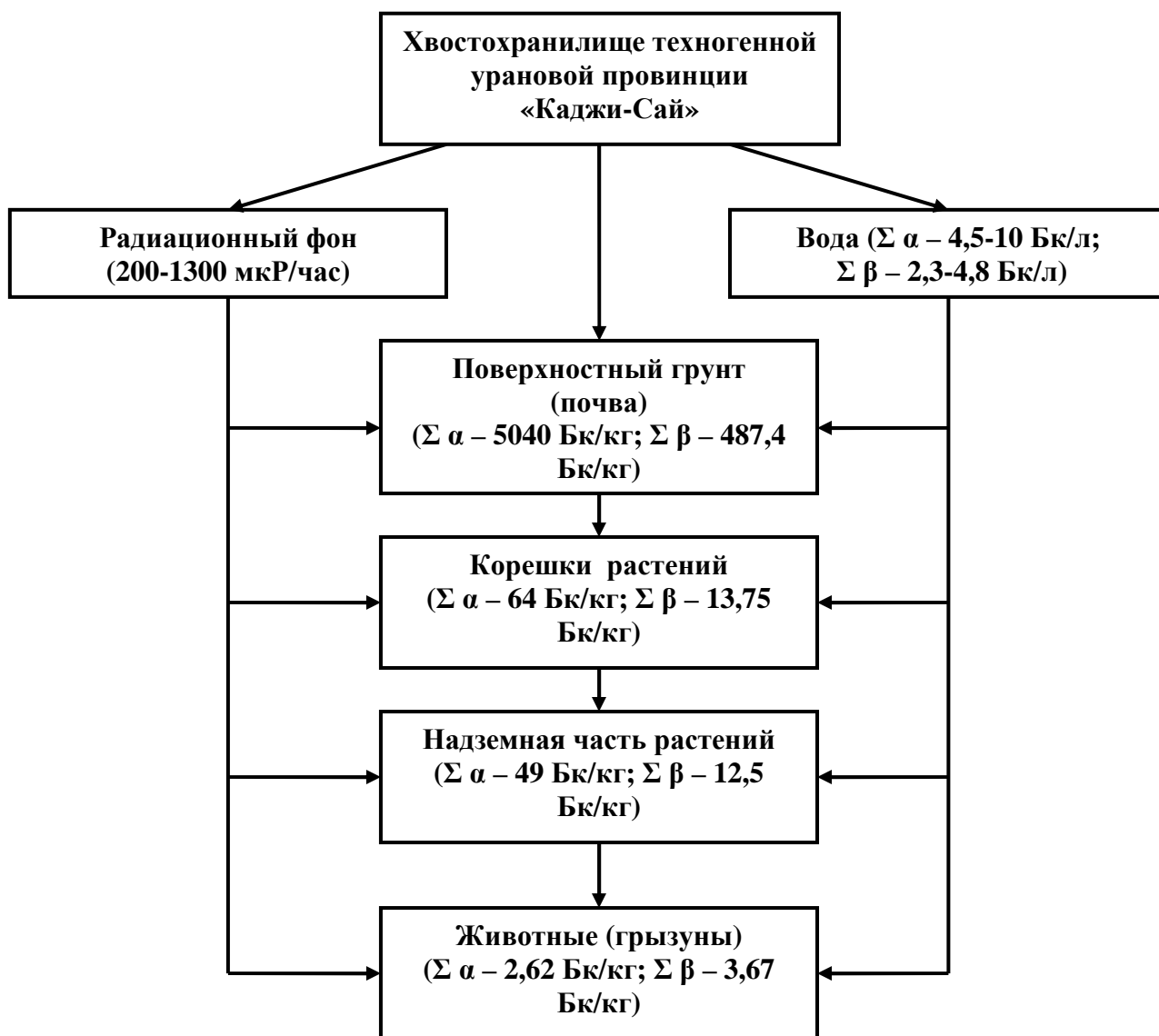


Рис. 4.37. Схема биогенной миграции радионуклидов.

Уран, как известно, является радиоактивным веществом, альфа-излучателем, поступление его в пищевые цепи дает очень небольшой вклад в дозу внутреннего облучения животных. Большие периоды полураспада как ^{238}U , так и ^{234}U приводят к тому, что их удельная активность оказывается очень

низкой. Даже в тех тканях растений, которые содержат самые высокие концентрации урана, активность обусловленная изотопами урана и продуктами их распада мала. Кроме этого, в организм животного уран переходит в небольших количествах, и аномальные концентрации этого элемента следует рассматривать скорее с точки зрения его химической токсичности, а не радиационной опасности.

4.7 Тяжелые металлы в природно-техногенных экосистемах Прииссыккуля

4.7.1. Содержание тяжелых металлов в почвах

Свинец. Естественное содержание свинца в почве наследуется от материнских пород. Среднее содержание свинца в литосфере составляет $1,6 \times 10^{-3}$ %, в почве 1×10^{-3} % [59]. Однако из-за широкого масштабного загрязнения свинцом большинство почв, по-видимому, обогащено этим элементом, особенно их верхние горизонты.

В литературе имеется большое число данных о содержании свинца в почве, однако иногда трудно отделить данные, характеризующие фоновые уровни свинца в почвах, от данных связанных с загрязнением поверхностного слоя почв. По данным многочисленных исследований концентрация свинца в почвах фоновых районов мира находится в пределах 1 - 80 мг/кг, при среднем содержании 16 мг/кг. По данным других авторов концентрация свинца в верхних горизонтах различного типа почв составляет 10 - 67 мг/кг, общее среднее 32 мг/кг. ПДК свинца в почве 35 мг/кг [46, 122, 235, 294].

Согласно исследований А.М. Мурсалиева, содержание свинца в светло-бурых и серо-бурых почв Иссык-Кульской котловины составляет от 10 до 70 мг/кг, для каштановых почв 4,2 – 46 мг/кг, для черноземов до 50 мг/кг [223]. Содержание свинца в почвах горных склонов бассейна реки Тюп составляет 5-12 мг/кг [222]. Результаты по определению содержания тяжелых металлов в

почвах региона представлены в табл. 4.24, как видно из данных валовое содержание свинца в различных типах почв Прииссыккуля варьирует

Таблица 4.24 - Содержание тяжелых металлов (Pb, Cd, Cu, Zn, Fe) в различных типах почв Прииссыккуля

Тип почв	Места отбора проб	Pb мг/кг	Cd мг/кг	Cu мг/кг	Zn мг/кг	Fe %
серо- бурые	г. Балыкчи	28±2	0,4±0,1	18±1	52±3	1,8±0,15
	с. Сары- Камыш	36±3	0,3±0,09	20±3	62±4	2,2±0,19
	с. Тамчи	25±2	0,4±0,1	22±3	58±2	2,8±0,16
	с. Отгук	32±4	0,2±0,06	16±2	66±3	3,0±0,2
	с. Кызыл-Туу	30±4	0,5±0,1	19±3	69±3	2,8±0,2
	среднее	30±3	0,4±0,09	19±3	62±2	2,5±0,18
светло- бурые	с. Кара-Ой	38±2	0,3±0,08	19±2	43±2	2,2±0,16
	г. Чолпон-Ата	40±4	0,1±0,03	20±3	49±1	2,4±0,15
	с. Торт-Куль	46±3	0,4±0,09	17±1	66±3	3,1±0,19
	с. Тон	38±3	0,5±0,10	18±3	54±2	3,3±0,16
	с. Каджи-Сай	34±3	0,4±0,10	16±1	62±3	3,6±0,2
	среднее	39±2	0,3±0,08	18±2	55±2	2,9±0,17
горно- долин ные светло- кашта новые	с. Григорьевка	28±4	0,8±0,2	28±3	74±4	4,3±0,25
	с. Ананьево	24±1	0,9±0,3	24±2	82±4	3,8±0,18
	с. Ой-Тал	16±2	0,8±0,2	19±1	62±2	3,5±0,15
	с. Кабак	22±3	0,7±0,2	20±2	68±1	3,6±0,16
	с. Тилекмат	20±2	1,0±0,3	35±3	71±2	4,0±0,2
	среднее	22±3	0,8±0,2	25±2	71±2	3,8±0,19

Тип почв	Места отбора проб	Pb мг/кг	Cd мг/кг	Cu мг/кг	Zn мг/кг	Fe %
горно- долин ные кашта новые	с. Тюп	33±2	0,4±0,1	20±4	64±2	3,7±0,2
	с. Тогуз-Булак	28±1	0,6±0,2	22±3	60±2	3,2±0,2
	с. Михайловка	26±1	0,5±0,2	20±2	67±3	2,8±0,17
	с. Липенка	20±2	0,7±0,2	21±3	62±2	3,4±0,15
	с. Богатыровка	25±2	0,3±0,1	18±2	69±2	3,6±0,2
	среднее	26±1	0,5±0,2	20±2	64±1	3,3±0,18
горно- долинные темно- каштано вые	с. Маман	26±1	0,6±0,2	22±3	72±3	4,0±0,2
	с. Ак-Суу	24±2	0,8±0,3	18±1	82±4	3,2±0,1
	с. Каракол	20±3	0,7±0,2	14±1	70±2	3,6±0,1
	с. Отрадное	22±3	0,5±0,1	32±4	77±2	4,0±0,2
	с. Ак-Булак	18±2	0,3±0,08	23±2	67±3	3,8±0,1
	среднее	22±3	0,6±0,2	22±2	74±2	3,7±0,1

в пределах 16 – 46 мг/кг, при среднем значении 28 мг/кг. Максимальные концентрации свинца, превышающие ПДК обнаруживались на светло-бурых почвах контрольных участков: с. Кара-Ой – 38 мг/кг, г. Чолпон-Ата – 40 мг/кг, с. Тон – 46 мг/кг, минимальные на горно-долинных темно-каштановых почвах – 22 мг/кг. По содержанию свинца исследуемые типы почв условно можно расположить в следующий убывающий ряд: *Светло-бурые* > *Серо-бурые* > *Горно-долинные каштановые* > *Горно-долинные светло-каштановые* > *Горно-долинные темно-каштановые*.

По результатам исследований составлена условная карта-схема содержания свинца в почвах Прииссыккуля [рис. 4.38].

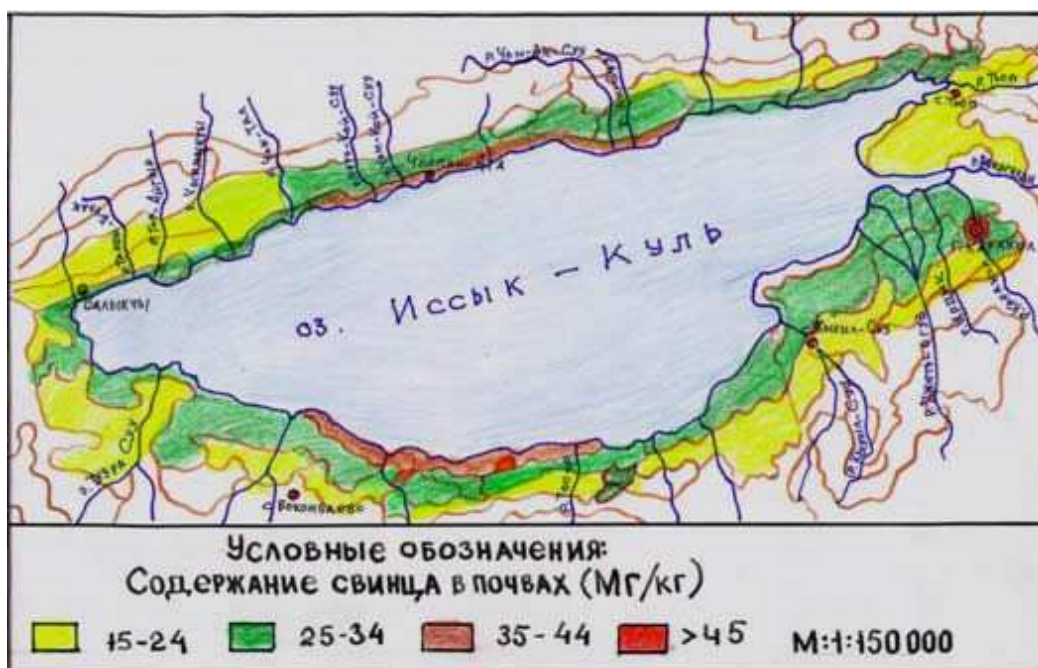


Рис. 4.38. Картограмма по содержанию свинца в почвах Прииссыккуля.

Кадмий. Главный фактор, определяющий содержание кадмия в почвах это химический состав материнских пород. По А.П. Виноградову содержание кадмия в литосфере составляет 5×10^{-5} %, в почве 3×10^{-5} % [59]. Среднее содержание кадмия в различных типах почвах лежат между 0,07 и 1,1 мг/кг. При этом фоновые уровни кадмия в почвах, по видимому, не превосходят 0,5 мг/кг и все более высокие значения свидетельствуют об антропогенном вкладе в содержание этого элемента в верхнем слое почв. ПДК кадмия в почве составляет 1 мг/кг [46, 122, 235, 294]. Результаты по определению валового содержания кадмия в почвах Прииссыккуля не выявили превышение уровня ПДК – 1 мг/кг. Содержание кадмия для серо-бурых почв от 0,2 до 0,5 мг/кг, при среднем 0,4 мг/кг, для светло-бурых почв варьировало от 0,1 до 0,5 мг/кг, при среднем 0,3 мг/кг, для горно-долинных светло-каштановых почв от 0,7 до 1,0 мг/кг, при среднем 0,8 мг/кг, для горно-долинных каштановых от 0,3 до 0,7 мг/кг, при среднем 0,5 мг/кг, для горно-долинных темно-каштановых от 0,3 до 0,8 мг/кг, при среднем 0,6 мг/кг. По содержанию кадмия почвы региона можно расположить в следующий убывающий ряд: *Горно-долинные светло-каштановые > Горно-долинные темно-каштановые > Горно-долинные каштановые > Серо-бурые > Светло-бурые.*

Однако при исследовании каштановых почв агроценозов прилегающих к Курментинскому цементному комбинату нами были выявлены повышенные содержания кадмия в почвах 5,0 – 12,3 мг/кг, при ПДК – 1,0 мг/кг. Максимальная концентрация кадмия в почве наблюдалась в точке отбора пробы удаленной от цементного завода на расстоянии 600 метров – 12,3 мг/кг, что в 15-41 раз выше средне фоновых значений микроэлемента в почвах региона. На территории завода содержание кадмия в грунте составило 17,0 мг/кг. При анализе горной породы – известняка, служащего сырьем для производства цемента, были обнаружены повышенные концентрации металла – 64,3 мг/кг. Вероятно в результате добычи, дробления и других производственных процессах происходит поступление некоторой части породы в атмосферный воздух в виде микрочастиц, которые распространяясь потоками воздуха, загрязняют близлежащие территории. Следует отметить, что кадмий способен к активному биоконцентрированию, это приводит в достаточно короткое время к его накоплению в избыточных биодоступных концентрациях. Поэтому кадмий по сравнению с другими микроэлементами является наиболее сильным токсикантом почв. По результатам исследований составлена условная карта-схема содержания кадмия в почвах Прииссыккуля [рис. 4.39].

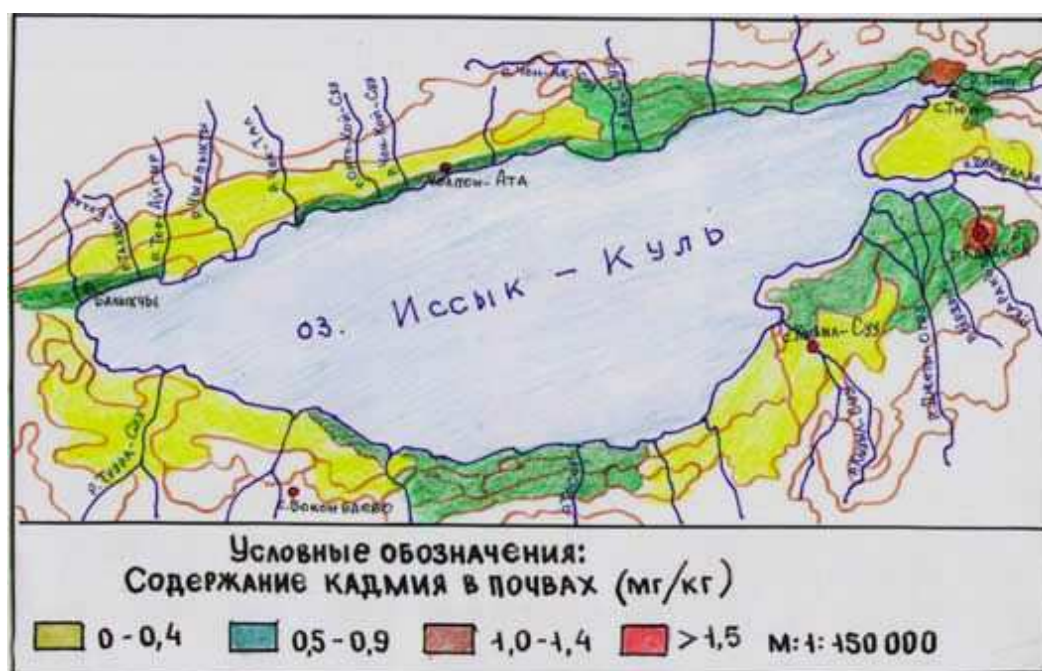


Рис. 4.39. Картосхема по содержанию кадмия в почвах Прииссыккуля.

Медь. Наиболее выраженные концентрационные диапазоны меди в почвах Азиатской территории бывшего СССР – 14 – 47 мг/кг. Средние концентрации элемента в почвах и осадочных породах составляют 30 мг/кг. По А.П. Виноградову содержание меди в литосфере составляет 1×10^{-2} %, в почве 2×10^{-3} % [59]. По данным других авторов средне фоновое содержание меди колеблется в пределах 6 – 60 мг/кг, достигая максимума в почвах с высоким содержанием гумуса и минимума в песчаных. ПДК меди в почве составляет 23 мг/кг [46, 122, 235, 294]. Согласно исследований А.М. Мурсалиева [1976] содержание меди в почвах Киргизии приближается к среднему содержанию элемента в почвах СССР. Они сгруппированы по типам почв, наиболее распространенными среди них являются горные серозёмы, горные каштановые и горно-луговые черноземные почвы. По нашим исследованиям средние содержания меди в почвах Прииссыккуля варьировало в пределах 16 – 35 мг/кг. Горно-долинные светло-каштановые почвы (19 – 35 мг/кг) и горно-долинные темно-каштановые почвы (18 – 32 мг/кг) характеризовались более повышенными концентрациями микроэлемента по сравнению со светло-бурыми (16 – 20 мг/кг), серо-бурыми (16 – 20 мг/кг), горно-долинными каштановыми почвами (18 – 22 мг/кг). По содержанию меди почвы Прииссыккуля можно условно расположить в следующий убывающий ряд: *Горно-долинные светло-каштановые* > *Горно-долинные темно-каштановые* > *Горно-долинные каштановые* > *Серо-бурые* > *Светло-бурые* [рис. 4.39]. По результатам исследований составлена условная карта-схема по содержанию меди в почвах Прииссыккуля [рис. 4.40].

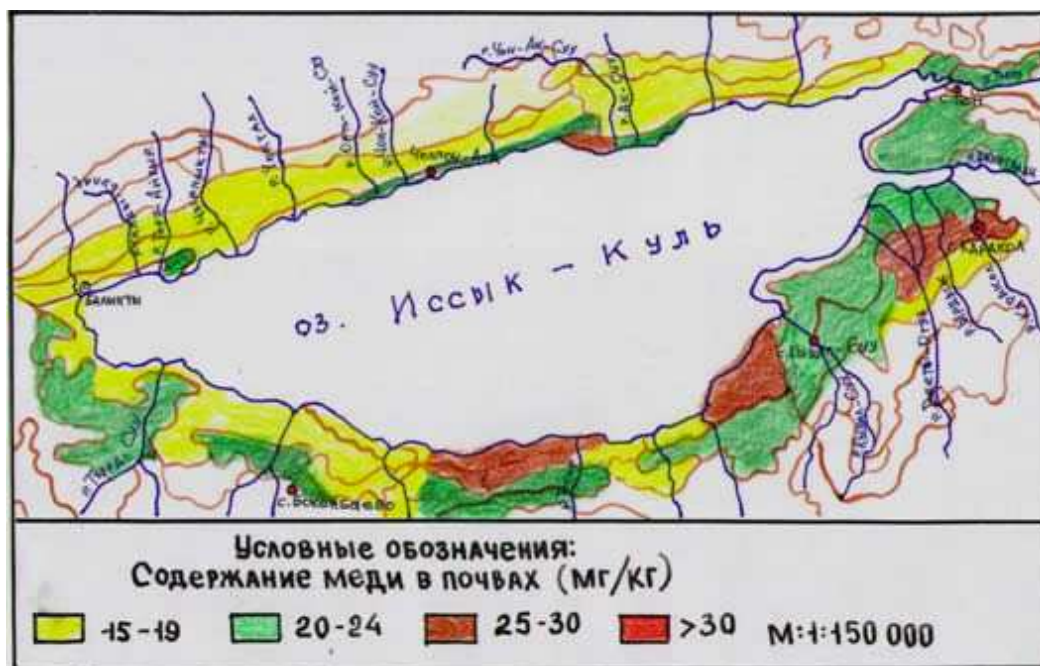


Рис. 4.40. Картограмма по содержанию меди в почвах Прииссыккуля.

Цинк. Среднее содержание цинка в литосфере составляет $10 \times 10^{-3} \%$ в почве $5 \times 10^{-3} \%$ [59]. Среднее содержание цинка в поверхностных слоях почв различных стран и США изменяются в пределах 17 – 125 мг/кг, приведены данные об относительно высоком среднем содержании цинка в известковых почвах Южного Китая (236 мг/кг) при диапазоне колебаний 54 – 570 мг/кг [294]. В среднем валовое содержание цинка в поверхностном горизонте каштановых почв составляет 44,7 мг/кг, а для черноземов 31,2 мг/кг [129]. Согласно исследований А.М. Мурсалиева содержание цинка в темно-каштановых почвах горных склонов бассейна реки Тюп для южных экспозиций составляет 70 – 90 мг/кг, для восточных экспозиций 90 – 100 мг/кг, для юго-восточных 110 – 120 мг/кг, юго-западных 100 мг/кг. Для горно-чернозёмных почв луговых склонов западных экспозиций 90-100 мг/кг, северо-западных экспозиций 100 – 120 мг/кг, северных экспозиций – 130 мг/кг [222]. ПДК цинка в почве по данным разных авторов составляет около 100 мг/кг [46, 122, 235, 294]. Результаты по определению валового содержания цинка в почвах Прииссыккуля не выявили превышение уровня ПДК – 100 мг/кг. Содержание цинка варьировало в зависимости от типа почв в пределах фоновых значений от

43 – 82 мг/кг, в частности для светло-бурых почв 43 – 66 мг/кг, серо-бурых 52 – 69 мг/кг, горнодолинных светло-каштановых 68 – 82 мг/кг, горно-долинных каштановых 62 – 69 мг/кг, горно-долинных темно-каштановых 67 – 82 мг/кг. По содержанию цинка почвы Прииссыккуля можно условно расположить в следующий убывающий ряд: *Горно-долинные темно-каштановые > Горно-долинные светло-каштановые > Горно-долинные каштановые > Серо-бурые > Светло-бурые*. По результатам исследований составлена условная карта-схема по содержанию цинка в почвах Прииссыккуля [рис. 4.41].

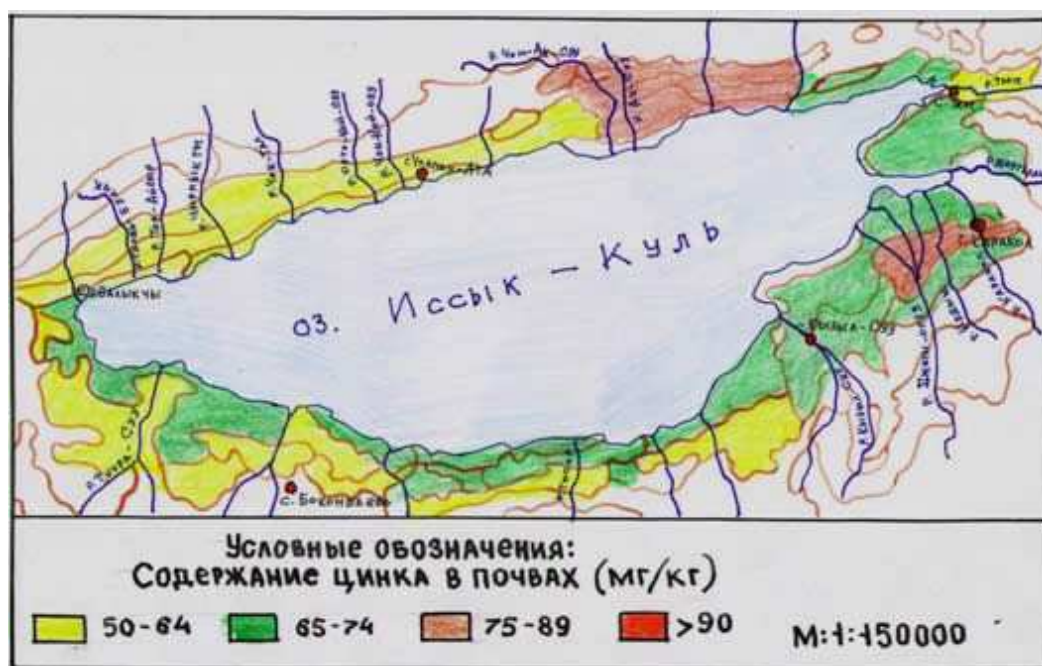


Рис. 4.41. Картограмма по содержанию цинка в почвах Прииссыккуля.

Железо. Железо один из главных компонентов литосферы и составляет приблизительно 5 % её массы, концентрируясь преимущественно в основных сериях магматических пород. Однако глобальная распространенность железа оценивается примерно в 45 % [129]. По А.П. Виноградову среднее содержание железа в почве составляет 3,8 % [59]. Количество железа в почвах определяется как составом материнских пород, так и характером почвенных процессов. Как правило, содержание железа в почвах изменяется от 0,5 до 8 %. Даже на бедных железом почвах не отмечается его абсолютного дефицита для растений. По

данным А.М. Мурсалиева содержание железа в поверхностном горизонте почв горных склонов реки Тюп составляет 2,9 – 3,1 %, в почвах луговой степи урочища Каркыра (заповедная зона) - 2,5 % [222]. Результаты анализов показали, что валовое содержание железа в почвах Прииссыккуля варьирует в пределах 1,8 – 4,3 %. Среди исследованных типов почв наиболее высокие концентрации микроэлемента обнаруживались в горно-долинных светло-каштановых 3,5 – 4,3 % и горно-долинных темно-каштановых почвах 3,2 – 4,0 %. В светло-бурых (2,2 - 3,6 %), серо-бурых (1,8 - 3,0 %), горно-долинных каштановых почвах (2,8 - 3,7 %) обнаруживались более низкие концентрации металла. По результатам исследований составлена условная карта-схема содержания железа в почвах Прииссыккуля [рис. 4.42].

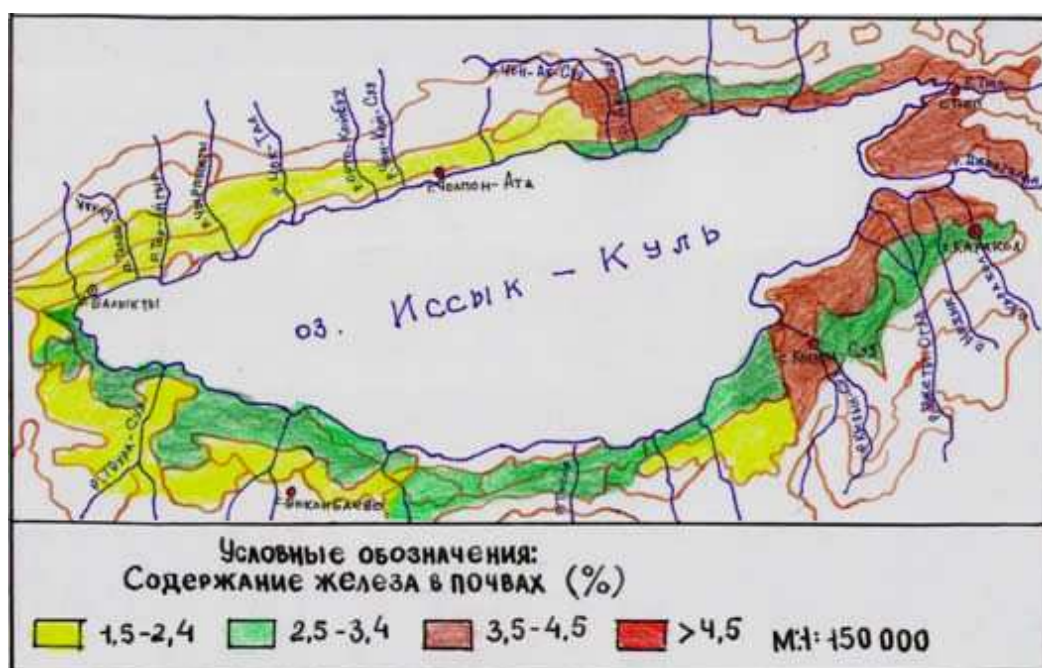


Рис. 4.42. Картограмма по содержанию железа в почвах Прииссыккуля.

По содержанию железа почвы Прииссыккуля можно условно расположить в следующий убывающий ряд: *Горно-долинные светло-каштановые* > *Горно-долинные темно-каштановые* > *Горно-долинные каштановые* > *Светло-бурые* > *Серо-бурые*.

Таким образом, проведенные исследования показали, что содержание тяжелых металлов (Cu, Zn, Pb, Cd, Fe) в почвах Прииссыккуля находится в пределах естественных фоновых значений, однако следует отметить, что на светло-бурых почвах контрольных участков с. Кара-Ой, г. Чолпон-Ата, с. Тон выявлено незначительное превышение ПДК по свинцу, на горно-долинных светло- и темно-каштановых почвах по меди, на каштановых почвах агроценозов прилегающих к Курментинскому цементному заводу по кадмию [141, 147, 153, 156]. В связи с тем, что в радиационно-загрязненных районах ионизирующие излучения могут действовать на живые организмы в сочетании с другими химическими элементами, нами были проведены исследования по определению микроэлементов (Cu, Zn, Pb, Cd, Fe) в условиях техногенно уранового участка «Каджи-Сай». Результаты исследований представлены в табл. 4.25.

Таблица 4.25 - Содержание тяжелых металлов (Pb, Cd, Cu, Zn, Fe) в почвах техногенно уранового участка «Каджи-Сай»

Показатели	Pb мг/кг	Cd мг/кг	Cu мг/кг	Zn мг/кг	Fe %
фоновое значение	32	0,5	20	50	3,8
пдк	35	1,0	23	100	-
почва	50±11	0,8±0,2	30±8	79±10	2,85±0,17

Как видно из данных, содержание свинца и меди в грунте хвостохранилища техногенно уранового участка «Каджи-Сай» превышают фоновые значения металлов в почве и ПДК по меди в 1,3 раз, по свинцу в 1,4 раз. Содержание цинка, кадмия и железа находится в пределах нормы [164].

Следует отметить, что увеличение концентраций тяжелых металлов в почвах вследствие антропогенной деятельности это нежелательный процесс, ведущий к их длительному и постепенному накоплению, так как они медленно удаляются при выщелачивании, потребления растениями, эрозии и дефляции.

4.7.2. Содержание тяжелых металлов в воде

В естественных условиях содержание тех или иных компонентов химического состава поверхностных вод регулируются природными процессами. При этом создаются оптимальные условия для равновесия между поступлением химических элементов в воду и выведением их из неё. Однако в результате хозяйственной деятельности человека химический состав природных вод способен подвергаться изменениям, уменьшается количество растворенного кислорода, ухудшаются условия разложения органических веществ и происходит интенсивное их накопление, увеличиваются концентрации азота, фосфора, тяжелых металлов и других компонентов. Так, например, содержание свинца в водных системах в значительной степени зависит от их территориального расположения. В незагрязненных водах суши, удаленных от промышленных источников, его концентрация, как правило, не превышает 0,003 мг/л. Для большинства озер и рек наиболее типичны концентрационные уровни свинца 0,0002 – 0,01 мг/л. ПДК свинца для питьевой воды составляет 0,03 мг/л. В промышленных районах, в эстуариях, расположенных вблизи рудников, в водных источниках вблизи дорог наблюдаются очень высокие концентрации этого элемента в интервале 0,0035 – 0,053 и 0,02 – 0,089 мг/л [294]. В водах рек Прииссыкулья содержание свинца варьировало в пределах 0,001 – 0,003 мг/л, что не превышает ПДК для питьевой воды 0,03 мг/л [табл. 4.26]. В озерной воде содержание свинца было выше и составило 0,018 – 0,032 мг/л. [табл. 4.27]. Наиболее высокие концентрации свинца обнаруживались в донных отложениях – 2,3-5,13 мг/л, однако это относительно не высокий показатель, следует отметить, что в фоновых условиях содержание свинца в донных отложениях водных систем колеблется в пределах 2 - 50 мг/кг, при среднем значении 29 мг/кг. [46, 294].

В природных водах кадмий находится в виде свободных ионов, неорганических и органических соединений. Уровни содержания растворенного кадмия в пресных водах колеблются от 0,01 до 0,5 мг/л, ПДК кадмия в питьевой воде составляет 0,01 мг/л. Для бывшего СССР в водоемах

хозяйственно-бытового назначения установлены ПДК, равные 0,01 мг/л. Всемирной организацией здравоохранения (ВОЗ) установлены аналогичные ПДК кадмия для питьевой воды (0,01 мг/л). Содержание кадмия в местах апробирования рек Прииссыкулья практически не обнаруживалось. Содержание кадмия в озерной воде составило 0,012 – 0,048 мг/л, а в донных отложениях 0,34 - 0,52 мг/кг [табл. 4.27]. Следует отметить, что для кадмия характерен очень широкий диапазон содержаний в донных отложениях, (0,01 – 3000 мг/кг), при фоновых условиях 0,3 мг/кг [46, 294].

Таблица 4.26 - Содержание тяжелых металлов в речных водах Прииссыкулья

Место отбора проб	Содержание тяжелых металлов (мг/л)			
	Pb	Zn	Cu	Fe
р. Торуйагыр	0,001±	0,015±	0,011±	0,22±
	0,0003	0,003	0,003	0,02
р. Чон-Аксуу	0,002±	0,032±	0,016±	0,15±
	0,0005	0,006	0,004	0,01
р. Тюп	0,001±	0,036±	0,024±	0,10±
	0,0003	0,006	0,008	0,02
р. Джергалан	0,001±	0,048±	0,034±	0,12±
	0,0003	0,008	0,008	0,02
р. Чон-Кызылсуу	0,001±	0,062±	0,042±	0,18±
	0,0003	0,009	0,009	0,02
р. Барскаун	0,003±	0,056±	0,036±	0,22±
	0,0007	0,008	0,008	0,02
р. Актерек	0,002±	0,066±	0,048±	0,44±
	0,0005	0,009	0,009	0,03
р. Тамга	0,002±	0,074±	0,057±	0,64±
	0,0005	0,01	0,009	0,05

Таблица 4.27 - Содержание тяжелых металлов в воде озера Иссык-Куль

Место отбора проб	Содержание тяжелых металлов (мг/л)				
	Pb	Cd	Zn	Cu	Fe
оз. Северная прибрежная зона (г. Чолпон-Ата)	0,032±	0,048±	1,24±	0,024±	3,25±
	0,005	0,007	0,12	0,0017	0,13
оз. Южная прибрежная зона (с.Тамга)	0,018±	0,034±	1,44±	0,020±	4,45±
	0,002	0,005	0,14	0,0015	0,23
оз. Восточная прибрежная зона (Тюпский залив)	0,034±	0,012±	1,56±	0,016±	2,48±
	0,005	0,003	0,15	0,0012	0,11
оз. Западная зона (Рыбачинский залив)	0,024±	0,028±	0,86±	0,018±	3,39±
	0,004	0,004	0,1	0,0013	0,14

Медь малотоксична, но обладает кумулятивным действием. В большинстве случаев она содержится в сточных водах металлургических, металлообрабатывающих, машиностроительных, текстильных и других предприятий. ПДК меди в питьевой воде составляет: европейский стандарт – 0,05 мг/л, санитарной службой США установлено 1 мг/л, ВОЗ – 1,5 мг/л, для бывшего СССР – 1 - 3 мг/л; водоемов: санитарно-бытового назначения – 0,1 мг/л, рыбохозяйственных – 0,01 мг/л, сточных вод – 0,05 мг/л. Фоновые концентрации меди в природных водах варьируют в пределах 0,03 – 0,13 мг/л [46, 294]. Содержание меди в водах рек Прииссыккулья варьировало в пределах 0,011 – 0,057 мг/л, что не превышает фоновых значений и значения ПДК для питьевой воды [табл. 4.26]. В озерной воде содержание меди составило 0,016 – 0,024 мг/л, а в донных отложениях 8,11 - 9,3 мг/кг [табл. 4.27].

В литературе приводятся различные уровни цинка в природных водах. Кларк цинка в речной воде по В.И. Вернадскому составляет $1,2 \times 10^{-3}\%$. Типичные концентрации цинка в поверхностных водах варьируют в пределах 0,004 - 0,033 мг/л. ПДК цинка для питьевой воды составляет 1 мг/л [46, 294]. Содержание цинка в водах рек Прииссыккулья варьировало в пределах 0,015 – 0,074 мг/л, что не превышает ПДК для питьевой воды [табл. 4.26]. В озерной

воде содержание цинка составило 0,086 – 0,15 мг/л [см. табл. 4.27]. Для незагрязненных территорий в донных отложениях водоемов цинк присутствует в основном во взвешенном состоянии, его концентрация составляет 15 – 89 мг/кг [294]. В содержание цинка в донных отложениях озера Иссык-Куль составило 14,5 - 16,17 мг/кг, что находится в пределах фоновых значений.

Содержание железа в водах рек Прииссыккуля варьировало в пределах 0,10 – 0,64 мг/л, что находится в пределах кларка для речных вод (1×10^{-6} - $4,6 \times 10^{-3}$ %), в озерной воде содержание железа составило 2,48 – 4,45 мг/л, в донных отложениях обнаруживались наиболее повышенные концентрации металла – 255,3-310,5 мг/кг.

4.7.3. Содержание тяжелых металлов в дикорастущих и культурных растениях

Свинец. Широкие вариации содержания свинца в растениях возникают под действием различных факторов среды, например, наличия геохимических аномалий, загрязнения и техногенных эмиссий, сезонных колебаний, особенностей генотипа накапливать свинец. Тем не менее, естественные уровни содержания свинца в растениях из незагрязненных областей, по-видимому, довольно постоянны и лежат в пределах 0,1 – 10 мг/кг сухой массы, 0,001 – 0,08 мг/кг влажной массы, 2,7 – 94 мг/кг золы. Фоновые уровни содержания свинца в кормовых растениях составляют в среднем для трав 2,1 мг/кг, клевера 2,5 мг/кг, для зерна злаковых культур 0,01 – 2,28 мг/кг сухой массы. Следует отметить, что растения способны поглощать свинец из двух источников – из почвы и воздуха – несмотря на то, что свинец считается металлом с низкой биологической доступностью, он способен накапливаться в вегетативной и корневой системе растений [420]. Согласно исследований А.М Мурсалиева содержание свинца в растениях заповедной зоны богато-разнотравно-злаково-душицевой лугостепи Каркыры составляло 0,25 – 2,1 мг/кг, а в растениях бассейнов рек Тюп и Сары-Джаз 3 – 10 мг/кг [222]. В некоторых растениях

семейства сложноцветных Иссык-Кульской котловины содержание свинца в растениях колебалось от 0,8 до 90 мг/кг, было установлено, что различные виды даже в пределах одной формации накапливали те или иные элементы в неодинаковой степени. Так среднее содержание свинца в полыни метёлчатой составило 0,8 мг/кг, горькой – 9 мг/кг, эстрагоне – 2 мг/кг, а в полыни поздней были обнаружены самые высокие концентрации свинца – 60 мг/кг. Низкие концентрации свинца обнаруживались в одуванчике лекарственном и горечавке тьянь-шаньской – 0,23 мг/кг [222]. Результаты исследований по определению содержаний тяжелых металлов в укусах дикорастущих растений и зерновых культурах Прииссыккуля представлены в табл. 4.28 и табл. 4.29.

Таблица 4.28 - Содержание тяжелых металлов (Pb, Cd, Cu, Zn, Fe) в укусах дикорастущих растений Прииссыккуля

Укосы, типы почв	Место отбора	Pb	Cd	Cu	Zn	Fe
		мг/кг	мг/кг	мг/кг	мг/кг	%
Укосы с серо-бурых почв	г. Балыкчи	18±2	0,20± 0,04	19,1±2,2	59± 5,0	0,04± 0,005
	с. Сары- Камыш	8±0,3	0,26± 0,05	12,2±1,2	40± 3,5	0,01± 0,003
	с. Тамчи	10±0,5	0,33± 0,06	13,4±1,3	44± 4,1	0,02± 0,004
	с. Ак-Олён	12±0,6	0,4± 0,06	16,3±1,5	52± 5,0	0,03± 0,005
	с. Отгук	7± 0,3	0,23± 0,04	7,2±0,7	36± 3,2	0,01± 0,003
	с. Кызыл- Туу	2± 0,05	0,06± 0,01	6,7± 0,7	33± 3,0	0,005± 0,0001
	среднее	9,5± 0,6	0,31± 0,04	12,4±1,3	44± 3,9	0,019± 0,003

Продолжение табл. 4.28

Укосы, типы почв	Место отбора	Pb	Cd	Cu	Zn	Fe
		мг/кг	мг/кг	мг/кг	мг/кг	%
Укосы с светло- бурых почв	с. Кара-Ой	13±1,2	0,07± 0,02	9,3±0,3	32±3	0,01± 0,003
	г. Чолпон- Ата	8±0,8	0,10± 0,03	10,0±0,3	36±4	0,01± 0,003
	с. Торт-Куль	23±2,0	0,18± 0,04	17,0±0,5	54±5	0,03± 0,005
	с. Тон	14±1,2	0,14± 0,03	13,0±0,3	42±4	0,02± 0,004
	с. Каджи- Сай	18±2	0,26± 0,05	15,0±0,5	48±5	0,03± 0,005
	среднее	15,2±1,4	0,15± 0,03	12,9±0,4	42,4± 4,2	0,02± 0,004
Укосы с горно- долинных светло- каштано- вых почв	с. Григорьевка	4±0,3	0,11± 0,03	8,3±0,6	42± 3,3	0,01± 0,003
	с. Ананьево	12±1,5	0,25± 0,05	5,5±0,4	66± 5,6	0,03± 0,005
	с. Ой-Тал	6±0,5	0,18± 0,04	3,3±0,3	36± 3,2	0,02± 0,003
	с. Кабак	10±0,8	0,22± 0,05	11,4±1,0	56± 4,8	0,03± 0,005
	с. Тилекмат	1±0,2	0,08± 0,02	4,2±0,3	32± 2,8	0,006± 0,002
	среднее	5,5±0,7	0,17± 0,04	6,5±0,5	46,4± 3,9	0,02± 0,004

Продолжение табл. 4.28

Укосы, типы почв	Место отбора	Pb	Cd	Cu	Zn	Fe
		мг/кг	мг/кг	мг/кг	мг/кг	%
Укосы с горно- долин ных кашта новых почв	с. Тюп	6±0,5	0,12± 0,04	5,3±0,5	42± 3,8	0,01± 0,003
	с. Тогуз- Булак	4±0,3	0,08± 0,02	3,2±0,3	32± 2,7	0,01± 0,003
	с. Михайловка	8±0,6	0,24± 0,2	7,3±0,7	56± 4,8	0,03± 0,005
	с. Липенка	3,5±0,3	0,1± 0,03	2,2±0,2	30± 2,9	0,005± 0,001
	с. Богатыровка	0,5±0,03	0,07± 0,01	4,2± 0,4	24± 2,2	0,006± 0,002
	среднее	4,4±0,3	0,12± 0,06	4,4±0,4	36,8± 3,3	0,012± 0,003
Укосы с горно- долинных темно- каштано вых почв	с. Маман	5,5±0,8	0,12± 0,04	6,8±0,7	44± 3,8	0,007± 0,002
	с. Ак-Суу	4,3±0,6	0,14± 0,05	14,2±1,5	52± 4,8	0,01± 0,003
	с. Каракол	2,5±0,2	0,12± 0,04	9,3±0,9	45± 4,2	0,006± 0,002
	с. Отрадное	3,2±0,8	0,09± 0,03	4,4±0,4	36± 3,1	0,008± 0,002
	с. Ак-Булак	1,5±0,3	0,08± 0,03	3,6±0,3	28± 2,2	0,007± 0,002
	среднее	3,4±0,5	0,11± 0,04	7,6±0,7	41± 3,6	0,008± 0,002

Таблица 4.29 - Содержание тяжелых металлов (Pb, Cd, Cu, Zn, Fe) в зерновых культурах Прииссыккуля

Укосы, типы почв	Часть растения	Pb	Cd	Cu	Zn	Fe
		мг/кг	мг/кг	мг/кг	мг/кг	%
Укосы с серо- бурых почв	<i>Triticum aestivum</i> (окрестности с. Тамчи)					
	зерно	0,24± 0,02	0,08± 0,02	5,6±0,5	22±3	0,005± 0,002
	солома	0,96±0,3	0,15± 0,05	2,6±0,3	15,6±0,3	0,01± 0,003
	<i>Hordeum vulgare</i> (окрестности с. Кызыл-Туу)					
	зерно	0,15± 0,01	0,06±0,0 2	4,5±0,4	24±4	0,004± 0,001
	солома	0,6±0,2	0,14± 0,04	3,6±0,3	16,3±0,5	0,01± 0,003
Укосы с светло- бурых почв	<i>Hordeum vulgare</i> (окрестности с. Торт-Куль)					
	зерно	0,39± 0,02	0,07± 0,01	4,2±0,6	18±3	0,005± 0,002
	солома	1,56±0,5	0,12± 0,03	2,9±0,4	14,6±0,3	0,01± 0,003
	<i>Hordeum vulgare</i> (окрестности с. Кара-Ой)					
	зерно	0,26± 0,02	0,10± 0,02	6,7±0,5	18±4	0,006± 0,002
	солома	1,04±0,3	0,14± 0,03	3,6±0,4	15,2±0,5	0,02± 0,003
Укосы с горно- долинных св.-кашт. почв	<i>Triticum aestivum</i> (окрестности с. Ананьево)					
	зерно	0,32± 0,02	0,11± 0,03	4,6±0,4	20±3	0,006± 0,002
	солома	1,28±0,4	0,15± 0,05	2,8±0,2	14,2±0,4	0,02± 0,005

Укосы, типы почв	Часть растения	Pb	Cd	Cu	Zn	Fe
		мг/кг	мг/кг	мг/кг	мг/кг	%
	<i>Hordeum vulgare</i> (окрестности с. Кабак)					
	зерно	0,52± 0,03	0,09± 0,03	3,8±0,3	26±4	0,005± 0,002
	солома	2,08±0,5	0,14± 0,04	3,9±0,4	15,4±0,5	0,01± 0,003
Укосы с горно- долинных темно- каштано вых почв	<i>Triticum aestivum</i> (окрестности с. Ак-Суу)					
	зерно	0,38± 0,03	0,07± 0,01	2,5±0,2	24,2±4	0,008± 0,002
	солома	1,52±0,5	0,13± 0,5	0,9±0,03	18,7±3	0,02± 0,005
	<i>Hordeum vulgare</i> (окрестности с. Отрадное)					
	зерно	0,44± 0,03	0,08± 0,01	3,2±0,3	21,1±4	0,007± 0,002
	солома	1,76±0,6	0,12± 0,04	1,8±0,2	15,7±3	0,02± 0,005

Дикорастущие растения, произрастающие на серо-бурых почвах (укосы растений в районе г. Балыкчи, с. Сары-Камыш, с. Тамчи, с. Ак-Олён, с. Оттук с. Кызыл-Туу), со средним содержанием свинца 30 мг/кг концентрируют свинец от 2 до 18 мг/кг, в среднем в укосе 9,5 мг/кг. Коэффициент накопления свинца в укосах дикорастущих растений составил 0,32. Содержание свинца в семенах зерновых культур с агроценозов в окрестностях с. Тамчи и с. Кызыл-Туу варьирует в пределах 0,15 - 0,24 мг/кг, в соломе 0,6 – 0,96 мг/кг, при коэффициентах накопления для зерна 0,005 - 0,009, для соломы 0,02-0,038. Дикорастущие растения, произрастающие на светло-бурых почвах (укосы дикорастущих растений в районе с. Кара-Ой, г. Чолпон-Ата, с. Торт-Куль, с.

