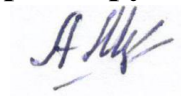


**ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ БЮДЖЕТНОЕ НАУЧНОЕ
УЧРЕЖДЕНИЕ**

**Всероссийский научно – исследовательский институт
биологической защиты растений**

На правах рукописи



Мельченко Александр Иванович

**МИГРАЦИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В АГРОЭКОЦЕНОЗАХ В
УСЛОВИЯХ ЛЕСОСТЕПНОЙ И СТЕПНОЙ ЧЕРНОЗЕМНОЙ
БИОГЕОХИМИЧЕСКОЙ ЗОНЫ ЮГА РОССИИ**

**диссертация на соискание ученой степени
доктора биологических наук**

**Специальность 03.02.08 – Экология (биология)
Специальность 03.02.13 - Почвоведение**

**Научный консультант,
доктор биологических наук,
профессор Мазиров М. А.**

Краснодар - 2016

ОГЛАВЛЕНИЕ

ВВЕДЕНИЕ	4
ГЛАВА 1. ЛИТЕРАТУРНЫЙ ОБЗОР.....	14
1.1 Основные термины, понятия и законы, используемые в работе. Источники поступления в биосферу радиоактивных веществ и их взаимодействия с компонентами экосистем.....	14
1.2 Миграция радионуклидов в агроэкологических системах.....	44
1.3 Накопление радионуклидов плодовыми, овощными и травянистыми сельскохозяйственными растениями	83
ГЛАВА 2. УСЛОВИЯ, ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ.....	106
ГЛАВА 3. ИСПОЛЬЗОВАНИЕ РАДИОАКТИВНО – ЗАГРЯЗНЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ ПОД ПЛОДОВЫЕ ЦЕНОЗЫ.....	152
3.1 Оценка влияния биологических особенностей плодовых и орехоплодных пород на накопление в них радионуклидов при поверхностном загрязнении почвы	152
3.2 Влияние биологических особенностей плодовых и орехоплодных пород на накопление радионуклидов (при заглубленном их расположении в почве).....	163
3.3 Влияние глубины залегания ^{90}Sr в почве на его накопление в яблоне.....	170
3.4 Влияние глубины залегания ^{90}Sr в почве на его накопление в фундуке.....	181
3.5 Содержание ^{90}Sr в яблоне в зависимости от сортовых	

особенностей, на примере сортов «Ред Мелба» и «Слава Победителям».....	187
3.6 Накопление ^{90}Sr в фундуке в зависимости от сортовых особенностей «Ата-баба» и «Луиза».....	195
3.7 Миграция ^{90}Sr в плодовом ценозе в почвенном горизонте чернозема выщелоченного, в зависимости от глубины его расположения.....	201
ГЛАВА 4. ОСОБЕННОСТИ НАКОПЛЕНИЯ ^{90}Sr В ЯСЕНЕ ОБЫКНОВЕННОМ В ЗАВИСИМОСТИ ОТ ГЛУБИНЫ ЕГО РАСПОЛОЖЕНИЯ В ПОЧВЕ.....	213
ГЛАВА 5. ВЕДЕНИЕ ОРОШАЕМОГО СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОГО ПРОИЗВОДСТВА В УСЛОВИЯХ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ..	225
5.1 Влияние способов полива и количества воды, содержащей радионуклиды, на их поступление в сельскохозяйственные растения.....	227
5.2 Накопления радионуклидов в сельскохозяйственных растениях в зависимости от их биологических особенностей и физико-химических свойств радионуклидов	243
5.3 Эффективность приемов по снижению накопления радионуклидов в овощных растениях.....	263
ВЫВОДЫ.....	274
ПРИЛОЖЕНИЕ . РЕКОМЕНДАЦИИ ПО ВЕДЕНИЮ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОГО ПРОИЗВОДСТВА В УСЛОВИЯХ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТЕРРИТОРИИ.....	276
СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННЫХ ИСТОЧНИКОВ.....	281

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность темы.