Тон, с. Каджи-Сай), со средним содержанием свинца 39 мг/кг, концентрируют свинец от 8 до 23 мг/кг, в среднем в укосе 15,2 мг/кг. Коэффициент накопления свинца в укосах дикорастущих растений составил 0,39. Содержание свинца в семенах зерновых культур с агроэкосистем в окрестностях с. Торт-Куль и с. Кара-Ой варьирует в пределах 0,26 - 0,39 мг/кг, в соломе 1,04 - 1,56 мг/кг, при коэффициентах накопления для зерна 0,006 - 0,0085, для соломы 0,026 - 0,034.

Дикорастущие растения, произрастающие на горно-долинных светло-каштановых почвах (укосы дикорастущих растений в районе с. Григорьевка, с. Ананьево, с. Ой-Тал, с. Кабак, с. Тилекмат), со средним содержанием свинца 22 мг/кг, концентрируют свинец от 1 до 12 мг/кг, в среднем в укосе 5,5 мг/кг. Коэффициент накопления свинца в укосах дикорастущих растений составил 0,25. Содержание свинца в зерне зерновых культур с агроценозов с окрестностей с. Ананьево и с. Кабак варьирует в пределах 0,32 - 0,52 мг/кг, в соломе 1,3 - 2,1 мг/кг, при коэффициентах накопления для зерна 0,013 - 0,024, для соломы 0,053 - 0,094.

Дикорастущие растения, произрастающие на горно-долинных каштановых почвах (укосы дикорастущих растений в районе с. Тюп, с. Тогуз-Булак, с. Михайловка, с. Липенка, с. Богатыровка), со средним содержанием свинца 26 мг/кг, концентрируют свинец от 0,5 до 8 мг/кг, в среднем в укосе 4,4 мг/кг. Коэффициент накопления свинца в укосах дикорастущих растений составил 0,17.

Дикорастущие растения, произрастающие на горно-долинных темно-каштановых почвах (укосы дикорастущих растений в районе с. Маман, с. Ак-Суу, с. Каракол, с. Отрадное, с. Ак-Булак) со средним содержанием свинца 22 мг/кг, концентрируют свинец от 1,5 до 5,5 мг/кг, в среднем в укосе 3,4 мг/кг. Коэффициент накопления свинца в укосах дикорастущих растений составил 0,15. Содержание свинца в семенах зерновых культур с агроценозов в окрестностях с. Ак-Суу и с. Отрадное варьирует в пределах 0,38 - 0,44 мг/кг, в соломе 1,52 - 1,76 мг/кг, при коэффициентах накопления для зерна 0,016 - 0,02, для соломы 0,06 - 0,08.

Результаты исследований показали, что укусы дикорастущих растений Прииссыккуля, содержат неодинаковые количества микроэлемента, так в надземных органах его концентрация изменяется от 0,5 до 23 мг/кг, средние значения коэффициентов накопления свинца в укусах дикорастущих растений варьируют в пределах 0,15 – 0,39 [рис.4.43]. Коэффициенты накопления свинца в укусах дикорастущих растений произрастающих на светло-бурых почвах были выше по сравнению с коэффициентами накопления свинца в укусах растений отобранных из других типов почв. Отдельные виды растений, такие как полынь Федченко (*Artemisia fedtschenkoana*) – 18 мг/кг, гармала обыкновенная (*Peganum harmala*) – 23 мг/кг, полынь тьянь-шаньская (*Artemisia tianschanica*) – 14 мг/кг накапливали больше свинца по сравнению с другими видами растений. Выявлена положительная корреляционная зависимость между средним

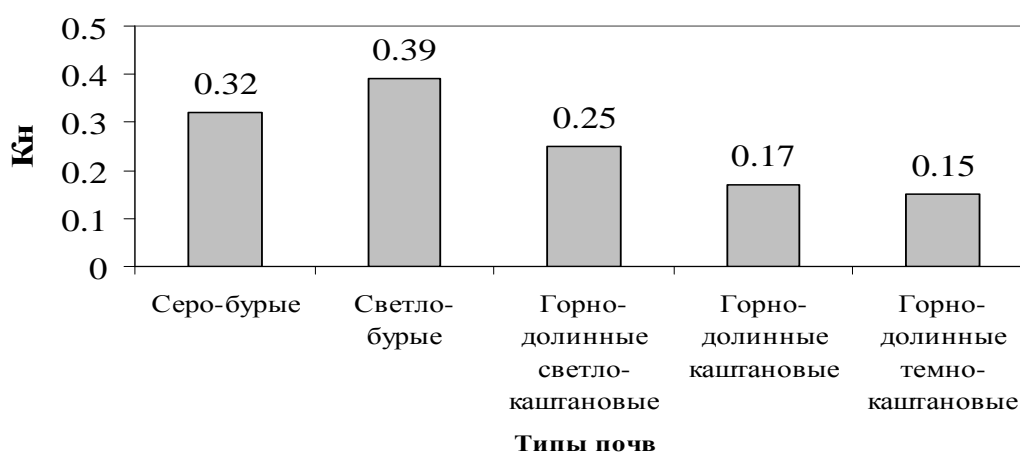


Рис.4.43. Средние значения коэффициентов накопления свинца в укусах дикорастущих растений.

содержанием свинца в почвах и содержанием его в укусах дикорастущих растений ($r=0,96$, $p<0,01$), что свидетельствует о биоконцентрировании элемента растениями. Содержание свинца в зерновых культурах Прииссыккуля в семенах не превышало ПДК – 0,5 мг/кг для зерна злаков. Наблюдается отрицательная корреляционная зависимость между общим содержанием свинца в почвах и накоплением его в семенах ($r=-0,48$, $p>0,05$) и соломе ($r=-0,58$, $p>0,05$). В семенах зерновых культур содержание свинца было

примерно в три-четыре раза ниже, чем в соломе, о чем свидетельствуют коэффициенты накопления элемента [рис.4.44].

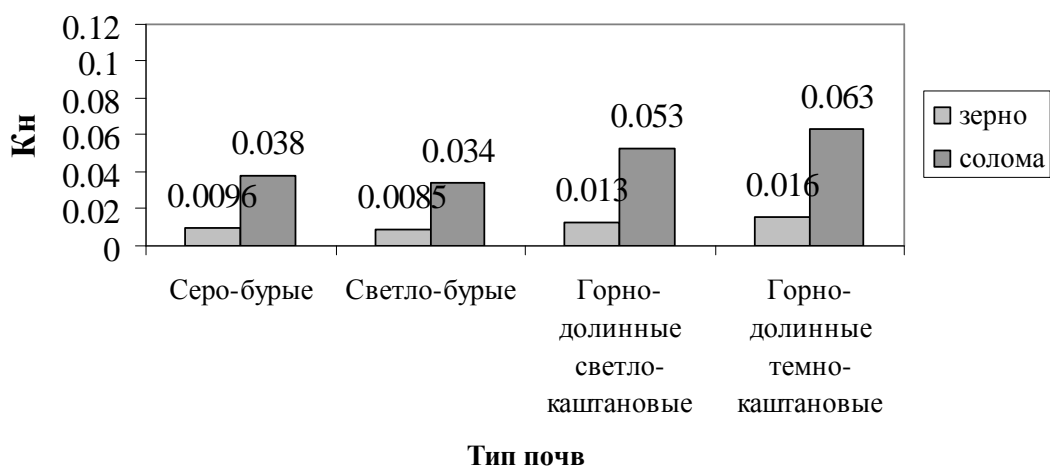


Рис.4.44. Коэффициенты накопления свинца в зерне и соломе озимой пшеницы (*Triticum aestivum*).

Кадмий. Считается, что кадмий не входит в число необходимых для растений элементов, однако он эффективно поглощается корневой системой, листьями и является кумулятивным ядом. Фоновые уровни кадмия в зерне злаков и в различных кормовых растениях по данным для разных стран весьма низки и удивительно сходны. Так среднее значения (на сухую массу) для зерна всех злаков лежат в пределах от 0,013 до 0,22 мг/кг, в травах от 0,07 до 0,27 мг/кг, в бобовых культурах от 0,08 до 0,28 [16, 127, 419]. Средние содержания кадмия в растениях (на золу) составляет 1×10^{-6} % [59].

В наших исследованиях содержание кадмия в укосах дикорастущих растений Прииссыккуля варьирует в пределах 0,06 – 0,26 мг/кг [см. табл. 4.27]. Дикорастущие растения, произрастающие на серо-бурых почвах со средним содержанием кадмия 0,4 мг/кг концентрируют кадмий от 0,06 до 0,4 мг/кг, в среднем в укосе 0,31 мг/кг. Коэффициент накопления свинца в укосах дикорастущих растений составил 0,77. Содержание кадмия в семенах зерновых культур варьирует в пределах 0,06 - 0,08 мг/кг, в соломе 0,14 – 0,15 мг/кг, при коэффициентах накопления для зерна 0,15 - 0,2, для соломы 0,37 - 0,50.

Дикорастущие растения, произрастающие на светло-бурых почвах со средним содержанием кадмия 0,3 мг/кг, концентрируют кадмий от 0,07 до 0,26 мг/кг, в среднем в укосе 0,15 мг/кг. Коэффициент накопления кадмия в укосах дикорастущих растений составил 0,5. Содержание кадмия в зерне зерновых культур варьирует в пределах 0,07-0,10 мг/кг, в соломе 0,12-0,14 мг/кг, при коэффициентах накопления для зерна 0,17-0,33, для соломы 0,3 - 0,46.

Дикорастущие растения, произрастающие на горно-долинных светло-каштановых почвах со средним содержанием кадмия 0,8 мг/кг, концентрируют кадмий от 0,08 до 0,25 мг/кг, в среднем в укосе 0,17 мг/кг. Коэффициент накопления кадмия в укосах дикорастущих растений составил 0,21. Содержание кадмия в семенах зерновых культур варьирует в пределах 0,09-0,11 мг/кг, в соломе 0,14-0,15 мг/кг, при коэффициентах накопления для зерна 0,12-0,14, для соломы 0,17-0,18.

Дикорастущие растения, произрастающие на горно-долинных каштановых почвах со средним содержанием кадмия 0,5 мг/кг, концентрируют кадмий от 0,07 до 0,24 мг/кг, в среднем в укосе 0,12 мг/кг. Коэффициент накопления кадмия в укосах дикорастущих растений составил 0,24.

Дикорастущие растения, произрастающие на горно-долинных темно-каштановых почвах со средним содержанием кадмия 0,6 мг/кг, концентрируют кадмий от 0,08 до 0,14 мг/кг, в среднем в укосе 0,11 мг/кг. Коэффициент накопления кадмия в укосах дикорастущих растений составил 0,18. Содержание кадмия в семенах зерновых культур варьирует в пределах 0,07-0,08 мг/кг, в соломе 0,12-0,13 мг/кг, при коэффициентах накопления для зерна 0,09-0,13, для соломы 0,16-0,22.

Результаты исследований показали, что укосы дикорастущих растений, произрастающих в условиях Прииссыккуля содержат неодинаковые концентрации кадмия, средние значения коэффициентов накопления варьируют в пределах 0,18 – 0,77 [рис.4.45].

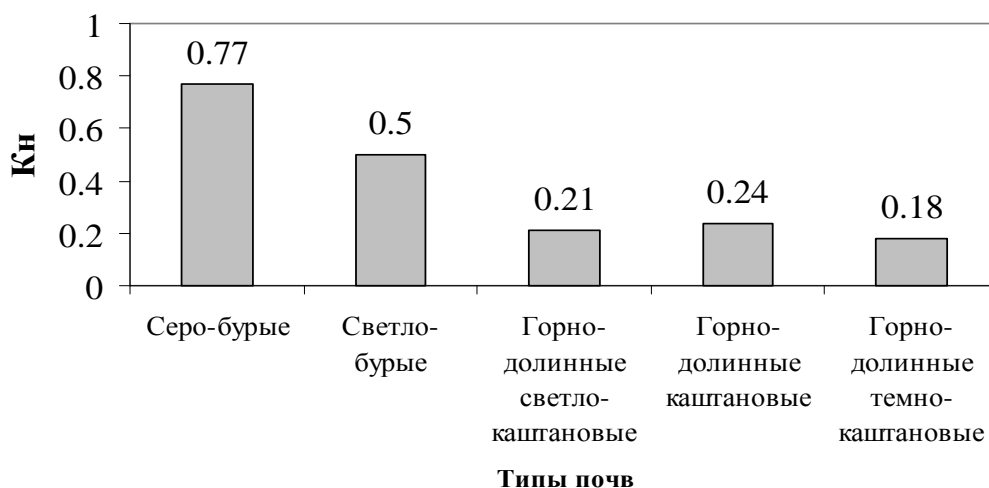


Рис.4.45. Средние значения коэффициентов накопления кадмия в укосах дикорастущих растений.

Коэффициенты накопления кадмия в укосах дикорастущих растений произрастающих на серо-бурых почвах были выше по сравнению с коэффициентами накопления кадмия в укосах растений отобранных из других типов почв. Отдельные виды растений, такие как выюнок трагакантовый (*Convolvulus tragacanthoides*) – 0,26 мг/кг, терескен серый (*Ceratoides papposa*) – 0,33 мг/кг, полынь тянь-шаньская (*Artemisia tianschanica*) – 0,25 мг/кг накапливали больше кадмия по сравнению с другими видами растений. Наблюдается отрицательная корреляционная зависимость между средним содержанием кадмия в почвах и содержанием его в укосах дикорастущих растений ($r=-0,26$, $p>0,05$), что свидетельствует об отсутствии накопления микроэлемента растениями. Содержание кадмия в полыни тянь-шаньской (*Artemisia tianschanica*) произрастающей в окрестностях Курментинского цементного завода варьирует в пределах 3,27 – 4,43 мг/кг, что примерно в 13 – 17 раз выше фоновых уровней.

Содержание кадмия в зерновых культурах Прииссыккуля в семенах находилось в пределах ПДК – 0,1 мг/кг для зерна злаков. Не выявлено достоверной корреляционной зависимости между общим содержанием кадмия в почвах и накоплением его в семенах ($r=0,37$, $p>0,05$) и соломе ($r=0,11$, $p>0,05$).

В семенах зерновых культур содержание кадмия было примерно в два раза ниже, чем в соломе, о чем свидетельствуют коэффициенты накопления микроэлемента [рис.4.46].

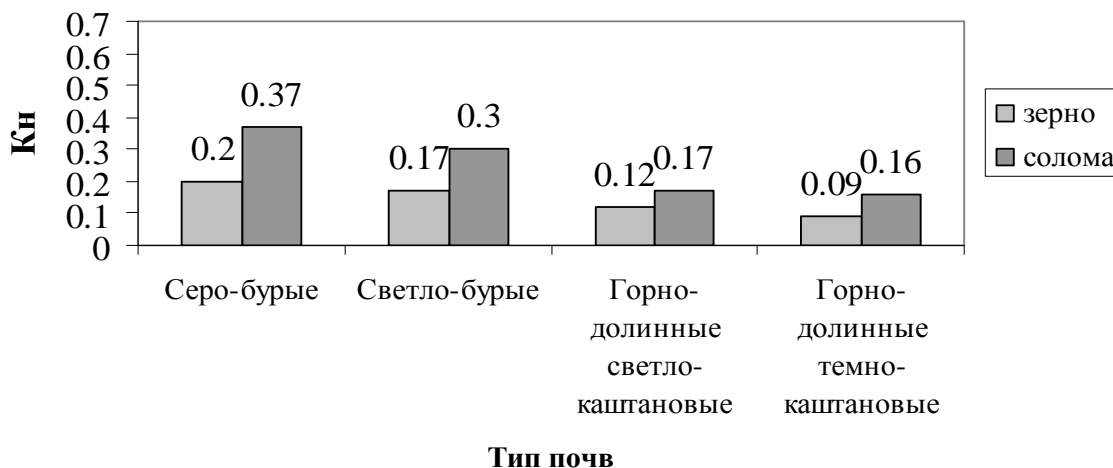


Рис.4.46. Коэффициенты накопления кадмия в зерне и соломе озимой пшеницы (*Triticum aestivum*).

Содержание кадмия в семенах озимой пшеницы (*Triticum aestivum*) выращенной в агроценозах прилегающих к Курментинскому цементному заводу составило 0,56 – 1,53 мг/кг, это примерно в 5 – 15 раз выше фоновых содержаний микроэлемента в семенах зерновых культур из не загрязненных территорий Прииссыккуля. Результаты корреляционного анализа показали достоверную зависимость содержания кадмия в семенах озимой пшеницы (*Triticum aestivum*) от уровня загрязнения почв кадмием ($r=0,94$, $p<0,01$), что свидетельствует о накоплении микроэлемента растениями.

Медь. Благоприятное содержание меди в растениях играет важную роль в их метаболизме, как недостаток элемента, так и его избыток отрицательно сказывается на их общем состоянии. Некоторые виды имеют большую устойчивость к повышенным содержаниям меди и могут аккумулировать экспериментально высокие количества этого элемента в своих тканях. Несмотря на общую толерантность растительных видов, и генотипов к меди, этот элемент все же рассматривается как сильно токсичный. Содержание меди в

растениях из незагрязненных регионов разных стран колеблется от 1 до $n \times 10$ мг/кг сухой массы. В золе разных видов растений меди содержится 5 – 1500 мг/кг. По А.П. Виноградову среднее содержание меди в растениях составляет 2×10^{-2} % (в золе) [59]. У ряда видов произрастающих в широком диапазоне природных условий, концентрация меди в побегах редко превышает 20 мг/кг сухой массы, поэтому такая величина часто рассматривается как граница, отделяющая область избыточных содержаний. Однако в природных и искусственных условиях большинство растительных видов могут аккумулировать гораздо больше меди, особенно в тканях корней. Установлено, что критической для растений считается концентрация в 150 мг/кг [294, 231]. А.М. Мурсалиевым было исследовано содержание меди в некоторых растениях семейства сложноцветных Иссык-Кульской котловины [222]. Результаты показали, что содержание меди в растениях варьировали в широких пределах, так в полынях метельчатой и Ашурбаева – 3,5 мг/кг, полыни санталинолистной – 6 мг/кг, эстрагоне – 5,5 мг/кг, горькой - 5 мг/кг. Наибольшее количество меди были отмечены в полыни поздней – 40 мг/кг и обыкновенной – 12 мг/кг.

В наших исследованиях содержание меди в укосах дикорастущих растений Прииссыккулья варьировало в пределах 2,2 – 19,1 мг/кг [см. табл. 4.27]. Дикорастущие растения, произрастающие на серо-бурых почвах со средним содержанием меди 19 мг/кг, концентрируют медь от 6,7 до 16,3 мг/кг, в среднем в укосе 12,4 мг/кг. Коэффициент накопления меди в укосах дикорастущих растений составил 0,65. Содержание меди в семенах зерновых культур варьировало в пределах 4,5 – 5,6 мг/кг, в соломе 2,6 – 3,6 мг/кг, при коэффициентах накопления для зерна 0,25 - 0,29, для соломы 0,17 - 0,19.

Дикорастущие растения, произрастающие на светло-бурых почвах со средним содержанием меди 18 мг/кг, концентрируют медь от 9,3 до 17 мг/кг, в среднем в укосе 12,9 мг/кг. Коэффициент накопления меди в укосах дикорастущих растений составил 0,72. Содержание меди в семенах зерновых культур варьирует в пределах 6,7 - 7,2 мг/кг, в соломе 3,6 - 3,9 мг/кг, при коэффициентах накопления для зерна 0,25 - 0,40, для соломы 0,17 - 0,22.

Дикорастущие растения, произрастающие на горно-долинных светло-каштановых почвах с содержанием меди 25 мг/кг, концентрируют медь от 3,3 до 11,4 мг/кг, в среднем в укосе 6,5 мг/кг. Коэффициент накопления меди в укосах дикорастущих растений составил 0,26. Содержание меди в семенах зерновых культур варьирует в пределах 3,8 - 4,6 мг/кг, в соломе 2,8 - 3,9 мг/кг, при коэффициентах накопления для зерна 0,15 - 0,19, для соломы 0,12 - 0,16.

Дикорастущие растения, произрастающие на горно-долинных каштановых почвах со средним содержанием меди 20 мг/кг, концентрируют медь от 2,2 до 7,3 мг/кг, в среднем в укосе 4,4 мг/кг. Коэффициент накопления меди в укосах дикорастущих растений составил 0,22.

Дикорастущие растения, произрастающие на горно-долинных темно-каштановых почвах со средним содержанием меди 22 мг/кг, концентрируют медь от 3,6 до 14,2 мг/кг, в среднем в укосе 7,6 мг/кг. Коэффициент накопления меди в укосах дикорастущих растений составил 0,34. Содержание меди в семенах зерновых культур варьировало в пределах 2,5 - 3,2 мг/кг, в соломе 0,9 - 1,8 мг/кг, при коэффициентах накопления для зерна 0,11 - 0,14, для соломы 0,05 - 0,081. Результаты исследований показали, что укосы дикорастущих растений произрастающих в условиях Прииссыккуля, содержат неодинаковые концентрации меди, средние значения коэффициентов накопления варьируют в пределах 0,22 – 0,72 [рис.4.47].

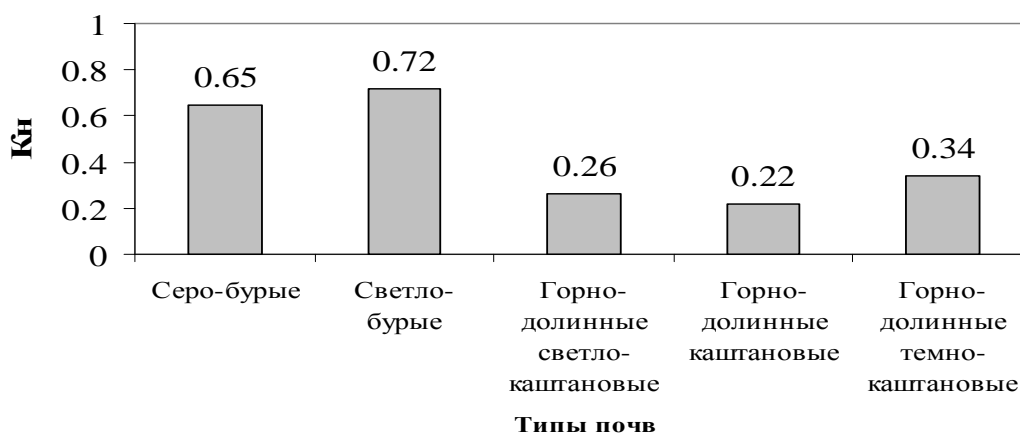


Рис.4.47. Средние значения коэффициентов накопления меди в укосах дикорастущих растений.

Коэффициенты накопления меди в укосах дикорастущих растений произрастающих на светло-бурых почвах были выше по сравнению с коэффициентами накопления меди в укосах растений отобранных из других типов почв. Однако наблюдается отрицательная корреляционная зависимость между средним содержанием меди в почвах и содержанием микроэлемента в укосах дикорастущих растений ($r=-0,64$, $p>0,05$), что свидетельствует об отсутствии накопления микроэлемента растениями.

Содержание меди в зерновых культурах Прииссыккулья составило для зерна 2,5 – 6,7 мг/кг, что не превышает ПДК – 10 мг/кг. Значения коэффициентов накопления в семенах варьирует в пределах 0,14 – 0,40. Для вегетативной части растений 0,9 - 3,9 мг/кг (Кн 0,081 – 0,22) [рис. 4.48]. Не выявлено достоверной корреляционной зависимости между общим содержанием меди в почвах и накоплением его в семенах ($r=-0,97$, $p>0,05$) и соломе ($r=-0,87$, $p>0,05$), что свидетельствует об отсутствии накопления микроэлемента зерновыми культурами.

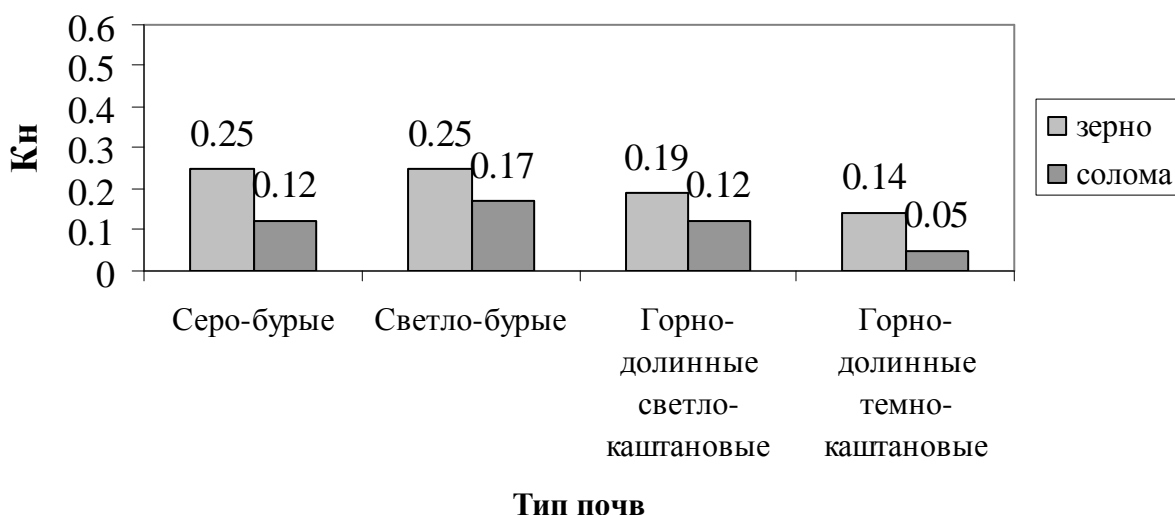


Рис.4.48. Коэффициенты накопления меди в зерне и соломе озимой пшеницы (*Triticum aestivum*).

Мы полагаем, что более высокие концентрации накопления меди в семенах зерновых культур, вероятно, обусловлены тем, что данный микроэлемент

вероятно способен связываться с белковыми фракциями, и имеет тенденцию к накоплению в репродуктивных органах растений.

Цинк. Считается, что содержание цинка в растениях заметно изменяется под влиянием различий в генотипах и факторах, действующих в различных экосистемах. Однако содержание цинка в некоторых пищевых растениях: зерне злаков и кормовых травах из разных стран мира не сильно различаются. Так, например, содержание цинка в семенах пшеницы колеблется от 22 до 33 мг/кг сухой массы, рожь содержит несколько меньше, а ячмень несколько больше, чем пшеница. Фоновое содержание цинка в травах и клевере по всему миру также относительно постоянны. Среднее содержание цинка в травах лежит в пределах 12 – 47 мг/кг, а в клевере 24 – 45 мг/кг сухой массы. Так как цинк является сравнительно малотоксичным тяжелым металлом, его ПДК для растений определена в интервале от 150 до 200 мг/кг сухого вещества. Критической считается концентрация 300 мг/кг. ПДК для зерна злаков составляет 50 мг/кг. Содержание цинка при его дефиците оценивается в 10 – 20 мг/кг сухой массы, однако эти величины могут заметно изменяться, потому что дефицит цинка отражает как потребности каждого генотипа, так и эффекты взаимодействия цинка с другими элементами в тканях растений [129].

В наших исследованиях содержание цинка в укосах дикорастущих растений Прииссыккулья варьировало в пределах 24 – 66 мг/кг [см. табл. 4.27]. Дикорастущие растения, произрастающие на серо-бурых почвах со средним содержанием цинка 62 мг/кг концентрируют цинк от 33 до 59 мг/кг, в среднем в укосе 44 мг/кг. Коэффициент накопления цинка в укосах дикорастущих растений составил 0,71. Содержание цинка в семенах зерновых культур варьирует в пределах 34 – 44 мг/кг, в соломе 56 – 63 мг/кг, при коэффициентах накопления для зерна 0,38 - 0,71, для соломы 0,27 - 1,0.

Дикорастущие растения, произрастающие на светло-бурых почвах со средним содержанием цинка 55 мг/кг, концентрируют цинк от 32 до 54 мг/кг, в среднем в укосе 42,4 мг/кг. Коэффициент накопления цинка в укосах дикорастущих растений составил 0,77. Содержание цинка в семенах зерновых

культур варьирует в пределах 32 - 38 мг/кг, в соломе 46 - 52 мг/кг, при коэффициентах накопления для зерна 0,27 - 0,69, для соломы 0,22 - 0,94.

Дикорастущие растения, произрастающие на горно-долинных светло-каштановых почвах со средним содержанием цинка 71 мг/кг, концентрируют цинк от 32 до 66 мг/кг, в среднем в укосе 46,4 мг/кг. Коэффициент накопления цинка в укосах дикорастущих растений составил 0,65. Содержание цинка в семенах зерновых культур варьирует в пределах 30 - 36 мг/кг, в соломе 42 - 54 мг/кг, при коэффициентах накопления для зерна 0,24 - 0,51, для соломы 0,17 - 0,76.

Дикорастущие растения, произрастающие на горно-долинных каштановых почвах со средним содержанием цинка 64 мг/кг, концентрируют цинк от 24 до 56 мг/кг, в среднем в укосе 36,8 мг/кг. Коэффициент накопления цинка в укосах дикорастущих растений составил 0,57.

Дикорастущие растения, произрастающие на горно-долинных темно-каштановых почвах со средним содержанием цинка 74 мг/кг, концентрируют цинк от 28 до 52 мг/кг, в среднем в укосе 41 мг/кг. Коэффициент накопления цинка в укосах дикорастущих растений составил 0,55. Содержание цинка в семенах зерновых культур варьирует в пределах 42 - 45 мг/кг, в соломе 60 - 65 мг/кг, при коэффициентах накопления для зерна 0,29 - 0,61, для соломы 0,23 - 0,88.

Результаты исследований показали, что укосы дикорастущих растений произрастающих в условиях Прииссыккуля, содержат неодинаковые концентрации цинка, средние значения коэффициентов накопления варьируют в пределах 0,55 – 0,77 [рис.4.49].

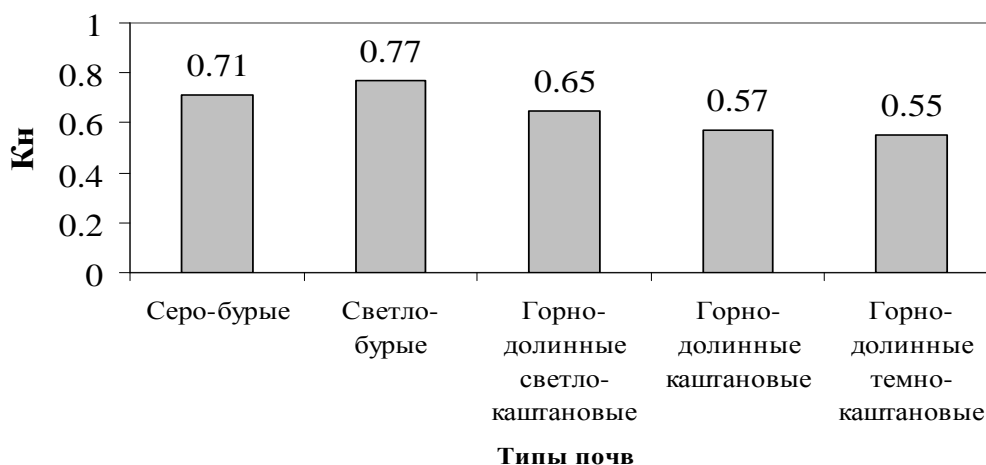


Рис.4.49. Средние значения коэффициентов накопления цинка в укосах дикорастущих растений.

Коэффициенты накопления цинка в укосах дикорастущих растений произрастающих на светло-бурых почвах были выше по сравнению с коэффициентами накопления цинка в укосах растений отобранных из других типов почв. Наблюдается не достоверная корреляционная зависимость между средним содержанием цинка в почвах и содержанием микроэлемента в укосах дикорастущих растений ($r=0,11$, $p>0,05$), что свидетельствует об отсутствии накопления микроэлемента растениями.

Содержание цинка в зерновых культурах Прииссыкулья составило для зерна 18 - 26 мг/кг, что не превышает ПДК – 50 мг/кг. Значения коэффициентов накопления в семенах варьирует в пределах 0,24 – 0,42. Для вегетативной части растений 14,2 – 18,7 мг/кг (Кн 0,17– 0,30), не выявлено достоверной корреляционной зависимости между общим содержанием цинка в почвах и накоплением его в семенах ($r=0,29$, $p>0,05$) и соломе ($r=-0,059$, $p>0,05$), что свидетельствует об отсутствии накопления микроэлемента зерновыми культурами. Цинк, как и медь в большинстве случаев накапливался в семенах, о чем свидетельствуют его коэффициенты накопления [рис. 4.50].

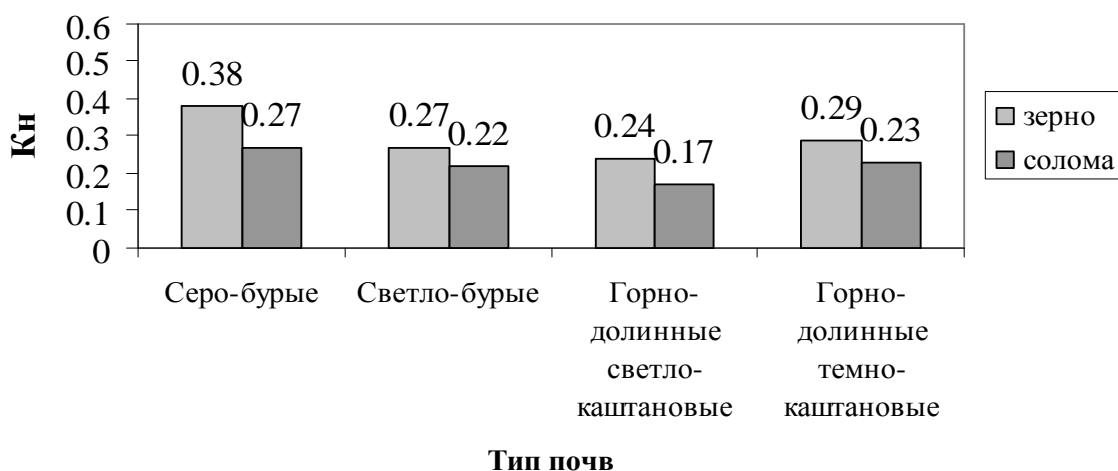


Рис. 4.50. Коэффициенты накопления цинка в зерне и соломе озимой пшеницы (*Triticum aestivum*).

Железо. Способность различных растений к поглощению железа различна и существенно зависит от почвенных и климатических условий, а также от фазы роста и развития растений. Отдельные не злаковые травы, в том числе бобовые растения, способны накапливать больше железа, нежели злаковые виды. Однако при высоких содержаниях легкорастворимых форм железа все растения могут потреблять очень большие его количества.

Природное содержание железа в кормовых растениях изменяется от 18 до примерно 1000 мг/кг сухой массы. В золе различных растений содержание железа изменяется в пределах 220 – 1200 мг/кг. Зерна различных хлебных злаков не различаются заметно по содержанию железа. Типичное содержание в них изменяется от 25 до примерно 80 мг/кг сухой массы при среднем расчете 48 мг/кг на сухую массу [235, 383, 384, 385]. По А.П. Виноградову среднее содержание железа в золе растений составляет 1,0 % [59]. В условиях Иссык-Кульской котловины различные виды растений накапливают железо неодинаково. Так в среднем содержание железа в пиретруме заилийском составило – 0,022 %, больше всего железа обнаружено у полыни санталинолистной – до 0,03 %, минимальное количество – у козлородника головчатого – 0,0044 % [222].

В наших исследованиях содержание железа в укосах дикорастущих растений Прииссыккуля варьирует в пределах 0,005 – 0,04 % [см. табл. 4.27]. Дикорастущие растения, произрастающие на серо-бурых почвах со средним содержанием железа 2,5 % концентрируют железо от 0,005 до 0,04 %, в среднем в укосе 0,019 %. Коэффициент накопления железа в укосах дикорастущих растений составил 0,0076. Содержание железа в семенах зерновых культур составило 0,005 %, в соломе 0,01 %, при коэффициентах накопления для зерна 0,002, для соломы 0,004.

Дикорастущие растения, произрастающие на светло-бурых почвах со средним содержанием железа 2,9 %, концентрируют железо от 0,01 до 0,03 %, в среднем в укосе 0,02 %. Коэффициент накопления железа в укосах дикорастущих растений составил 0,0069. Содержание железа в семенах зерновых культур составило 0,005 %, в соломе 0,01 %, при коэффициентах накопления для зерна 0,0016, для соломы 0,0032.

Дикорастущие растения, произрастающие на горно-долинных светло-каштановых почвах со средним содержанием железа 3,8 %, концентрируют железо от 0,005 до 0,03 %, в среднем в укосе 0,012 %. Коэффициент накопления железа в укосах дикорастущих растений составил 0,0053. Содержание железа в семенах зерновых культур составило 0,006 %, в соломе 0,02 %, при коэффициентах накопления для зерна 0,0016, для соломы 0,0052.

Дикорастущие растения, произрастающие на горно-долинных каштановых почвах со средним содержанием железа 3,3 %, концентрируют железо от 0,005 до 0,03 %, в среднем в укосе 0,012 %. Коэффициент накопления железа в укосах дикорастущих растений составил 0,0036.

Дикорастущие растения, произрастающие на горно-долинных темно-каштановых почвах со средним содержанием железа 3,7 %, концентрируют железо от 0,007 до 0,01 %, в среднем в укосе 0,008 %. Коэффициент накопления железа в укосах дикорастущих растений составил 0,0022. Содержание железа в семенах зерновых культур составило 0,008 %, в соломе 0,02 %, при коэффициентах накопления для зерна 0,0025, для соломы 0,0062.

Результаты исследований показали, что укусы дикорастущих растений, произрастающих в условиях Прииссыккуля, содержат неодинаковые концентрации железа, средние значения коэффициентов накопления варьируют в пределах 0,0022 до 0,0076 [рис.4.51].

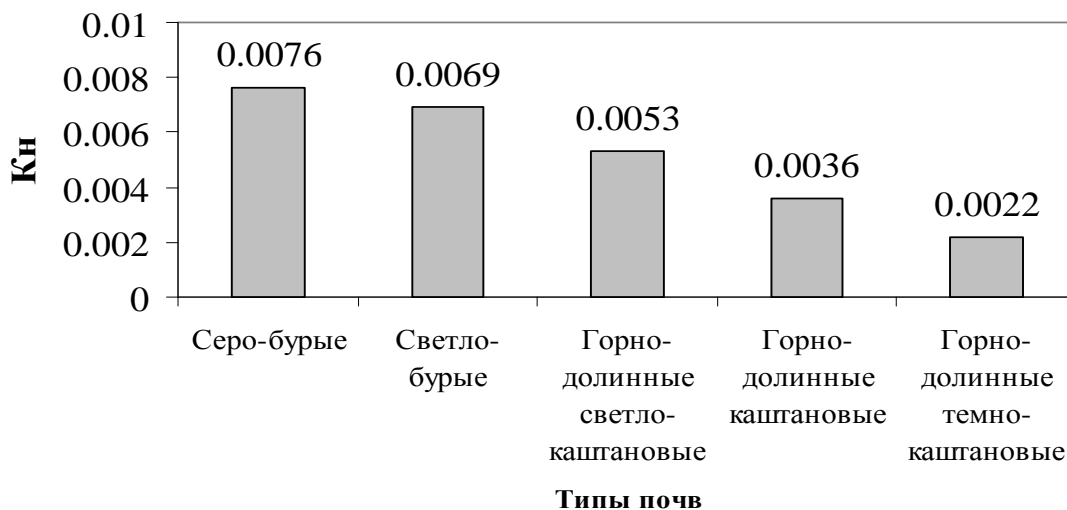


Рис.4.51. Средние значения коэффициентов накопления железа в укусах дикорастущих растений.

Коэффициенты накопления железа в укусах дикорастущих растений произрастающих на серо-бурых почвах были выше по сравнению с коэффициентами накопления железа в укусах растений отобранных из других типов почв. Наблюдается отрицательная корреляционная зависимость между средним содержанием железа в почвах и содержанием микроэлемента в укусах дикорастущих растений ($r=-0,44$, $p>0,05$), что свидетельствует об отсутствии накопления микроэлемента растениями.

Содержание железа в зерновых культурах Прииссыккуля составляет для зерна 0,005-0,008 %. Значения коэффициентов накопления в семенах варьирует в пределах 0,0016-0,0025. Для вегетативной части растений 0,01-0,02 % (K_n 0,0032 – 0,0062) [рис. 4.51]. Не выявлено достоверной корреляционной зависимости между общим содержанием меди в почвах и накоплением его в семенах ($r=0,12$, $p>0,05$) и соломе ($r=0,22$, $p>0,05$), что свидетельствует об отсутствии накопления микроэлемента зерновыми культурами. Железо, как и

другие микроэлементы в большинстве случаев накапливался в вегетативной части растений по сравнению с семенами, о чем свидетельствуют его коэффициенты накопления [рис. 4.52].

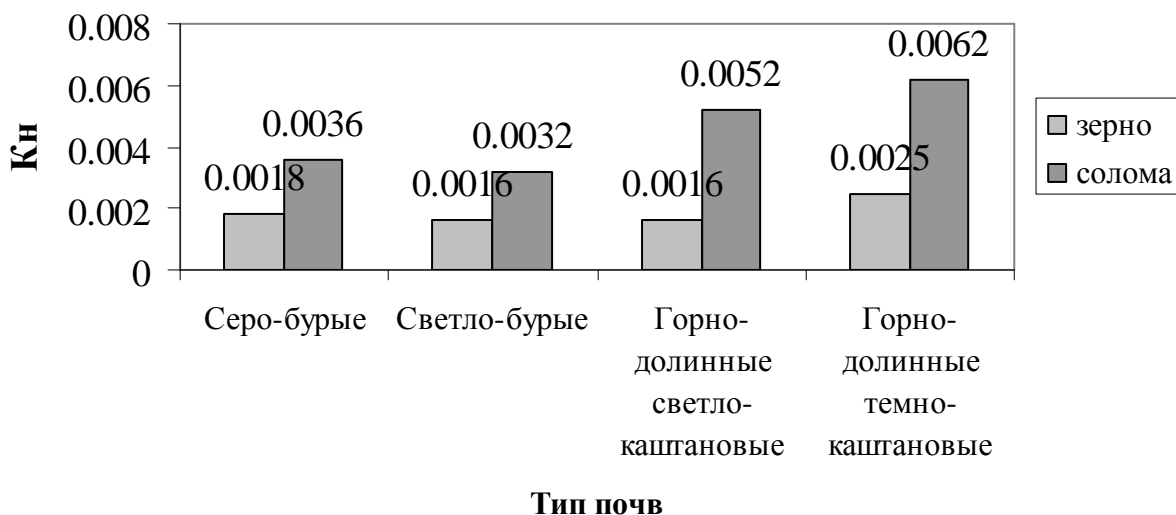


Рис. 4.52. Коэффициенты накопления железа в зерне и соломе озимой пшеницы (*Triticum aestivum*).

Несмотря на средний уровень содержания железа в почвах региона, низкие коэффициенты накопления железа в надземных частях растений, вероятно, обусловлены тем, что большая часть микроэлемента находится в почве в недоступных для растений формах.

В связи с тем, что в радиационно-загрязненных районах ионизирующие излучения могут действовать на живые организмы в сочетании с другими химическими элементами, нами были проведены исследования по определению тяжелых металлов в укусах дикорастущих растений техногенно уранового участка «Каджи-Сай» представленные различными видами полыни (*Artemisia*), представители бобовых (*Salicaceae*) – астрагалы (*Astragalus*) и донник (*Melilotus*), злаковые (*Poaceae*) – костер кровельный (*Bromus tectorum*), парнолистниковых (*Zygophyllaceae Lindl*) – гармала обыкновенная (*Peganum harmala*) и др. [табл. 4.30].

Таблица 4.30 - Содержание тяжелых металлов (Pb, Cd, Cu, Zn, Fe) в укосах дикорастущих растениях техногенно уранового участка «Каджи-Сай»

Место отбора	Pb	Cd	Cu	Zn	Fe
	мг/кг	мг/кг	мг/кг	мг/кг	%
зона золотвала	52±12	0,5±0,1	22±8	68±12	0,01± 0,002
зона пром.площадки	64±14	0,8±0,2	27±9	85±14	0,02± 0,003
зона хвостохранилищ	80±15	0,7±0,1	30±10	74±11	0,01± 0,002
в среднем	65±14	0,6±0,13	26±9	76±12	0,01± 0,002

Результаты исследований показали, что дикорастущие растения произрастающие в условиях техногенно уранового участка «Каджи-Сай» способны накапливать тяжелые металлы, в сравнении с дикорастущими растениями произрастающие на других территориях Прииссыккуля не подверженных техногенной нагрузке, в частности, по свинцу 4-19 раз, по кадмию 2-5 раз, по меди 2-6 раз, по цинку 1,5-2 раз. То есть, наряду с радиоактивными элементами, тяжелые металлы также способны накапливаться в надземных частях дикорастущих растений [146, 153, 156].

4.7.4. Уровни накопления тяжелых металлов мелкими мышевидными грызунами

Многочисленными авторами показано, что повышенное содержание токсичных элементов во внешней среде, и прежде всего в растительности, неизбежно ведет к повышенным концентрациям этих элементов в организмах млекопитающих – фитофагов. Их постоянное поступление приводит к таким биологическим последствиям, как кумуляция, возможность мутагенного,

канцерогенного, тератогенного, эмбрио- и гонадотоксичного действия. Живой организм реагирует на эмиссии путем аккумуляции значительных количеств загрязнителя изменениями в метаболических процессах. Как правило, высокие их концентрации вызывают хронические повреждения и другие микроэнтозы [178, 212, 235, 108, 83]. Установлены различные коэффициенты накопления тяжелых металлов в организме животных (отношение содержания тяжелого металла в организмах к содержанию его в кормовых травах), показывающие различный характер адаптации животных к геохимическим условиям среды обитания. У животных в районах с повышенным содержанием тяжелых металлов в среде коэффициент накопления меньше 1; у животных в районах с нормальным их содержанием – равен 1 или превышает ее [178]. В наших исследованиях мышевидные грызуны преимущественно были отловлены в районах, прилегающих к агроценозам с посевами зерновых культур, вероятно доминирующим компонентом в рационах питания зверьков были именно они, в связи с этим коэффициент накопления рассчитывался как отношение содержания тяжелого металла в организмах животных на содержание его в семенах и вегетативной части зерновых культур.

Свинец является ведущим токсическим элементом способным депонироваться главным образом в скелете животных различных групп. Так, например, содержание свинца в скелете полёвок из Южного Урала варьировало в пределах 2,15 – 5,55 мг/кг [37]. Уровни накопления свинца в других органах на порядок ниже, так, например лесная мышь в костях способна концентрировать свинец от 11,5 до 672 мг/кг, а в почках от 12,7 до 65,2 мг/кг и в печени от 6,63 до 12,1 мг/кг. Аналогичные результаты были получены при анализе образцов органов других видов мышевидных грызунов [259]. Содержание свинца на общую массу тела в европейских рыжих полевках, обитающих в природных экосистемах Приокско-Террасного заповедника составило 3,4 – 10,2 мг/кг, при среднем значении 7,0 мг/кг [288].

Наши исследования по определению содержаний свинца в почвах, дикорастущих растениях и зерновых культурах Прииссыккулья показали, что

содержание микроэлемента в основном находится в пределах естественных фоновых значений. Обитая в данных условиях, мышевидные грызуны также накапливали относительно невысокие концентрации металла на общую массу тела [табл. 4.31].

Таблица 4.31 - Содержание тяжелых металлов в общей массе тела мышевидных грызунов Прииссыккулья

Вид животного	Место вылова	Pb мг/кг	Cd мг/кг	Cu мг/кг	Zn мг/кг
<i>Apodemus sylvaticus</i>	окрестности с. Ак-Булак	7,2±0,8	0,22±0,07	4,5±0,5	43±3,5
<i>Microtus arvalis</i>	агроэкосистемы вблизи Курментинского цементного завода	8,7±1,0	0,35±0,09	5,6±0,6	42±3,8
<i>Microtus arvalis</i>	агроэкосистемы в районе с. Тамчи	6,5±0,7	0,25±0,06	8,2±0,8	26±2,4
<i>Cricetulus migratorius</i>	окрестности с. Торт-Куль	5,8±0,6	0,20±0,05	7,6±0,8	34±3,3
<i>Mus musculus</i>	дома в окрестностях техногенного участка «Каджи-Сай»	4,3±0,4	0,10±0,03	10,2±0,1	38±4,1
<i>Mus musculus</i>	дома с. Тон	5,7±0,6	0,14±0,05	8,4±0,8	24±2,5
<i>Meriones tamariscinus</i>	хвостохранилища техногенного участка «Каджи-Сай»	1,7±0,2	0,28±0,08	10,4±0,1	44±3,9

В частности лесные мыши (*Apodemus sylvaticus*), отловленные в агроэкосистемах с посевами пшеницы в окрестностях с. Ак-Булак накапливают свинец в концентрации 7,2 мг/кг, коэффициент накопления свинца (Кн) составил 9,6. Содержание свинца в полевках обыкновенных (*Microtus arvalis*)

обитающие в окрестностях с. Тамчи составляет 6,5 мг/кг (Кн-5,4), а полевки обыкновенные (*Microtus arvalis*) отловленные в окрестностях Курментинского цементного завода накапливают свинец в концентрации 8,7 мг/кг (Кн-11,4). Серые хомячки (*Cricetulus migratorius*), обитающие в окрестностях с. Торт-Куль накапливают свинец в концентрации 5,8 мг/кг (Кн-2,9). Содержание свинца в домашних мышах (*Mus musculus*), отловленных в жилых домах и хоз. постройках с. Тон составило 5,7 мг/кг, а в жилых домах, прилегающих к техногенной зоне «Каджи-Сай» 4,3 мг/кг.

Несмотря на повышенные концентрации свинца в поверхностном слое грунта и в дикорастущей растительности с территории хвостохранилищ техногенной урановой провинции «Каджи-Сай» у песчанок тamarисковых (*Meriones tamariscinus*) обитающих в данных условиях обнаруживались низкие концентрации металла – 1,7 мг/кг, однако коэффициент накопления составил 0,026 (отношение содержания свинца в организме животного к содержанию его в укусах дикорастущих растений). Вероятно в условиях повышенных концентраций свинца в среде обитания, в организме зверьков срабатывает физиологический механизм ограничивающий интенсивность включения данного микроэлемента в биогенные циклы в системе «почва – растения – животные». Исследования по уровням накопления свинца в отдельных органах песчанки тamarисковой (*Meriones tamariscinus*) показали наличие следующих концентраций: в легких – 1,42 мг/кг, в печени – 1,59 мг/кг, в почках – 9,45 мг/кг, в костях – 4,27 мг/кг, в мышцах – 1,17 мг/кг, в сердце – 0,85 мг/кг. Как видно из данных, уровни накопления свинца в отдельных органах животных примерно одинаковы, за исключением почек и костей. Повышенные концентрации свинца в почках, очевидно, свидетельствуют о выведении избыточных концентраций металла из организма, а в костях о его частичном депонировании. Все это вероятно может быть объяснено наличием систем элиминации, активизирующихся при избыточном поступлении соединений свинца в организм животного.

Кадмий, не являясь элементом, необходимым для нормальной жизнедеятельности животных, почти в течение 150 лет не привлекал внимания биологов. Развитие промышленности востребовало этот рассеянный микроэлемент, что привело к заметному увеличению его концентраций в биосфере. Первое определение кадмия в живых организмах осуществил Д.П. Малюга. По его данным среднее содержание кадмия в живом веществе составило 0,15 мг/кг. Уровни накопления кадмия мышевидными грызунами из природных популяций на фоновых территориях в среднем составляют для лесной мыши – 0,27 мг/кг, для рыжей полевки – 0,13 мг/кг [265]. Накопление кадмия в отдельных органах рыжей полевки в печени составило 0,05 мг/кг, в почках – 0,39 мг/кг, в селезенке – 1,57 мг/кг. Для лесной мыши в печени – 0,10 мг/кг, в почках – 0,38 мг/кг, в селезенке – 0,95 мг/кг [178].

Наши исследования показали, что в целом для территории Прииссыккуля содержание кадмия в почвах, дикорастущих видах растений и зерновых культурах не превышает фоновых значений и ПДК. Повышенные концентрации металла выявлены только в почвах и семенах озимой пшеницы с агроценозов прилегающих к Курментинскому цементному заводу и в отдельных видах дикорастущих растений произрастающих на территории хвостохранилищ техногенного уранового участка «Каджи-Сай». Содержание кадмия в среде обитания, безусловно, отражается на уровнях накопления микроэлемента мышевидными грызунами. Так, полевки обыкновенные (*Microtus arvalis*), отловленные в окрестностях с. Тамчи содержали кадмий в концентрации 0,25 мг/кг (Кн-1,1), а полевки обыкновенные (*Microtus arvalis*), отловленные в агроценозах прилегающих к Курментинскому цементному заводу накапливали микроэлемент в 1,4 раза больше – 0,35 мг/кг (Кн-0,15). Уровни накопления кадмия серыми хомячками (*Cricetulus migratorius*) с агроэкосистем в районе с. Торт-Куль и лесных мышей (*Apodemus sylvaticus*), отловленных в окрестностях с. Ак-Булак были практически одинаковыми 0,20 мг/кг (Кн-1) и 0,22 мг/кг (Кн-1,1) соответственно. Содержание кадмия в домовых мышах (*Mus musculus*), отловленных в жилых домах и хоз. постройках в окрестностях техногенно

уранового участка «Каджи-Сай» составило 0,14 мг/кг, что в 1,4 раз больше, чем содержание кадмия в домовых мышах с села Тон – 0,10 мг/кг. Более высокие концентрации кадмия на общую массу тела обнаруживались также в популяции зверьков песчанки тамарисковой (*Meriones tamariscinus*) обитающих на территории хвостохранилища техногенно уранового участка «Каджи-Сай» – 0,28 мг/кг (Кн-0,46) [см. табл. 4.30]. В её отдельных органах повышенные концентрации кадмия обнаруживались в печени – 0,55 мг/кг, более низкие в легких – 0,05 мг/кг, мышцах – 0,08 мг/кг, сердце – 0,12 мг/кг, почках – 0,15 мг/кг и в костях – 0,22 мг/кг.

По А.П. Виноградову, содержание **меди** в живом веществе составляет 2×10^{-4} % [58]. Содержание меди в наземных животных варьирует в пределах 5 – 30 мг/кг [108]. В зависимости от условий обитания различные виды мышевидных грызунов способны накапливать данный микроэлемент в широком диапазоне концентраций, так например, в полевке обыкновенной может содержаться 3,6 – 10,4 мг/кг, а домовая мышь способна накапливать данный микроэлемент до 40,5 мг/кг [258]. Накопление меди в органах мышевидных грызунов из природных популяций, обитающих на фоновых территориях составляет в среднем для полевки обыкновенной в печени – 5,28 мг/кг, в почках – 2,42 мг/кг, селезенке – 3,32 мг/кг; для лесной мыши в печени – 2,98 мг/кг, в почках – 3,35 [174].

Концентрация меди в пище один из основных факторов, определяющих концентрацию данного микроэлемента в теле животных. Повышенные концентрации меди в теле соответствуют повышению концентрации меди в пище или субстрате. Так, например, у красно-серой полевки, обитающей в техногенных зонах содержание меди в почках может возрастает до 25,0 мг/кг, в селезенке до 18,0 мг/кг, в генеративных органах до 16 мг/кг [37]. Европейская рыжая полевка, обитающая в сельхозугодиях подверженных техногенному воздействию металлургического комбината способна накапливать медь до 45,1 мг/кг на общую массу тела [288].

Наши исследования по определению меди в почвах, дикорастущих растениях и зерновых культурах Прииссыккулья показали, что содержание микроэлемента в основном находится в пределах естественных фоновых значений, незначительное превышение ПДК выявлено в грунте хвостохранилища техногенно уранового участка «Каджи-Сай». Обитая в данных условиях, мышевидные грызуны содержали в общей массе тела не высокие концентрации металла. Так, например, полевки обыкновенные (*Microtus arvalis*), с агроэкосистем в окрестностях с. Тамчи и вблизи Курментинского цементного завода накапливают медь в концентрациях 8,2 мг/кг (Кн-1,0) и 5,6 мг/кг (Кн-0,52) соответственно. В популяциях серого хомячка (*Cricetulus migratorius*) с агроэкосистем в окрестностях с. Торт-Куль и лесных мышей (*Apodemus sylvaticus*) отловленных в районе с. Ак-Булак уровни накопления меди составили 7,6 мг/кг (Кн-1,1) и 4,5 (Кн-1,32) мг/кг соответственно. Содержание меди в домовых мышях (*Mus musculus*), отловленных в жилых домах и хоз. постройках с. Тон составило 8,4 мг/кг, а из домов с окрестностей техногенно уранового участка «Каджи-Сай» в 1,2 раз больше - 10,2 мг/кг.

В популяции зверьков песчанки тамарисковой (*Meriones tamariscinus*) обитающей на территории хвостохранилищ техногенно уранового участка «Каджи-Сай» содержание меди составило 12,4 мг/кг (Кн-0,47) [см. табл. 4.27]. В отдельных её органах содержание микроэлемента было следующим: в легких – 2,5 мг/кг, в мышцах – 6,8 мг/кг, в печени – 12,0 мг/кг, в сердце – 10,0 мг/кг, в почках – 7 мг/кг, в костях – 8 мг/кг. Как видно из данных наибольшие концентрации меди обнаруживались в печени животных.

По А.П. Виноградову содержание **цинка** в живом веществе составляет 5×10^{-4} % [60]. В органах и тканях наземных животных уровень металла обычно составляет 30 – 100 мг/кг сухого вещества [107]. Накопление цинка в органах мелких млекопитающих из природных популяций на фоновых территориях для рыжей полёвки в печени составляет 20,2 мг/кг, в почках – 18,3 мг/кг, в селезенке – 25,5 мг/кг; для лесной мыши в печени – 25,5 мг/кг, в почках – 13,1

мг/кг, в селезенке – 24,2 мг/кг [178]. Уровни содержания цинка в полёвке обыкновенной на общую массу тела могут варьировать в пределах 29,4 – 81,6 мг/кг, у лесной мыши 35,8 – 114,6 мг/кг, в доменной мыши до 227 мг/кг [265].

Многочисленными авторами показано, что повышенное содержание цинка как и других тяжелых металлов во внешней среде, и прежде всего в растительности, неизбежно ведет к повышенным концентрациям этого элемента в организме млекопитающих-фитофагов [230, 37, 288].

Наши исследования показали, что в целом для территории Прииссыккуля содержание цинка в почвах, в дикорастущих растений и зерновых культурах не превышает установленных фоновых значений и ПДК. Обитая в данных условиях, мышевидные грызуны содержали в общей массе тела сравнительно не высокие концентрации металла. Так, например, лесные мыши (*Apodemus sylvaticus*), с агроэкосистем в окрестностях с. Ак-Булак содержали цинк в концентрации 43 мг/кг (Кн-1,0). Полевки обыкновенные (*Microtus arvalis*) с агроэкосистем в районе с. Тамчи накапливали цинк в концентрации 38 мг/кг (Кн-1,0), а вблизи Курментинского цементного завода в 1,4 раз больше - 52 мг/кг (Кн-1,1). Содержание цинка у серых хомячков (*Cricetulus migratorius*) обитающих в районе с. Торт-Куль составило 34 мг/кг (Кн-1,0). Содержание цинка у домовых мышей (*Mus musculus*), отловленных в жилых домах и хоз. постройках с. Тон составило 24 мг/кг, а в домовых мышях, из домов с окрестностей техногенно уранового участка «Каджи-Сай» в 1,6 раз больше - 38 мг/кг.

Песчанки тamarисковые (*Meriones tamariscinus*) обитающие на территории хвостохранилищ техногенно уранового участка «Каджи-Сай» накапливали цинк в концентрации 44 мг/кг (Кн-0,58) [см. табл. 4.30]. Анализ отдельных её органов выявил следующие концентрации металла: в легких – 18 мг/кг, в мышцах – 34 мг/кг, в печени – 56 мг/кг, в сердце – 48 мг/кг, в почках – 33 мг/кг, в костях – 74 мг/кг. Как видно из данных наибольшие концентрации микроэлемента обнаруживаются в костях животных. Известно, что скорость и величина включения цинка в костную ткань выше, по сравнению с другими

микроэлементами, в ней содержится до 20 % всего цинка, присутствующего в организме [108].

Таким образом, проведенные нами исследования показали, что уровни накопления тяжелых металлов мелкими мышевидными грызунами обитающих в условиях природно-техногенных экосистем Прииссыккулья находятся в пределах фоновых значений. Однако, полевки обыкновенные (*Microtus arvalis*) обитающие в агроэкосистемах прилегающих к Курментинскому цементному заводу накапливают кадмий (Кн-0,15) и медь (Кн-0,52). Домовые мыши (*Mus musculus*) отловленные в домах и хоз. постройках с окрестностей техногенно уранового участка «Каджи-Сай» накапливают кадмий в 1,4 раз, медь в 1,2 раз и цинк в 1,6 раз больше, чем домовые мыши с домов с. Тон. Также песчанки тамарисковые (*Meriones tamariscinus*) отловленные с территории хвостохранилищ техногенно уранового участка «Каджи-Сай» накапливают свинец (Кн-0,026), кадмий (Кн-0,46), медь (Кн-0,47), цинк (0,58). Анализ отдельных органов песчанок показал, что свинец преимущественно накапливается в почках и костях, кадмий и медь в печени, цинк в костях. В целом следует отметить, что на содержание тяжелых металлов в общей массе тела мелких мышевидных грызунов оказывает влияние не только уровень загрязнения окружающей природной среды, но и различие их видовых особенностей, условий обитания, структура рационов питания и другие экологические факторы [157, 164].

4.7.5. Тяжелые металлы в урбоэкосистемах Прииссыккулья

Город Каракол - административный и культурный центр Иссык-Кульской области, характеризующийся отсутствием крупных промышленных предприятий. Основными источниками загрязнения окружающей среды города тяжелыми металлами являются: выбросы автомобильного транспорта, городской тепловой электростанции и котельных, сжигание бытового мусора. Для определения загрязнения города тяжёлыми металлами производился отбор

проб почв и укусы дикорастущих растений в окрестностях городской тепловой электростанции, центра города на участках с наиболее интенсивным движением автотранспорта, и в районе городского автовокзала. В качестве контроля была выбрана территория, удаленная от города на расстояние 9-10 км в сторону озера (с. Пристань). Укусы дикорастущих растений были представлены такими видами как полынь обыкновенная (*Artemisia vulgaris*), одуванчик лекарственный (*Taraxacum officinale*), подорожник ланцетолистный (*Plantago lanceolata*), мальва пренебрежная (*Malvaceae neglecta*), пырей ползучий (*Agropyrum repens*) и др.

Результаты по определению содержания тяжелых металлов в почвах г. Каракол представлены в табл. 4.32, как видно из данных валовое содержание меди в почвах контроля составило $19,1 \pm 0,1$ мг/кг, при ПДК 23 мг/кг, цинка $44,5 \pm 0,5$ мг/кг, при ПДК 100 мг/кг, кадмия $0,4 \pm 0,05$ мг/кг, при ПДК 1 мг/кг, свинца $15,1 \pm 0,2$ мг/кг, при ПДК 32 мг/кг. Результаты анализов проб почв контроля показали, что фоновые концентрации металлов на порядок ниже установленных значений ПДК.

Таблица 4.32 - Содержание некоторых тяжёлых металлов (Cu,Zn,Pb,Cd) в почвах города Каракол

место отбора проб	Pb мг/кг	Cd мг/кг	Cu мг/кг	Zn мг/кг
контроль	$15,1 \pm 0,2$	$0,4 \pm 0,05$	$19,9 \pm 0,1$	$44,3 \pm 0,5$
тепловая электростанция	$50,9 \pm 0,5$	$9,8 \pm 2,2$	$24,6 \pm 0,2$	$65,2 \pm 0,5$
центр города	$83,5 \pm 0,2$	$10,1 \pm 1,7$	$22,4 \pm 1,5$	$80,5 \pm 1,8$
автовокзал	$55,5 \pm 0,9$	$7,9 \pm 0,7$	$19,2 \pm 3,2$	$74,2 \pm 0,5$

Содержание меди в почвах, отобранных в окрестностях городской тепловой электростанции составило $24,6 \pm 0,2$ мг/кг, в районе центра города

22,4±1,5 мг/кг и в районе автовокзала 19,2±3,2 мг/кг. Во всех точках отбора проб содержание меди в почвах находилось на уровне ПДК, однако наблюдается незначительное превышение содержания меди в сравнении с фоновым уровнем почв контрольной зоны.

Содержание цинка в почвах, отобранных в окрестностях городской тепловой электростанции составило 65,2±0,5 мг/кг, в центре города 80,5±1,8 мг/кг и в районе автовокзала 74,2±0,5 мг/кг, что не превышает установленного значения ПДК 100 мг/кг, но превышает содержание цинка в почвах контрольной зоны в 1,5 – 2 раз.

Содержание кадмия в почвах города в несколько раз превысило установленные значения ПДК, так в почвах в окрестностях тепловой электростанции 9,8 ПДК, в районе центра города в 10,1 ПДК, в районе автовокзала в 7,9 ПДК и в 20 – 25 раз выше фоновых уровней кадмия почв контрольной зоны.

В настоящее время широкое применение для автотранспортных средств находит этилированный бензин, содержащий элемент органическое соединение тетраэтилсвинец, использующий в качестве антидетонатора, снижающий износ двигателей внутреннего сгорания. В результате сгорания топлива в окружающую среду выбрасывается значительное количество свинца, накапливающийся вблизи автострад, дорог с интенсивным движением транспорта. Хотя в целом для города Каракол характерен не большой парк автомобилей и интенсивность движения на центральных дорогах, анализы по определению свинца в почвах показали следующие результаты. Содержание свинца в окрестностях городской тепловой электростанции составило 50,9 мг/кг (1,6 ПДК), в районе центра города 83,5 мг/кг (2,6 ПДК), в районе автовокзала 55,5 мг/кг (1,7 ПДК) и в 3 – 5,5 раз выше фоновых уровней свинца почв контрольной зоны. Следует отметить, что наиболее высокие концентрации металла обнаруживались в почвах центра города, где наиболее интенсивное движение автотранспорта.

Результаты проведённых анализов показали, что содержание тяжёлых

металлов (Cu, Zn, Pb, Cd) превышают фоновые уровни микроэлементов в почве, это свидетельствует о наличии техногенных источников их поступления в окружающую среду города. Превышение значений ПДК в почве наблюдается по свинцу и по кадмию.

Результаты определения тяжелых металлов (Cu, Zn, Pb, Cd) в укосах дикорастущих растений г. Каракол представлены в табл. 4.33. Как видно из данных содержание цинка в укосах дикорастущих растений контрольной зоны составило 30,1 мг/кг, в укосах дикорастущих растений отобранных в различных зонах г. Каракол варьирует в пределах 31,3 – 37,1 мг/кг, что находится в пределах средне фоновых содержаний микроэлемента для трав 10 – 50 мг/кг и не превышает установленных значений ПДК 150 - 200 мг/кг. Наблюдается достоверная корреляционная зависимость накопления цинка в растениях от его содержания в почве ($r=0,70$; $p<0,01$). Коэффициенты накопления микроэлемента варьировали в пределах 0,41 – 0,50.

Таблица 4.33 - Содержание тяжёлых металлов (Cu, Zn, Pb, Cd) в укосах дикорастущих растений города Каракол

место отбора проб	Pb мг/кг	Cd мг/кг	Cu мг/кг	Zn мг/кг
контроль	3,3±0,3	0,35±0,04	4,2±0,5	30,1±0,1
тепловая электростанция	5,3±0,3	3,7±0,7	7,2±0,8	31,3±5,3
центр города	5,5±0,7	4,3±0,3	7,3±0,3	33,3±1,4
автовокзал	5,1±0,3	3,7±0,5	5,7±2,8	37,1±2,4

Содержание меди в укосах дикорастущих растений отобранных в окрестностях тепловой электростанции (7,2 мг/кг), в районе центра города (7,3 мг/кг), в районе автовокзала (5,7 мг/кг) не значительно превышает содержание меди в растениях контроля (4,2 мг/кг) в 1,3 - 1,7 раз, но не превышает средне фоновых содержаний микроэлемента в травах 5 – 20 мг/кг и ПДК 150 мг/кг.

Наблюдается достоверная корреляционная зависимость накопления меди в растениях от его содержания в почве ($r=0,78$; $p<0,01$). Коэффициенты накопления микроэлемента варьировали в пределах 0,29 – 0,32.

Содержание кадмия в укосах дикорастущих растений отобранных в различных зонах г. Каракол варьирует в пределах 3,7 - 4,3 мг/кг, что в 10,5 – 12,3 раз выше контрольного уровня (0,35 мг/кг). Наблюдается достоверная корреляционная зависимость накопления кадмия в растениях от его содержания в почве ($r=0,98$; $p<0,01$). Коэффициенты накопления микроэлемента варьировали в пределах 0,37 – 0,47.

Содержание свинца в укосах дикорастущих растений контрольной зоны составило 3,3 мг/кг, в укосах дикорастущих растений отобранных в различных зонах г. Каракол варьирует в пределах 5,1 – 5,5 мг/кг, что находится в пределах естественных уровней содержания свинца из не загрязненных областей (0,1 – 10 мг/кг сухой массы). Наблюдается достоверная корреляционная зависимость накопления свинца в растениях от его содержания в почве ($r=0,91$; $p<0,01$). Коэффициенты накопления микроэлемента варьировали в пределах 0,06 – 0,1.

Результаты проведенных исследований показали, что содержание тяжелых металлов в укосах дикорастущих растений отобранных в окрестностях тепловой электростанции, центра города, автовокзала выше, чем в растениях контрольной зоны. Наблюдается достоверная корреляционная зависимость накопления тяжелых металлов в растениях от их содержаний в почвах города

4.8 Биологическая реакция живых организмов в условиях природно-техногенных экосистем Прииссыккуля

4.8.1. Морфологическая изменчивость растений

Одним из важных аспектов биогеохимических исследований следует считать выявление биологической реакции растительных организмов на повышенные концентрации химических элементов в среде. При исследовании

территории Иссык-Кульской котловины В.В. Ковальским, И.Е. Воротницкой, В.С. Лекаревым и др. обнаружена морфологическая изменчивость ряда видов дикорастущих растений в двух районах: Каджи-Сай и Кок-Майнок концентрирующие уран в повышенных концентрациях. Изменчивости подвергались вегетативные и генеративные органы. Наиболее часто проявлялись нарушения пигментаций цветка, форм листовой пластинки распространенное у разных видов растений. Так у герани (*Geranium collinum*) происходило варьирование окраски венчика от розовой до белой. Чертополох (*Carduus*) – также имел необычную окраску (белые цветы с розовой трубкой вместо ярко-малиновой). У змееголовника дваждыперистого (*Dracosephalum bipinnatum Rupr.*) наблюдались измененные листья в сторону упрощения дважды перистого листа до простого перистого и даже простого листа с узкой нерасчлененной листовой пластинкой. У остролодочника *Oxytropis nutans* (Bge) выявлены измененные экземпляры, варьирующие по окраске венчика цветка. У астрагала Бородина (*Astragalus Borodini Krassn.*) наблюдалась морфологическая изменчивость, направленная в сторону расщепления листовой пластинки: вместо типичных одно-трех листочков в составе сложного перистого листа обнаружено увеличение числа листочков до пяти. У горнококосника (*Orostachys thyrsoiflora Fisch.*) наблюдались низкорослые формы с ветвистыми соцветиями вместо прямой одиночной стрелки. В районе Каджи-Сая, несмотря на угнетение ряда растений, наблюдалось пышное развитие различных видов караганы (*Caragana*), шмельника (*Scutellaria Przewalski Juz.*), перовския (*Perovskia abrotanoides Kar.*), гармалы (*Peganum harmala L.*) [323].

Как показали результаты наших исследований, укусы дикорастущих растений с Каджи-Сайских хвостохранилищ накапливали в 3 - 5 раз выше урана, чем укусы дикорастущих растений с других территорий Прииссыккуля не подверженных радиоактивному загрязнению. Произрастание растений в среде с повышенной концентрацией урана сопровождается некоторой морфологической изменчивостью вегетативных и генеративных органов. Так например, гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*), произрастающей на

территории хвостохранилища, образует цветки с семью – девятью лепестками, вместо обычных пяти [рис. 4.53 (а)]. В отдельных зонах хвостохранилища, где мощность экспозиционной дозы достигает до 1000 мкр/ч, растения сильно угнетены в росте, наблюдается уменьшение числа генеративных побегов, увеличение количества бесплодных цветков [рис. 4.53 (б)]. Проявляется хлорофильная недостаточность листьев, стеблей, растения имели бледно-желтую окраску, так например, для растений семейства ирисовых характерна своеобразная цветовая мозаика [рис. 4.54].



а)



б)

Рис.4.53. а) У цветков гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*) вместо 5 лепестков отмечается 6-7 и частичное их раздвоение [Б.М. Дженбаев, 2009],

б) бесплодие цветков гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*).



Рис.4.54. Цветовая мозаика растений семейства ирисовых (*Iris songarica* Schrenk) [Б.М. Дженбаев, 2009].

Данные наблюдения показали, что частота встречаемости морфологических изменений у гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*) произрастающей на территории Каджи-Сайских хвостохранилищ составляет $12,4 \pm 1,47$ %, а на других территориях Прииссыккуля, не подверженных радиоактивному загрязнению, так например, в районе с. Тон биологические реакции мало выражены $0,8 \pm 0,39$ % ($t=7,9$; $P \leq 0,001$). Исследования по определению фертильности и стерильности пыльцы цветков гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*) с территории хвостохранилищ показали увеличение количества abortивных пыльцевых зерен в зоне исследования. Всего было просмотрено 58813 пыльцевых зерен из них, процент стерильных составил $6,08 \pm 0,01$ %, что статистически достоверно превышает контрольный уровень нарушений ($1,05 \pm 0,003$ %) в 5,7 раз ($t=4,8$; $P < 0,001$) [рис. 4.55].

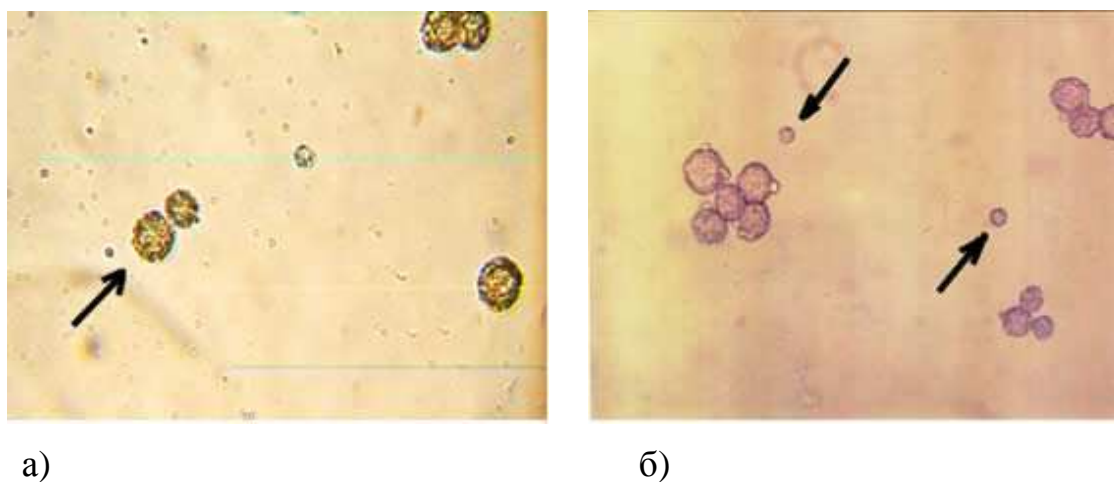


Рис.4.55. а) Нормальные пыльцевые зерна гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*), б) abortивные пыльцевые зерна.

Произрастание травянистых растений на сильно загрязненных урановыми отходами субстратах откладывает свой отпечаток на их облике – замедленный рост, бедность, специфичность и однообразие флоры. На территориях, занятых отходами уранового производства, обстановка усугубляется действием радиационного фактора, который может быть причиной усиления мутационной изменчивости у утверждающиеся здесь флоры и элиминацией из фитоценоза радиочувствительных видов растений [164, 166].

4.8.2. Цитогенетический анализ клеток корневых меристем семян зерновых культур

В генетическом мониторинге окружающей среды широко используются как дикорастущие, так и культурные растения, в частности зерновые культуры позволяющие оценить с достоверной точностью цитогенетические изменения способные происходить в наследственном аппарате растений под влиянием природных и антропогенных факторов [99].

Результаты изучения мутационного процесса в семенах зерновых культур из различных зон Прииссыккуля представлены в табл. 4.34. Как видно из данных, уровень хромосомных нарушений в семенах мягкой озимой пшеницы (*Triticum aestivum*), выращенной на светло-бурых почвах в окрестностях с. Торт-Куль Тонского района составил 1,6 %, а для ярового ячменя (*Hordeum vulgare*), с окрестностей с. Кара-Ой Иссык-Кульского района 1,8 %. В спектре хромосомных нарушений обнаруживались aberrации хромосомного и хроматидного типов, изолюкусные разрывы, микрофрагменты, полиплоидные клетки. Увеличение выхода aberrантных клеток происходило главным образом за счет изолюкусных разрывов и хроматидных концевых делеций. Всхожесть семян пшеницы составила 92 %, ячменя – 88 %. Митотическая активность клеток варьировала в пределах 7 – 8 %.

При анализе семян озимой пшеницы (*Triticum aestivum*), выращенной на серо-бурых почвах вблизи села Тамчи Иссык-Кульского района и ярового ячменя (*Hordeum vulgare*), выращенного в окрестностях с. Оттук Тонского района доля клеток с хромосомными нарушениями составила, для пшеницы – 1,4 %, для ячменя – 1,6 %. Увеличение выхода aberrантных клеток происходило главным образом за счет изолюкусных разрывов и aberrаций хроматидного типа. Незначительную долю составили aberrации хромосомного типа (парные концевые делеции) и микрофрагменты.

Таблица 4.34 - Частота хромосомных нарушений в клетках корневых меристем зерновых культур Прииссыккуля

Вид растений, место отбора	Кол- во просм. мета- фаз	Типы aberrаций								Геномные нарушения		Все- го нару- шений	Мета- фазы с нару- шениями
		Хромосомные		Хроматидные		Изолюкусные разрывы		Микро- фрагменты					
		Число	%	Число	%	Число	%	Число	%	Число	%		
пшеница с. Торт-Куль	500	1	12,5	3	37,5	2	25	0	0	2	25	8	1,6±0,56
ячмень с. Кара-Ой	500	1	11,1	4	44,4	2	22,2	0	0	2	22,2	9	1,8±0,59
пшеница с. Тамчи	500	1	14,3	2	28,6	1	14,3	1	14,3	2	28,6	7	1,4±0,52
ячмень с. Оттук	500	1	12,5	2	25	2	25	1	12,5	2	25	8	1,6±0,56
пшеница с. Григорьевка	500	0	0	2	40	1	20	1	20	1	20	5	1,0±0,44

Продолжение табл. 4.34

Вид растений, место отбора	Кол- во просм. мета- фаз	Типы аберраций								Геномные нарушения		Все- го нару- шений	Мета- фазы с нару- шениями
		Хромосомные		Хроматидные		Изолюкусные разрывы		Микро- фрагменты					
		Число	%	Число	%	Число	%	Число	%	Число	%		
ячмень с. Кавак	500	1	14,3	2	28,6	2	28,6	1	14,3	1	14,3	7	1,4±0,68
пшеница с. Маман	500	0	0	3	33,3	6	66,7	0	0	0	0	9	1,8±0,59
ячмень с. Каракол	500	0	0	2	33,3	2	33,3	1	16,7	1	16,7	6	1,2±0,65
пшеница с окрестност. цементного завода	500	3	18,7	4	25	4	25	2	12,5	3	18,7	16	3,2±0,78
Всего	4500	8	10,6	24	32	22	29,3	7	9,3	14	18,6	75	1,6±0,19

Геномные нарушения были представлены анеуплоидными и полиплоидными клетками. Митотическая активность клеток варьировала в пределах 10 – 12 %, при всхожести семян 92 – 96 %.

Цитогенетический анализ семян озимой пшеницы (*Triticum aestivum*) выращенных на горно-долинных светло-каштановых почвах в районе с. Григорьевка Иссык-Кульского района и ярового ячменя (*Hordeum vulgare*) с окрестностей с. Кабак Жеты-Огузского района выявил наличие клеток с цитогенетическими нарушениями для пшеницы – 1,0 %, для ячменя – 1,4 %. В спектре хромосомных aberrаций преобладали изолюкусные разрывы и aberrации хроматидного типа, а также обнаружены хромосомная концевая делеция, микрофрагмент, полиплоидные клетки. Митотическая активность клеток варьировала в пределах 8 – 9 %. Всхожесть семян пшеницы составила 93 %, а ячменя - 86 %.

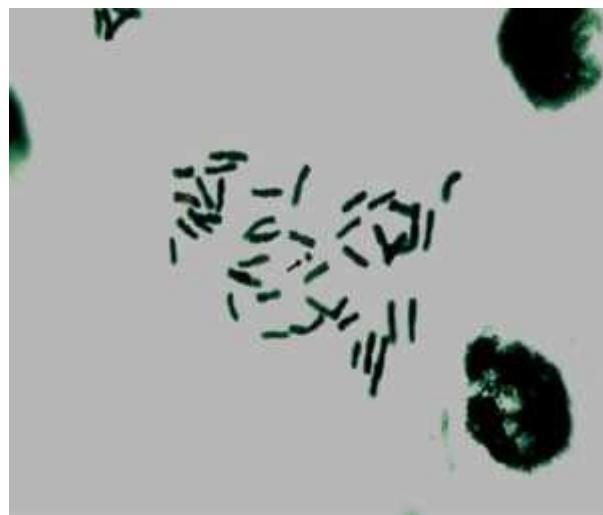
При анализе семян озимой пшеницы (*Triticum aestivum*) и ярового ячменя (*Hordeum vulgare*) произрастающих на горно-долинных темно-каштановых почвах контрольных участков с. Маман и с. Каракол Ак-Суйского района общая частота клеток с хромосомными нарушениями составила для пшеницы – 1,8 %, для ячменя – 1,2 %. Увеличение выхода aberrантных клеток происходило главным образом за счет изолюкусных разрывов и aberrаций хроматидного типа, aberrации хромосомного типа не обнаруживались. В клетках корневых меристем семян ярового ячменя обнаруживались с небольшой частотой микрофрагменты и полиплоидные клетки. Митотическая активность клеток варьировала в пределах 9 – 11 %, при всхожести семян пшеницы – 96 %, ячменя – 94 %. Основные типы хромосомных нарушений в клетках корневых меристем зерновых культур представлены на рис. 4.56, 4.57, 4.58, 4.59.

При анализе семян пшеницы (*Triticum aestivum*) выращенных на каштановых почвах в окрестностях Курментинского цементного завода была выявлена морфологическая изменчивость растений, в частности, семена были

меньше в размерах и массе, а в отдельных из них наблюдалась дегенерация эндосперма. При прорастании семян мацерировалась точка



а)

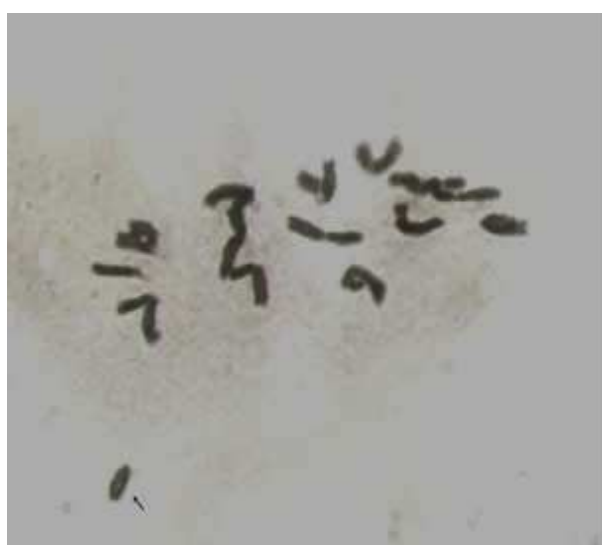


б)

Рис. 4.56. а) метафазная пластинка озимой пшеницы (*Triticum aestivum*) с парным фрагментом, б) метафазная пластинка с ацентрическим кольцом.



а)

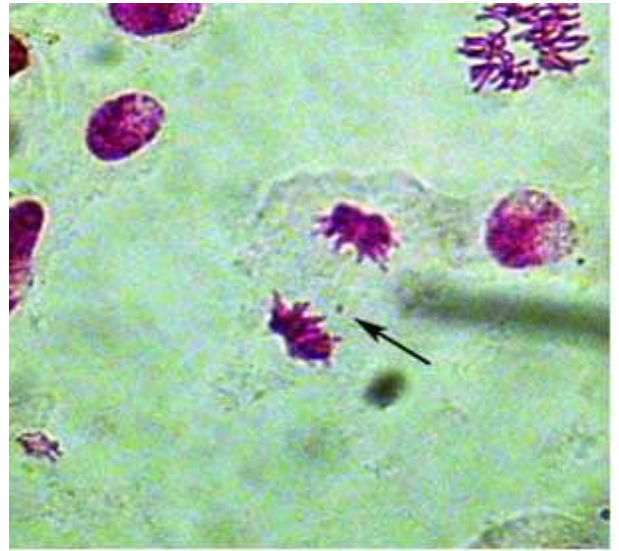


б)

Рис. 4.57. а) метафазная пластинка ярового ячменя (*Hordeum vulgare*) с центрическим кольцом, б) метафазная пластинка с парным фрагментом.