Деятельность предприятий по производству и переработке ядерных материалов с использованием технологий, весьма несовершенных с точки зрения экологии, радиационные аварии обусловили заметное увеличение природного радиационного фона и привели к появлению на территории России значительных по площади зон радиоактивного загрязнения с повышенным содержанием долгоживущих радионуклидов (Алексахин Р.М., 1963, Израэль Ю.А., 1967, Павлоцкая Ф.И., 1974, Куликов И.В., 1975, Хефеле В., 1990). Загрязнение сельскохозяйственных угодий, в результате радиационных аварий, привело к формированию радиоактивных следов на территории Российской Федерации. Высокие уровни загрязнения территории, воздействие радиации на живые организмы с летальным исходом, большой период невозможного использования угодий для выращивания сельскохозяйственных культур и, как результат, радиофобия.

Поэтому изучение проблемы получения сельскохозяйственной продукции с радиоактивно загрязненных сельхоз угодий является весьма актуальной. Этой проблеме посвящено много научных работ, среди которых можно выделить: Алексахин Р.М., 1963, Алексахин Р.М., 1975, Анненков Б.Н., 1980, 1991, Пестряков А.М., Панухник В.Н., 1996, Белоус Н.М., Моисеенко Ф.В., Шаповалов В.Ф., Духанин М.А., 1996, Наумкин В.Н., Лоначев Н.А., Мурахтанов Е.С., Кочегарова Н.Л., 1999, Копылова В.Д., 2004, Мельченко А.И., 1990, 1991, 1996, 1999, 2006–2008, 2011–2013.

Вопрос об изменении ведения сельскохозяйственного производства на загрязненных территориях должен решаться в каждом конкретном случае с учётом всех обстоятельств и на основе точной и достоверной информации.

До настоящего времени была известна лишь общая картина поведения радионуклидов в экологической цепи почва – растение. Установленные закономер-

ности имеют скорее качественный, чем количественный характер. Во всяком случае, они пригодны лишь для качественных, а не для количественных прогнозов. В связи с чем радиологический мониторинг почв, растений и сельскохозяйственной продукции, одна из основных задач на современном этапе исследований в области радиобиологии и экологии (Маликов В.Г., 1979, 1981, 1982, 1988, Перепелятникова Л.В., 1979, Перепелятников Г.П., 1983, Мельченко А.И., Алексахин Р.М., 1990, Мельченко А.И., 1991, 1996–2013).

Исходя из вышеизложенного работа представляет определенную научную ценность, так как разработанные и экспериментально доказанные агротехнические приемы выращивания сельскохозяйственных культур, способы снижения содержания поллютантов в продукции позволили дать рекомендации по ведению сельскохозяйственного производства, как для однолетних, так и многолетних культур при возможных экологически экстремальных условиях для лесостепной и степной черноземной биогеохимических зон России.

Стремительное развитие ядерной энергетики и широкое ее использование в народном хозяйстве неизбежно связаны с выделением некоторого количества радионуклидов в окружающую среду, что приводит к их включению в трофические цепи. В результате этого формируется дополнительный (к естественному радиационному фону) источник облучения живых организмов (Марей А.Н., Бархударов Р.М., Книжников В.А., 1980, Козлов В.Б., 1982, Александров А.П., 1984, Гусев Н.Г., Беляев В.А., 1986, Информация об аварии на ЧАЭС ..., 1986, Гофман Дж., 1994, Руднев М.И., Малюк В.И., 2006).

Система биогеохимического районирования рассматривает в единстве геохимическую среду и физиологические и биохимические свойства организмов, определяемые природными и искусственными регулирующими биогеохимическими пищевыми цепями.

При этом определяется роль недостатка или избытка микроэлементов не только в изменчивости биогеохимических пищевых цепей, промежуточного об-

мена веществ и морфологических признаков, а и в адаптации организмов к геохимическим условиям среды и в появлении биогеохимических эндемий.

В соответствии с прогнозами в 21 веке основной удельный вес в мировой энергетике составит атомная энергия. По оценкам специалистов, ядерные энергетические станции в ближайшем будущем станут экономически еще более выгодными по сравнению с электростанциями на обычном топливе (Sousselier Y., 1972).

Однако, несмотря на успехи, достигнутые в конструировании ядерных реакторов, проблема их безаварийной эксплуатации в настоящее время окончательно еще не решена и нельзя исключать возможность загрязнений земной поверхности в результате аварийных выбросов радиоактивных продуктов предприятиями атомной промышленности (Алексахин Р.М., 1982, Александров А.П., 1984, Бейлин В.А., Боровик А.С., Малышевский В.С., 2001). Примеров аварийных ситуаций можно привести немало, но наиболее масштабной является авария на ЧАЭС и в настоящее время в Японии (Фукусима 1).