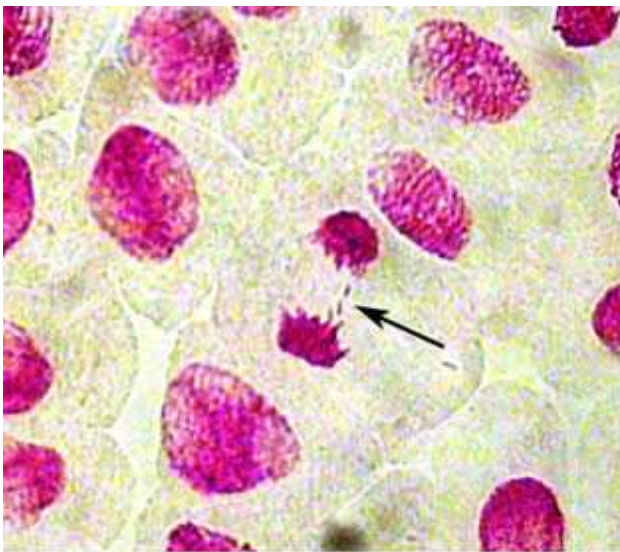


а)



б)

Рис.4.58. а) ана-телофазная пластинка озимой пшеницы (*Triticum aestivum*) с хромосомным мостом, б) ана-телофазная пластинка с одиночным фрагментом.



а)



б)

Рис. 4.59. а) ана-телофазная пластинка ярового ячменя (*Hordeum vulgare*) с одиночными фрагментами, б) ана-телофазная пластинка с отставанием хромосомы.

роста, всхожесть семян была ниже по сравнению с другими территориями региона и составила 74 %, при митотической активности клеток 5 – 7 %.

Уровень хромосомных нарушений в клетках корневых меристем семян пшеницы составил 3,2 %, что статистически значимо превышает естественный уровень мутабельности ($t=2,5$, $p<0,05$). Увеличение выхода абберрантных клеток происходило главным образом за счет изолюкусных разрывов, аббераций хроматидного типа представленные хроматидными концевыми делециями и ацентрическими кольцами. При анализе была обнаружена клетка, имеющая множественные нарушения: два изолюкусных разрыва, одну концевую делецию, также наблюдалась фрагментация хромосом. Дицентрические хромосомы и центрические кольца не обнаруживались. Здесь же были выявлены многообразные и морфологические изменения растений. У озимой пшеницы (*Triticum aestivum*) встречались высокорослые, низкорослые, карликовые, полукарликовые формы, а также растения с ветвящимися или стелющимся стеблями, с вегетативными стеблями, которые проявлялись из наземных узлов.

Результаты цитогенетических исследований показали, что средний уровень мутабельности семян озимой пшеницы (*Triticum aestivum*) и ярового ячменя (*Hordeum vulgare*) составил 1,6 %, частота хромосомных нарушений варьировала в пределах 1,0 – 3,2 %. Всего было просмотрено 4500 клеток, выявлено 75 хромосомных нарушений, из них абберации хромосомного типа составили – 10,6 %, хроматидного типа – 32 %, изолюкусные разрывы – 29,3 %, микрофрагменты – 9,3 %, полиплоидные и анеуплоидные клетки – 18,6 % [рис. 4.60]. Митотическая активность клеток варьировала в пределах 5 – 12 %, всхожесть семян составила 74 – 96 %.

Как видно из рисунка 4.56, в спектре нарушений хромосом, как в клетках корневых меристем семян пшеницы (*Triticum aestivum*), так и ячменя (*Hordeum vulgare*) преобладают абберации хроматидного типа и изолюкусные разрывы, что говорит о воздействии мутагенов химической природы на генетический аппарат возделываемых зерновых культур. Однако увеличение выхода изолюкусных разрывов вероятно связано не только воздействием химических

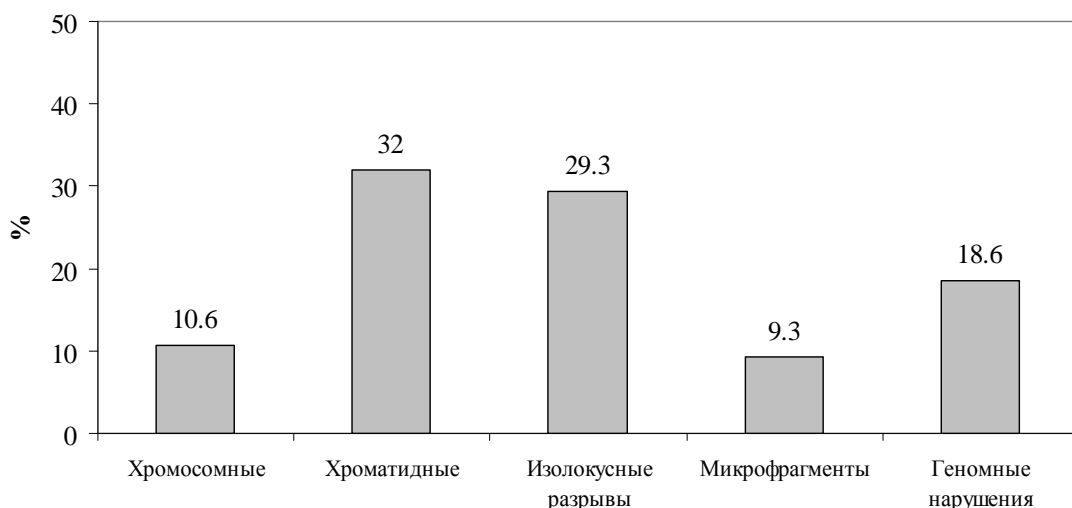


Рис.4.60. Основные типы нарушений хромосом в клетках корневых меристем семян зерновых культур Прииссыккуля.

мутагенов, но и особенностями природного радиационного фона в регионе, корневым поступлением тяжелых естественных радионуклидов в растения.

Сравнительный анализ результатов цитогенетического изучения семян зерновых культур из различных агроэкосистем Прииссыккуля показал, что наиболее высокая частота хромосомных нарушений характерна для озимой пшеницы (*Triticum aestivum*) выращенной в окрестностях Курментинского цементного комбината, вероятно, это связано с повышенными концентрациями кадмия в почве и в растениях [рис. 4.61]. Результаты корреляционного анализа показали достоверную корреляционную зависимость между уровнем цитогенетических нарушений в клетках корневых меристем семян озимой мягкой пшеницы (*Triticum aestivum*) и значений коэффициентов накопления в семенах – урана ($r=0,99$, $p<0,01$), тория ($r=0,92$, $p<0,01$). Для радия, калия-40, стронция-90, цезия-137 значения коэффициентов корреляции были недостоверными ($p>0,05$).

Среди тяжелых металлов достоверные значения коэффициентов корреляции наблюдались по свинцу ($r=0,59$, $p<0,05$), кадмию ($r=0,73$, $p<0,01$), меди ($r=0,96$, $p<0,01$). Для цинка и железа коэффициенты корреляции были

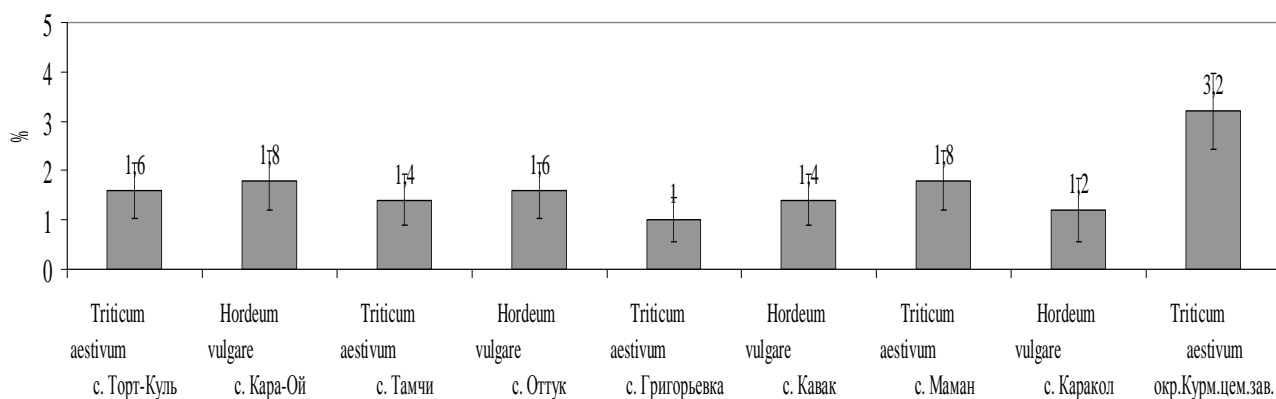


Рис.4.61. Частота хромосомных нарушений в клетках корневых меристем зерновых культур из различных зон Прииссыккуля.

недостовверными ($p > 0,05$). Наиболее высокая частота хромосомных нарушений по региону обнаруживалась у озимой пшеницы, выращенной в окрестностях Курментинского цементного комбината $3,2 \pm 0,78$ %, вероятно это связано с загрязнением агроэкосистем тяжелыми металлами, в частности здесь выявлена достоверная корреляционная зависимость накопления кадмия в семенах растений от содержания его в почве ($r = 0,94$, $p < 0,01$).

Аналогичные коэффициенты корреляции наблюдались у ярового ячменя (*Hordeum vulgare*) выращенного в различных зонах Прииссыккуля, по урану ($r = 0,99$, $p < 0,01$), торию ($r = 0,98$, $p < 0,01$). Для радия, калия-40, стронция-90, цезия-137 значения коэффициентов корреляции были недостоверными ($p > 0,05$). Среди тяжелых металлов достоверные значения коэффициентов корреляции наблюдались по свинцу ($r = 0,93$, $p < 0,01$), кадмию ($r = 0,81$, $p < 0,01$), меди ($r = 0,96$, $p < 0,01$), цинку ($r = 0,72$, $p < 0,01$). Для железа корреляционная зависимость была не достоверной ($r = 0,26$, $p > 0,05$).

Таким образом, выше приведенные результаты исследований показывают, что на генетический аппарат возделываемых зерновых культур Прииссыккуля синергетически способны воздействовать радионуклиды в сочетании с тяжелыми металлами [158, 164, 167, 168].

4.8.3. Цитогенетический анализ клеток корневых меристем семян дикорастущих растений

Результаты изучения мутационного процесса дикорастущих растений с различных зон Прииссыккуля представлены в табл. 4.35. Как видно из данных, Уровень хромосомных нарушений у полыней (*Artemisia dracunculus*, *Artemisia fedthenkoana*), произрастающих на светло-бурых почвах в окрестностях с. Тон составил 1,2 %, в окрестностях с. Кара-Ой – 1,8 %, а в районе техногенно уранового участка «Каджи-Сай» - 4,2 %. Частота хромосомных нарушений полыни эстрагон (*Artemisia dracunculus*), произрастающих в районе техногенно уранового участка «Каджи-Сай», статистически значимо превышает фоновый уровень мутабельности растений с окрестностей с. Тон в 3,5 раз ($t=3,2$, $p<0,01$) и полыни Федченко (*Artemisia fedthenkoana*) с окрестностей с. Кара-Ой в 2,3 раза ($t=2,5$, $p<0,05$). Уровень хромосомных нарушений у гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*), произрастающей на светло-бурых почвах в окрестностях с. Тон, составил 1,0 %, а у растений, произрастающих на территории хвостохранилища техногенно уранового участка «Каджи-Сай» - 3,4 %, что статистически значимо превышает фоновый уровень мутабельности гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*), произрастающей в окрестностях с. Тон в 3,4 раз ($t=2,6$, $p<0,05$).

В спектре хромосомных нарушений преобладали как аберрации хромосомного, так и хроматидного типов. У полыни эстрагон (*Artemisia dracunculus*) с территории техногенно уранового участка «Каджи-Сай» увеличение выхода абберантных клеток происходило главным образом за счет одиночных фрагментов и хроматидных мостов, встречались также парные фрагменты и хромосомные мосты, геномные мутации были представлены отставаниями хромосом. У гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*) увеличение выхода хромосомных нарушений происходило главным образом за счет одиночных фрагментов, хроматидных мостов, парных фрагментов и отставаний хромосом. Митотическая активность клеток корневых меристем

Таблица 4.35 - Частота хромосомных нарушений в клетках корневых меристем дикорастущих растений Прииссыккуля

Место отбора	Вид растений	Кол-во просм. ана-тело-фаз	Типы aberrаций				Отставания хромосом		Все-го нару-шений	Ана-тело-фазы с нару-шениями
			Хроматидного типа		Хромосомного типа		Число	%		
			Число	%	Число	%				
с.Тон	<i>Artemisia dracuncululus</i>	500	5	88,3	1	16,7	-	-	6	1,2±0,48
с.Тон	<i>Peganum harmala</i>	500	4	80	-	-	1	20	5	1,0±0,44
Хвосты «Каджи-Сай»	<i>Artemisia dracuncululus</i>	500	14	67	5	23,5	2	9,5	21	4,2±0,89
Хвосты «Каджи-Сай»	<i>Peganum harmala</i>	500	13	76,4	2	11,8	2	11,8	17	3,4±0,81
с.Кара-Ой	<i>Artemisia fedthenkoana</i>	500	8	88,9	1	11,1	-	-	9	1,8±0,59
с.Тамчи	<i>Taraxacum sp.</i>	500	5	93,3	1	16,7	-	-	6	1,2±0,48
с.Сары-Камыш	<i>Peganum harmala</i>	500	6	85,7	1	14,3	-	-	7	1,4±0,52

Продолжение табл. 4.35

Место отбора	Вид растений	Кол-во просм. ана-тело-фаз	Типы аберраций				Отставания хромосом		Все-го нару-шений	Ана-тело-фазы с нару-шениями
			Хроматидного типа		Хромосомного типа		Число	%		
			Число	%	Число	%				
с.Кызыл-Туу	<i>Plantago lanceolata</i>	500	3	60	1	20	1	20	5	1,0±0,44
с.Григорьевка	<i>Taraxacum sp.</i>	500	4	57,1	2	28,6	1	14,3	7	1,4±0,52
с. Кабак	<i>Plantago lanceolata</i>	500	6	66,6	3	33,3	-	-	9	1,8±0,59
с. Ой-Тал	<i>Taraxacum sp.</i>	500	3	50	2	33,4	1	16,7	6	1,2±0,48
с.Тюп	<i>Taraxacum sp.</i>	500	7	77,8	-	-	2	22,2	9	1,8±0,59
с. Липенка	<i>Plantago lanceolata</i>	500	8	100	-	-	-	-	8	1,6±0,56
с. Маман	<i>Taraxacum sp.</i>	500	6	66,6	2	22,2	1	11,1	9	1,8±0,59
с. Каракол	<i>Taraxacum sp.</i>	500	5	62,5	3	37,5	-	-	8	1,6±0,56
	Всего:	7500	121	74,2	30	18,4	12	7,4	163	2,2±0,64

семян полыни эстрагон (*Artemisia dracunculus*) с с. Тон составила 11 %, с техногенно уранового участка Каджи-Сай – 7 %, полыни Федченко (*Artemisia fedthenkoana*) с с. Кара-Ой – 12 %. Митотическая активность клеток корневых меристем семян гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*) была ниже по сравнению с семенами полыней, так для с. Тон составила – 8 %, с территории хвостохранилища техногенно уранового участка Каджи-Сай – 6 %. Всхожесть семян полыни (*Artemisia*) из выше перечисленных точек отбора составила 92 %, 96 %, 84 % соответственно. Для семян гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*) с с. Тон – 85 %, с территории хвостохранилищ техногенно уранового участка Каджи-Сай – 70 %.

У дикорастущих растений произрастающих на серо-бурых почвах Прииссыккуля уровень хромосомных нарушений варьировал в пределах 1,0 – 1,4 %, в частности для одуванчика (*Taraxacum sp.*) собранных с окрестностей с. Тамчи Иссык-Кульского района – 1,2 %, гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*) с с. Сары-Камыш Иссык-Кульского района – 1,4 %, подорожника ланцетолистного (*Plantago lanceolata*) в районе с. Кызыл-Туу Тонского района – 1,0 %. В спектре хромосомных нарушений преобладали одиночные фрагменты и хроматидные мосты. Митотическая активность клеток корневых меристем дикорастущих растений составила для одуванчика (*Taraxacum sp.*) – 12 %, гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*) – 10 %, подорожника ланцетолистного (*Plantago lanceolata*) – 11 %. Всхожесть семян составила у одуванчика (*Taraxacum sp.*) – 96 %, гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*) – 88 %, подорожника ланцетолистного (*Plantago lanceolata*) – 92 %.

Уровень хромосомных нарушений у дикорастущих растений произрастающих на горно-долинных светло-каштановых почвах составил 1,2 – 1,8 %. Для одуванчика (*Taraxacum sp.*) произрастающих на горно-долинных светло-каштановых почвах в районе с. Григорьевка составил 1,4 %, в окрестностях с. Ой-Тал – 1,2 %, подорожника ланцетолистного (*Plantago lanceolata*) с с. Кабак Жеты-Огузского района – 1,8 %. Увеличение общего

числа аберрантных клеток связано главным образом с возрастанием количества ана- и телофаз с фрагментацией хромосом, хроматидными и хромосомными мостами и отставаниями хромосом. Митотическая активность клеток корневых меристем семян одуванчика (*Taraxacum sp.*) варьировала в пределах 10 – 11 %, подорожника ланцетолистного (*Plantago lanceolata*) – 8 %. Всхожесть семян одуванчика (*Taraxacum sp.*) составила 92 – 96 %, подорожника ланцетолистного (*Plantago lanceolata*) – 88 %.

Уровень хромосомных нарушений у одуванчика (*Taraxacum sp.*) произрастающих на горно-долинных каштановых почвах в районе с. Тюп составил 1,8 %, подорожника ланцетолистного (*Plantago lanceolata*) в окрестностях с. Липенка Жеты-Огузского района – 1,6 %. В спектре хромосомных нарушений преобладали одиночные фрагменты и хроматидные мосты, а также отставания хромосом. Митотическая активность клеток корневых меристем семян одуванчика (*Taraxacum sp.*) варьировала в пределах 9 – 12 %, подорожника ланцетолистного (*Plantago lanceolata*) – 10 %. Всхожесть семян одуванчика (*Taraxacum sp.*) составила 95 – 98 %, подорожника ланцетолистного (*Plantago lanceolata*) – 92 %.

У одуванчиков (*Taraxacum sp.*) произрастающих в окрестностях с. Маман, на горно-долинных темно-каштановых почвах Ак-Суйского района составил 1,8 %, а у одуванчиков с окрестностей с. Каракол – 1,6 %. Увеличение общего числа аберрантных клеток связано главным образом с увеличением количества ана- и телофаз с одиночными фрагментами, хроматидными и хромосомными мостами, парными фрагментами и отставания хромосом. Митотическая активность клеток корневых меристем семян одуванчика (*Taraxacum sp.*) варьировала в пределах 10 – 12 %, всхожесть семян составила 95 – 97 %.

Результаты цитогенетических исследований показали, что средний уровень мутабельности популяций дикорастущих растений Прииссыккуля составляет 1,8 %, частота хромосомных нарушений варьировала в пределах 1,0 – 4,2 %. Всего было просмотрено 7500 клеток, выявлено 132 хромосомных нарушений, из них одиночных фрагментов – 43,9 %, хроматидных мостов – 29,5 %, парных

фрагментов – 6,8 %, хромосомных мостов – 11,4 %, отставаний хромосом – 8,3 % [рис. 4.62].

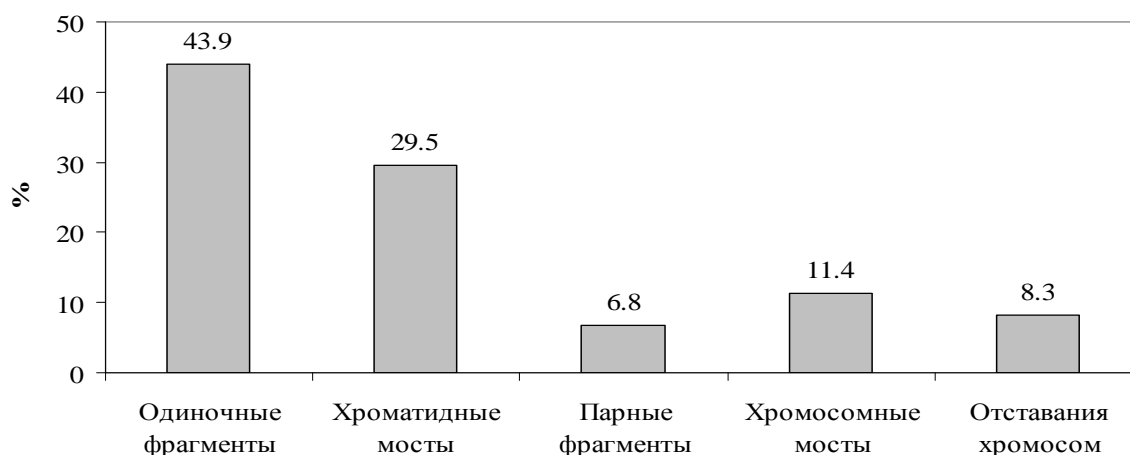


Рис. 4.62. Основные типы нарушений хромосом в клетках корневых меристем дикорастущих растений Прииссыккуля.

Как видно из данных, в спектре нарушений хромосом преобладают aberrации хроматидного типа – одиночные фрагменты и хроматидные мосты, что говорит о воздействии мутагенов химической природы на генетический аппарат дикорастущих растений Прииссыккуля. Следует заметить, что в спектре нарушений хромосом незначительный процент составляют aberrации хромосомного типа – парные фрагменты и хромосомные мосты, вероятно, это связано с воздействием низкодозового радиационного фактора, корневым поступлением тяжелых естественных радионуклидов в растения. Сравнительный анализ результатов цитогенетического изучения популяций дикорастущих растений Прииссыккуля показал, что наиболее высокая частота хромосомных нарушений характерна для гармалы обыкновенной с территории хвостохранилищ техногенно уранового участка «Каджи-Сай» – 3,4 % и полыни эстрагон – 4,2 % [рис. 4.63].

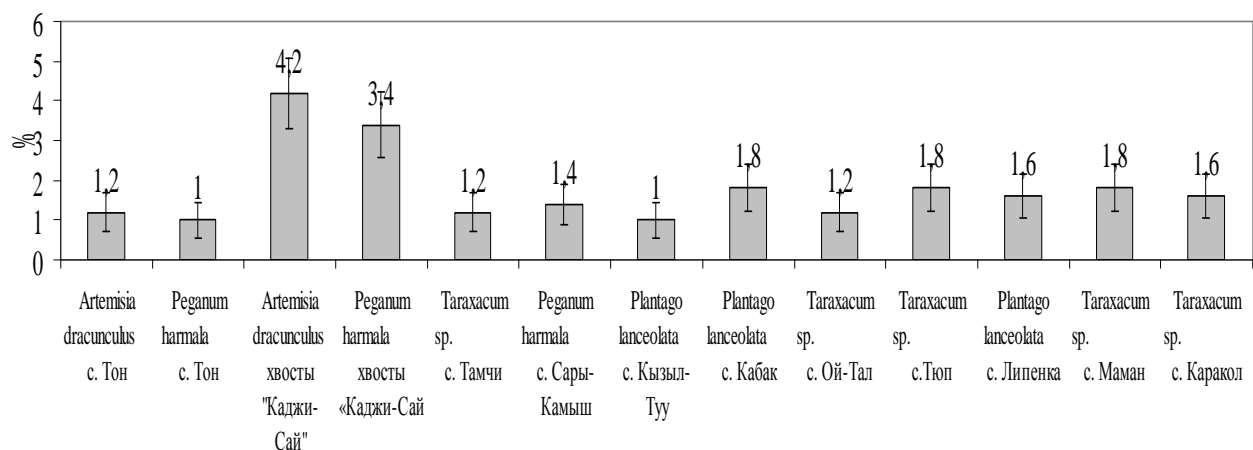
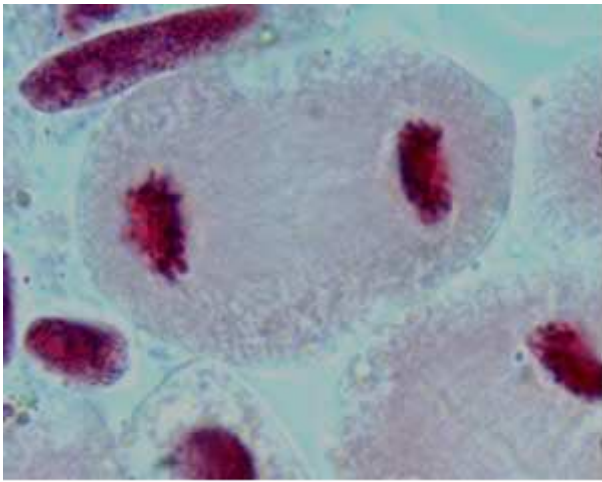
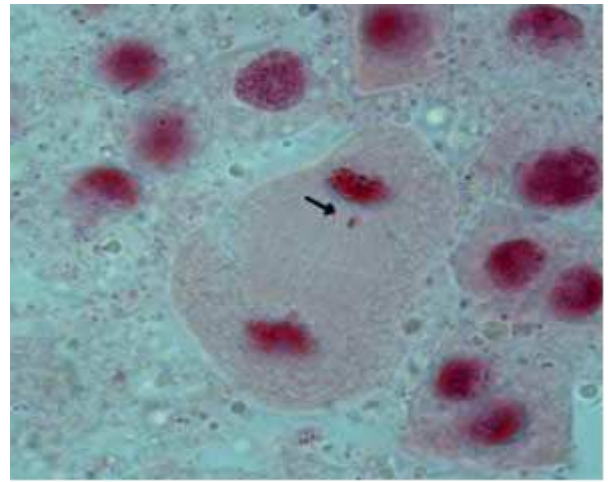


Рис. 4.63. Частота хромосомных нарушений в клетках корневых меристем дикорастущих растений Прииссыккуल्या.

Увеличение числа aberrантных клеток здесь связано главным образом с возрастанием количества aberrаций хроматидного, хромосомного типов и отставаний хромосом. Основные типы хромосомных нарушений в клетках корневых меристем дикорастущих растений представлены на рисунках 4.64, 4.65, 4.66, 4.67, 4.68. Кроме этого в корневых меристемах данных растений наблюдается снижение митотической активности деления клеток и процента всхожести семян. Результаты корреляционного анализа показали достоверную корреляционную зависимость между уровнем цитогенетических нарушений в клетках корневых меристем семян гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*) от значений коэффициентов накопления в растениях – урана ($r=0,57$, $p<0,05$), тория ($r=0,57$, $p<0,05$), радия ($r=0,57$, $p<0,05$). Для калия-40, стронция-90, цезия-137 значения коэффициентов корреляции были недостоверными ($p>0,05$). По всем тяжелым металлам наблюдались достоверные значения коэффициентов корреляции – свинца ($r=0,99$, $p<0,01$), кадмия ($r=0,91$, $p<0,01$), меди ($r=0,81$, $p<0,01$), цинка ($r=0,97$, $p<0,01$), железа ($r=0,99$, $p<0,01$).

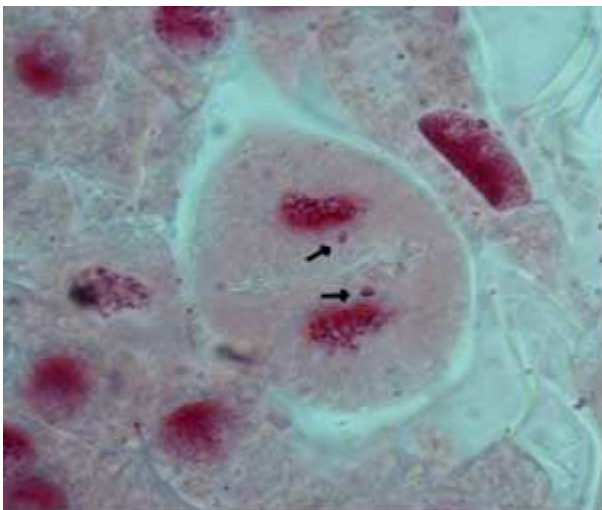


а)

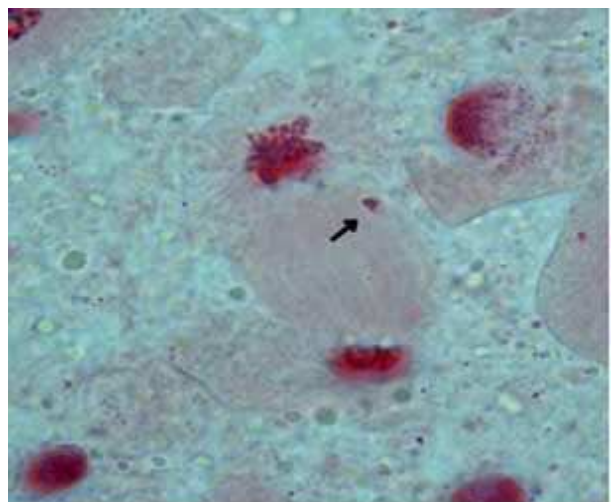


б)

Рис. 4.64. а) ана-телофазная пластинка гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*) в норме, б) ана-телофазная пластинка с одиночным фрагментом.

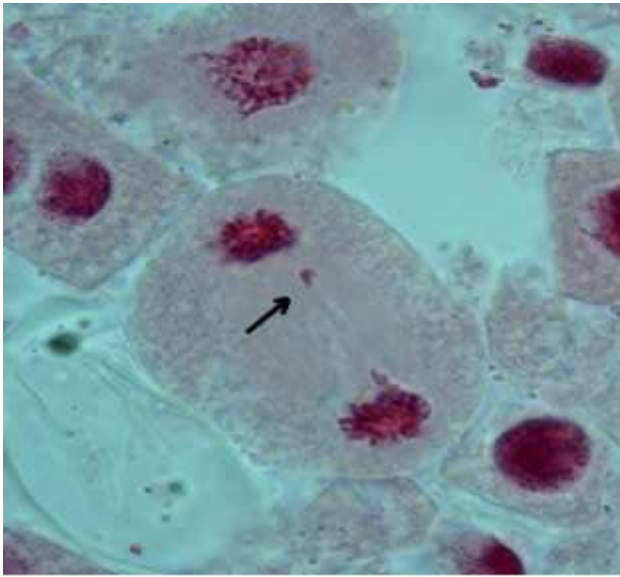


а)

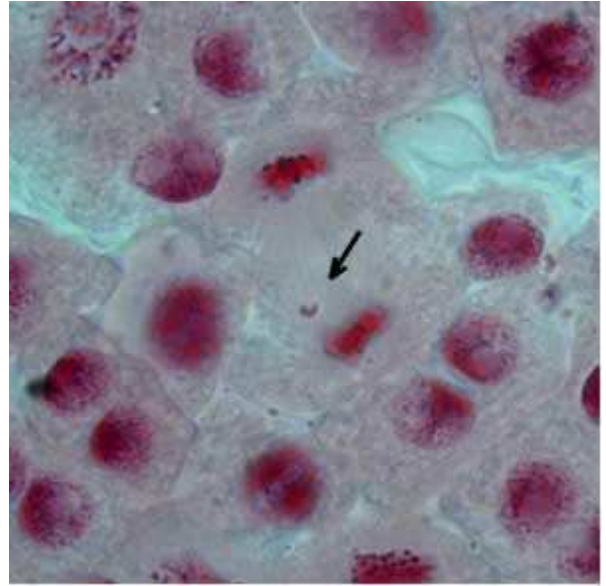


б)

Рис. 4.65. а) ана-телофазная пластинка гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*) с двумя одиночными фрагментами, б) ана-телофазная пластинка с парным фрагментом.

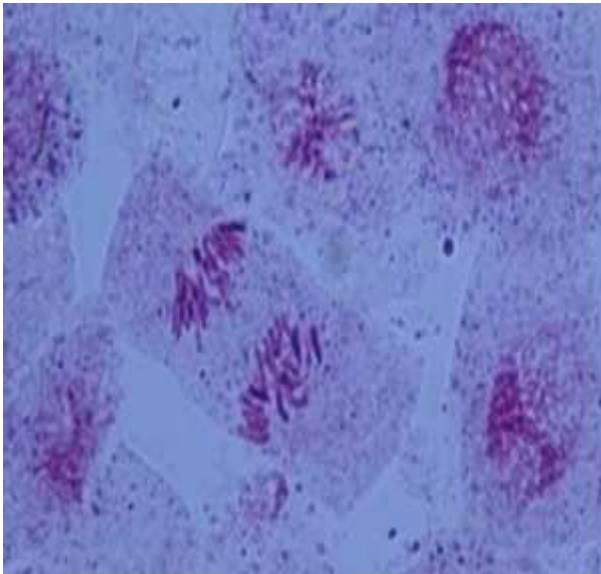


а)



б)

Рис.4.66. а), б) ана-телофазные пластинки гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*) с отставаниями хромосом.

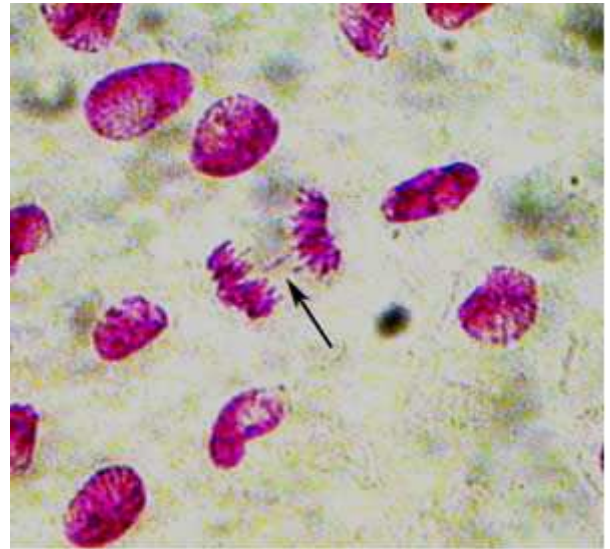


а)



б)

Рис.4.67. а) ана-телофазная пластинка полыни эстрагон (*Artemisia dracunculus*) в норме, б) ана-телофазная пластинка с хромосомным мостом.



а)

б)

Рис.4.68. а) ана-телофазная пластинка одуванчика (*Taraxacum sp.*) в норме, б) ана-телофазная пластинка с хроматидным мостом.

У полыни эстрагон (*Artemisia dracunculus*) произрастающей в в условиях техногенно уранового участка «Каджи-Сай» наблюдается достоверная корреляционная зависимость между уровнем цитогенетических нарушений в клетках корневых меристем семян от значений коэффициентов накопления в растениях – урана ($r=0,57$, $p<0,05$), тория ($r=0,56$, $p<0,05$), по другим радионуклидам коэффициенты корреляции были недостоверными ($p>0,05$).

Повышенная частота хромосомных нарушений гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*) и полыни эстрагон (*Artemisia dracunculus*) произрастающих на территории хвостохранилища и промплощадки техногенно уранового участка «Каджи-Сай», вероятно связано с действием повышенного радиационного фона, накоплением в растениях радионуклидов и тяжелых металлов, о чем свидетельствуют результаты корреляционного анализа. Известно, что районы таких радиоактивных аномалий представляют собой сложные геохимические системы, где наряду с повышенным фоном радиации действуют и другие факторы нерадиационной природы, например, тяжелые металлы, которым также присуща мутагенная активность.

Выше приведенные результаты исследований позволяют предположить, что на генетический аппарат дикорастущих растений природно-техногенных экосистем Прииссыккуля синергетически способны воздействовать как радионуклиды, так и тяжелые металлы [161, 164, 167, 168].

4.8.4. Цитогенетический анализ клеток костного мозга мелких мышевидных грызунов

Частота клеток с хромосомными aberrациями в костном мозге грызунов является важной характеристикой генотоксичных свойств среды [73]. Этот вид анализа хромосомного аппарата клетки давно с успехом применяется для лабораторного тестирования мутагенных свойств различных веществ. В то же время число работ по цитогенетическому изучению природных популяций животных сравнительно не велико. Так, например, исследовались регионы с повышенным содержанием ТЕРН на юге Индии (штат Керала), где на монацитовых песках изучались популяции черных крыс. Эти исследования направлены на выяснение возможных радиационно-генетических последствий. Аналогичные исследования проводились в Бразилии (область Араша-Ташира), где в районе вулканических интрузией (Морро-де-Ферро) изучалось состояние флоры и фауны при повышенном в 5 – 100 раз уровне γ - излучения. На юго-западе Франции исследовались районы, где большое содержание естественных радионуклидов в природной среде связано с присутствием радиоизотопов урана, в этих условиях у кроликов и мышей наблюдается увеличение хромосомных aberrаций [321]. Из данного перечня работ видно, что каждый из рассмотренных регионов характеризуется только ему присущими условиями радиационной обстановки, а проводимые радиоэкологические исследования – специфическим выбором задач и методов исследований. В связи с этим основной целью нашей работы было определение частоты aberrантных клеток в костном мозге мелких мышевидных грызунов на территории Прииссыккуля

и оценки спонтанного уровня мутабельности в условиях естественной урановой биогеохимической провинции.

Результаты цитогенетического анализа клеток костного мозга полевки обыкновенной (*Microtus arvalis*), лесных мышей (*Apodemus sylvaticus*), домовых мышей (*Mus musculus*) и серого хомячка (*Cricetulus migratorius*) обитающих в различных зонах Прииссыкулья представлены в табл. 4.36.

На территории с посевами озимой пшеницы в окрестностях с Торт-Куль Тонского района было поймано 7 особей серых хомячков (*Cricetulus migratorius*), 4 самца и 3 самки. Уровень цитогенетических нарушений в клетках костного мозга зверьков составил 2,0 %, из них доля клеток с хромосомными aberrациями составила 60 %, анеуплоидных – 20 %, полиплоидных – 20 %. В спектре хромосомных aberrаций зарегистрировано 6 aberrаций, из них 4 хроматидных делеций и 2 парных концевых делеций.

На сельскохозяйственных полях с посевами озимой пшеницы в окрестностях с. Тамчи было выловлено 10 особей полевок обыкновенных (*Microtus arvalis*), 6 самцов и 4 самки. Уровень клеток с цитогенетическими нарушениями у зверьков составил 2,0 %, из них доля клеток с хромосомными aberrациями составила 60 %, анеуплоидные клетки не обнаружены, полиплоидные – 40 %. В спектре хромосомных aberrаций зарегистрированы четыре хроматидные делеции и два ацентрических кольца, aberrации хромосомного типа не обнаружены.

На сельскохозяйственных полях с посевами ярового ячменя в окрестностях с. Тюп было выловлено 12 особей полевок обыкновенных (*Microtus arvalis*), 7 самцов и 5 самок. Результаты цитогенетического анализа клеток у данных зверьков выявили наличие клеток с цитогенетическими нарушениями с частотой 1,6 %, из них доля клеток с хромосомными aberrациями составила 50 %, анеуплоидные клетки не обнаружены, полиплоидных – 50 %. Спектр хромосомных aberrаций был представлен одиночными концевыми делециями, одиночными точечными фрагментами, ацентрическими кольцами.

Таблица 4.36 - Частота хромосомных нарушений в клетках костного мозга мелких мышевидных грызунов из различных зон природно-техногенных экосистем Прииссыккуля

Место вылова	Вид животных	Всего проанализированных клеток	Клетки с хромосомными нарушениями				Клетки с геномными нарушениями				Всего нарушений	Метафазы с нарушениями
			Хроматидные		Хромосомные		Анеуплоидные		Полиплоидные			
			число	%	число	%	число	%	число	%		
с. Торт-Куль	<i>Cricetulus migratorius</i>	500	4	40	2	20	2	20	2	20	10	2,0±0,62
с. Тамчи	<i>Microtus arvalis</i>	500	6	60	-	-	-	-	4	40	10	2,0±0,62
с. Тюп	<i>Microtus arvalis</i>	500	4	50	-	-	-	-	4	50	8	1,6±0,56
с. Ак-Булак	<i>Apodemus sylvaticus</i>	500	4	50	-	-	-	-	4	50	8	1,6±0,56

Продолжение табл. 4.36

Место отлова	Вид животных	Всего проанализированных клеток	Клетки с хромосомными нарушениями				Клетки с геномными нарушениями				Всего нарушений	Метафазы с нарушениями
			Хроматидные		Хромосомные		Анеуплоидные		Полиплоидные			
			число	%	число	%	число	%	число	%		
Вблизи Курментинского цем. комбината	<i>Microtus arvalis</i>	500	6	30	2	10	4	20	8	40	20	4,0±0,88
с. Тон	<i>Mus musculus</i>	500	7	70	-	-	-	-	3	30	10	2,0±0,62
Вблизи техногенно уранового участка «Каджи-Сай»	<i>Mus musculus</i>	500	6	25	4	16,7	2	8,3	12	50	24	4,8±0,95
	Всего	3500	37	41,1	8	8,9	8	8,9	37	41,1	90	2,6±0,27

На территории, прилегающей к Курментинскому цементному заводу, с посевами озимой пшеницы было выловлено 8 особей полевок обыкновенных (*Microtus arvalis*), 3 самца и 5 самок. Уровень цитогенетических нарушений в клетках костного мозга в популяции зверьков составил 4,0 %, что статистически значимо превышает уровень цитогенетических нарушений у полевок обыкновенных обитающих в окрестностях с. Тюп в 2,5 раз ($t=2,4$, $p<0,05$). Доля клеток с хромосомными aberrациями составила 40 %, анеуплоидных – 20 %, полиплоидных – 40 %. В спектре хромосомных нарушений присутствовали как aberrации хроматидного типа – хроматидные концевые делеции, одиночные разрывы, так и хромосомного – парные концевые делеции, парные ацентрические кольца и микрофрагменты фрагменты.

В окрестностях села Ак-Булак Ак-Суйского района было поймано 9 особей лесных мышей (*Apodemus sylvaticus*), 5 самцов и 4 самки. Уровень клеток с цитогенетическими нарушениями у зверьков составил 1,6 %, из них доля клеток с хромосомными aberrациями составила 50 %, анеуплоидные клетки не обнаружены, полиплоидные – 50 %. В спектре хромосомных aberrаций зарегистрированы две хроматидные делеции и два ацентрических кольца, aberrации хромосомного типа не обнаружены.

В хозпостройках, сараях и подвальных помещениях с. Тон нами были отловлены 8 особей домовых мышей (*Mus musculus*), 5 самцов и 3 самки. Уровень цитогенетических нарушений в клетках костного мозга домовых мышей составил 2,0 %, из них доля клеток с хромосомными aberrациями составила 70 %, анеуплоидные клетки не обнаружены, полиплоидных – 30 %. Спектр структурных нарушений хромосом был представлен aberrациями хроматидного типа – хроматидные концевые делеции.

В жилых домах и хозпостройках прилегающих к техногенно урановому участку «Каджи-Сай» нами были отловлены 4 особи домовых мышей (*Mus musculus*), 3 самки и 1 самец. Уровень цитогенетических нарушений в клетках костного мозга домовых мышей составил 4,8 %, что статистически значимо

превышает уровень цитогенетических нарушений у домашних мышей с с. Тон в 2,4 раз ($t=2,5$, $p<0,05$). Доля клеток с хромосомными aberrациями составила 41,7 %, анеуплоидных – 8,3 %, полиплоидных – 50 %. В спектре хромосомных нарушений присутствовали как aberrации хроматидного типа – хроматидные концевые делеции, одиночные разрывы, так и хромосомного – центрические кольца, парные концевые делеции и парные точечные фрагменты.

Результаты цитогенетических исследований показали, что средний уровень мутабельности в популяциях мелких мышевидных грызунов составляет 2,6 %, частота клеток с цитогенетическими нарушениями варьировала в пределах 1,6 – 4,8 %. Всего было просмотрено 3500 клеток, выявлено 90 клеток с цитогенетическими нарушениями, из них 45 метафазных пластинок с хромосомными aberrациями, 8 анеуплоидных и 37 полиплоидных клеток [рис. 4.69].

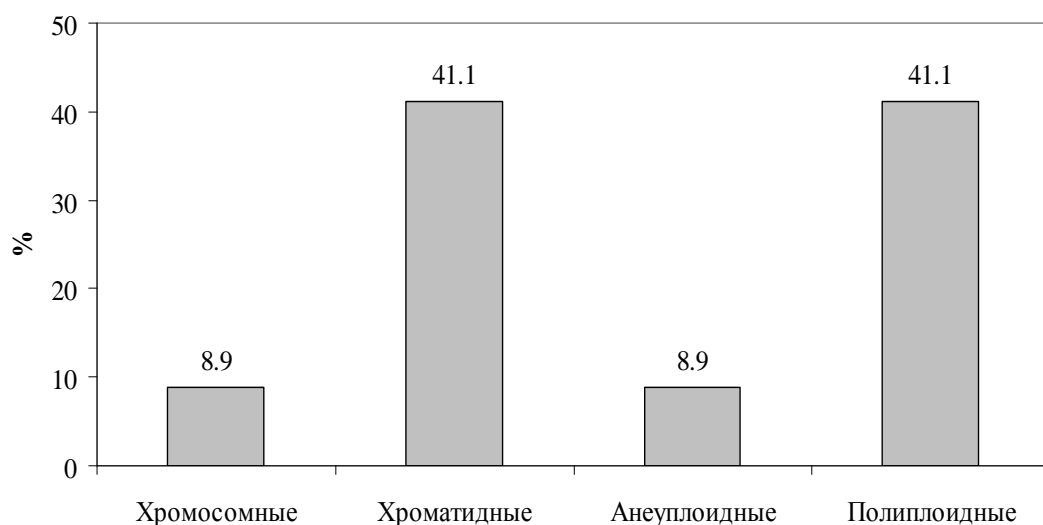


Рис.4.69. Спектр хромосомных нарушений в клетках костного мозга мышевидных грызунов.

В спектре хромосомных нарушений aberrации хроматидного типа составили 82,2 %, хромосомного - 17,8 %. Aberrации хроматидного типа были представлены хроматидными концевыми делециями, хроматидными разрывами, ацентрическими кольцами. Повышенный уровень нарушений хроматидного типа у представителей данных видов мышевидных грызунов,

вероятно, связан с воздействием мутагенов химической природы в среде их обитания. Аберрации хромосомного типа были представлены в основном парными концевыми делециями.

Сравнительный анализ результатов цитогенетических исследований клеток костного мозга полевок обыкновенных (*Microtus arvalis*), домашних мышей (*Mus musculus*), лесных мышей (*Apodemus sylvaticus*) и серых хомячков (*Cricetulus migratorius*) обитающих в различных зонах Прииссыккуля, показал, что спонтанный уровень мутабельности варьирует в пределах 1,6 – 2,0 % [рис. 4.70], это соответствует фоновому уровню клеток с хромосомными нарушениями (около 2 – 3 %) установленному для популяций мелких млекопитающих из условно не загрязненных районов [182, 97]. Однако, у полевок обыкновенных (*Microtus arvalis*), обитающих в окрестностях Курментинского цементного завода уровень мутабельности (4,0 %) статистически значимо был выше фонового уровня (1,6 %) в 2,5 раз ($t=2,4$, $p \leq 0,05$). Выявленный количественный и качественный состав цитогенетических нарушений вблизи источника загрязнения свидетельствует о наличии здесь кластогенов химической природы. Несмотря на малочисленность выборок, общая реакция исследованных животных позволяет с достаточной вероятностью говорить о реальности обнаруженного эффекта. Наиболее высокий уровень хромосомных нарушений характерен для популяции домашних мышей (*Mus musculus*) с техногенно уранового участка «Каджи-Сай» – 4,8 %, что превышает фоновый уровень мутабельности (2,0 %) в 2,4 раз ($t=2,5$, $p < 0,05$). Несмотря на не большое число просмотренных клеток у домашних мышей были обнаружены грубые нарушения структуры хромосом – парные концевые делеции, центромерные разрывы, увеличение числа анеу - и полиплоидных клеток, что крайне редко отмечается в клетках при фоновом радиационном уровне.

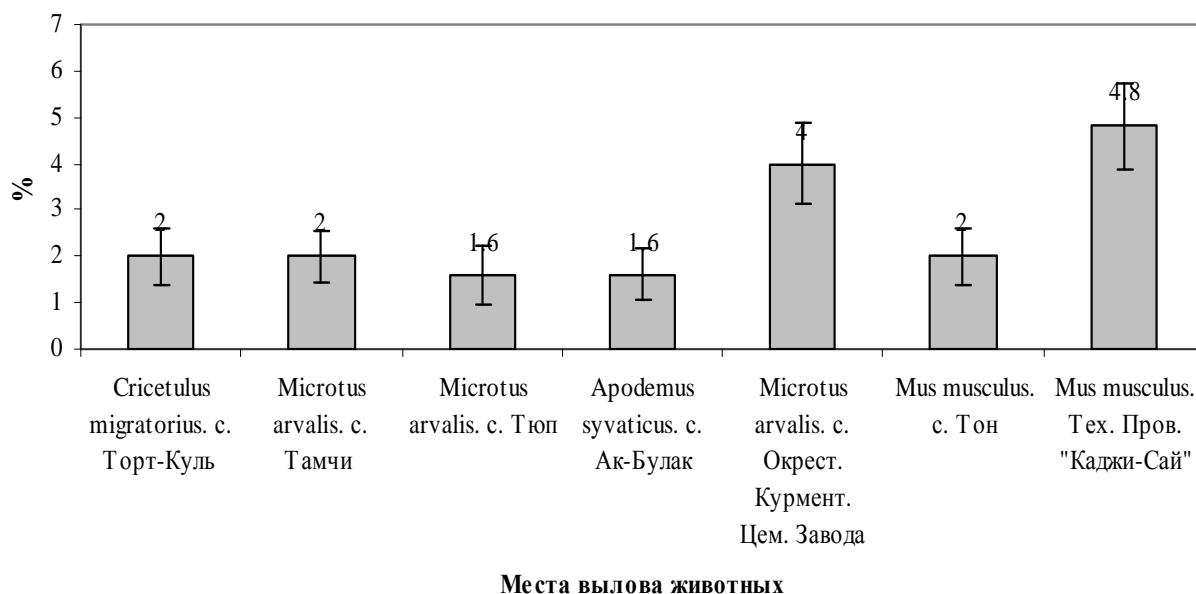
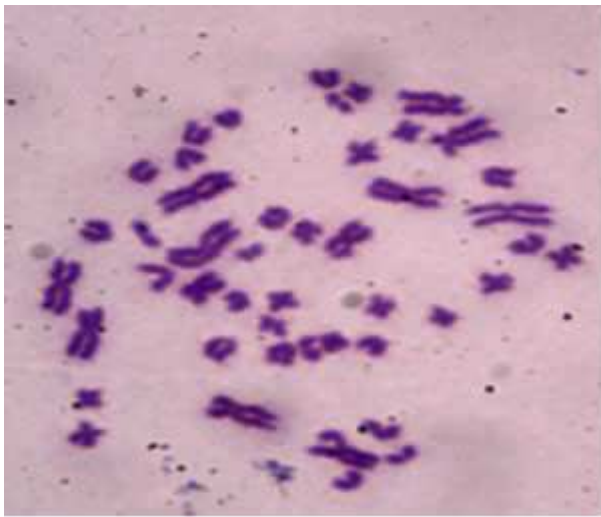
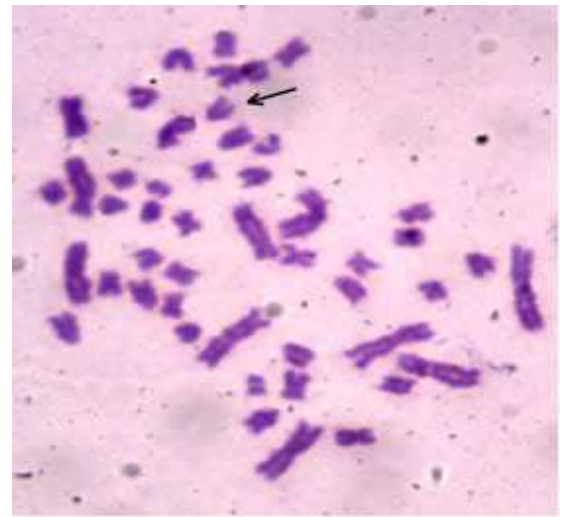


Рис.4.70. Сравнительный анализ уровня мутабельности мышевидных грызунов из различных зон Прииссыккуля.

Полученные результаты свидетельствуют о возрастании генетического груза в популяциях мелких мышевидных грызунов в природно-техногенных экосистемах Прииссыккуля, подверженных антропогенной нагрузке. Увеличение частоты мутаций ведет к увеличению числа особей с врожденными аномалиями и дефектами. Расчеты показывают, что удвоение частоты мутаций увеличивает объем генетического груза настолько, что это может стать опасным для существования популяций [106]. Повышенная частота цитогенетических нарушений у *Microtus arvalis* и *Mus musculus* с техногенных районов Прииссыккуля свидетельствует о присутствии генотоксичных факторов в среде обитания изучаемых животных [159, 164]. Основные типы хромосомных нарушений в клетках костного мозга мелких мышевидных грызунов представлены на рис.: 4.71, 4.72, 4.73, 4.74, 4.75, 4.76.

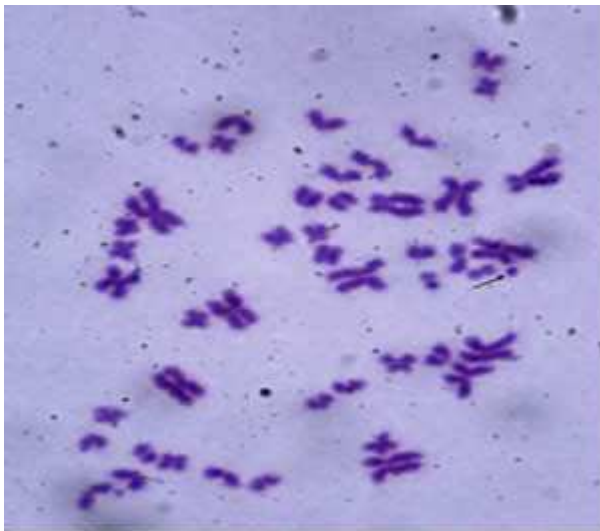


а)

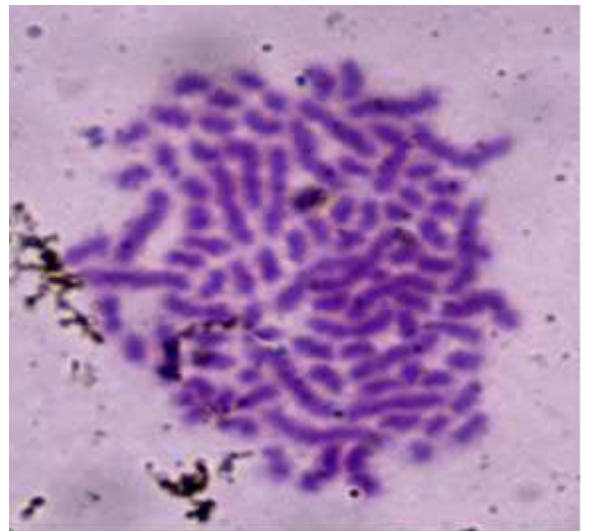


б)

Рис. 4.71. а) метафазная пластинка полевки обыкновенной (*Microtus arvalis*) в норме $2n=46$ (♂), б) с парной концевой концевой делецией (♀).

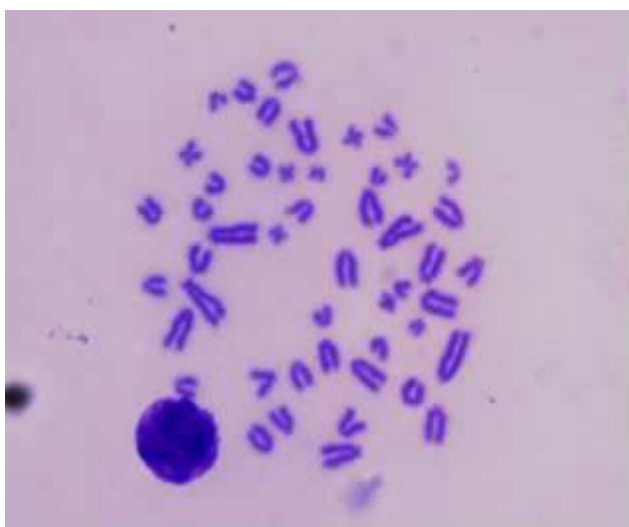


а)

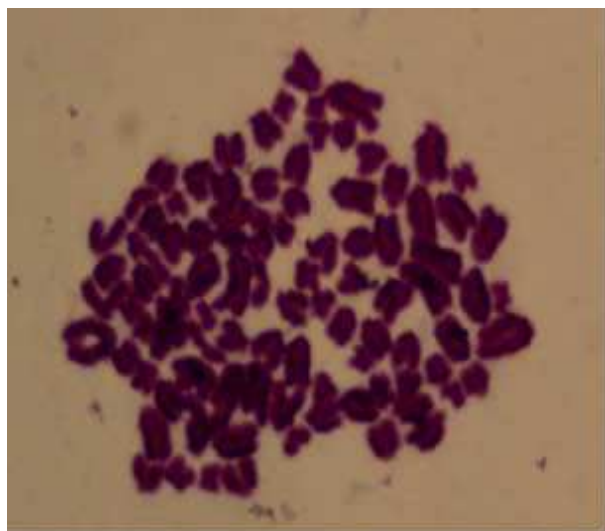


б)

Рис.4.72. а) метафазная пластинка полевки обыкновенной (*Microtus arvalis*) с хроматидной концевой делецией (♂), б) Полиплоидная метафазная пластинка $4n=92$.



а)

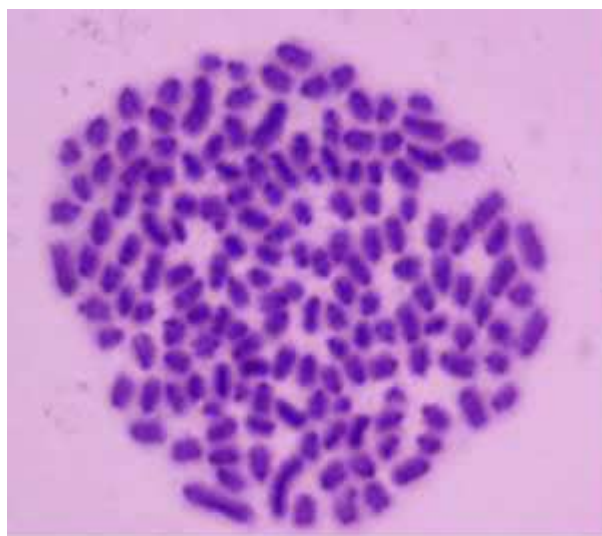


б)

Рис.4.73. а) метафазная пластинка лесной мыши (*Apodemus sylvaticus*) в норме $2n=48$ (♀), б) Полиплоидная метафазная пластинка $4n=96$.

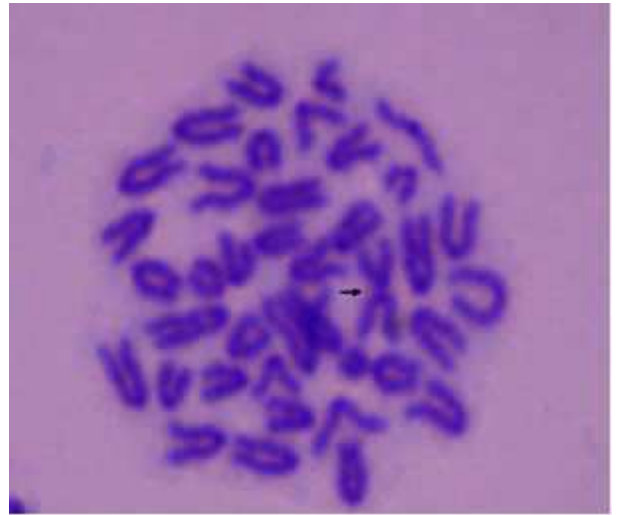
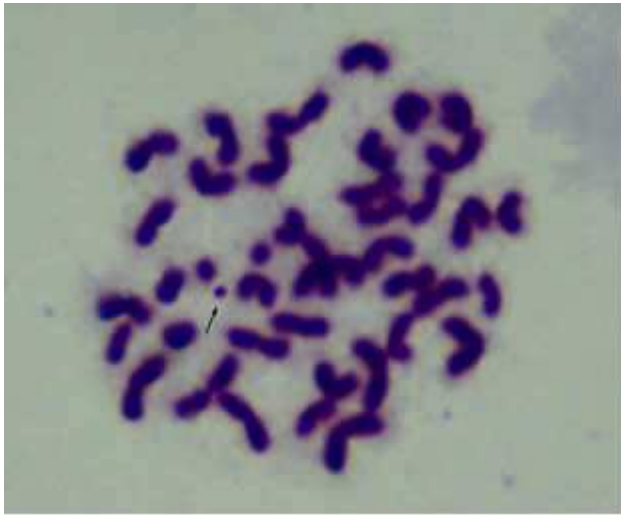


а)



б)

Рис.4.74. а) метафазная пластинка домовй мыши (*Mus musculus*) в норме $2n=40$ (♂), б) полиплоидная метафазная пластинка $8n=160$.



а)

б)

Рис.4.75. а) метафазная пластинка домашней мыши (*Mus musculus*) с ацентрическим кольцом (♂), б) метафазная пластинка с робертсоновской транслокацией (♂).



а)

б)

Рис.4.76. а) метафазная пластинка серого хомячка (*Cricetulus migratorius*) в норме $2n=22$ (♀), б) Анеуплоидная метафазная пластинка 21 хромосом.

4.9 Окружающая среда и здоровье населения Иссык-Кульской области

Процессы, характеризующие характер заболеваемости, сложны и противоречивы, и в целом, их можно рассматривать как ответную реакцию организма человека на изменения социально-экономической и экологической среды. В 70-х годах XX века, по данным ВОЗ, состояние смешанных контингентов людей в разных странах в среднем на 50-60 % зависело от экономической обеспеченности и образа жизни, на 18-20 % от состояния окружающей среды и на 20-30 % от уровня медицинского обслуживания.

Современной гигиенической наукой установлено, что загрязнение окружающей среды повышает уровень заболеваемости населения в среднем на 20 %. Развитие промышленности, городских агломераций, увеличение потока автотранспорта и шума существенно влияют на окружающую среду, и как следствие - на здоровье населения в целом. В последнее время опосредованное и непосредственное воздействие неблагоприятных факторов окружающей среды на здоровье человека становится все более актуальным и приобретает все большие масштабы, так как ухудшение материально-технической базы республики, социальная направленность, экономический спад привели к недостаточному финансированию служб отслеживающих гигиенические и экологические параметры, производящих анализ, оценку и прогнозирование. Так, по данным Иссык-Кульского областного медицинского информационного центра, за последние пять лет (2005-2010) наблюдается тенденция роста уровня заболеваемости населения в Иссык-Кульской области, как среди взрослых и подростков старше 14 лет, а также детей до 14 лет [рис. 4.77].

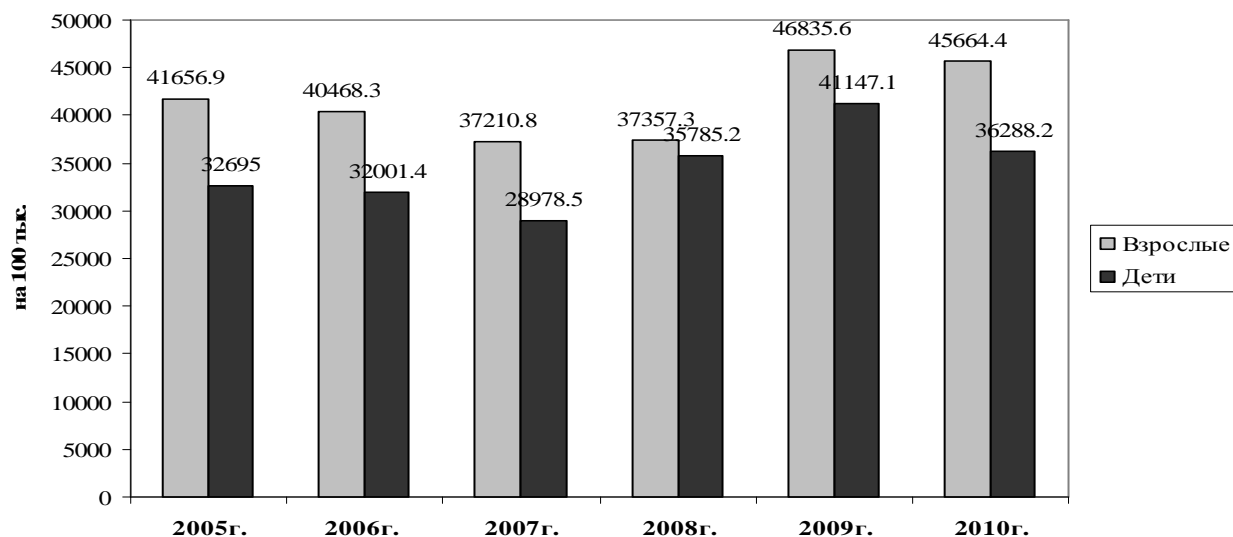


Рис. 4.77. Заболеваемость взрослых, подростков и детей до 14 лет за 2005-2010 гг. на 100. тыс. населения.

Основной вклад в формирование заболеваемости взрослого населения региона вносят болезни органов пищеварения (23,4 %), органов дыхания (15,2 %), органов кровообращения (10,15 %), мочеполовой системы (9,66 %). Меньшую долю составляют болезни эндокринной системы, расстройства питания (5,4 %), нервной системы (4,5 %), глаза и его придатков (5,12 %), кожи и подкожной клетчатки (5,43 %), психические расстройства и расстройства поведения (4,16 %), травмы и отравления (4,44 %), болезни крови, кроветворных органов, нарушения иммунных механизмов (2,3 %), некоторые инфекционные и паразитарные болезни (2,2 %), новообразования (1,53 %), болезни костно-мышечной системы и соединительной ткани (1,71 %), врожденные аномалии (пороки развития) (0,38 %) [рис. 4.78].

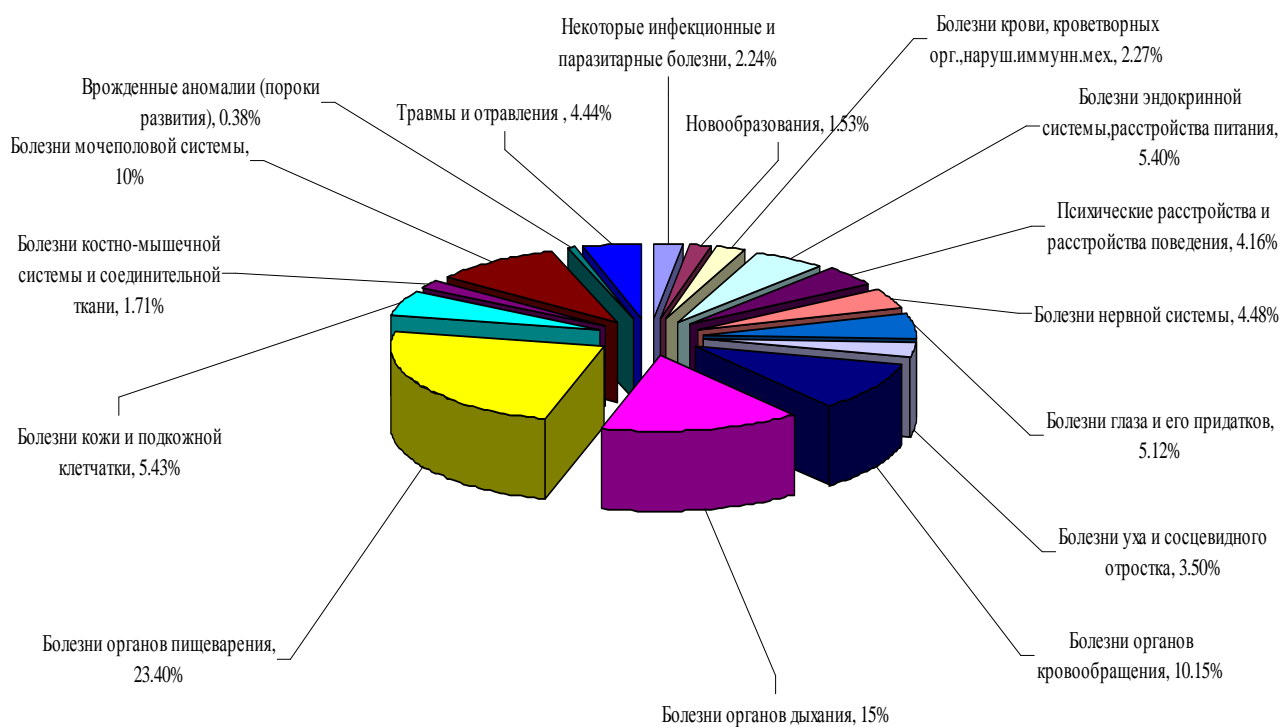


Рис.4.78. Структура заболеваемости взрослых и подростков старше 14 лет на 2010 г.

С 2005 года возросло число больных с заболеваниями органов пищеварения особенно болезней полости рта, слюнных желез и челюстей, язвы желудка и двенадцатиперстной кишки, гастрита и дуаденита, желчнокаменной болезни, холецистита, холангита, болезни поджелудочной железы и т.д.; органов дыхания, такие как острые респираторные инфекции верхних и нижних дыхательных путей, хронический фарингит, назофаренгит, синусит, бронхит и др.; органов кровообращения: гипертонические болезни, стенокардия, цереброваскулярные болезни, ишемический инсульт и т.д.; мочеполовой системы, особенно болезней почек и органов мочевыделительной системы; болезней кожи и подкожной клетчатки, болезней глаза и его придатков; врожденных аномалий (пороки развития), в частности врожденные аномалии сердца и системы кровообращения.

В отличие от заболеваемости взрослого населения у детей до 14 лет на первом месте стоят заболевания органов дыхания (36%), на втором месте болезни органов пищеварения (25,9%) и т.д. [рис. 4.79]. То есть в данном случае детское население более чувствительно к изменениям качества атмосферного воздуха. Так, анализ заболеваемости детей до 14 лет показал, что в последние годы наблюдается тенденция увеличения её уровня по следующим болезням: органов дыхания, органов пищеварения, болезней крови, врожденных аномалий (пороки развития), таких как врожденные аномалии сердца и системы кровообращения, расщелина неба и губы, синдром Дауна.

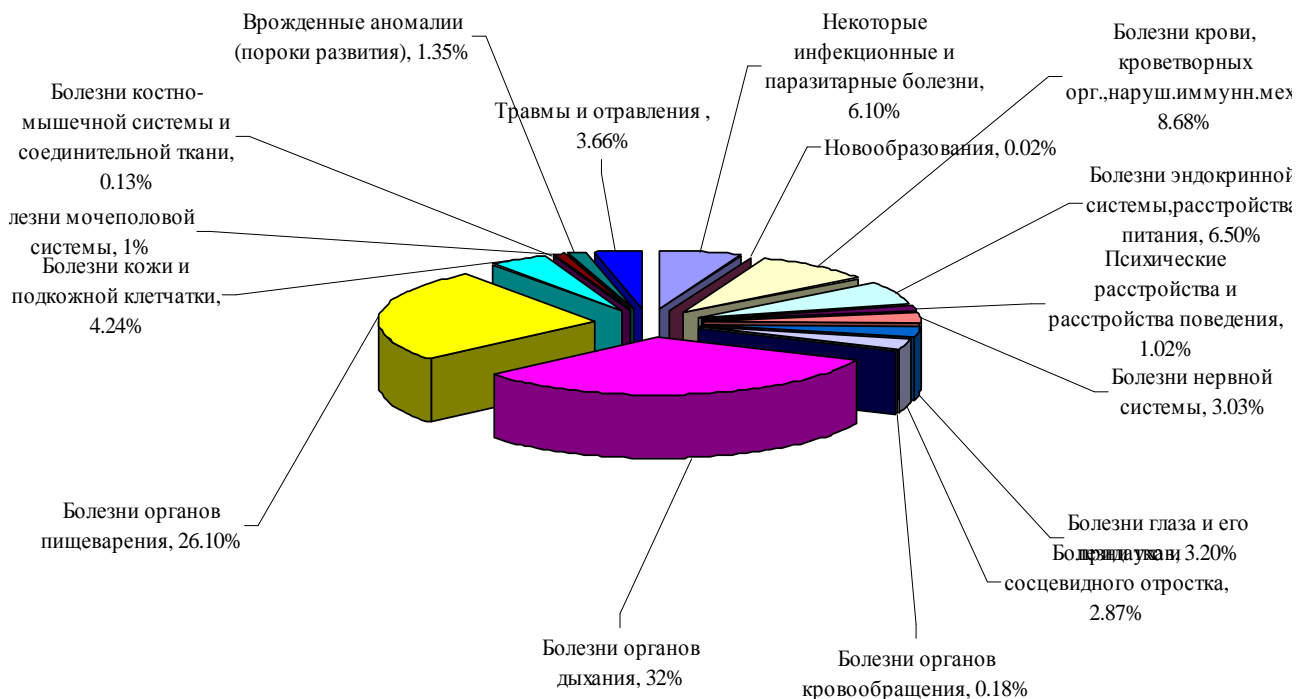


Рис.4.79. Структура заболеваемости детей до 14 лет на 2010г.

Определенную проблему для Иссык-Кульской области представляют йододефицитные заболевания. Количество заболеваний, связанных с изменением щитовидной железы, из года в год практически не меняется и остаётся на одном уровне, так в 2010 году они составили 1172 на 100 тыс. взрослого населения и 1884 на 100 тыс. детского населения. Данная ситуация,

вероятно, связана с недостаточным содержанием йода в основных продуктах питания.

Высока заболеваемость железодефицитной анемией, особенно отмечается тенденция её роста среди детей до 14 лет: в 2005г. – 2546,7, в 2006г. – 2451,8, в 2007г. – 2328, в 2008г. – 2414, в 2009г. – 2819,9, в 2010г. – 3040,6 на 100. тыс. населения.

В Иссык-Кульской области наблюдаются территориальные различия заболеваемости населения. Ранжирование данных, зарегистрированных болезней, позволяет достаточно объективно сопоставить уровни заболеваемости населения между городами и районами. По уровню заболеваемости взрослого населения и подростков старше 14 лет (на 100 тыс. населения) на первом месте стоит г. Каракол, на втором г. Балыкчи, на третьем Тюпский район, на четвертом Ак-Суйский, на пятом Тонский, на шестом Иссык-Кульский, на седьмом Джеты-Огузский район [рис. 4.80].

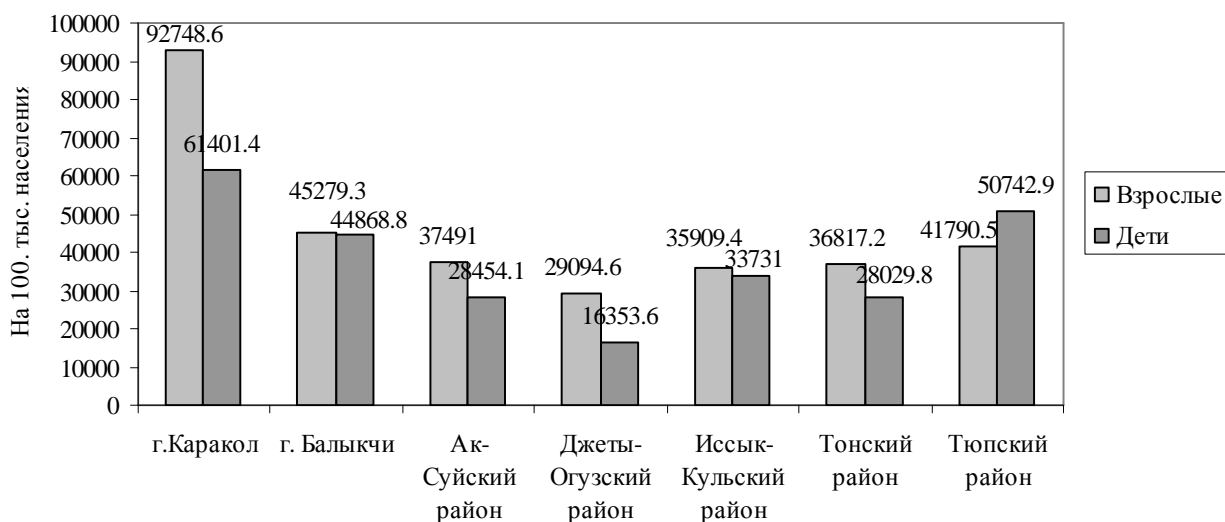


Рис.4.80. Уровень заболеваемости взрослого населения и детей по городам и районам Иссык-Кульской области.

Среди детей до 14 лет по уровню заболеваемости (на 100 тыс. населения) на первом месте стоит г. Каракол, на втором Тюпский район, на третьем г.

Балыкчи, на четвертом Иссык-Кульский район, на пятом Ак-Суйский, на шестом Тонский, на седьмом Джеты-Огузский район [рис. 4.80]. Как видно из данных рис. 4.80 в Тюпском районе детская заболеваемость превышает взрослую.

Известно, что в среде с повышенным содержанием радионуклидов у человека наблюдается рост уровня заболеваемости населения. Так, по данным центра группы семейных врачей «Каджи-Сай», на 2010 год в структуре заболеваемости взрослого населения Каджи-Сайского субрегиона новообразования занимали 1,55 % от общей заболеваемости, по области средний показатель был равен 1,53 %. Патологии беременности и развития плода не зарегистрированы (по области 0,79 %), врожденные аномалии составили 0,58 % (по области 0,38 %), синдром Дауна не зарегистрирован. Данные показатели заболеваемости населения Каджи-Сайского субрегиона варьируют в пределах средних показателей по Иссык-Кульской области. Следует отметить, что в условиях техногенно уранового участка «Каджи-Сай» нами не исследовалось содержание урана в организме человека и отдельных его органах и тканях, этот вопрос представляет интерес в связи с экспериментально доказанной возможностью возникновения злокачественных опухолей в организме человека (кости, легкие) в среде с повышенным содержанием урана [321].

Если проанализировать уровень общей смертности населения по Иссык-Кульской области, то за последние четыре года (2007-2010гг) наблюдается незначительная тенденция её снижения, как среди взрослой, так и детской [рис. 4.81]. Как видно из данных рис. 4.81, наиболее высокий уровень смертности среди взрослого населения, а наиболее низкий среди подростков.

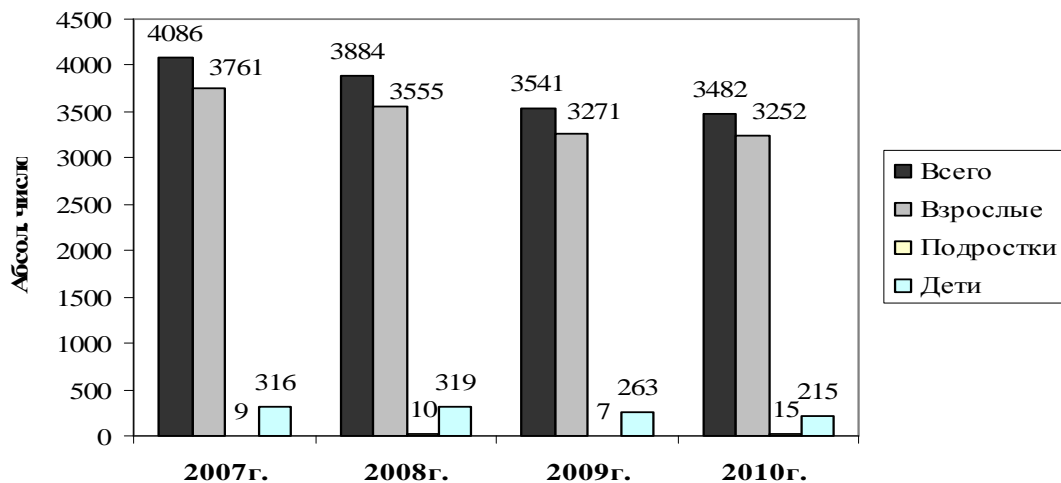


Рис. 4.81. Смертность взрослых, подростков и детей до 14 лет.

Основной причиной смертности взрослого населения региона являются болезни системы кровообращения (46,4 %), так в 2010 году от них умерло 1617 человек, от травм и отравлений 374 человек (10,7 %), от болезней органов дыхания 325 человек (9,3 %), от новообразований 277 человек (7,9 %). В 2010 году возросло число смертельных случаев от болезней органов пищеварения – 182 человек (5,2 %). Структура смертности взрослого населения представлена на рис. 4.82.

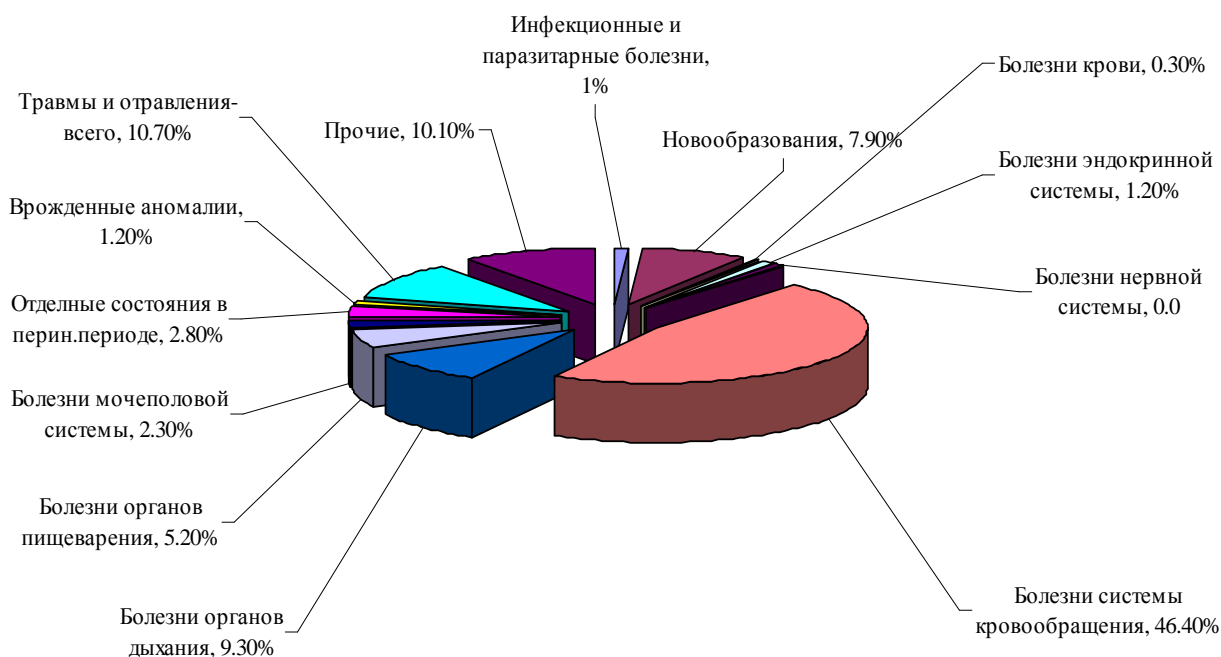


Рис.4.82. Структура смертности взрослого населения на 2010 год.

По данным группы семейных врачей «Каджи-Сай» основной причиной смерти взрослого населения Каджи-Сайского субрегиона на 2010 год являются болезни органов кровообращения (58,7 %), меньшую долю составляют болезни органов пищеварения (12,8 %), травм и отравлений (10,4 %), болезни органов дыхания (5,2 %), новообразования (4,1 %).

Структура детской смертности несколько отличается от структуры смертности взрослого населения. Основной причиной смерти детей до 14 лет являются отдельные состояния в перинатальном периоде (46 %) в 2010 году от них умерло 98 детей, на втором месте от врожденных аномалий (17,2 %), на третьем от травм и отравлений (11,6 %), от болезней органов дыхания (9,3 %), от болезней нервной системы (4,10 %), от инфекционных и паразитарных болезней (2,7 %). Незначительный процент от новообразований (0,9 %) и болезней системы кровообращения (0,4 %), болезней органов пищеварения (0,3 %), прочих (7 %). Структура смертности детей до 14 лет представлена на рис. 4.83.

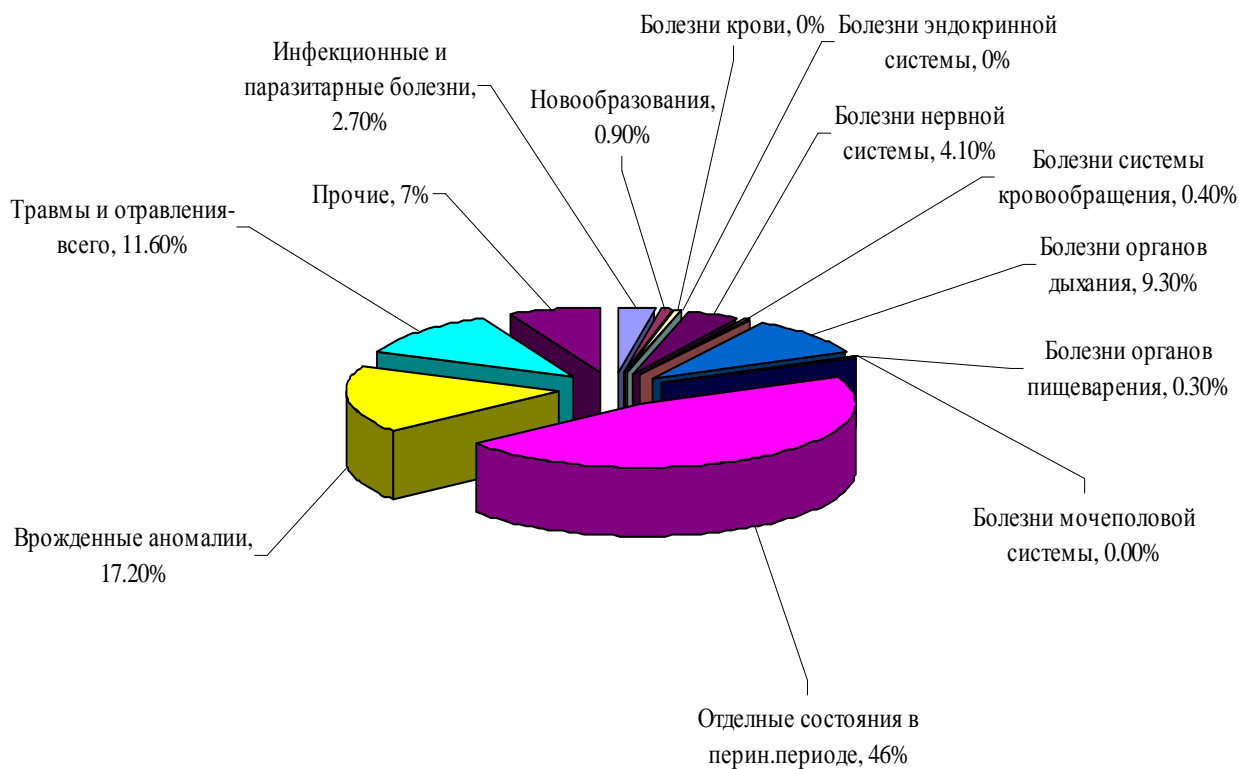


Рис.4.83. Структура смертности детей до 14 лет на 2010 год.

Как и в случае с заболеваемостью, в регионе наблюдаются территориальные различия по уровням общей смертности населения, так в 2010 году наиболее высокие уровни смертности среди взрослых, подростков старше 14 лет и детей до 14 лет отмечались в Джеты-Огузском и Иссык-Кульском районах, а наиболее низкий в г. Балыкчи [рис. 4.84].

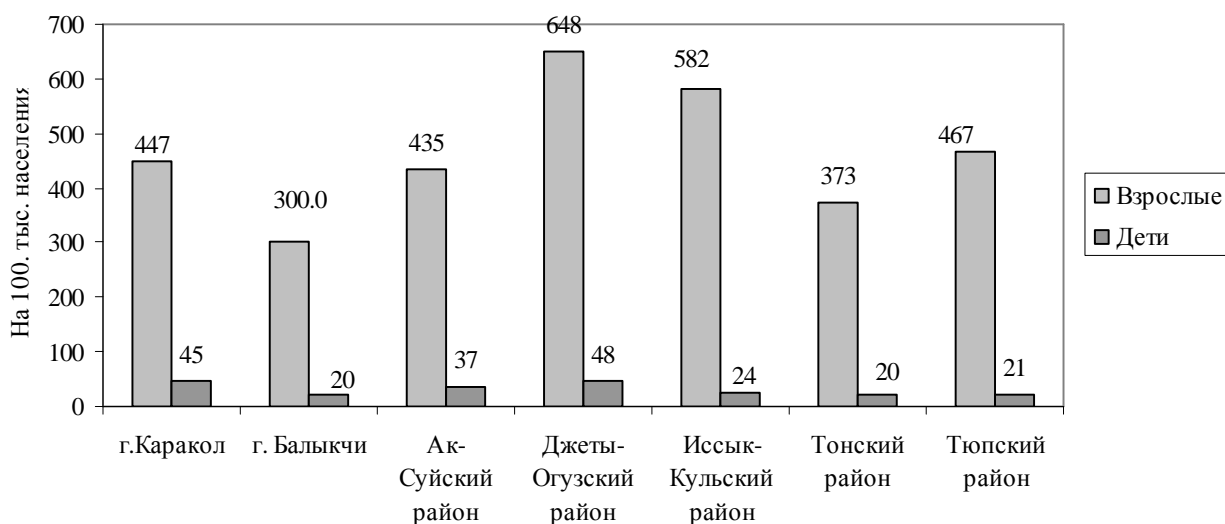


Рис.4.84. Уровень смертности взрослого населения и детей по городам и районам Иссык-Кульской области на 2010 год.

В Джеты-Огузском и Иссык-Кульском районах, как для региона в целом основными причинами смертности взрослого населения являются болезни системы кровообращения (47 и 48,3 %) и болезни органов дыхания (13 и 7,4 %), от травм и отравлений (15,7 и 11,1 %), от новообразований (8,4 и 7,2 %), а у детей до 14 лет от заболеваний отдельных состояний в возникающих перинатальном периоде (33,3 и 50 % соответственно). Низкий уровень общей смертности в г. Балыкчи не отражает истинной ситуации, так например, для города характерны наиболее высокие показатели причин смертельных случаев взрослого населения, от болезней: органов дыхания (11,6 %), новообразований (9 %), органов пищеварения (8,3 %), а у детей до 14 лет от травм и отравлений (16 %) и врожденных аномалий (10 %).

Заключение

Результаты проведенных эколого-биогеохимических и радиоэкологических исследований показали, что мощность природного радиационного фона по гамма-излучению на территории Прииссыккуля не превышает норм радиационной безопасности, за исключением отдельных локальных участков имеющих природный и техногенный характер. К таким участкам можно отнести береговые зоны пляжей с. Жениш и с. Ак-Терек расположенные на южном стороне озера и другие небольшие участки прибрежной полосы озера Иссык-Куль с радиационным фоном 40 - 50 мкр/час, а также некоторые горные местности, ущелья основу которых составляет гранит, скальный грунт, красный песок, с мощностью экспозиционной дозы до 40 мкр/ч. Вероятно, вариации природного радиационного фона связаны с неоднородным распределением естественных радионуклидов, рассеянных в земных породах, почвах, поверхностных и подземных водах, и других объектах окружающей среды. Результаты исследований по определению содержаний естественных радионуклидов в различных типах почв Прииссыккуля показали, что их значения в несколько раз превышают кларковые концентрации: по U в 2-5 раз, по Th в 1-2 раз, по Ra в 2,3-3,9 раз по ^{40}K в 2,3-2,7 раз. Удельная активность искусственных радионуклидов – ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Прииссыккуля находится в пределах фоновых значений и не превышает норм радиационной безопасности, вероятно, их природа связана с процессами глобальных выпадений.

Содержание урана в водах рек Прииссыккуля составляет в среднем $n \times 10^{-5}$ %, оно колеблется в зависимости от времени года и места отбора проб. Так, например, содержание урана в воде реки Ак-Терек варьирует от $0,42 \times 10^{-5}$ до $4,7 \times 10^{-4}$ %, это примерно в 10, а в отдельных случаях 100 раз больше чем содержание урана в реках нечерноземной и черноземной зон России (Северная Двина, Лена, Нева, Кама) содержание урана в их водах колеблется в пределах

$(2-13) \times 10^{-6}$ %. Река Тамга несет в своих водах до $21,6 \times 10^{-5}$ % урана. Содержание урана в одной из крупнейших рек Иссык-Кульской котловины, Джергалан, колеблется в пределах $4,7 - 13,0 \times 10^{-5}$ %. Содержание урана в воде озера Иссык-Куль также заметно варьирует, вероятно, это обусловлено неравномерностью процессов испарения и опреснения, происходящих в разных частях прибрежных зон озера. В среднем воды Иссык-Куля содержат $3,0 \times 10^{-4}$ % урана, что на порядок больше, чем содержание урана в морской воде (10^{-5} %) и на один - два порядка больше, чем среднее содержание урана в реках и пресных озерах (от 10^{-6} до $n \times 10^{-5}$ %). Удельная активность искусственных радионуклидов (^{90}Sr и ^{137}Cs) ниже установленных норм радиационной безопасности.

Содержание урана в укусах дикорастущих растений изменяется от $0,5 \times 10^{-5}$ % до $0,84 \times 10^{-4}$ %, что превышает фоновый уровень содержания урана в растениях целинных черноземных степей России ($2,1 \times 10^{-6}$ %) в 2,4 – 40 раз. Однако, удельная активность естественных радионуклидов: ^{238}U (0,73–6,7 Бк/кг), ^{228}Th (0,10-0,25 Бк/кг), ^{226}Ra (0,22-0,92 Бк/кг) в надземных частях растений оказалась не высокой. Вероятно большие периоды полураспада приводят к тому, что их удельная активность оказывается очень низкой. Даже в тех видах растений, которые накапливали относительно высокие концентрации элемента, активность, обусловленная их изотопами, была мала и повышенные их концентрации, вероятно, следует рассматривать больше с точки зрения их химической токсичности, а не радиационной опасности. Удельная активность искусственных радионуклидов в культурных и дикорастущих растениях Прииссыккуля ниже установленных норм радиационной безопасности. Удельная активность ^{90}Sr в зерне озимой пшеницы составила 0,15 – 0,26 Бк/кг (ПДУ 1,85 Бк/кг), ^{137}Cs - 0,10 - 0,23 Бк/кг (ПДУ 1,11 Бк/кг). Удельная активность ^{90}Sr в укусах дикорастущих видах растений варьировала в пределах 1,9-3,1 Бк/кг, при ПДУ - 111 Бк/кг. Содержание ^{137}Cs в укусах дикорастущих растений Прииссыккуля составило 1,9-2,8 Бк/кг, при ПДУ - 74 Бк/кг.

Мелкие мышевидные грызуны (*Microtus arvalis*, *Apodemus sylvaticus*, *Cricetulus migratorius*, *Mus musculus*) накапливают относительно не высокие концентрации альфа и бета излучающих радионуклидов, на территориях не подверженных радиоактивному загрязнению, их концентрации в общей массе тела не превышают фоновых уровней.

Следует отметить, что в регионе имеется техногенный урановый участок «Каджи-Сай», с хвостохранилищем общим объемом урановых отходов до 400 тыс. м³. В отдельных местах разрушения изоляционного слоя хвостохранилища радиационный фон достигает до 1300 мкР/час. В верхнем горизонте насыпного грунта хвостохранилища содержатся повышенные концентрации урана, тория и радия, с глубиной их концентрации возрастают на один два порядка. Исследования изотопного состава грунта хвостохранилища выявили высокую удельную активность: ²³⁴U - 851,6 Бк/кг, ²²⁶Ra - 3789,6 Бк/кг, ²¹⁴Pb - 2946,1 Бк/кг, и др. радионуклидов. Уровни суммарной альфа и бета активности ручьев №1 и №2 из техногенно уранового участка «Каджи-Сай» в сравнении с водой озера Иссык-Куль больше в 2 - 5 раз, а в сравнении с речными водами в 50 – 100 раз. Однако ручьи из хвостов редко доходят до озера, как правило, весенний и осенний периоды. Процентное содержание урана в дикорастущих растениях, произрастающих в данных условиях примерно в 3 - 5 раз выше, чем содержание урана в растениях с других территорий Прииссыккуля не подверженных радиоактивному загрязнению. Уровни суммарной альфа – и бета активности у песчанок тамарисковых обитающих на территории хвостохранилищ и домовых мышах отловленных в жилых домах, хозпостройках с окрестностей техногенно уранового участка «Каджи-Сай» в 1,5 - 2,0 раз выше, чем у зверьков с не загрязненных территорий Прииссыккуля. Коэффициенты накопления радионуклидов песчанкой тамарисковой свидетельствуют об их избыточных концентрациях в среде обитания животных ($K_n < 1$).

Другая территория, имеющая также техногенный характер – бывший научно-производственный Цех №7 по извлечению урана из воды озера Иссык-

Куль. Наши исследования показали, что мощность экспозиционной дозы радиационного фона по гамма-излучению на территории и внутри производственных помещений варьирует в пределах 20 - 30 мкР/ч, а в отдельных местах до 40 мкР/ч, т.е. на сегодняшний день данный объект не представляет радиэкологической опасности окружающей среде.

Тяжелые металлы также являются приоритетными поллютантами, увеличение их концентраций в окружающей среде негативно сказывается на состоянии современной биосферы. Результаты наших исследований показали, что в целом, содержание тяжелых металлов в почвах Прииссыккуля находится в пределах фоновых значений, однако следует отметить увеличение их концентраций на отдельных контрольных участках, так например, по свинцу в районах с. Кара-Ой, г. Чолпон-Ата, с. Тон, г. Каракол. Содержание свинца в грунте Каджи-Сайских хвостохранилищ превышает ПДК в 1,4 раз. При исследовании почв агроценозов прилегающих к Курментинскому цементному заводу были выявлены повышенные содержания кадмия в почвах 5,0 – 12,3 мг/кг, при ПДК – 1,0 мг/кг. На территории завода содержание кадмия в грунте составило 17,0 мг/кг. В известняке, служащего сырьем для производства цемента, обнаруживались повышенные концентрации микроэлемента – 64,3 мг/кг. Вероятно в результате добычи, дробления и других производственных процессах происходит поступление некоторой части породы в атмосферный воздух в виде микрочастиц, которые распространяются потоками воздуха, загрязняя близлежащие территории. Горно-долинные светло- и темно-каштановые почвы (32 – 35 мг/кг) и характеризовались более повышенными концентрациями меди. Содержание меди в грунте хвостохранилища техногенно уранового участка «Каджи-Сай» превышает ПДК в 1,3 раз.

Содержание тяжелых металлов в водах рек региона по местам апробирования находится в пределах фоновых уровней. Следует отметить, что, их содержание в озерной воде на два, три порядка выше, чем в речной.

Содержание тяжелых металлов в укосах дикорастущих растений Прииссыккуля находится в пределах фоновых значений, за исключением

территорий подверженных техногенной нагрузке, так содержание свинца укосах с Каджи-Сайских хвостохранилищ в 6,5 раз выше фоновых уровней. Содержание кадмия в полыни тьянь-шаньской (*Artemisia tianschanica*) произрастающей в окрестностях Курментинского цементного завода примерно в 13 – 17 раз выше фоновых значений. Содержание кадмия в семенах озимой пшеницы (*Triticum aestivum*) выращенной в агроценозах прилегающих к Курментинскому цементному заводу примерно в 5 – 15 раз выше, чем содержания микроэлемента в семенах зерновых культур из не загрязненных территорий Прииссыккуля. Известно, что у животных в районах с повышенным содержанием тяжелых металлов в среде коэффициент накопления меньше 1; у животных в районах с нормальным их содержанием – равен 1 или превышает её. Наши исследования показали, что в целом уровни накопления тяжелых металлов мелкими мышевидными грызунами Прииссыккуля незначительны, коэффициенты накопления (Кн) в большинстве случаев были больше 1. Однако, полевки обыкновенные (*Microtus arvalis*) обитающие в агроэкосистемах прилегающих к Курментинскому цементному заводу накапливали кадмий (Кн-0,15) и медь (Кн-0,52). Домовые мыши (*Mus musculus*) отловленные в домах и хоз. постройках с окрестностей техногенно уранового участка «Каджи-Сай» накапливали кадмий в 1,4 раз, медь в 1,2 раз и цинк 1,6 раз больше, чем домовые мыши с домов с. Тон. Также песчанки тамарисковые (*Meriones tamariscinus*) отловленные с территории хвостохранилищ техногенно уранового участка «Каджи-Сай» накапливали свинец (Кн-0,026), кадмий (Кн-0,46), медь (Кн-0,47), цинк (0,58). Анализ отдельных органов песчанок показал, что свинец преимущественно накапливается в почках и костях, кадмий и медь в печени, цинк в костях.

В изучении природных популяций растений и животных из районов естественных биотопов и техногенных территорий широко используются методы цитогенетического анализа. Путём учёта частоты хромосомных aberrаций делаются попытки оценить мутагенные свойства физических и химических факторов окружающей среды. Проведенные нами

цитогенетические исследования показали сравнительно невысокий уровень мутабельности семян зерновых культур (*Triticum aestivum*), (*Hordeum vulgare*) отобранных в различных агроэкосистемах Прииссыккуля, который варьировал в пределах 1,4 – 3,2 %. В спектре нарушений хромосом, преобладали изолюкусные разрывы и абберации хроматидного типа, что говорит о воздействии мутагенов химической природы на генетический аппарат возделываемых зерновых культур. Сравнительный анализ результатов цитогенетических исследований семян зерновых культур из различных агроэкосистем Прииссыккуля показал, что наиболее высокая частота хромосомных нарушений характерна для озимой пшеницы (*Triticum aestivum*) выращенной в окрестностях Курментинского цементного завода, вероятно, это связано с загрязнением агроэкосистем тяжелыми металлами, наблюдается достоверная корреляционная зависимость накопления кадмия в семенах растений от содержания его в почве ($r=0,94$, $p<0,01$).

Уровень мутабельности в популяциях дикорастущих растений из различных зон Прииссыккуля варьировал в пределах 1,0 – 4,2 %. В спектре нарушений хромосом преобладали абберации хроматидного типа – одиночные фрагменты, хроматидные мосты, что говорит о воздействии мутагенов химической природы на генетический аппарат дикорастущих растений Прииссыккуля. Незначительный процент составили абберации хромосомного типа – парные фрагменты и хромосомные мосты, вероятно, это связано с воздействием низкодозового радиационного фактора. Сравнительный анализ результатов цитогенетического изучения популяций дикорастущих растений Прииссыккуля показал, что наиболее высокая частота хромосомных нарушений характерна для гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*) с территории хвостохранилищ техногенно уранового участка «Каджи-Сай» – 3,4 % и полыни эстрагон (*Artemisia dracuncululus*) – 4,2 %. В корневых меристемах данных растений наблюдалось снижение митотической активности деления клеток и процента всхожести семян. Вероятно, это связано с особенностями геохимической среды, действием повышенного фона радиации, накоплением в

растениях радионуклидов и тяжелых металлов являющиеся причиной усиления мутационной изменчивости. Произрастание травянистых растений на сильно – загрязненных урановыми отходами субстратах откладывает свой отпечаток на их облике – замедленный рост, бедность, специфичность и однообразие флоры, некоторая морфологическая изменчивость. Так, например, гармала обыкновенная (*Peganum harmala*) произрастающая на территории хвостохранилища образует цветки с шестью – девятью лепестками, вместо обычных пяти. В отдельных зонах хвостохранилища, где мощность экспозиционной дозы достигает до 1000 мкр/ч, растения сильно угнетены в росте, наблюдается уменьшение числа генеративных побегов, увеличение количества бесплодных цветков. Исследования по определению фертильности и стерильности пыльцы цветков гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*) с территории хвостохранилищ показали увеличение количества abortивных пыльцевых зерен в зоне исследования. У некоторых видов растений проявляется хлорофильная недостаточность листьев, стеблей, растения имели бледно-желтую окраску, так например, для растений семейства ирисовых характерна своеобразная цветовая мозаика.

Результаты цитогенетических исследований клеток костного мозга полевок обыкновенных (*Microtus arvalis*), лесных мышей (*Apodemus sylvaticus*), домовых мышей (*Mus musculus*) и серых хомячков (*Cricetulus migratorius*) из различных биотопов Прииссыккуля, показали, что спонтанный уровень мутабельности варьирует в пределах 1,6 – 2,0 %. У полевок обыкновенных (*Microtus arvalis*), обитающих в окрестностях Курментинского цементного завода уровень мутабельности (4,0 %) статистически значимо был выше фонового уровня (1,6 %) в 2,5 раз ($t=2,4$, $p<0,05$). Выявленный количественный и качественный состав цитогенетических нарушений вблизи источника загрязнения свидетельствует о наличии здесь кластогенов химической природы. Несмотря на малочисленность выборок, общая реакция исследованных животных позволяет с достаточной вероятностью говорить о реальности обнаруженного эффекта. Наиболее высокий уровень хромосомных

нарушений характерен для популяции домовых мышей (*Mus musculus*) с техногенно уранового участка «Каджи-Сай» – 4,8 %, что превышает фоновый уровень мутабельности (2,0 %) в 2,4 раз ($t=2,5$, $p<0,05$). Несмотря на не большое число просмотренных клеток у домовых мышей были обнаружены грубые нарушения структуры хромосом – парные концевые делеции, центромерные разрывы, увеличение числа анеу - и полиплоидных клеток, что крайне редко отмечается в клетках при фоновом радиационном уровне.

Таким образом, биологическая реакция живых организмов на геохимические условия среды в местах повышенного содержания радиоактивных и химических элементов проявляется не только в виде различных типов фитопатологий у растений, но и увеличением уровня цитогенетических нарушений в клетках корневых меристем дикорастущих и культурных растений, а также в клетках костного мозга мелких мышевидных грызунов. Повышенная частота цитогенетических нарушений у растений и животных в районе Каджи-Сайских урановых хвостохранилищ и с других техногенных зон Прииссыккуля свидетельствует о присутствии токсичных и генотоксичных факторов в их среде обитания.

Всестороннее изучение поведения радионуклидов и тяжелых металлов, в системе: «почва – вода – растение – животное», в частности определение уровней их содержания в почве и воде, накопления их растениями и животными, в зависимости от условий внешней среды дает возможность определить пути попадания их в организм человека. Результаты такого рода исследований могут служить хорошей основой для разработки практических рекомендаций по снижению уровней загрязнения окружающей среды и обоснования мер радиационной и химической безопасности, профилактике эндемических заболеваний.

ВЫВОДЫ

1. Мощность экспозиционной дозы радиационного фона по гамма-излучению на территории Прииссыккуля не превышает предельно допустимых уровней, за исключением локальных участков, имеющих природный и техногенный характер.
2. Удельная активность естественных (^{238}U , ^{228}Th , ^{226}Ra , ^{40}K) и искусственных радионуклидов (^{90}Sr и ^{137}Cs) в объектах окружающей среды Прииссыккуля (почва, вода, растение) не превышает предельно допустимых уровней.
3. Удельная активность естественных радионуклидов (^{238}U , ^{228}Th , ^{226}Ra) в объектах окружающей среды техногенно уранового участка «Каджи-Сай» (почва, вода, растение, животные) превышает кларковые значения.
4. Содержания тяжелых металлов (Pb, Cd, Cu, Zn) в объектах окружающей среды Прииссыккуля (почва, вода, растение, животные) находится в пределах фоновых значений, за исключением территорий, подверженных техногенным нагрузкам.
5. Живые организмы (дикорастущие и культурные растения, мелкие мышевидные грызуны), обитающие в условиях техногенных территорий Прииссыккуля, накапливают радионуклиды и тяжелые металлы выше фоновых уровней.
6. Биологическая реакция живых организмов на геохимические условия среды проявляется в виде различных типов морфологических изменений растений, увеличением уровня цитогенетических нарушений в клетках дикорастущих и культурных видов растений, мелких мышевидных грызунов.

7. Составленные эколого-биогеохимические картосхемы мощности экспозиционной дозы радиационного фона, содержания радионуклидов и тяжелых металлов в почвенном покрове свидетельствуют о том, что территория Прииссыккуля является относительно удовлетворительной, за исключением отдельных техногенных участков.

ПРАКТИЧЕСКИЕ РЕКОМЕНДАЦИИ

- Материалы исследований, по количественному содержанию радионуклидов и тяжелых металлов в почвах, растениях, животных, биологической реакции живых организмов на геохимическую среду служат фундаментальной основой для разработки биогеохимических критериев оценки территорий с различной степенью экологической напряженности.
- Составленные картосхемы природного радиационного фона, содержания радионуклидов и тяжелых металлов в почвах Прииссыккуля, рекомендуются использовать в экологическом мониторинге окружающей среды. Имеются акты внедрения Иссык-Кульско-Нарынского территориального управления охраны окружающей среды №01-1/73 от 27.03.2012г. и Генеральной дирекции Биосферной территории «Иссык-Кёль» от 28.03.2012г.
- Хвостохранилище с радиоактивными отходами техногенно уранового участка «Каджи-Сай» является потенциально опасным в радиоэкологическом отношении; необходимо проведение инженерных работ по восстановлению защитного слоя хвостохранилища, следует огородить зону хвостохранилища, установить специальные знаки, предупреждающие о наличии радиоактивного загрязнения.
- Для реабилитации территории техногенной урановой провинции «Каджи-Сай» наряду с инженерными работами необходимо проведение фитомелиоративных мероприятий.
- Территорию пляжа с. Жениш с повышенной естественной радиоактивностью необходимо изолировать от использования местным населением и разработать дальнейшие мероприятия по его использованию.
- В целях радиационной безопасности населения региона, использующего местный дробленый гранит, камни, песок, глину, щебень как строительный

материал, необходимо установить радиационный контроль над их использованием.

- При возделывании сельскохозяйственных культур на почвах с повышенным содержанием тяжелых металлов рекомендуется использовать в качестве органического удобрения навоз, так как он снижает вынос тяжелых металлов растениями.
- Отдельные разделы диссертационной работы рекомендуются к использованию для чтения курсов лекций, проведения практических, семинарских и лабораторных занятий для студентов ВУЗов, обучающихся по специальности: «экология». Имеется акт внедрения Иссык-Кульского государственного университета им. К. Тыныстанова №01-12/147 от 23.03.2012г.

СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННОЙ ЛИТЕРАТУРЫ

1. **Абдуллаев М.А.** Миграция искусственных и естественных радионуклидов в системе почва-растение [Текст] / М.А. Абдуллаев, Дж.А. Алиев.- Баку: Элм, 1998. – 240 с.
2. **Абрамов В.И.** Радиобиологические эффекты у растений, обитающих на территории восточно-уральского радиоактивного следа [Текст] / В.И. Абрамов, А.А. Степанова, С.А. Фамелис // Радиационная биология, радиоэкология. – 2010. – Т. 46, №3. - С. 345-351.
3. **Абрамов В.И.** Генетические эффекты в популяциях растений, произрастающих в зоне чернобыльской аварии [Текст] / В.И. Абрамов, А.В. Рубанович, В.А. Шевченко и др. // Радиационная биология, радиоэкология. – 2006. – Т. 50, №3. - С. 259-267.
4. **Азимова З.Х.** О методиках атомно-абсорбционного определения свинца в окружающей среде [Текст] / З.Х. Азимова, К.Х. Жунусова, Р.А. Машурова // Вестн. АН Каз.ССР. – 1980. - № 11. – С. 28-30.
5. **Айдарханова Г.С.** Биологический мониторинг с использованием лишайников на техногенно нарушенных территориях Казахстана [Текст]: аналит. обзор / Г.С. Айдарханова, О.А. Абдрахманов, В.П. Полтавцева. – Алматы, 2009. – 32 с.
6. **Айдарханова Г.С.** Радиоэкология агроценозов Семипалатинского испытательного полигона [Текст] / Г.С. Айдарханова. – Алматы: Нур-Принт, 2010. – 120 с.
7. **Айтматов И.Т.** Геоэкологические проблемы в горнопромышленном комплексе Кыргызстана [Текст] / И.Т. Айтматов, И.А. Торгоев, Ю.Г. Алешин // Наука и новые технологии. – 1997. - №1. – С.81-95.
8. **Алексахин Р.М.** Концепция реабилитации загрязненных сельскохозяйственных угодий в отдаленный период после аварии на

Чернобыльской АЭС [Текст] / Р.М. Алексахин, С.В. Фесенко, Н.И. Санжарова и др. // Вестн. РАСХН. – 2003. - №3. - С.14-17.

9. **Алексахин Р.М.** Миграция радиоактивных нуклидов в лесных биогеоценозах [Текст] / Р.М. Алексахин, Ф.А. Тихомиров // Современные проблемы радиобиологии. - М., 1971. – Т.2.- С. 145.

10. **Алексахин Р.М.** Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах [Текст] / Р.М. Алексахин, М.А. Нарышкин. – М.: Наука, 1977. – 104 с.

11. **Алексахин Р.М.** Некоторые актуальные вопросы почвенной химии естественных и искусственных радионуклидов и их накопления сельскохозяйственными растениями [Текст] / Р.М. Алексахин // Почвоведение. – 1975. - №11. - С. 32-39.

12. **Алексахин Р.М.** Поведение цезия-137 в системе почва-растение и влияние внесения удобрений на накопление радионуклида в урожае [Текст] / Р.М. Алексахин, И.Т. Моисеев, Ф.А. Тихомиров // Агрехимия. - 1992. - №8. - С.127-138.

13. **Алексахин Р.М.** Сельскохозяйственная радиозэкология [Текст]: учебник для вузов / Р.М. Алексахин. - М.: Экология, 1992. – 400 с.

14. **Алексахин Р.М.** Ядерная энергия и биосфера [Текст] / Р.М. Алексахин. – М.: Энергоиздат, 1982. -215 с.

15. **Алексеев Ю.В.** Горий в сельскохозяйственных растениях и почвах Ленинградской области [Текст] / Ю.В. Алексеев // Тр. Зап.-Ленингр. СХИ. - 1967. – Т.105, вып.5. – С.12-18.

16. **Алексеев Ю.В.** Тяжёлые металлы в почвах и растениях [Текст] / Ю.В. Алексеев. - Л.: Агропромиздат, 1987. – 142 с.

17. **Алексеев Ю.В.** Уран в почвах и некоторых сельскохозяйственных растениях Ленинградской области [Текст] / Ю.В. Алексеев // Тр. Ленингр. СХИ. - 1962. – Т.128. – С.21-26.

18. Анализ цитогенетических последствий хронического облучения [Текст] / С.А. Гераськин, В.Г. Дикарёв, А.А. Удалова и др. // Радиационная биология, радиозэкология. – 1998. – Т. 38, вып. 3. – С. 330-336.

19. **Андрианова Г.А.** Мониторинг загрязнения сельскохозяйственных культур Чернобыльскими радионуклидами на территории Украины [Текст] / Г.А. Андрианова, В.А. Ветров, Р.Н. Олейник // Тез. докл. I Всесоюз. радиобиол. съезда. – Пушино, 1989. - Т.2. – С.407.
20. **Артюхов В.Г.** Цитогенетический мониторинг состояния окружающей среды на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС [Текст]: (на примере пос. Уразово Белгород.обл.) / В.Г. Артюхов, В.Н. Калаев // Радиационная биология, радиоэкология. – 2006. – Т.46, №2. - С. 208-215.
21. **Архипов Н.П.** Основные закономерности накопления естественных радионуклидов в урожае сельскохозяйственных культур [Текст] / Н.П. Архипов, Л.Т. Февралёва, Е.Т. Бобрикова // Тез. докл. II Всесоюз. конф. по с/х. радиологии. – Обнинск, 1984. - Т.1. - С. 117-118.
22. **Атлас Кыргызской Республики. Т.1.** Природные условия и ресурсы [Текст]. - М.: Гл. упр. геодезии и картогр. при Совмине СССР, 1987.- 157 с.
23. **Ахматулина Н.Б.** Отдаленные последствия действия радиации и индуцированная нестабильность генома [Текст] / Н.Б. Ахматулина // Радиационная биология радиоэкология. – 2005. – №6. – С. 680-687.
24. **Ахундова А.Б.** Тяжелые металлы в почвах зоны техногенных выбросов промышленного объекта [Текст] / А.Б. Ахундова // Тез. докл. VIII Всесоюзн. съезда почвоведов. – Новосибирск, 1989. – С. 159.
25. **Бакай А.В.** Кариотипические исследования сельскохозяйственных животных [Текст] : метод. указ. / А.В. Бакай, Ю.А. Перчихин, А.С. Семенов.- М: МВА, 1986. – 20 с.
26. **Бакиров А.** Минеральные богатства Кыргызстана [Текст] / А. Бакиров // Наука и новые технологии. - 1997. - № 4. - С.52-60.
27. **Балыкин С.Н.** Микроэлементы и радионуклиды в почвах и растениях лесного пояса горного Алтая [Текст]: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.16 / С.Н. Балыкин. - Барнаул, 2007. – 18 с.

28. **Балясный Н.Д.** Естественная радиоактивность почв в горных районах СССР [Текст] / Н.Д. Балясный, В.Н. Василенко, А.С. Пегоев // Тр. ин-та прикл. геофиз. – 1980. - Вып.43. - С.116-152.
29. **Баранов В.И.** Геохимия некоторых естественных радиоактивных элементов в почвах [Текст] / В.И. Баранов, Н.Г. Морозова, К.Г. Кунашева // Почвоведение. – 1963. - №8. – С.11-20.
30. **Баранов В.И.** Естественная радиоактивность почв [Текст] / В.И. Баранов // Изв. АН СССР. Сер. биол. наук. – 1964. - №1. – С.159-163.
31. **Баранов В.И.** Поведение естественных радионуклидов в почвах [Текст] / В.И. Баранов, Н.Г. Морозова. - М.: Радиоэкология, 1971. - Т.2. Современные проблемы радиобиологии. - С.13-41.
32. **Баранов В.И.** Радиоактивные методы и их применение в исследованиях почв [Текст] / В.И. Баранов, Н.Г. Морозова. - М.: Наука, 1966. - С.5-20.
33. **Баранов В.И.** Радиогеология [Текст] / В.И. Баранов, Н.А. Титаева. - М.: МГУ, 1973. - 242 с.
34. **Баранов В.И.** Содержание радиоактивных элементов в некоторых почвах СССР [Текст] / В.И. Баранов, С.Г. Цейтлин // Докл. АН СССР.- 1941.- Т.30, №4. - С.13-41.
35. **Башенин И.В.** Экология мелких млекопитающих зоны Европейской части СССР [Текст] / И.В.Башенина. - М.: Наука, 1962. – 354 с.
36. **Бегимбетова Г.А.** Оценка экологического состояния антропогенно нарушенных почв Прикаспийского региона [Текст]: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.16 / Г.А. Бегимбетова. – Бишкек, 2010. – 18 с.
37. **Безель В.С.** Популяционная экотоксикология млекопитающих [Текст] / В.С. Безель. – М.: Наука, 1987. – 128 с.
38. **Безель В.С.** Химическое загрязнение среды: вынос химических элементов надземной фитомассой травянистой растительности [Текст] / В.С. Безель, Т.В. Жуйкова // Экология. – 2007. - №4. - С. 259-267.

39. **Белова Е.И.** Сравнительное распределение стронция-90 и цезия-137 в различных типах почв [Текст] / Е.И. Белова, З.Г. Антропова // Труды ин-та эксперим. метеорол. –1971. - Вып. 21. – С.21-23.
40. **Бигалиев А.Б.** Генетические эффекты ионов металлов [Текст] /А.Б. Бигалиев. – Алма-Ата: Наука, 1986. – 137 с.
41. **Бигалиев А.Б.** Генетический эффект солей тяжёлых металлов как загрязнителей окружающей среды [Текст] / А.Б. Бигалиев. - М.: Наука, 1982.- С. 104-114.
42. **Бигалиев А.Б.** Оценка генетической опасности тяжёлых металлов (на примере хрома) как промышленных загрязнителей окружающей среды [Текст]: автореф. дис. ... д-ра. биол. наук: 03.00.15 / А.Б. Бигалиев. - М., 1979. – 46 с.
43. Биологические эффекты у растений и животных, обитающих на севере России, в районах с повышенным уровнем естественной радиоактивности [Текст] / С.А. Гераськин, Т.И. Евсеева, А.И. Таскаев и др. // Радиационная биология, радиоэкология. – 2007. – Т. 47, вып. 1. – С. 34-53.
44. Биологические эффекты хронического облучения в популяциях растений [Текст] / С.А. Герськин, А.А. Удалова, Н.С. Дикарева и др. // Радиационная биология, радиоэкология. – 2007. – Т. 50, вып. 4. – С. 374-382.
45. **Благовещенский А.В.** Биохимическая эволюция растений [Текст] / А.В. Благовещенский // Тр. Гл. ботан. сада АН СССР. – 1961. – Т.8, №3. – С.51-56.
46. **Боконбаев К. Дж.** Справочник предельно допустимых концентраций, ориентированных безопасных уровней воздействия, допустимых уровней, методов контроля и других характеристик вредных веществ в объектах окружающей среды [Текст] / К. Дж. Боконбаев. – Бишкек: Олимп, 1997. – 335 с.
47. **Буксер Е.С.** Как определяется возраст горных пород Земли [Текст] / Е.С.Буксер. - Киев: АН УССР, 1964. – 58 с.
48. **Бутник А.С.** Поведение ^{238}U и ^{232}Th в почвах Средней Азии [Текст] / А.С. Бутник, Г.С. Ищенко // Тез. докл. II Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии.– Обнинск, 1984. - Т.1. - С.122.

49. **Вайсберг Б.И.** Естественная радиоактивность почв лесной зоны и северной лесостепи среднего Поволжья [Текст]: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.27 / Б.И. Вайсберг. – М., 1973. – 23 с.
50. **Вайсберг Б.И.** Естественная радиоактивность серых лесных почв Мордовии [Текст] / Б.И. Вайсберг, В.Н. Смирнов, А.С. Щетина // Геогр. и плодородие почв. - 1979. - №2. – С.157-171.
51. **Вайсберг Б.И.** Об особенностях распределения урана в пойменных почвах Марийской АССР [Текст] / Б.И. Вайсберг, В.Н. Смирнов // Тез. докл. симп. по с.-х. радиобиологии: теорет. и практ. аспекты использования ионизирующих излучений в сельском хозяйстве. - Кишинёв, 1976. - С.178.
52. **Вайсберг Б.И.** Сравнительная характеристика естественной радиоактивности верховых и низинных болот Среднего Поволжья [Текст] / Б.И. Вайсберг // Тез. докл. II Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии. - Обнинск, 1984. – Т.1. – С.88-89.
53. **Васильев И.А.** Радиозэкологические проблемы уранового производства [Текст] / И.А. Васильев. – Бишкек: Илим, 2006. – 106 с.
54. **Вернадский В.И.** Избранные сочинения [Текст] / В.И. Вернадский. Т.1.Очерки геохимии. - Л., 1926.- С.12-46.
55. **Вернадский В.И.** Избранные сочинения [Текст] / В.И. Вернадский. Т.5.Биосфера. - М.: АН СССР, 1960. - С. 123-168.
56. **Вернадский В.И.** Очерки по геохимии [Текст] / В.И. Вернадский. – Л.: Горнонефтеиздат, 1934.- 217 с.
57. **Верховская И.Н.** Распределение и перераспределение урана, радия, и тория в природных биогеоценозах [Текст] / И.Н. Верховская, П.П. Вавилов, И.И. Маслов. - М.: Наука, 1972. - С. 243-254.
58. **Виноградов А.П.** Биогеохимические провинции [Текст] / А.П. Виноградов // Тр. Юбил. сессии, посвящ. 100 – летию со дня рожд. В.В. Докучаева / АН СССР. – М., 1949. – С.59-68.
59. **Виноградов А.П.** Геохимия редких и рассеянных элементов в почвах [Текст] / А.П. Виноградов. - М.: АН СССР, 1957. – 239 с.

60. **Виноградов А.П.** Основные закономерности в распределении микроэлементов между растениями и средой [Текст] / А.П. Виноградов // Микроэлементы в жизни растений и животных.- М., 1952. - С.18-26.
61. Влияние свойств почв и времени инкубации цезия-137 на динамику его форм и доступность растениям [Текст] / И.Т. Моисеев, Ф.А. Тихомиров, Р.М. Алексахин и др. // Агрoхимия. – 1982. - №8. - С. 109-111.
62. Влияние фосфорных удобрений на накопление цезия-137 сельскохозяйственными культурами [Текст] / В.И. Кузнецов, Н.И. Санжарова, Р.М. Алексахин и др. // Агрoхимия. – 2001. - №9. – С.47-53.
63. **Володин А.М.** Природная радиоактивность шунгитовых почв Южной Карелии [Текст] / А.М. Володин, М.А. Тойкка, М.Т. Ястребов // Вестн. МГУ. Сер. 17. Почвоведение. – 1981. - №1. – С.30-34.
64. **Востакова Е.А.** Влияние повышенной естественной радиоактивности на растения [Текст] / Е.А. Востакова // Ботан. журн. - 1961.- Т. 27, вып. 5. – С. 676-680.
65. **Вострикова Т.В.** Нестабильность цитогенетических показателей и нестабильность генома у березы повислой [Текст] / Т.В. Вострикова //Экология. – 2007. - №2. – С. 88-92.
66. Выпадение радиоактивных изотопов в различных географических районах [Текст] // Радиоактивные загрязнения внешней среды / В.П. Шведов, М.И. Жилкина, В.К. Виноградова и др. - М.: Атомиздат, 1962. – 275с.
67. **Гапеева М.В.** Возможности использования мхов (*fontinalis antipyretica* hedw. и *pylaysia polyantha* (hedw.) bruch et al.) в качестве индикаторов загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами [Текст] /М.В. Гапеева, А.В. Долотов, Е.В.Чемерис // Экология. – 2010. - №1. - С. 31-34.
68. **Гедгафова Ф.В.** Тяжелые металлы в природных и техногенных экосистемах центрального Кавказа [Текст] / Ф. В. Гедгафова, Т. С. Улигова // Экология. – 2007. - №4. - С. 317-320.
69. Генетическая изменчивость в ценопопуляции горошка мышиноного на участке с повышенным уровнем естественной радиоактивности [Текст] / Т.И.

Евсеева, Т.А. Майстренко, С.А. Гераськин и др. // Радиационная биология, радиоэкология. – 2008. - Т. 48, №4. - С. 493-501.

70. Генетические последствия повышенного фона радиации у мышевидных грызунов [Текст] / М.Д. Померанцева, Л.К. Рамайя, А.В. Рубанович и др. // Радиационная биология. Радиобиология. – 2006. –Т. 46, №3. – С. 279-286.

71. Генетические эффекты в популяциях растений произрастающих в зонах кыштымской и чернобыльской аварий [Текст] / В.А. Шевченко, В.А. Кальченко, В.И. Абрамов и др. // Радиационная биология, радиоэкология. – 1999. – Т. 39, № 1. – С.162-176.

72. **Геология СССР** [Текст] / Гл. ред. А. В. Сидоренко; М-во геологии СССР и др. - М. : Недра, 1972. - Т. 25.Кн.1 : Киргизская ССР. Геологическое описание.- С.22-65.

73. **Гилева З.А.** Геномная нестабильность у рыжей полевки [Текст] : популяционно-экологические аспекты / З.А. Гилева, С.Б. Ракитин, М.И. Чепраков // Экология. – 2006. - №4. – С. 301-307.

74. **Гиль Т.В.** Содержание естественных радиоактивных элементов в почвах и почвообразующих породах южной части Коми АССР [Текст] / Т.В. Гиль // Тр. Коми фил. АН СССР.- 1980. -№46. Миграция и биологическое действие естественных радионуклидов в условиях северных биогеоценозов. - С.52-57.

75. **Головкова А.Г.** Растительность Киргизии [Текст] / А.Г. Головкова. – Фрунзе: Илим, 1990. – 444 с.

76. **Горбунова Н.В.** Естественная радиоактивность по альфа - излучению некоторых видов рода *Saragana* Lam. Иссык-Кульской котловины [Текст] / Н.В. Горбунова // Материалы по биогеохимической инвентаризации флоры Киргизии.- Фрунзе, 1971. - С.42-54.

77. **Горбунова Н.В.** О естественной радиоактивности некоторых бобовых флоры Киргизской ССР [Текст] / Н.В. Горбунова // Материалы по флоре Киргизии. - Фрунзе, 1973. - С.77-84.

78. Горизонтальная миграция цезия-137 при водной эрозии почв [Текст] /Н.Н. Цибулька, А.Ф. Черныш, Л.А. Тишук и др. // Радиационная биология, радиозэкология. – 2004. – Т. 44, №4. - С. 473-477.

79. **ГОСТ 0.6-90.** Методика экспрессного радиометрического определения по γ -излучению объемной и удельной активности радионуклидов в воде, почве, продуктах питания, продукции животноводства и растениеводства. – Введ. 1990-18-06. – М.: Изд-во стандартов, 1990. – 35 с.

80. **ГОСТ 17.15.05.-1985.** Охрана природы. Гидросфера. Общие требования к отбору проб поверхностных и морских вод, льда и атмосферных осадков. – Введ. 1985-15-05. – М.: Изд-во стандартов, 1985. – 105 с.

81. **Графодатский А.С.** Хромосомы сельскохозяйственных и лабораторных млекопитающих [Текст] / А. С. Графодатский, С. И. Раджабли. – Новосибирск: Наука, 1988. – 127 с.

82. **Гращенко С.М.** Нуклиды уранового и ториевого рядов и калий-40 в ноосфере [Текст] / С.М. Гращенко, В.Ф. Дричко, Д.К. Попов и др. - М.: Атомиздат, 1977.- 10 с.

83. **Григоркина Е.Б.** Анализ населения грызунов в районах техногенного неблагополучия (на примере *Apodemus (S) uralensis* из зоны ВУРСА) [Текст] / Е.Б. Григоркина, Г.В. Оленев, М.В. Модоров // Экология. – 2008. - №4. - С.299-306.

84. **Григорьев А.Ф.** Содержание урана в почвах и растениях Сусамырской впадины [Текст] / А.Ф. Григорьев, А.С. Султанбаев // Тр. молодых ученых Киргизии /НИИ Земледелия.- 1976. - Вып.5. - С.44.

85. **Гродзинский Д.М.** Естественная радиоактивность почв УССР и методы её изучения [Текст] // Микроэлементы и естественная радиоактивность почв. – Ростов – на Дону, 1962. - С.169-173.

86. **Гродзинский Д.М.** Естественная радиоактивность растений и почв [Текст] / Д.М. Гродзинский. - Киев: Наук. думка, 1965. – 216 с.

87. **Гродзинский Д.М.** Радиационное поражение растений в зоне аварии на Чернобыльской АЭС [Текст] / Д.М. Гродзинский, И.Н. Гудков // Радиационная биология, радиоэкология. – 2006. – Т. 46, №2 . – С. 189-199.

88. **Груздев Б.И.** Естественные и искусственные радиоактивные элементы в растениях некоторых природных биогеоценозов Северо-Востока Европейской части СССР [Текст]: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.16 /Б.И. Груздев. – М., 1972. – 22 с.

89. **Груздев Б.И.** Накопление тория, урана и радия растениями органогенными горизонтами почв [Текст] // Радиозэкологические исследования в природных биогеоценозах / Б.И. Груздев, Д.М. Рубцов. - М., 1972. - С.112-122.

90. **Гудков И.Н.** Защита растений от лучевого поражения в условиях хронического и острого γ -облучения. Эффективность солей свинца, железа и марганца [Текст] / И.Н. Гудков, К.А. Гижнейшвили, Д.М. Гродзинский //Радиобиология. – 1990. – Т. 30,вып. 2. – С.166-169.

91. **Давыдов А.М.** Содержание и миграция валового тория в почвенном покрове Ногайской степи [Текст] / А.М. Давыдов, Т.А. Асварова, Э.Н. Кукулиева. // Микроэлементы в почвах Терско-Кумской низменности Дагестана - Махачкала, 1981. - С.202-205.

92. **Демидов В.В.** Размещение мышевидных грызунов в сельскохозяйственных ландшафтах Камского Приуралья [Текст] / В.В. Демидов // Грызуны: материалы VI Всесоюзн. совещ. – Л., 1983. - С. 520-521.

93. **Дженбаев Б.М.** Геохимическая экология наземно-водных организмов [Текст] / Б.М. Дженбаев. – Бишкек: Олимп, 1999. - 176 с.

94. **Дженбаев Б.М.** Геохимическая экология наземных организмов [Текст] / Б.М. Дженбаев. – Бишкек: Махprint, 2009. – 242 с.

95. **Дженбаев Б.М.** Урановые хвостохранилища в горных условиях и проблемы снижения риска [Текст] / Б.М. Дженбаев, Б.К. Жолболдуев, Б.К. Калдыбаев // Сб. матер. междунар. конф. «Ядерная и радиационная физика».- Алматы, 2009 - С.223.

96. **Дженбаев Б.М.** Эколого-биогеохимические особенности горных экосистем (Кыргызстан) [Текст] / Б.М. Дженбаев // Исследование живой природы Кыргызстана. – Бишкек, 2010. - №2. – С. 143-149.

97. **Динева С.Б.** Генетические последствия действия нитрата свинца на семена хронически облучаемых популяций *Arabidopsis thaliana* [Текст] / С.Б. Динева, В.И. Абрамов, В.А. Шевченко // Генетика. – 1993. – Т. 29, № 11. - С. 1914-1919.

98. **Дмитрев С.Г.** Цитогенетическая нестабильность у трех видов грызунов в районе химического предприятия на севере России [Текст] / С.Г. Дмитрев // Экология. – 1997. - №6. - С.447-451.

99. **Дмитрева С.А.** Кариология флоры как основа цитогенетического мониторинга [Текст] : на примере Березинского биосферного заповедника / С.А. Дмитрева, В.И. Парфенов. – Минск : Навука і тэхніка, 1991. – 231 с.

100. **Добровольский В.В.** Биогеохимия рассеянных металлов [Текст] / В.В. Добровольский // Почвоведение. – 1995. – Т.10, № 2. - С.252-255.

101. **Добровольский В.В.** География микроэлементов [Текст]: глобальное рассеяние / В.В. Добровольский. – М.: Мысль, 1983. – 272 с.

102. **Дричко В.Ф.** Возможные формы зависимости между концентрациями естественных радионуклидов в почве и растениях в пределах фоновой вариации концентраций [Текст] / В.Ф. Дричко, Э.П. Лисаченко // Тез. докл. II Всесоюзн. конф. по с.-х. радиологии.- Обнинск, 1984. – Т.1. – С.70-71.

103. **Дричко В.Ф.** Переход некоторых естественных радионуклидов из почвы в растения [Текст] / В.Ф. Дричко, Э.П. Лисаченко, О.А. Михайлова. - М.: Наука, 1976. – 52 с.

104. **Дричко В.Ф.** Поведение в природной среде тяжелых естественных радионуклидов [Текст] / В.Ф. Дричко // Итоги науки и техники. Сер. Радиационная биология.– М., 1983. – Т.4.- С. 66-98.

105. **Дробков А.А.** Естественные радиоактивные элементы и их биологическая роль [Текст] // Микроэлементы в жизни растений и животных / А.А. Дробков. - М., 1952. – С.449-514.

106. **Дубинин Н.П.** Мутагенез и окружающая среда [Текст] / Н.П. Дубинин, Ю.В. Пашин. – М.: Наука, 1978. – 130 с.
107. **Ермаков В.В.** Биогеохимические провинции: концепция, классификация и экологическая оценка [Текст] // Основные направления геохимии / В.В. Ермаков. – М., 1995. - С.183-196.
108. **Ермаков В.В.** Геохимическая экология животных [Текст] / В.В. Ермаков, С.Ф. Тютиков – М.: Наука, 2008. – 315 с.
109. **Ермаков В.В.** Геохимическая экология как следствие системного изучения биосферы [Текст] / В.В. Ермаков // Тр. биогеохим. лаб. - 1998 - Т.23. - С.152-183.
110. **Ермакова О.В.** Комплексная оценка состояния щитовидной железы полевок-экономок, обитающих на участках с повышенным уровнем естественной радиоактивности [Текст] / О.В. Ермакова, О.В. Раскоша // Радиационная биология, радиоэкология. – 2005. – Т. 45, №3. - С. 351-357.
111. Естественные радиоактивные нуклиды в системе почва-удобрение-растение / [А.В. Кузнецов, М.Х. Агишев, В.С. Мгеладзе и др.]. - М.: Наука, 1986. – С.3-18.
112. **Жалилова А.А.** Биогеохимия свинца в центральной части бассейна р.Чу (Кыргызстан) [Текст]: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.16 / А.А. Жалилова. - Бишкек, 2008. – 25 с.
113. **Жигарёва Т.Л.** Поведение ^{238}U и ^{232}Th в системе почва-растение [Текст] / Т.Л. Жигарёва, Е.В. Юдинцова, Е.В. Петров, Ю.М. Ходоровский // Тез. докл. II Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии. – Обнинск, 1984. – Т.1. – С.93.
114. **Жолтаева С.И.** Эколого-генетическая оценка состояния природной среды в зоне добычи и обогащения хромитовой руды [Текст]: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.16 / С.И. Жолтаева. - Алматы, 2000. - 24 с.
115. Зависимость накопления цезия-137 и стронция-90 в травянистых кормах от степени окультуренности дерново-подзолистых почв [Текст] / И.М. Богдевич, А.Г. Подляк, Т.В. Арастович и др. // Радиационная биология, радиоэкология. – 2005. – Т. 45, №2. - С. 241-247.

116. **Зайнулин В.Г.** Эколого-генетические последствия хронического облучения для популяций растений и животных [Текст] / В.Г. Зайнулин, А.И. Таскаев // Радиационная биология, радиоэкология. – 2005. – Т. 45, №6. - С. 736-743.

117. **Зверев В.Е.** Смертность и возобновление березы извилистой в зоне воздействия медно-никелевого комбината в период значительного сокращения выбросов: результаты 15-летнего мониторинга [Текст] / В.Е. Зверев // Экология. – 2009. - №4. - С. 271-277.

118. **Звонарев В.А.** Закономерности распределения ртути в почвах вблизи источника загрязнения [Текст] / В.А. Звонарев, Н.Г. Зырин // Почвоведение. - 1981. - №4. – С. 32-39.

119. **Зырин Н.Г.** Методические рекомендации по проведению полевых и лабораторных исследований почв и растений при контроле загрязнения окружающей среды металлами [Текст] / Н.Г. Зырин. - М.: Гидрометеиздат, 1981. - 108 с.

120. **Зырин Н.Г.** Химия тяжёлых металлов, мышьяка и молибдена в почвах [Текст] / Н.Г. Зырин. – М.: МГУ, 1985. – 204 с.

121. **Ильенко А.И.** Концентрирование животными радиоизотопов и их влияние на популяцию [Текст] / А.И. Ильенко – М.: Наука, 1974. – 168 с.

122. **Ильин В.Б.** Тяжёлые металлы в системе почва-растение [Текст] / В.Б. Ильин. - Новосибирск: Наука, 1991. – 151 с.

123. **Ионов Р.Н.** Растительный мир [Текст] / Р.Н. Ионов // Горы Кыргызстана. – Бишкек, 2001. – С.121-138.

124. **Искра А.А.** Естественные радионуклиды в биосфере [Текст] / А.А. Искра, В.Г. Бахуров. – М.: Энергоатомиздат, 1981. -124с.

125. Исык-Кульская область [Текст]: энциклопедия. – Бишкек: Глав. ред. КЭ,1995. – 656 с.

126. Источники и действие ионизирующей радиации [Текст]: докл. НКДАР ООН за 1977 г.- Нью-Йорк, 1977. - Т.1. – С.15-35.

127. **Ищанова Н.Э.** Эколого-генетическая оценка состояния экосистем нефтепромыслов Жылойского района Атырауской области [Текст]: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.16 / Ищанова Н.Э. – Алматы, 2000. – 30 с.

128. К вопросу об изучении форм поступления и нахождения некоторых продуктов деления [Текст] / Ф.И. Павлоцкая, Л.Н. Зацепина, Э.Б. Тюрюканова и др. // Радиобиология. – 1966. – Вып.9. – С.17.

129. **Кабата-Пендиас А.** Микроэлементы в почвах и растениях [Текст] / А. Кабата-Пендиас, Х. Пендиас. - М.: Мир, 1989. – 439 с.

130. **Кадыров В.К.** Гидрохимия озера Иссык-Куль и его бассейна [Текст] / В.К. Кадыров. – Фрунзе: Илим, 1986. – 212 с.

131. **Калашник Н.А.** Хромосомные нарушения как индикатор оценки степени техногенного воздействия на хвойные насаждения [Текст] / Н.А. Калашник // Экология. – 2008. - №4. – С. 276-286.

132. **Калдыбаев Б.К.** Биогеохимическая оценка природно-техногенных экосистем Прииссыккуля [Текст] / Б.К. Калдыбаев, Б.М. Дженбаев, А.Б. Бигалиев // Вестник КазНУ им. Аль-Фараби.- 2010. - (28), №2. – С.56-62.

133. **Калдыбаев Б.К.** Естественные радионуклиды в почвенно-растительном комплексе Прииссыккуля [Текст] / Б.К. Калдыбаев // Сб. материалов междунар. науч.-практ. конф. «Современные достижения естественных наук в решении проблем повышения биопродуктивности горных экосистем».- Бишкек, 2010. – С. 181-185.

134. **Калдыбаев Б.К.** Естественные радионуклиды в природно-техногенных экосистемах Прииссыккуля [Текст] / Б.К. Калдыбаев // Вестник ИГУ. – 2009. - №23. – С.114-119.

135. **Калдыбаев Б.К.** Искусственные радионуклиды в агроэкосистемах Прииссыккуля [Текст] / Б.К. Калдыбаев, Б.М. Дженбаев // Сб. материалов междунар. конф. «Биосферные территории Центральной Азии как природное наследие».- Бишкек, 2009. - С. 102-105.

136. **Калдыбаев Б.К.** Искусственные радионуклиды в почвенно-растительном комплексе Прииссыккуля [Текст] / Б.К. Калдыбаев // Сб. науч.

тр. междунар. науч.-практ. конф. «Современные достижения естественных наук в решении проблем биопродуктивности горных экосистем».- Бишкек, 2010. – С. 300-306.

137. **Калдыбаев Б.К.** Исследование генотоксичного действия солей кадмия [Текст] / Б.К. Калдыбаев, А.Б. Бигалиев // Вестник ИГУ. – 2002. - №7. – С.216-220.

138. **Калдыбаев Б.К.** Исследование загрязнения агроценозов Иссык-Кульской области тяжёлыми металлами [Текст] / Б.К. Калдыбаев // Вестник ИГУ. – 2003. - №9. – С.109-112.

139. **Калдыбаев Б.К.** Исследования генотоксичности неорганических соединений свинца [Текст] / Б.К. Калдыбаев // Вестник МУК. – 2005. - №16. – С.55-59.

140. **Калдыбаев Б.К.** Определение загрязнения окружающей среды г.Каракол методами биоиндикации [Текст] / Б.К. Калдыбаев // Вестник ИГУ. – 2003. - №9. – С.112-114.

141. **Калдыбаев Б.К.** Оценка уровня загрязнения агроценозов прилегающих к промышленным зонам [Текст] / Б.К. Калдыбаев, А.Б. Бигалиев // Сб. науч. тр. междунар. науч.-практ. конф., посвящ. Международному году гор. – Бишкек, 2002. – Вып.1, ч. 2. – С. 41-46.

142. **Калдыбаев Б.К.** Радиоэкологическая оценка современного состояния природно-техногенных экосистем Прииссыккуля [Текст] / Б.К. Калдыбаев, Б.М. Дженбаев, А.С. Сатыбалдиев // Сб. матер. междунар. науч.-практ. конф. «Проблемы радиоэкологии и управления отходами уранового производства в Центральной Азии». – Бишкек.–2011.–С. 60-68.

143. **Калдыбаев Б.К.** Радиоэкологические исследования по оценке состояния техногенных экосистем [Текст] / Б.К. Калдыбаев, Т.Э. Токтоева, Б.М. Дженбаев // Вестник ИГУ. – 2009. - №22. – С.47-51.

144. **Калдыбаев Б.К.** Радиоэкологический мониторинг за искусственными и естественными радионуклидами в почвенно-растительном комплексе агроэкосистем Прииссыккуля [Текст] / Б.К. Калдыбаев, Т.Э. Токтоева, Б.М.

Дженбаев // Сб. науч. тр. V междунар. науч.-практ. конф. «Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде».- Семей, Казахстан, 2008. – Т.2.- С. 224-231.

145. **Калдыбаев Б.К.** Радиоэкология урана в природно-техногенных экосистемах Прииссыккуля [Текст] / Б.К. Калдыбаев // Поиск. Серия естеств. наук. – 2011.- №3. - С. 39-43.

146. **Калдыбаев Б.К.** Содержание некоторых микроэлементов в дикорастущих и культурных растениях Прииссыккуля [Текст] / Б.К. Калдыбаев // Изв. ВУЗов.- 2010.- №3.- С.106-112.

147. **Калдыбаев Б.К.** Содержание некоторых микроэлементов в почвенном покрове Прииссыккуля [Текст] / Б.К. Калдыбаев // Изв. ВУЗов.- 2010.-№3.- С.88-94.

148. **Калдыбаев Б.К.** Содержание стронция-90 и цезия-137 в отдельных видах дикорастущих растениях [Текст] / Б.К. Калдыбаев // Наука и новые технологии. - №1. – 2010. - С.56-58.

149. **Калдыбаев Б.К.** Содержание стронция-90 и цезия-137 в отдельных видах культурных растений Прииссыккуля [Текст] / Б.К. Калдыбаев // Наука и новые технологии. -2010.- №1. – С.106-110.

150. **Калдыбаев Б.К.** Содержание стронция-90 и цезия-137 в почвенном покрове Прииссыккуля [Текст] / Б.К. Калдыбаев // Наука и новые технологии.– 2009.- №7. - С.63-66.

151. **Калдыбаев Б.К.** Содержание тяжелых естественных радионуклидов в почвенном покрове Прииссыккуля [Текст] / Б.К. Калдыбаев // Наука и новые технологии. – 2010.-№2.- С.144-147.

152. **Калдыбаев Б.К.** Содержание тяжелых естественных радионуклидов в растительном покрове Прииссыккуля [Текст] / Б.К. Калдыбаев // Наука и новые технологии. – 2010.-№2. - С.148-152.

153. **Калдыбаев Б.К.** Тяжелые металлы в природно-техногенных экосистемах Прииссыккуля [Текст] / Б.К. Калдыбаев, Б.М. Дженбаев // Сб. Исследования живой природы Кыргызстана. – 2011. - №2. – С. 154-160.

154. **Калдыбаев Б.К.** Уран в природно-техногенных экосистемах Прииссыккуля [Текст] / Б.К. Калдыбаев // Вестн. Актюбинского гос. ун-та. – 2011. - №2 (47). – С. 83-93.

155. **Калдыбаев Б.К.** Уровни накопления радионуклидов мышевидными грызунами Прииссыккуля [Текст] / Б.К. Калдыбаев // Изв. ВУЗов.-2011.- №1.– С.120-125.

156. **Калдыбаев Б.К.** Уровни накопления тяжелых металлов в почвенно-растительном комплексе природных экосистем восточного Прииссыккуля [Текст] / Б.К. Калдыбаев, Н.У. Конкубаева, Х.Р. Айсакулова // Вестник ИГУ. – 2008. - №20. – С.76-87.

157. **Калдыбаев Б.К.** Уровни накопления тяжелых металлов мышевидными грызунами Прииссыккуля [Текст] / Б.К. Калдыбаев // Известия ВУЗов.-2011.- №1.- С.112-116.

158. **Калдыбаев Б.К.** Уровни цитогенетической нестабильности зерновых колосовых культур агроэкосистем Прииссыккуля [Текст] / Б.К. Калдыбаев // Известия НАН КР.-2010.- №4.- С.58-63.

159. **Калдыбаев Б.К.** Уровни цитогенетической нестабильности популяций мелких мышевидных грызунов из различных зон природно-техногенных экосистем Прииссыккуля [Текст] / Б.К. Калдыбаев // Исследование живой природы Кыргызстана.- Бишкек, 2010.- №2.- С.150-155.

160. **Калдыбаев Б.К.** Фоновый мониторинг за искусственными и естественными радионуклидами в почвенно-растительном комплексе [Текст] /Б.К. Калдыбаев, Б.М. Дженбаев, А.Б. Бигалиев // Вестник ИГУ. - 2008. - №20. – С.87-91.

161. **Калдыбаев Б.К.** Цитогенетические эффекты в популяциях дикорастущих растений природно-техногенных экосистем Прииссыккуля [Текст] / Б.К. Калдыбаев // Известия НАН КР.-2010.- №3.-С.78-82.

162. **Калдыбаев Б.К.** Экологическая оценка влияния загрязнения агроценозов Восточного Прииссыккуля на примере возделываемых зерновых культур [Текст] / Б.К. Калдыбаев, А.Б. Бигалиев, С.Ж. Колумбаева // Сб. науч.

тр. междунар. науч.-практ. конф. «Современные проблемы геоэкологии и созологии». – Алматы, 2001. – С. 334-338.

163. **Калдыбаев Б.К.** Экологические исследования в условиях урановой биогеохимической провинции [Текст] / Б.К. Калдыбаев, Т.Э. Токтоева, Б.М. Дженбаев // Сб. науч. тр. II междунар. конф. «Современные проблемы геоэкологии и сохранения биоразнообразия». – Бишкек, 2007. – С.111-112.

164. **Калдыбаев Б.К.** Эколога-биогеохимическая оценка природно-техногенных экосистем Прииссыккуля [Текст] / Б.К. Калдыбаев. – Бишкек : Олимп, 2010. - 246с.

165. **Калдыбаев Б.К.** Эколога-биогеохимическая оценка современного состояния природно-техногенных экосистем Прииссыккуля [Текст] / Б.К. Калдыбаев, Б.М. Дженбаев // Проблемы биогеохимии и геохимической экологии. - №3 (17). – 2011. – С. 29-40.

166. **Калдыбаев Б.К.** Эколога-биогеохимическая оценка техногенных зон Прииссыккуля [Текст] / Б.К. Калдыбаев // Интернет журнал ВАК КР., №1, 2012.

167. **Калдыбаев Б.К.** Эколога-генетическая оценка природно-техногенных экосистем Прииссыккуля [Текст] / Б.К. Калдыбаев, Б.М. Дженбаев // Сб. матер. междунар. науч.-практ. конф. «Современные проблемы экологии и устойчивое развитие общества».- Алматы, 2010. - С. 163-166.

168. **Калдыбаев Б.К.** Эколога-генетические исследования в условиях биогеохимической провинции [Текст] / Б.К. Калдыбаев // Вестник ИГУ. – 2005. - №13. – С.211-213.

169. **Калдыбаев Б.К.** Эколога-радиобиогеохимические исследования в условиях Прииссыккуля [Текст] / Б.К. Калдыбаев // Вестник ИГУ. – 2010. - №26. – С.241-246.

170. **Карасёв Б.В.** Определение изотопного состава урана в почве [Текст] / Б.В. Карасёв // Геохимия. - 1970. - №2. - С.261-263.

171. **Карпачев Б.М.** Радиационно-экологические исследования в Кыргызстане [Текст] / Б.М. Карпачев, С.В. Менг. – Бишкек : Илим, 2000.- 100 с.

172. **Карпов Ю.А.** Методы пробоотбора и пробоподготовки [Текст] / Ю.А. Карпов, А.П. Савостин. - М.: Бином, 2003. - С.68-79.
173. **Касиев К.С.** Растительный покров биосферной территории Иссык-Куль и его изменение под влиянием антропогенных факторов [Текст] / К.С. Касиев. – Бишкек: Олимп, 2005. – 237 с.
174. **Кварцхелиа Н.Т.** О миграции стронция-90 в почвах Грузии [Текст] / Н.Т. Кварцхелиа, Г.Г. Глонти // Почвоведение. - 1965. - № 10. – С. 64.
175. Климат и окружающая среда / [К. Дж. Боконбаев, Е. М. Родина, Ш. М. Ильясов и др.]. – Бишкек, 2003. - 208 с.
176. **Ковалевский А.Л.** Основные закономерности формирования химического состава растений [Текст] / А.Л. Ковалевский // Биогеохимия растений. - 1966. - №1. - С.6-28.
177. **Ковальский В.В.** Биогеохимические провинции и эндемии : применение микроэлементов в сельском хозяйстве и медицине [Текст] / В.В. Ковальский. – Рига: РГУ, 1959. – 156 с.
178. **Ковальский В.В.** Геохимическая экология [Текст] / В.В. Ковальский. – М.: Наука, 1974. – 281 с.
179. **Ковальский В.В.** Геохимическая экология и эволюционная изменчивость растений [Текст] / В.В. Ковальский, Н.С. Петрунина // Докл. АН СССР. - 1964. - Т.159, №5. – С. 226-238.
180. **Ковальчук Л.А.** Тяжелые металлы в окружающей среде среднего Урала и их влияние на организм [Текст] / Л.А. Ковальчук, О.А. Сатонкина, А.Э. Тарханова // Экология. – 2002. - №5. - С. 358-361.
181. **Ковда В.А.** Биогеохимия почвенного покрова [Текст] / В.А. Ковда. – М.: Наука, 1985. - 263 с.
182. **Коган Р.М.** Основы гамма-спектрометрии природных сред [Текст] / Р.М. Коган, И.М.Назаров, Ш.Д. Фридман. – М.: Атомиздат, 1976. – 363с.
183. **Колумбаева С.Ж.** Генотоксические эффекты загрязнителей окружающей среды и защитное действие биологически активных веществ

[Текст]: автореф. дис. ... д-ра биол. наук: 03.00.15 / С.Ж. Колумбаева. – Алматы, 2010. – 37 с.

184. **Конопля Е. Ф.** Трансурановые элементы на территории Белоруссии [Текст] / Е. Ф. Конопля, В. П. Кудряшов, С. В. Гриневич и др. // Радиационная биология, радиоэкология. – 2009. – Т.49, №4. - С. 495-501.

185. **Конурбаев А.У.** Ихтиофауна озера Иссык-Куль [Текст] / А.У. Конурбаев. – Фрунзе : Илим, 1978. – С.156-157.

186. **Коротаев В.Н.** Рельеф береговой зоны и дна озера Иссык-Куль [Текст] / В.Н. Коротаев. – Фрунзе : Илим, 1978. – С. 33-42.

187. **Криволицкий Д.А.** Радиационная экология сообществ наземных животных [Текст] / Д.А. Криволицкий. – М.: Энергоатомиздат, 1983. – 87 с.

188. **Крюков В.Н.** Влияние химического загрязнения экосистем долины реки Вашх на частоту хромосомных нарушений у грызунов [Текст] / В.Н. Крюков, А.В. Толстой, Г.В. Долгополова // Экология. - 1993. - №1. - С. 92-95.

189. **Кудрицкий Ю.К.** Гигиеническое значение биологической эффективности естественного фона ионизирующего излучения [Текст] / Ю.К. Кудрицкий, В.И. Карпов // Медицина и здравоохранение. Сер. Гигиена: обзор информ. ВНИИМИ. - 1984. - Вып.3. – С. 22-36.

190. **Кудряшов Ю.Б.** Радиорезистентность млекопитающих и определяющие её факторы [Текст] / Ю.Б. Кудряшов // Радиоэкология животных : материалы I Всесоюз. конф. – М., 1977 - С. 21-22.

191. **Кузин А.М.** Природный радиоактивный фон и его значение для биосферы Земли [Текст] / А.М. Кузин. – М.: Наука, 1991. – 117 с.

192. **Кузин М.Ф.** Применения биогеохимического метода для поисков месторождений [Текст] / М.Ф. Кузин // Разведка и охрана недр.– 1959. - Т. 11, № 2 – С.16-20.

193. **Кузнецов Б.А.** Определитель позвоночных животных фауны СССР [Текст]: (в 3-х ч.): пособие для учителей / Б.А. Кузнецов. Ч.3. Млекопитающие. – М.: Просвещение, 1975. – 208 с.

194. **Кузнецов В.К.** Горизонтальная миграция искусственных радионуклидов при различной степени задернованности поверхности почв [Текст] / В.К. Кузнецов, Н.И. Санжарова // Экология. – 1997. - №2. - С.150-152.

195. **Лекавичус Р.К.** Химический мутагенез и загрязнение окружающей среды [Текст] / Р.К. Лекавичус. – Вильнюс: Мокслас, 1983. - 223 с.

196. **Леонгардт Р.Б.** Радиоэкологическая оценка природных популяций грызунов, обитающих на территории радиоактивного следа от подземного ядерного взрыва [Текст]: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.16 / Р.Б. Леонгардт. - М., 1984. – 24 с.

197. **Липатов Д.Н.** Содержание и распределение цезия-137 в почвах лесных агроэкосистем Тульской области [Текст] / Д.Н. Липатов, А.И. Щеглов, О.Б. Цветкова // Радиационная биология, радиоэкология. – 2007. –Т.47, №5. - С. 616-624.

198. **Любавшевский Н.М.** Адаптивная стратегия популяций грызунов при радиоактивном и химическом загрязнении среды [Текст] / Н.М. Любавшевский, В.И. Стариченко // Радиационная биология, радиоэкология. – 2010. – Т.50, №4. - С. 405-413.

199. **Макеев А.П.** Накопление урана дикорастущими и сеянными травами в условиях Казахстана [Текст] / А.П. Макеев, Ю.Н. Пятнов, А.П. Поваляев // Вторая всесоюз. конф. по с.-х. радиологии. - Обнинск, 1984. – Т.1. – С.87-88.

200. **Мальджюнайте С.** Особенности распределения мышевидных грызунов в зерновых колосовых культурах [Текст] / С. Мальджюнайте, Р. Мажейките // Грызуны : материалы V Всесоюз. совещ.- М.: Наука, 1980. - С. 231-232.

201. **Малюга Д.П.** Биогеохимические исследования в Каджаране Армянской ССР [Текст] / Д.П. Малюга, Н.С. Малашкина, А.И. Макарова // Геохимия. – 1959. - №5. – 186 с.

202. **Малюга Д.П.** Биогеохимический метод поисков рудных месторождений урана [Текст] / Д.П. Малюга. - М.: Энергия, 1981. – 159 с.

203. **Малюга Д.П.** К вопросу о содержании кобальта, никеля и меди в почвах [Текст] / Д.П. Малюга // Докл. АН СССР. – 1944. – Т.43, №5. – С.216-222.

204. **Маматканов Д.М.** Водный баланс озера Иссык-Куль на современном этапе (2001-2003 гг.) [Текст] / Д.М. Маматканов, Л.В. Бажанова // Изучение гидродинамики озера Иссык-Куль с использованием изотопных методов.– Бишкек, 2005. - Ч. 1. - С. 8-17.

205. **Мамытов А.М.** Почвенное районирование Киргизии [Текст] /А.М. Мамытов, Г.И. Ройченко // Почвы Киргизии. – Фрунзе, 1961. - С. 83-96.

206. **Мамытов, А.М.** Почвенные ресурсы и вопросы земельного кадастра Кыргызской Республики [Текст] / А.М. Мамытов. - Бишкек: Кыргызстан, 1996. – 240 с.

207. **Мамытов А.М.** Почвы Иссык-Кульской котловины и прилегающей к ней территории [Текст] / А.М. Мамытов, Г.А. Мамытова. – Фрунзе: Илим, 1988. – 191 с.

208. **Мануйленко Ю.И.** Радиационная химия и радиэкология [Текст]: учеб. пособие для вузов / Ю.И. Мануйленко, Д.С. Шаршенова. - Бишкек, 2007.- 240 с.

209. **Марей А.Н.** Глобальные выпадения цезия-137 и человек [Текст] /А.Н. Марей, Р.М. Бархударов, И.Я. Новикова. – М.: Атомиздат, 1974. – 168 с.

210. **Мартынюк Ю.Н.** Методика измерений суммарной альфа- и бета-активности проб с помощью альфа-бета радиометра УМФ-2000 [Текст] / Ю.Н. Мартынюк. – М.: НПП «Доза», 2001. – 12 с.

211. **Маслова К.И.** Биологическое действие повышенных концентраций Ra, U, Th на организм мышевидных грызунов в природных условиях [Текст] / К.И. Маслова // Радиэкология животных : материалы I Всесоюз. конф. – М., 1977. - С. 21-22.

212. **Матвеев В.Н.** Биоэкологическая оценка вовлечения тяжелых металлов в основные трофические цепи и биогеохимический круговорот в условиях агрофитоценозов [Текст]: на примере лесостепного Высокого Заволжья:

автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.16 / В.Н. Матвеев. - Самара, 2004. - 25с.

213. **Материй Л.Д.** Особенности морфологии клеток красной и белой крови у полёвок-экономок, обитающих в районах с повышенным естественным радиационным фоном. [Текст] Радиозэкология животных : материалы Всес. Радиозкол. конф. / Л.Д. Материй. – М.: Наука, 1977. – 102 с.

214. **Мгеладзе В.С.** Естественные радиоактивные элементы в основных типах почв виноградарских районов Западной Грузии [Текст] / В.С. Мгеладзе, И.И. Болквадзе, К.И. Перадзе // II Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии : тез.докл.- Обнинск, 1984. – Т.1. – С.86.

215. **Мель И.** Уровни естественного и техногенного облучения человека [Текст] / И. Мель // Атомная техника за рубежом. – 1979. - №5. – С.40-45.

216. Методические указания по проведению разрушения органических веществ в пробах природных, питьевых, сточных вод, почв, донных отложений, пищевых продуктов с использованием микроволновой системы «Минотавр-2» ПУ 12-2006 [Текст]. – СПб., 2006. – 20 с.

217. **Михайлова И.Н.** Динамика аккумуляции тяжелых металлов в талломах эпифитного лишайника *hyrogymnia physodes* [Текст] / И.Н. Михайлова, И.П. Шарунова // Экология. – 2008. - №5. - С. 366-372.

218. **Моисеев, А.А.** Цезий-137 в биосфере [Текст] / А.А. Моисеев, П.В. Рамзаев. – М.: Атомиздат, 1975. – 182 с.

219. **Моисеев И.Т.** Изучение поведения цезия-137 в почвах и его поступление в сельскохозяйственные культуры в зависимости от различных факторов [Текст] / И.Т. Моисеев, Г.И. Агапкина, Л.А. Рерих // Агрохимия. – 1994. - №2. - С.103-117.

220. **Моисеев И.Т.** Влияние сортовых особенностей пшеницы и гороха на накопление цезия-137 и калия в урожае [Текст] / И.Т. Моисеев, Ф.А. Тихомиров, Л.А. Рерих // Вестник МГУ. Сер. 17. Почвоведение. - 1977.- №3.- С.105-109.

221. **Мурсалиев А.М.** Биогеохимическая инвентаризация флоры Киргизской ССР [Текст] / А.М. Мурсалиев, И.Г. Судницына, Н.В. Горбунова. – Фрунзе: Илим, 1976. – 130 с.
222. **Мурсалиев А.М.** Биогеохимические исследования горных лугов бассейна реки Тюп [Текст] / А.М. Мурсалиев, Г.А. Ниязова, Ш.Т. Токомбаев.- Бишкек: Илим, 1992. – 156 с.
223. **Мурсалиев А.М.** Концентрирование микроэлементов полынями северного склона Киргизского Ала-Тоо [Текст]: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.05 / А.М. Мурсалиев. – Фрунзе, 1966. – 18 с.
224. **Мурсалиев А.М.** Микроэлементы в сложноцветных Киргизии [Текст] / А.М. Мурсалиев. – Фрунзе: Илим, 1977. – 97 с.
225. **Мурсалиев А.М.** Природная радиоактивность и микроэлементный состав некоторых сложноцветных Иссык-Кульской котловины [Текст] / А.М. Мурсалиев // Материалы по флоре Киргизии. – Фрунзе, 1973. – С.87-106.
226. **Мурсалиев А.М.** Радиоактивность различных видов растений семейства сложноцветных Алайской долины [Текст] / А.М. Мурсалиев // Материалы по биогеохимической инвентаризации флоры Киргизии. – Фрунзе: Илим, 1971. - С.10-22.
227. **Мурсалиев А.М.** Семейство сложноцветных в Киргизии (микроэлементный состав и геохимическая экология) [Текст]: автореф. дис. ... д-ра. биол. наук : 03.00.05 / А.М. Мурсалиев. – Новосибирск, 1990. – 32 с.
228. **Мурсалиев А.М.** Содержание микроэлементов в растительном покрове горных склонов Киргизии [Текст] / А.М. Мурсалиев // Материалы по биогеохимической инвентаризации флоры Киргизии. - Фрунзе: Илим, 1971.- С.33-48.
229. **Мурсалиев А.М.** Химический состав и филогенетические взаимоотношения некоторых видов семейства сложноцветных [Текст] / А.М. Мурсалиев // Материалы по флоре Киргизии. – Фрунзе, 1973. - С.55-74.

230. **Мухачева С.В.** Химическое загрязнение среды: тяжелые металлы в пище мелких млекопитающих [Текст] / С.В. Мухачева, С.В. Безель // Зоол. журн. – 2007. – Т.86, №4. - С. 492-498.

231. **Мынбаева Б.Н.** Биодиагностика загрязнения городских почв тяжелыми металлами [Текст] / Б.Н. Мынбаева. – Алматы: КазНПУ им. Абая, 2010. – 112 с.

232. Накопление ^{137}Cs и ^{90}Sr древесиной березы бородавчатой (*betula pendula* roth.) в различных условиях местопроизрастания [Текст] / А.Н. Переволоцкий, И.М. Булавик, Т.В. Переволоцкая и др. // Радиационная биология, радиоэкология.- 2005. - Т. 45, №4. - С. 498-505.

233. Накопление радионуклидов хозяйственно- полезными растениями [Текст] / Н.В. Елиашевич, Т.Г. Иванова, Т.К. Морозова и др. // Тез. докл. I Всесоюз. радиобиол. съезда. – Пущино, 1989. -Т.2. – С.441.

234. **Несветайлова А.Г.** Геоботанические исследования при поисках рудных месторождений [Текст] / А.Г. Несветайлова // Геоботанические методы при геологических исследованиях. - М.: Госгеолтехиздат, 1985. - 68 с.

235. **Несвижская Н.И.** Геохимические принципы выделения ПДК химических элементов в почвах [Текст] / Н.М. Несвижская, Ю.Е. Саэт // Миграция загрязняющих веществ в почвах и сопредельных средах. - Л., 1985.- С. 100-105.

236. **Никаноров А.М.** Глобальная экология [Текст]: учеб. пособ. для вузов / А.М. Никаноров, Т.А. Хоружая. – М.: ПРИОР, 2001. - С.123-134.

237. **Никифорова Е.М.** Торий и радий в степных ландшафтах Южного Забайкалья [Текст] / Е.М. Никифорова // Вестн. МГУ. Сер.5. География. - 1969.- №2. - С.48-56.

238. **Николаев А.В.** Краткий курс радиохимии [Текст] / А.В. Николаев. - М.: Высш. шк., 1969. – 334с.

239. **Николаева А.В.** Концентрация тория и редкоземельных металлов растениями в разные периоды вегетации [Текст] / А.В. Николаева //

Микроэлементы в растениях. Тр. Бурят. ин-та естеств. наук БФСО АНСССР. Сер. биохим. – 1969. – Вып. 5. – С. 141-149.

240. **Новикова Н.Я.** Особенности поведения цезия-137 в системе почва – растение - пищевые продукты на территории Белорусского Полесья [Текст]: автореф. дис. ... канд. биол. наук : 03.00.16 / Н.Я. Новикова. – М., 1978. – 25 с.

241. **Носкова Л.М.** Сравнительная оценка поглощения ^{238}U и ^{226}Ra травянистой и древесной растительностью в условиях техногенного загрязнения [Текст] / Л.М. Носкова, И.И. Шуктомова // Радиационная биология, радиоэкология. – 2010. – Т.50, №6. - С. 642-648.

242. О подвижности и формах нахождения стронция-90, стабильного стронция и кальция в дерново-подзолистой и чернозёмной почвах [Текст] / [Ф.И. Павлоцкая, Л.Н. Зацепина, Э.Б. Тюрюканова и др.] // Радиоактивность почв и методы её определения. – М., 1966 – С.174-194.

243. О связи полей концентрации радиоактивных элементов в поверхностных образованиях с геологическим строением // [Текст] / Л.И. Болтнева, В.А. Ионов, З.В. Кузнецова, и др. // Тр. Ин-та прикладной геофизики.- 1980. - Вып. 43. – С.37-55.

244. Определение активности естественных радионуклидов в объектах окружающей среды [Текст] : метод. указ. – Киев: НПП «АКП», 2001. – 59 с.

245. **Орел Л.И.** Определение числа хромосом и описание их морфологии в меристеме и пыльцевых зёрнах культурных растений [Текст]: метод. указ. / Л.И. Орел. – Л.: ЛГУ, 1988. - 53 с.

246. **Оруджева Дж.Р.** Некоторые особенности накопления природных радионуклидов в разных органах растений, произрастающих в зоне повышенного радиационного фона [Текст] / Дж.Р. Оруджева, Э. С. Джафаров // Радиационная биология, радиоэкология. – 2007. – Т. 47, №2. - С. 241-246.

247. **Осмонбетов К.О.** Недр Киргизии, их рациональное использование и охрана [Текст] / К.О. Осмонбетов. – Фрунзе.: Илим, 1983. - 213 с.

248. Особенности распределения цезия-137 и стронция-90 в почве и накопление древесной кроной сосны (*Pinus silvestris* L) в различных условиях

местопроизрастания [Текст] / А.Н. Переволоцкий, И.М. Булавик, Т.В. Переволоцкая и др. // Радиационная биология, радиозэкология. – 2007. – Т. 47, №4. - С. 463-470.

249. Отдалённые последствия хронического облучения растений в зоне Восточно-уральского радиоактивного следа [Текст] / В.Н. Полотина, И.В. Молчанова, Е.Н. Караваева и др. // Радиационная биология, радиобиология.- 1992. – Т. 32, вып. 6. – С. 851-855.

250. **Оторбаев К.О.** Экономика и охрана окружающей среды [Текст] / К.О. Оторбаев, Е.И. Тимонин, Г.А. Тимохина. – Бишкек: Илим, 1992. - 86 с.

251. Оценка дозовых нагрузок, не вызывающих негативных эффектов в природных популяциях растений при хроническом воздействии радионуклидов уранового и ториевого рядов [Текст] / Т.И. Евсеева, Т.А. Майстренко, С.А. Гераськин и др. // Радиационная биология, радиозэкология. -2010. – Т. 50, №4. - С. 383-390.

252. Оценка методами биоиндикации техногенного воздействия на популяции *pinus sylvestris* L. в районе предприятия по хранению радиоактивных отходов [Текст] / С.А. Гераськин, Д.В. Васильев, В.Г. Дикарев и др. // Экология. – 2005. - №4. - С. 275-285.

253. Оценка радиационного воздействия на ценопопуляции горошка мышиного с территории, загрязненной отходами радиевого производства [Текст] / Т.И. Евсеева, Т.А. Майстренко, С.А. Гераськин и др. // Радиационная биология, радиозэкология. – 2007. – Т.47, №1. - С. 54-62.

254. **Павлоцкая Ф.И.** К вопросу о изучении форм поступления некоторых продуктов деления на земную поверхность [Текст] / Ф.И. Павлоцкая, Л.Р. Зацепина. – М.: Атомиздат, 1965. – 216 с.

255. **Павлоцкая Ф.И.** Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах [Текст] / Ф.И. Павлоцкая. – М.: Атомиздат, 1974. – 116 с.

256. **Павлоцкая Ф.И.** Поступление и распределение радиоактивных продуктов ядерных взрывов на земной поверхности [Текст] / Ф.И. Павлоцкая //

Современные проблемы радиобиологии. - М.: Атомиздат, 1971.- Т.2. Радиозэкология.- С. 41-81.

257. **Паушева З.П.** Практикум по цитологии растений [Текст] / З.П. Паушева. – М.: Наука, 1988. – 220 с.

258. **Пейве Я.В.** К вопросу о районировании применения солей кобальта и меди в сельском хозяйстве и медицине [Текст] / Я.В. Пейве. - М.: АН СССР.- 1956. – 46 с.

259. **Перельман А.И.** Геохимия ландшафта [Текст] / А.И. Перельман. - М.: Высш. шк., 1975. – 340 с.

260. **Плохинский Н.А.** Математические методы в биологии [Текст] / Н.А. Плохинский. - М.: МГУ, 1978. – 250 с.

261. Поведение радиоактивных изотопов в системе почва раствор [Текст] / Н.В. Тимофеев-Ресовский, А.А. Титлякова, Н.А. Тимофеева и др. // Радиоактивность почв и методы ее определения. - М., 1966. - С. 46-80.

262. Подготовка проб природных вод для измерения суммарной альфа- и бета – активности : метод. рекоменд. / [А.Е. Бахур, В.И. Малышев, Л.И. Мануйлова и др.]. – М.: НПП «Доза»,1997. – 23 с.

263. **Подоляк Л.Г.** Влияние видовых и сортовых особенностей зернобобовых культур на аккумуляцию радионуклидов цезия-137 и стронция-90 [Текст] / Л.Г. Подоляк, В.П. Жданович // Радиационная биология, радиозэкология. – 2007. - Т. 47, №5. - С. 625-636.

264. **Позолотина В.Н.** Внутри популяционная изменчивость качества семенного потомства одуванчика в зонах химического и радиоактивного загрязнения [Текст] / В.Н. Позолотина, Е.В. Антонова, В.С. Безель // Экология.- 2009. - № 5. - С. 383-389.

265. **Покаржевский А.Д.** Геохимическая экология наземных животных [Текст] / А.Д. Покаржевский. – М.: Наука, 1985. – 297 с.

266. **Пристер Б.С.** Способ комплексной оценки свойств почвы для прогнозирования накопления радионуклидов растениями [Текст] / Б.С.

Пристер, Г. Безольд, Ж. Девиль-Ковелин // Радиационная биология, радиоэкология. – 2003. – Т. 43, №6. - С. 688-696.

267. Прогнозирование накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr в травостоях основных типов лугов белорусского полесья по агрохимическим свойствам почв [Текст] /Л. Г. Подоляк, С. Ф. Тимофеев, Н. В. Гребенщикова и др. // Радиационная биология, радиоэкология. – 2005. – Т. 45, №1. - С. 100-111.

268. Прогнозирование поведения ^{137}Cs в системе почва - растения на территории Семипалатинского испытательного полигона [Текст] / С.И. Спиридонов, М.К. Мукушева, И.А. Гонтаренко и др. // Радиационная биология, радиоэкология. – 2005. – Т. 45, №4. - С. 488-497.

269. Прогнозная оценка накопления цезия-137 в древесине сосновых насаждений «ближнего» следа радиоактивных выпадений Чернобыльской АЭС [Текст] / А.Н. Переволоцкий, И.М. Булавик, Т.В. Переволоцкая и др. // Радиационная биология, радиоэкология. – 2007. – Т. 47, №6. - С. 746-752.

270. **Прохоров В.М.** Миграция радиоактивных загрязнений в почвах [Текст]: (физико-химические механизмы и моделирование) : автореф. дис. ... д-ра биол. наук: 03.00.27 / В.М. Прохоров. – Л., 1974. – 38 с.

271. **Путятин Ю.В.** Оптимизация кислотности почв агроценозов загрязненных цезием-137 и стронцием-90 [Текст] / Ю.В. Путятин, Т.М. Серая // Радиационная биология, радиоэкология. – 2005. – Т. 45, №3. - С. 358-364.

272. **Ранцман Е.Я.** Геоморфология Иссык-Кульской котловины и ее горного обрамления [Текст] / Е.Я. Ранцман. – М.: Наука, 1959. – 88 с.

273. Распределение стронция-90 поверхностном горизонте почв Советского Союза / [Баранов В.И., Павлоцкая Ф.И., Федосеев Г.А., и др.] // Атомная энергия. – 1985. - Т. 18, вып. 3. – С. 246.

274. **Рассел Р.С.** Радиоактивность и пища человека [Текст] /Р.С. Рассел. - М.: Атомиздат, 1971. – 376 с.

275. Региональные закономерности в распределении естественных радиоактивных элементов на территории Советского Союза [Текст] / Л.И.

Болтнева, В.А. Ионов, З.В. Кузнецова и др. // Тр. Института прикладной геофизики. - 1980. - Вып. 43 – С.23-26.

276. **Рокицкий П.Ф.** Введение в статистическую генетику [Текст] / П.Ф. Рокицкий. - Минск: Высш. шк., 1978. – 448 с.

277. **Романовский В.В.** Ритмичность климата и изменений уровня озера Иссык-Куль [Текст] / В.В. Романовский. // Изучение гидродинамики озера Иссык-Куль с использованием изотопных методов.- Бишкек, 2005.- Ч.1. - С. 81-90.

278. **Рубцов Д.М.** Распределение урана и радия в горных подзолистых почвах редколесья [Текст] / Д.М. Рубцов // Радиозэкологические исследования в природных биогеоценозах .- М., 1972. – С.22-32.

279. **Рубцов Д.М.** Содержание и распределение естественных радиоактивных элементов (урана, радия, тория) в почвах некоторых ландшафтов Северного Урала [Текст] / Д.М. Рубцов, Э.И. Правдина // Информ. бюл. науч. совета по пробл. радиобиологии АН СССР. – 1971. - Вып. 13. – С.130-134.

280. **Рубцов Д.М.** Содержание и распределение урана, радия и тория в горных тундровых почвах [Текст] / Д.М. Рубцов, Э.И. Правдина // Радиозэкологические исследования в природных биогеоценозах. - М., 1972. – С.67-85.

281. **Рыскулова С.Т.** Экологическая адаптация животных Семипалатинского ядерного полигона [Текст] / С.Т. Рыскулова // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: материалы II Междунар. конф. – Томск, 2004. – С.529-531.

282. **Рябова Л.Н.** Радиогеохимические барьеры в почвах, подверженных водной эрозии [Текст] / Л.Н. Рябова, А.С. Глаз // Материалы II Междунар. конф. «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека».- Томск, 2004.- С. 94-99.

283. **Рябокoнь Н.И.** Генетический мониторинг мышевидных грызунов из загрязненных радионуклидами районов Беларуси [Текст]: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.16 / Н.И. Рябокoнь. - Минск, 1999. - 24 с.

284. **Севастьянов Д.В.** Озеро Иссык-Куль и тенденции его природного развития [Текст] / Д.В. Севастьянов, Н.П. Смирнова. – Л.: Наука, 1991. – С. 20-21.

285. Систематический список позвоночных животных Кыргызстана [Текст] / В.И. Торопова. – Бишкек : НАБУ, 2010. – 116 с.

286. Скорость выпадения аэрозолей цезия-137 и стронция-90 из атмосферы [Текст] / А.С. Зыкова, Е.Л. Телушкина, В.П. Рублёвский и др. // Тр. Ин-та эксперимент. метеорологии. – 1971. - Вып. 21. – С. 63-65

287. **Смирнов С.Н.** Радиационная экология: Учебное пособие / С.Н. Смирнов. – М.: Экология, 2000. – 118 с.

288. **Соболев Н.А.** Влияние факторов разного масштаба на накопление микроэлементов в наземных животных [Текст] / Н.А. Соболев // Тез. докл. респ. семинара «Экотоксикология и охрана природы».- Рига, 1988. – С.164-165.

289. **Соболева И.А.** Руководство по методам контроля за радиоактивностью окружающей среды [Текст] / И.А. Соболева, Е.Н. Беяева. – М.: Медицина, 2002. – 432с.

290. Современные уровни радионуклидного загрязнения ВУРСа и биологические эффекты в локальных популяциях *Plantago major l.* [Текст] / В.Н. Позолотина, И.В. Молчанова, Л.Н. Михайловская // Экология. – 2005. - №5. - С. 353-361.

291. Содержание в почве и подвижность техногенных радионуклидов в районе размещения регионального хранилища радиоактивных отходов [Текст] / А.Н. Васильева, С.В. Круглов, Г.В. Козьмин и др. // Радиационная биология. радиоэкология. – 2008. – Т. 48, №1. - С. 102-109.

292. Содержание и миграция естественных радиоактивных элементов в системе удобрение-почва-растение [И.Г. Карабаджак, С.И. Недляков, Г.Я. Стасьев и др.]. - М.: Наука, 1981. – С.140-149.

293. Специальный отчет работы радиологического подразделения Иссык-Кульской областной проектно-изыскательской станции химизации сельского хозяйства за 1981 – 1990 гг. [Текст]. - Каракол, 1991. – 300 с.

294. Специфические особенности поведения тяжелых металлов в различных природных средах [Текст] / Н.Н. Роева, Ф.Я. Ровинский, Э.Я. Кононов и др. // Аналитическая химия. – 1996. – Т.51, №4. – С.384-397.

295. **Спиридонов С.И.** Моделирование поведения цезия-137 в системе почва-растение после применения мелиорантов [Текст] / С.И. Спиридонов, С.В. Фесенко, Н.И. Санжарова // Радиационная биология, радиоэкология. – 2001. – Т.41, №3. - С. 337-344.

296. **Стасьев Г.Я.** Радиоэкология агрокультурных ландшафтов Молдавии [Текст] / Г.Я. Стасьев // Тез. докл. II Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии.- Обнинск, 1984. – Т.1. – С.71-72.

297. **Сторожева М.М.** Тератологические явления у анемоны *Pulsatilla patens* (L.) Mill. в условиях никелевого рудного поля [Текст] / М.М. Сторожева // Тр. Биогеохим. лаб.. – 1958.- Т.10. - С.56 – 89.

298. **Султанбаев А.С.** Накопление урана различными видами растений Южной Киргизии [Текст] / А.С. Султанбаев, Р.К. Кипкалова // Соверш. технол. возделывания с.-х. культур – науч. основа интенсификации растениеводства в Киргизии. - Фрунзе, 1979. – Вып.16. – С.232-239.

299. **Султанбаев А.С.** Содержание естественного урана в почве и вынос его урожаем растений [Текст] / А.С. Султанбаев, А.Ф. Григорьев // Науч. тр. Киргиз. НИИ Земледелия. - 1974. – Вып. 12. – С.197-207.

300. **Султанбаев А.С.** Содержание урана в почвах и растениях Тянь-Шаня [Текст] / А.С. Султанбаев, А.Ф. Григорьев // Соверш. технол. возделывания с.-х. культур – науч. основа интенсификации растениеводства в Киргизии . - Фрунзе, 1979. – Вып. 16. – С. 240-250.

301. **Султанбаев А.С.** Содержание урана в растениях Северной Киргизии [Текст] / А.С. Султанбаев // Соверш. технол. возделывания с.-х. культур – науч.

основа интенсификации растениеводства в Киргизии. - Фрунзе, 1977. – Вып. 15. – С. 186-191.

302. **Султанова Р.М.** Общая альфа- и бета-активность некоторых видов растений Киргизии [Текст] / Р.М. Султанова // Материалы по биогеохимической инвентаризации флоры Киргизии. - Фрунзе: Илим, 1971. - С.23-32.

303. **Сушко С.Н.** Индуцирование хромосомных aberrаций в сперматоцитах мышей при сочетанном воздействии радиации и нитрата, нитрита натрия [Текст] / С.Н. Сушко, А.Ф. Мальченко // Радиобиология. – 1992. – Т. 32, вып. 4. – С. 500-505.

304. **Таскаев А.И.** Распределение и геохимическое поведение изотопов урана, тория и радия в горных тундровых почвах [Текст] / А.И. Таскаев // Тр. Коми фил. АН СССР. - 1983. - №60. – С.66-75.

305. **Таскаев А.И.** Эколого-генетический мониторинг мышевидных грызунов из популяций, подвергшихся хроническому облучению [Текст] / А.И. Таскаев, Л.А. Башлыкова, В.Г. Зайнулин // Радиационная биология, радиоэкология. – 2010. – Т.50, №5. - С. 560-571.

306. **Таусон Л.В.** Геохимия редких элементов в гранитоидах [Текст] / Л.В. Таусон. - М.: АН СССР, 1961.- С. 33-48.

307. Техногенное загрязнение почв Домбаса выбросами предприятий чёрной и цветной металлургии [Текст] / Кривоносова Г.М., Джалиль В.А., Головина А.П., и др. // Тез. докл. Межд. конф. по агроэкологической обстановке на сельскохозяйственных угодьях УССР и путях снижения загрязнения токсичными веществами. – Черкасы, 1989. – С.38-39.

308. Техногенное загрязнение ураном биосферы Кыргызстана / [Ю.Г. Быковченко, Э.И. Быкова, Т.Б. Белеков и др.]. – Бишкек: Илим, 2005. – 169 с.

309. **Титаева Н.А.** Миграция тяжелых естественных радионуклидов в условиях гумидной зоны [Текст] / Н.А. Титаева, А.И.Таскаев. - Л.: Наука, 1983. – 252 с.

310. **Токтоева Т.Э.** Эколого-генетические исследования в условиях урановой биогеохимической провинции [Текст] / Т.Э. Токтоева, Б.М. Дженбаев, Б.К. Калдыбаев // Известия НАН КР. – 2008. - №3. – С. 66-72.

311. **Токтосунов А.Т.** Грызуны Киргизии [Текст]: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.08 / А.Т. Токтосунов. – Фрунзе, 1955. – 12 с.

312. **Токтосунов А.Т.** Морфофизиологическая дифференциация амфибий и млекопитающих в условиях Тянь-Шаня [Текст]: автореф. дис. д-ра. биол. наук: 03.00.08 / А.Т. Токтосунов. – Свердловск, 1973. – 34 с.

313. **Токтосунов Т.А.** Экологические факторы, определяющие кариотипические изменения у животных [Текст]: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.16 / Т.А. Токтосунов. – Бишкек, 2001. – 23 с.

314. **Торгоев И.А.** Геологическая безопасность и риск природно-техногенных катастроф на территории Кыргызстана [Текст] / И.А. Торгоев, Ю.Г. Алешин. – Бишкек: ЖЭКА лтд, 1999. – 288 с.

315. **Тюрюканова Э.Б.** Ландшафтно-геохимические аспекты миграции стронция-90 [Текст] / Э.Б. Тюрюканова // Современные проблемы радиобиологии. – М.: Атомиздат, 1971. – С.81.

316. **Тюрюканова Э.Б.** О методике исследования поведения радиоактивного стронция в почвах различных геохимических ландшафтов [Текст] / Э.Б. Тюрюканова. – М.: Атомиздат, 1968. – 112 с.

317. **Тюрюканова Э.Б.** О миграции стронция-90 и цезия-137 в почвах [Текст] / Э.Б. Тюрюканова // Очерки современной геохимии и аналитической химии. – М., 1971. – С.527.

318. **Тюрюканова Э.Б.** О поведении тория в почвах [Текст] / Э.Б. Тюрюканова, В.А. Калугина // Экология. – 1971. - №5. – С.93-95.

319. **Тюрюканова Э.Б.** Радиогеохимия почв полесий Русской равнины [Текст] / Э.Б. Тюрюканова. – М.: Наука, 1974. – 208 с.

320. **Тюрюканова Э.Б.** Распределение радиоактивного стронция-90 в почвах различных природных зон [Текст] / Э.Б. Тюрюканова, Ф.И. Павлоцкая, В.И. Баранов. – М.: Атомиздат, 1967. – 21 с.

321. Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере: Миграция и биологическое действие на популяции, и биогеоценозы / [Р.М. Алексахин, Н.П. Архипов, Г.В. Бархударов и др.]. – М.: Наука, 1990. – 350 с.

322. Унифицированные правила отбора проб объектов окружающей среды [Текст]. – М.: Мин.здрав СССР, 1980. – 125 с.

323. Урановые биогеохимические пищевые цепи в условиях Иссык-Кульской котловины [Текст] / В.В. Ковальский, И.Е. Воротницкая, В.С. Лекарев и др. // Тр. Биогеохим. лаб. - 1968. - Т.12. - С.5-122.

324. **Фесенко С.В.** Анализ факторов, определяющих снижение биологической доступности цезия-137 для включения в сельскохозяйственные пищевые цепочки [Текст] / С.В. Фесенко, Р.М. Алексахин, Н.И.Санжарова // Доклады академии наук. - 1995. - Т.343, №5. – С.715-718.

325. **Фесенко С.В.** Оценка воздействия выбросов Ново-Воронежской АЭС на лесные насаждения [Текст] / С.В. Фесенко, С.И. Смирнов, Р.М. Алексахин // Атом. энергия. – 1993. - Т. 75, вып.4. - С.312-319.

326. **Фролова Н.П.** Возрастание частоты тератологических изменений в проростках *Plantago Lanceolata* L. Пятой после аварийной репродукции в 30-километровой зоне Чернобыльской АЭС [Текст] / Н.П. Фролова, О.Н. Попова, А.И. Таскаев // Радиобиология. – 1993. – Т. 33, вып. 2. – С.179-182.

327. Хромосомные aberrации в различных тканях мышевидных грызунов и амфибий из загрязненных радионуклидами районов Беларуси [Текст] / К.Г. Елисеева, Н.А. Картель, А.М. Войтович и др. // Цитология и генетика. - 1996. - Т.30, № 4. - С. 20-24.

328. Хромосомные исследования растений в проблемах селекции, клеточной инженерии и генетическом мониторинге [Текст] / В.Д. Турков, Ю.Л. Гужов, Г.А.Шелепина и др. – М.: УДН, 1988. – 64 с.

329. **Цемко В.** Процессы рассеяния микроэлементов в почвах [Текст] //Микроэлементы в окружающей среде / В.П. Цемко, И.К. Паламарчук, Г.М.Залуцкая. – Киев, 1980. - С.31-34.

330. Цитогенетические эффекты в популяциях сосны обыкновенной из районов брянской области, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС [Текст] / С.А. Гераськин, В.Г. Дикарёв, А.А. Удалова и др // Радиационная биология, радиоэкология.– 2008. – Т. 48, вып. 5. – С. 584-595.

331. **Цыбулька Н.Н.** Дефляция почв и горизонтальный перенос цезия-137 [Текст] / Н.Н. Цыбулька // Радиационная биология, радиоэкология.– 2006. – Т. 46, №1. - С. 82-88.

332. **Чарский В.П.** Каджи-Сай. История одного предприятия. Экологический информационный бюллетень [Текст] / В.П. Чарский, М.М. Хусаинов // Ветеринария. – 1998. - №3. – С.26-31.

333. **Черников В.А.** Агроэкология [Текст]: учеб. пособие для вузов /В.А. Черников, Р.М. Алексахин, А.В. Голубев и др. - М.: Колос, 2000. - 536 с.

334. **Шамшиев А.Б.** Эколого-биогеохимическая особенность селена в Прииссыккулье [Текст]: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.16 / А.Б. Шамшиев. – Бишкек, 2007. – 25 с.

335. **Шарипов И.К.** Методы анализа хромосом у млекопитающих [Текст]: Методическое пособие / И.К. Шарипов. – Алматы: Казак университеті, 1998. – 57 с.

336. **Швыряева А.М.** Морфологические изменения и заболевания растений в горной биогеохимической провинции [Текст] / А.М. Швыряева, Н.С. Малашкина // Тр. Биогеохимической лаб. - Т. XI. – 1960. - С.65-104.

337. **Шевченко В.В.** Цитогенетические эффекты в природных популяциях *Crepis tectorum* L., произрастающих в районе Восточно-уральского радиоактивного следа [Текст] / В.В. Шевченко, Л.И. Гриних, В.И.Абрамов // Радиационная биология, радиоэкология. – 1998. - Т. 38, вып. 3. – С. 330-336.

338. **Шишкина Л.Н.** Регуляция окислительных процессов в тканях мышевидных грызунов, отловленных в зоне аварии на ЧАЭС [Текст] / Л.Н. Шишкина, А.Г. Кудяшева, Н.Г. Загорская и др // Радиационная биология, радиоэкология. – 2006. - Т. 46, №2. – С. 216-232.

339. **Шкварников П.К.** Цитологическое исследование растений произрастающих под воздействием разных уровней радиации [Текст] / П.К. Шкварников // Цитология и генетика. – 1990. – Т. 24, № 5. – С. 33-37.
340. **Школьник М.Я.** Микроэлементы в жизни растений [Текст] / М.Я.Школьник. – Л.: Наука, 1974. – 285 с.
341. **Шуктомова И.И.** Особенности распределения естественных радионуклидов в некоторых почвах полярного Урала [Текст] / И.И. Шуктомова // Биологические проблемы Севера.- Сыктывкар, 1981. - Т. 1.
342. **Шуктомова И.И.** Поведение урана, радия и тория в почвах горной тундры [Текст] / И.И. Шуктомова, Н.А. Титаева, А.И. Таскаев и др. // Почвоведение. – 1983. - №8. – С.49-53.
343. **Шукуров Э.Ж.** Проблемы биоразнообразия в Кыргызстане [Текст] / Э.Ж. Шукуров // Известия НАН КР. – 1997. - №2-3. – С.89-92.
344. **Яковлева И.Д.** Пресмыкающиеся Киргизии [Текст] / И.Д. Яковлева. – Фрунзе : Илим, 1964. – 272 с.
345. **Ялковская Л.Э.** Цитогенетические последствия хронического радиационного воздействия на популяции грызунов в зоне влияния восточно-уральского радиоактивного следа [Текст] / Л.Э. Ялковская, Е.Б. Григоркина // Радиационная биология, радиоэкология. – 2006. - Т. 50, №4 – С. 466-471.
346. **Янушевич А.И.** Млекопитающие Киргизии [Текст] / А.И. Янушевич, Б.М. Айзин, А.К. Кыдыралиев и др. – Фрунзе : Илим, 1972. – 363 с.
347. **Янушевич А.И.** Редкие звери и птицы Киргизии [Текст] / А.И. Янушевич. – Фрунзе : Илим, 1981. – 62с.
348. **Ястребов М.Т.** ^{238}U и ^{232}Th в некоторых почвах, растениях и водах Тамбовской низменности [Текст] / М.Т. Ястребов // Тез. докл. I Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии. - Обнинск, 1979. – С.164-165.
349. **Abba M.** Clastogenic effect of copper deficiency in cattle [Text] / M. Abba, J.C. Deluca // Mutation Research : Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis. – 2000. -Vol . 466, №1. - P. 51-55.

350. **Adriano E.D.** Biogeochemistry of trace metals [Text] / E.D. Adriano.- London, Tokyo: Lewis Publishers, Boca Raton, Ann Arbor. 1992. – 513 p.

351. **Anke M.** Zink in the chain – its biological importance [Text]: book Macro and trace elements – Biological, Agricultural, Medical and Nutritional / M. Anke. – Germany, 2004. – P.1820-1824.

352. **Ashraf E.M.** Uranium accumulation in sandy soil in arid region due to agricultural activities [Text] / E.M. Ashraf, A.S. Khater, H.A. Al-Sewaidan, et al // Uranium, Mining and Hydrogeology. - 2008. - P.199-201.

353. **Ashraf E.M.** Uranium and heavy metals in Phosphate Fertilizers. [Text] / E.M. Ashraf, A.S. Khater // Uranium, Mining and Hydrogeology. 2008. - P.193-199.

354. **Bezrukov V.F.** Environmental impact on age-related dynamics of karyotypical instability in plants [Text] / V.F. Bezrukov, L.M. Lazarenko // Mutation Research : Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis. – 2002. - Vol. 520, №1-2.- P. 113-118.

355. **Bhilwade H.N.** Gamma ray induced bone marrow micro nucleated erythrocytes in seven strains of mouse [Text] / H.N. Bhilwade, R.C. Chaubey // Mutation Research : Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis. – 2004. - Vol. 560, №1. - P. 19-26.

356. **Cannon H.L.** The effects of uranium – vanadium deposits of the vegetation of the Colorado Plateau [Text] / H.L. Cannon // Amer. J. Sci. – 1952.-Vol. 250, № 10. – P. 735-770.

357. Chromosomal aberrations in native Small Mammals at Petrochemical West Disposal Site [Text] / K. McBee, J.M. Bickham, K.W. Brown // Arch. Environ. Contam. Toxicol. - 1987. - Vol.16. - P. 681-688.

358. **Cohen P.** Contamination radioactive des soils. Aspects et moyens de protection [Text] / P. Cohen // Comp. rend. Acad. Agric. France.- 1981. – Vol. 47, №5. – P. 235-230.

359. **Comar C.L.** Wasserman R.H. Strontium – calcium movement from soil to man [Text] / C.L. Comar, R.S. Russell, R.H. Wasserman // Science. – 1997. – Vol. 126, №3272. – P.485.

360. Comparative radiation impact on biota and man in the area affected by the accident at the Chernobyl nuclear power [Text] / S.V. Fesenko, R.M. Alexahin, S.A. Geraskin, et al // Environ. Radioactivity. - 2005. - Vol. 80. - P.25.

361. Cytogenetic effects of combined radioactive (^{137}Cs) and chemical (Cd, Pb, and 2,4-d herbicide) contamination on spring barley intercalary meristem cells [Text] / S.A. Geras'kin, V.G. Dikarev, A.A. Oudalova et al // Mutation Research :Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis. – 2005. - Vol. 586, №2. - P. 147-159.

362. **Djenbaev B.M.** Modern Condition of the Radioactive Withdrawals of Former Uranium Manufactures in Territory of Kyrgyz Republic [Text] / B.M. Djenbaev, B.T. Jolbolduev, A.A. Jalilova // Book of abstracts the fifth Eurasian conference nuclear science and application. -Ankara, Turkey, 2008. - P.93.

363. **Djenbaev B.M.** Radiation assessment in biosphere territories of the Issyk-Kul [Text] / B.M. Djenbaev, A.A. Jalilova, Abdijapar uulu Salamat et al // 4th CCMS/NATO Workshop on “Management of Industrial Waster and Substances Research”.- Greece, Ioannina, 2006. - P.11-17.

364. **Djenbaev B.M.** The biogeochemistry of uranium in natural-technogenic provinces of Issik-Kul [Text] / B.M. Djenbaev, A.B. Shamshiev, B.T. Jolboldiev et al // Uranium, Mining and Hydrogeology. - 2008. - P.673-681.

365. Effects of heavy metal contamination of soils on micronucleus induction in tradescantia and on microbial enzyme activities: a comparative investigation [Text] / B.J. Majer, D. Tscherko, A. Paschke, et al // Mutation Research / Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis. – 2002. - Vol. 515, №1-2. - P. 111-124.

366. **Eisenbud M.** Deposition of strontium-90 though October 1988. The global deposition of strontium-90 is discussed in relation to the absorption of the isotope by man [Text] / M. Eisenbud // Science. – 1959. – Vol. 130, №3367. – P.76.

367. **Ellis F.B.** Relative movement of ^{137}Cs and ^{90}Sr in soils [Text] / F.B. Ellis, J.M. Hague // Agric. Res. Council. Radiobiol. Lab. – 1966. - №16. – P. 25-32.

368. **Ermakov V.V.** The concept of boigeochemical provinces in modern ecology-geochemical studies of the environment [Text] / V.V. Ermakov, E.M.

Korobova // Agriculture and Environment in Eastern Europe and the Netherlands: Proceedings. - Wageningen:Wageningen Agr. University, 1992. - P.317-330.

369. **Evans E.J.** Fixation and release of ^{137}Cs in soil and soil separates [Text] / E.J. Evans, A.I.Dekker // Canada J. Soil Sci. – 1986. – Vol. 46, №3 – P. 217-222.

370. **Feely H.W.** Worldwide deposition of strontium-90 through 1975 [Text] / H.W. Feely // Health and Safety Laboratory environmental quarterly report HASL, 308.- New-York, 1976. – P. 1-137.

371. **Fernando P.** Radioactivity in soil and horticulture products near uranium mining sites [Text] / P. Fernando, Carvalho and Joao M. Oliveira // Uranium, Mining and Hydrogeology. - 2008. - P.381-389.

372. **Fesenko S.V.** Chernobyl consequences for agriculture [Text] / S.V. Fesenko, R.M. Alexahin, M.I. Balonov et al // Nuclear Engineering International. - 2006. - Vol.51, №620. - P.34-37.

373. **Francis C.W.** Radiostrontium Movement in Soils and Uptake in Plants [Text] / C.W. Francis // Tech. Inform. Center U.S. Department Energy, TID – 275664. - 1978. – P.38.

374. **Fusconi A.** Effects of cadmium on root apical meristems of pisum sativum l.: cell viability, cell proliferation and microtubule pattern as suitable markers for assessment of stress pollution [Text] / A. Fusconi, C. Gallo, W. Camusso // Mutation Research / Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis. – 2007. - Vol. 632, №1-2. - P. 9-19.

375. **Gailedrean C.** Influence of organic materials upon ^{90}Sr migration in soil [Text] / C. Gailedrean // Energy nucl. – 1980. – Vol. 2, №5. – 36 p.

376. Genotoxic effects of occupational exposure to lead and cadmium [Text] / J. Palus, K. Rydzynski, E. Dziubaltowska et al // Mutation Research : Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis. – 2003. - Vol. 540, №1. - P. 19-28.

377. **Gopal-Ajengar A.R.** Biological effects of high background radioactivity: studies on plants growing in the monazites bearing areas of Kerala coast and adjoining regions [Text] / A.R. Gopal-Ajengar, G.F. Najar, K.P. George et al. // Indian J. of experim. Biology. – 1977.-Vol. 10, № 8. – P. 313-318.

378. **Guecheva T.** Genotoxic effects of copper sulphate in freshwater planarian in vivo, studied with the single-cell gel test (comet assay) [Text] / T. Guecheva // Mutation Research / Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis. – 2001. - Vol. 497, №1-2. - P. 19-27.

379. **Gul Asiye Aycik.** Overview of the Radioactive and Nuclear Agents in the Environment [Text] / Gul Asiye Aycik // Proceedings of the NATO Advanced Training Course on New Techniques for the Detection of Nuclear and Radioactive Agents Mugla.- Turkey, 2008. – P.1-15.

380. **Hardy E.P.** Depth distribution of global fallout Sr-90, Cs-137, Pu-239, 240 in sandy loam soil [Text] / E.P. Hardy // Health and Safety Laboratory fallout program: Quarterly summary report HASL -286. - New-York, 1974. – P. 1-10.

381. **Helf S.** Environmental radioactivity in woods soil from Dover, New Jersey during 1964-1965. [Text] / S. Helf // Radiol. Health. Data and Repts..- 1967.- Vol.8, №9. – P.553.

382. **International atomic energy agency.** Quantification of radionuclide transfers in terrestrial and freshwater environments for radiological assessments, IAEA-TECDOC-1616.- Vienna: IAEA, 2009. – 51p.

383. **Kabata-Pendias A.** Trace Elements in the Biological Environment [Text] / A. Kabata-Pendias, H. Pendias - Warsaw: Wyd.Geol, 1979. - 300 p.

384. **Kabata-Pendias A.** The assessment of trace metal contamination of agricultural soils [Text] / A. Kabata-Pendias // The 2 Russian school geochem. ecol. and biogeochem. region. of the Biosphere. – Moscow, 1999. - P.67- 68.

385. **Kabata-Pendias A.** Trace elements in soils and plants [Text] / A. Kabata-Pendias, H. Pendias .- Roca Ration (Fla): CRS press, 1984. - 336 p.

386. **Kaldybaev B.K.** Experimental Radio nuclides in Soil-Plant Complex of Agro ecosystem Near Issyk-Kul [Text] / B.K. Kaldybaev, B.M. Djenbaev // Book of abstracts the fifth Eurasian conference on nuclear science and its application, Turkiye, 2008. – P.94.

387. **Kaldybaev B.K.** Monitoring for use experimental and natural radionuclides in soil-plant complex of agro ecosystem near Issyk-Kul [Text] / B.K. Kaldybaev // *Ecologica*. - 2010 - Vol. 17, br. 57. – P. 7-10.

388. **Kaldybaev B.K.** Radiobiogeochemical research is in condition of natural-technogeny of ecosystem near Issyk-Kul [Text] / B.K. Kaldybaev, B.M. Djenbaev // Book of abstracts the international scientific conference on Environment and biodiversity, Belgrad, 2010. – P.35.

389. **Kaldybaev B.K.** Radiochemical analysis of agricultural crops and plants in area of Issyk-Kul lake [Text] / B.K. Kaldybaev // Book of abstracts the international scientific conference on Environment and biodiversity, Belgrad, 2010. – P.36

390. **Keil R.** Vorkommen naturlicher Radionuclid in Boden [Text] / R. Keil, T. Frank, F.L. Schabes // *Nature Strahlenex posit Mensenen*. - Stuttgart, 1974.- P.21-30.

391. **Khudaverdieva S.R.** System of bioindication in Monitoring at pollution of environment with the natural radionuclids [Text] / S.R. Khudaverdieva, S.A. Mirzoev, R.I. Khalilov // Book of abstracts the fifth Eurasian conference nuclear science and application. - Ankara, Turkey, 2008.- P.106.

392. **Kloke A.** Die Wanderung von ^{90}Sr in Boden [Text] / A. Kloke // *Naturwissenschaften*. – 1961. – Vol.48, №21. – P. 11-22.

393. **Knoop E.** Der ^{90}Sr – Gehalt einiger Boden Schleswig – Holsteins [Text] / E. Knoop, D. Schroder // *Naturwissenschaften*, 1958. - Vol. 45, №18. - P.436.

394. **Kulp J.** Radionuclides in man from nuclear tests [Text] / J. Kulp // *Radioactive Fallout, Soils, Plant, Foods, Man*. Amsterdam.- London, New-York, 1965. – P.36.

395. **Kuroda P.K.** Spring peak of strontium-90 fallout [Text] / P.K. Kuroda, H.L. Hodges, L.M. Fry // *Science*. – 1990. – Vol. 132, №3429. – P. 742.

396. **Landa E.R.** Geochemical and radiological characterization of Soils from former radium processing sites [Text] / E.R. Landa // *Health Phys*. – 1984. – Vol.46, №2. – P.385-394.

397. **Leifer H.** Updating stratosphere inventories to July 1975 [Text] / H. Leifer, M. Schoenberg, L. Tookel // Health and Safety Laboratory environmental quarterly report HASL, 306.- New-York, 1976. – P. 1-142.

398. **Leonard A.** Natural radioactivity in Southwest France and its possible genetic consequences for mammals [Text] / A. Leonard, G. Deplont, G.D. Leonard // Radiation Res. – 1967.- Vol. 77, № 1. – P. 170-181.

399. **Libby W.F.** Beneficiation on soil contaminated with strontium-90: beneficial effects of potassium [Text] / W.F. Libby // Science. – 1958. – Vol. 128. - №3332. – P. 1134.

400. **Makady R.** Strontium fixation by lime contained in soils [Text] / R. Makady, M. Gal // Science. – 1984. – Vol. 145, №3628. – P. 45-48.

401. **Distribution** and effects of trace substances in soils, plants and animals [Text] / B. Markert, G. Kayser, S. Korhammer, et al // Trace Elements – Their Distribution and Effects in the Environment. – Germany, 2000. - P.3-33.

402. Monitoring and remediation of the legacy sites of uranium mining in Central Asia [Text] / A. Jakubick, M. Kurylchuk, O.Voitsekhovic et al // Uranium, Mining and Hydrogeology. - 2008. - P.389-405.

403. **Moreira – Nordemann L.M.** Distribution of uranium in soil profiles of Bahia state, Brazil [Text] / L.M. Moreira – Nordemann, G. Sieffermann // Soil Sci. 1979. - Vol.127. - №5. - P.275-280.

404. **Najar G.** The relation on between cytological abnormalities and interphase chromosome volume in plants growing in a high radiation area [Text] /G. Najar, K.P. George, A.R. Copal-Ajengar // Radiat. Bot. - Vol.11. - 1982.- № 2. – P. 175-178.

405. **Orujova J.R.** Definition of the factors of passing the area-pollution radionuclides soil in the area [Text] / J.R. Orujova // Book of abstracts the fifth Eurasian conference nuclear science and application. Ankara, Turkey 2008. - P.111.

406. **Patoc I.** Occurrence of heavy metals, toxic elements in the soils in Hungary [Text] / I. Patoc // New Results Res. Hardly Know Trace Elem. And their Importance Int. Geosphere – Biosphere program: Proc. 4-th Int. Symp. – Budapest, 1990. – P. 13-30.

407. Plant uptake and leaching of ^{137}Cs [Text] / L. Fredriksson, A. Eriksson, H. Lonsjo et al // FOA. 4 Rapports, C 4357 – 28. - Stockholm, 1969. – P.22-38.

408. **Raddy T.P.** Synergistic interaction of gamma rays and some metallic salts in the induction of gamma rays and some metallic salts in the induction of chlorophyll mutation in rice [Text] / T.P. Raddy, K.Vaidyanath // Mutat. Res. – 1989.-Vol. 52, № 3. – P. 50-54.

409. Radiochemical analyses of fission debris in the air along the 80th meridian, West [Text] / L.B. Lochhart, R.A. Baus, R.L. Paterson et al // Geophys. Res. – 1960. – Vol. 65, №6. – P. 1711.

410. Radiostrontium in soil, grass, milk and bone U.K. 1986 results [Text] /F.I. Bryant, A.C. Chamberlain, A.Morgan et al // Nucl. Energy. – 1987. –Vol.6, №1/2. – P.22.

411. **Rathbaum H.F.** Uranium accumulation in soil from long continued application in soil from Saperphosphate [Text] / H.F. Rathbaum, D.A. Mc. Garston, F. Wall et al // Soil Sci. – 1979. – Vol.30, №1. – P. 147-153.

412. **Sarosler J.** Response of *Marchantia polymorpha* L. To chronic gamma radiation under natural conditions [Text] / J. Sarosler // Acta Soc. Bot. Pol. – 1967. – Vol. 36,№ 1. – P. 187-197.

413. **Scarpenseel H.W.** Urankonzentration in Boden und ihre mogliche Nutzung als prospektionshilfe [Text] / H.W. Scarpenseel, F. Rieting, E. Krus // Pflanzennahr und Boden K. - 1975. - №2. – P.131-139.

414. **Schwarz-Schampera U.** The potential of Thorium deposits. [Text] /U. Schwarz-Schampera // Uranium, Mining and Hydrogeology. - 2008. - P.53-59.

415. Spatial variability of ^{137}Cs and ^{40}K activity concentrations in soil and plants of alpine pastures: effects of micro- and mesotopography [Text] / B.P. Albers, R. Rackwitz, S. Kleinschroth, et al // Trace Elements – Their Distribution and Effects in the Environment. – Germany, 2000. - P.537-549.

416. **Tynybekov A.K.** Radiological Investigation and Ecological Risk of South Coastal Section of Issyk-Kul Lake [Text] / A.K. Tynybekov, J.E. Kulenbekov, M. Aliev // Uranium, Mining and Hydrogeology. - 2008. - P.477-487.

417. **Tynybekov A.K.** Radiological Investigation of Issyk-Kul Region of Kyrgyz Republic [Text] / A.K. Tynybekov, J.E. Kulenbekov // Proceedings of the NATO Advanced Training Course on New Techniques for the Detection of Nuclear and Radioactive Agents Mugla.- Turkey, 2008. – P.287-295.

418. Uranium isotopes in Hiroshima: “Black Rain” soil [Text] / J. Takada, N. Hoshi, S. Sawada et al // Radiat. Res. - 1983. - Vol.24, №3. - P.229-236.

419. **Ursinyova M.** Cadmium in the environment of Central Europe [Text] / M. Ursinyova, V. Hladikova // Trace Elements – Their Distribution and Effects in the Environment. – Germany, 2000. - P.87-109.

420. **Ursinyova M.** Lead in the environment of Central Europe [Text] / M. Ursinyova, V. Hladikova // Trace Elements – Their Distribution and Effects in the Environment. – Germany, 2000. - P.109-135.

421. **Valerio F.** Airbone metals in urban areas [Text] / F. Valerio, C. Brescianini, S. Lastraloli // J. Environ. anal. chem. – Germany, 2000. - Vol. 35, № 2. – P. 101-110.

422. **Venugopal B.** Metal toxicity in mammals [Text] / B. Venugopal, T.D. Luckey // Chemical toxicity of metals and metalloids.- N.Y.: Plenum,1990.- Vol. 113. - № 5. - P.21-24.

423. **Walton A.** The distribution in soil of radioactivity from weapons tests [Text] / A. Walton // Geophys. Res. – 1983. – Vol. 68, №5. – P. 1465.

424. **Wijkvan H.F.** Incorporation of ^{137}Cs from nuclear debris into the biosphere [Text] / H.F. Wijkvan, R.Braams // Nature. – 1960. – Vol. 188, №4754. – P. 138-152.

425. **Wiklander L.** Uptake, absorption and leaching of radio strontium in lisumeter experiment [Text] / L. Wiklander // Soil Sci. – 1984. – Vol. 97, №3. – P.168.

426. **Zenzen V.** Mutagenic and cytotoxic effectiveness of zinc dimethyl and zinc diisononyldithiocarbamate in human lymphocyte cultures [Text] / V. Zenzen // Mutation Research : Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis. – 2001. - Vol. 497, №1-2. - P. 19-27.

Акт внедрения Иссык-Кульско-Нарынского территориального управления охраны окружающей среды

<p>Кыргыз Республикасынын Окмөтүнө жараштуу курчуп турган чөйрөнү коргоо жана токой чарбасы боюнча мамлекеттик агенттиги</p>		<p>Государственное агентство по охране окружающей среды и лесному хозяйству при Правительстве Кыргызской Республики</p>
<p>Иссык-Куль-Нарын аймактык курчуп турган чөйрөнү коргоо башкармалыгы</p> <p>722100 Ч.Чолпон-Ата ш., Совет көч. 2 Тел.факс (03943) 4 32 96</p>		<p>Иссык-Куль-Нарынское территориальное управление охраны окружающей среды</p> <p>722100 г. Ч.Чолпон-Ата, ул. Советская 2 Тел.факс (03943) 4 32 96</p>

№ 01-1/73 "27" 03 2012г.

Утверждаю
Начальник Иссык-Куль – Нарынского
территориального управления
охраны окружающей среды
Оскомбаев Т.С.



«27» 03 2012 г.

АКТ

о реализации научных результатов, полученных в диссертации Калдыбаева Бақыта Кадырбековича на соискание ученой степени доктора биологических наук по специальности 03. 02. 08 – экология на тему: «Эколого-биогеохимическая оценка современного состояния природно-техногенных экосистем Прииссыккулья»

Комиссия в составе: председатель, начальник Иссык-Куль- Нарынского территориального управления охраны окружающей среды Оскомбаев Т.С.

Члены:

1. Кулатаев М.М.- начальник отдела экологической экспертизы;
2. Сулайманов Т.К.- начальник отдела ОПГ;
3. Кысанов Р. – начальник отдела развития лесных экосистем.

Свидетельствует о том, что при разработке программ комплексного экологического мониторинга Иссык-Кульско-Нарынского территориального управления государственного контроля по охране окружающей среды и лесному хозяйству были реализованы научные результаты, полученные в докторской диссертации Калдыбаева Бақыта Кадырбековича

- Результаты измерений мощности экспозиционной дозы радиационного фона на территории природно-техногенных экосистем Прииссыккулья;

- Результаты по определению содержаний радионуклидов - U, Th, Ra, ^{40}K , ^{90}Sr , ^{137}Cs и тяжелых металлов - Cu, Zn, Pb, Cd, Fe в объектах окружающей среды (почва, вода, растения, животные) Прииссыккуля;
- Картосхемы по уровням экспозиционной дозы радиационного фона, содержанию радионуклидов - U, Th, Ra, ^{40}K , ^{90}Sr , ^{137}Cs и тяжелых металлов - Cu, Zn, Pb, Cd - в почвенном покрове Прииссыккуля.

Реализация материалов диссертации Калдыбаева Бақыта Кадырбековича позволила:

- Пополнить базы данных по загрязнению окружающей среды Прииссыккуля радионуклидами - U, Th, Ra, ^{40}K , ^{90}Sr , ^{137}Cs и тяжелыми металлами - Cu, Zn, Pb, Cd;
- Повысить качество и эффективность проведения экологического мониторинга;
- Разработать мероприятия по реабилитации экологического состояния природно-техногенных территорий Прииссыккуля.

Материалы диссертации использованы в следующих документах, материалах и разработках:

- В базах данных службы экологического мониторинга Иссык-Кульско - Нарынского территориального управления государственного контроля по охране окружающей среды и лесному хозяйству;

По результатам реализации получен следующий положительный эффект:

- Обновлено базы данных и улучшено качество проведения экологического мониторинга Иссык-Кульско-Нарынского территориального управления государственного контроля по охране окружающей среды и лесному хозяйству.
- Разработаны дальнейшие мероприятия по реабилитации экологического состояния природно-техногенных территорий Прииссыккуля.

Председатель комиссии



Осcombeаев Т.С.

Члены комиссии:

1. Кулатаев М.М.- начальник отдела экологической экспертизы

2. Сулайманов Т.К.- начальник отдела ОПГ III

3. Кысанов Р. -начальник отдела развития лесных экосистем

Акт внедрения Генеральной дирекции Биосферной территории «Иссык-Кёль»

Утверждаю
 Директор Генеральной Дирекции
 Биосферной Территории «Иссык-Кёль»
 Абдиев К.А.

« 28 » 03 / 2012 г.

АКТ

о реализации научных результатов, полученных в диссертации Калдыбаева Бакыта Кадырбековича на соискание ученой степени доктора биологических наук по специальности 03. 02. 08 – экология на тему: «Эколого-биогеохимическая оценка современного состояния природно-техногенных экосистем Прииссыккуля»

Комиссия в составе: председатель, директор Генеральной дирекции Биосферной территории «Иссык-Кёль» - Абдиев К.А.

Члены:

1. Кененбаева А.Т.
2. Казакбаева А.М.
3. Карыбеков З.А.

Свидетельствует о том, что при разработке программ комплексного экологического мониторинга Биосферной территории «Иссык-Кёль» были реализованы научные результаты, полученные в докторской диссертации Калдыбаева Бакыта Кадырбековича

- Результаты измерений мощности экспозиционной дозы радиационного фона на территории природно-техногенных экосистем Прииссыккуля;
- Результаты по определению содержаний радионуклидов - U, Th, Ra, ⁴⁰K, ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs и тяжелых металлов - Cu, Zn, Pb, Cd, Fe в объектах окружающей среды (почва, вода, растения, животные) Прииссыккуля;
- Результаты по исследованию биологической реакции живых организмов на геохимические факторы среды;
- Картосхемы по уровням экспозиционной дозы радиационного фона, содержанию радионуклидов и тяжелых металлов в почвенном покрове Прииссыккуля.

Реализация материалов диссертации Калдыбаева Бакыта Кадырбековича позволила:

- Пополнить базы данных по загрязнению окружающей среды Прииссыккуля радионуклидами - U, Th, Ra, ⁴⁰K, ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs и тяжелыми металлами - Cu, Zn, Pb, Cd;

- Повысить качество и эффективность проведения экологического мониторинга службами Биосферной территории «Иссык-Кёль»;
- Разработать дальнейшие мероприятия по реабилитации экологического состояния природно-техногенных территорий Прииссыккуля, загрязненных радионуклидами и тяжелыми металлами.

Материалы диссертации использованы в следующих документах, материалах и разработках:

- В отчетах по научной работе Биосферной территории;
- В базах данных службы экологического мониторинга Биосферной территории «Иссык-Кёль»;

По результатам реализации получен следующий положительный эффект:

- Улучшено качество проведения экологического мониторинга на территории Биосферной территории «Иссык-Кёль»;
- Разработаны дальнейшие мероприятия по реабилитации экологического состояния природно-техногенных территорий Прииссыккуля.
- Обновлены базы данных службы экологического мониторинга Биосферной территории «Иссык-Кёль» по загрязнению окружающей среды радионуклидами и тяжелыми металлами.

Председатель комиссии:



Абдиев К.А.

Члены комиссии:

Кененбаева А.Т.





Казакбаева А.М.



Карыбеков З.А.



Акт внедрения Иссык-Кульского государственного университета
им. К. Тыныстанова

<p>КЫРГЫЗ РЕСПУБЛИКАСЫНЫҢ БИЛИМ ЖАНА ИЛИМ МИНИСТРЛИГИ</p> <p>К Т Ы Н Ы С Т А Н О В А Т Ы М П А Г Ы Ы С Ы К К У Л М А М Л И К Е Т Т И К У Н И В Е Р С И Т Е Т И</p> <p>722200, Кыргыз Республикасы, Каршил шаары, Ю.Абдрахманов көчөсү, 103, тел.: (03922) 5-01-23, факс: (03922) 5-04-98, e-mail: interkku@gmail.com р/сч № 4404071103002211, БИК 129013 Каршил ш., РСКБанк ААК Ысык-Көлдөгү филиалы Тр.с. 1290132381210007 ИНН 01901199510196</p>		<p>МИНИСТЕРСТВО ОБРАЗОВАНИЯ И НАУКИ КЫРГЫЗСКОЙ РЕСПУБЛИКИ</p> <p>И С С Ы К - К У Л Ы К С К И Й Г О С У Д А Р С Т В Е Н Н Ы Й У Н И В Е Р С И Т Е Т И М К Т Ы Н Ы С Т А Н О В А</p> <p>722200, Кыргызская Республика, г. Каршил, ул. Ю.Абдрахманова, 103, тел.: (03922) 5-01-23, факс: (03922) 5-04-98, e-mail: interkku@gmail.com р/сч № 4404071103002211, БИК 129013 Иссык-Кульский филиал, ОАО РСК Банк, г. Каршил, Тр.с. 1290132381210007 ИНН 01901199510196</p>
<p>MINISTRY OF EDUCATION AND SCIENCE OF KYRGYZ REPUBLIC ISSYK-KUL STATE UNIVERSITY NAMED AFTER K.TYNYSTANOV</p>		
<p>« 23 » <i>сентябрь</i> 2012г. Исх.№ <i>01-16/147</i></p>		
		<p>Утверждаю Ректор Иссык-Кульского государственного университета им. К. Тыныстанова к.т.н., доцент Абдылдаев К.К. <i>03.09.2012г.</i></p> 
<p>АКТ</p>		
<p>о реализации научных результатов, полученных в диссертации Калдыбаева Бакыта Кадырбековича на соискание ученой степени доктора биологических наук по специальности 03. 02. 08 – экология на тему: «Эколого-биогеохимическая оценка современного состояния природно-техногенных экосистем Прииссыккуля»</p>		
<p>Комиссия в составе: председатель, ректор ИГУ им. К. Тыныстанова, к.т.н., доцент Абдылдаев К.К.</p>		
<p>Члены:</p>		
<ol style="list-style-type: none"> 1. проректор по учебной и научной работе, к.х.н., доцент Абылгазиев Р.И. 2. декан факультета естественных наук и экологии, к.б.н., доцент Сариева Г.Е. 3. заведующая кафедрой экологии и лесного хозяйства, к.б.н., доцент Осмонбаева К.Б. 		
<p>Свидетельствует о том, что при разработке рабочих программ, учебно-методических комплексов, конспектов лекций, методических руководств, учебных пособий были использованы научные результаты, полученные в докторской диссертации Калдыбаева Бакыта Кадырбековича</p>		
		<p>000147</p>

- Данные литературного обзора по уровню загрязнения окружающей природной среды радионуклидами и тяжелыми металлами;
- Описание современных методов и методик исследования;
- Результаты по определению уровня экспозиционной дозы радиационного фона, содержания радионуклидов - U, Th, Ra, ^{40}K , ^{90}Sr , ^{137}Cs и тяжелых металлов - Cu, Zn, Pb, Cd, Fe в объектах окружающей среды (почва, вода, растения, животные) Прииссыккуля;
- Результаты по исследованию биологической реакции живых организмов на геохимические факторы среды.

Реализация материалов диссертации Калдыбаева Бакыта Кадырбековича позволила:

- Повысить качество и эффективность преподавания таких дисциплин учебного плана, как основы экологии, мониторинг окружающей среды, радиационная экология, геохимия окружающей среды.
- Пополнить базы данных научной библиотеки университета современной научной литературой по специальности - экология.

Материалы диссертации использованы в следующих документах, материалах и разработках:

- В рабочих программах и учебно-методических комплексах по следующим дисциплинам: основы экологии, мониторинг окружающей среды, радиационная экология, геохимия окружающей среды.
- В научно и учебно-методических работах:
 1. Калдыбаев Б.К. Эколого-биогеохимическая оценка природно-техногенных экосистем Прииссыккуля. Монография. – Бишкек, 2010. – 246с.
 2. Калдыбаев Б.К. Хромосомные исследования растений в генетическом мониторинге окружающей среды. Методическое руководство для лабораторных работ. – Каракол, 2006. – 24с.
 3. Калдыбаев Б.К. Метафазный анализ хромосом лабораторных животных. Методическое руководство для лабораторных работ. – Каракол, 2006. – 16с.
 4. Калдыбаев Б.К., Асанбекова Ч.А., Качекова Ш.К. Тукум куучулуктун цитологиялык негиздери: Студенттердин өз алдынча иштөөлөрү боюнча усулдук колдонмо. – Каракол, 2007. – 28б.
 5. Калдыбаев Б.К. Основы экологии, Учебное пособие. – Бишкек, 2006. – 208с.

По результатам реализации получен следующий положительный эффект:

- Разработаны рабочие программы, учебно-методические комплексы, методические руководства к лабораторным занятиям, учебные пособия.
- Пополнен библиотечный фонд университета современной научной литературой по специальности «экология».

Председатель комиссии



Abdyladav
Абдылдаев К.К.

Члены комиссии:

Ablygaev
Абылгазиев Р.И.

Sariyeva
Сариева Г.Е.

Osmonbaeva
Осмонбаева К.Б.