На современные темпы строительства АЭС оказало влияние в первую очередь экономическая составляющая страны, остановившая возведение дорогостоящих объектов энергетики. Недостроенными оказались: Башкирская, Костромская, Воронежская, Краснодарская и другие АЭС. Ростовская АЭС запущена в 2001 году. В связи с ростом благосостояния населения и увеличения потребления энергии возникает необходимость ввода в строй не только дополнительных блоков, но и строительство новых АЭС. Одновременно с этим должна совершенствоваться безопасность вводимых в строй блоков во избежание аварийных ситуаций. Масштаб же возможного загрязнения территории, как показал Чернобыль, огромный. Из всего вышесказанного можно сделать вывод, что Краснодарский край так же может быть радиоактивно загрязнен при аварийной ситуации на вышеперечисленных объектах.

Пути воздействия на живые организмы радиоактивных веществ, поступивших в биосферу вследствие хозяйственной деятельности человека, разнообразны:

внешнее облучение; внутреннее облучение от радиоактивных веществ, перешедших в организмы в процессе жизнедеятельности. В современной радиоэкологической ситуации, с учетом суммарного облучения от естественных и искусственных источников излучения, на долю внутреннего облучения (не принимая во внимание воздействие радона) приходится примерно 20 % общей дозовой нагрузки (Источники и действие ..., 1978, Ильин Л.А., Павловский О.А., 1982, Москалев Ю.И., 1989, Василенко И.Я., 2001).

Важнейшая проблема сельского хозяйства в условиях загрязнения почвы радиоактивными элементами – максимально возможное снижение поступления этих веществ в плодоовощную продукцию, предотвращение накопления их в животных организмах и, как следствие, минимальное их поступление по цепям питания в организм человека.

Вопрос об изменении ведения сельскохозяйственного производства на загрязненных территориях должен решаться в каждом конкретном случае с учётом всех обстоятельств на основе точной и достоверной информации: в зависимости от типа почвы, её механического состава, водно-физических и агрохимических свойств и от степени загрязнённости территории (ПДК, ПДУ), биологических особенностей выращиваемых сельскохозяйственных растений.

Цель работы - определить закономерности миграции радионуклидов в агроценозах лесостепной и степной черноземной биогеохимических зонах юга Российской Федерации и разработать рекомендации по ведению сельскохозяйственного производства в условиях радиоактивного загрязнения территории.

Задачи исследований:

1. Определить динамику накопления радионуклидов в различных органах и частях плодовых и орехоплодных пород.
2. Изучить влияние глубины залегания радиоизотопа в почве на закономерности накопления его в плодовых и орехоплодных породах.

3. Определить различие в накоплении радионуклида в зависимости от сортовых особенностей плодовых и орехоплодных пород.

4. Выявить закономерности накопления радионуклидов в растениях в зависимости от способов орошения сельскохозяйственных культур, биологических особенностей растений и физико - химических свойств радионуклидов, влияющих на поступление их в растительные организмы.

5. Изучить динамику накопления радионуклидов в сельскохозяйственных растениях в зависимости от количества поливов посевов способом дождевания.

6. Обосновать рекомендации по эффективности использования простейших приемов и способов, снижающих содержание радионуклидов в растениях.

7. Разработать рекомендации по ведению плодового и выращиванию орехоплодных культур в экологически экстремальных условиях с учетом их биологических особенностей и сортовых различий растений, глубины залегания радионуклида в почве.

Теоретическое значение и научная новизна.

Теоретическая значимость работы заключается в том, что экспериментально в полевых условиях получены сведения о качественных и количественных закономерностях переноса радиоактивных веществ в агроэкосистемах, накоплении радионуклидов по трофическим цепям в рационе питания человека, которые необходимы для оценки степени экологической опасности проживания населения на территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению.

Проведенные комплексные исследования позволяют прогнозировать экологическую обстановку в сельскохозяйственном производстве. Разработан комплекс мероприятий по ее улучшению, базирующийся на знании особенностей миграции поллютантов в агроэколандшафтах и оценке значимости различных факторов, влияющих на поведение загрязняющих веществ.

Создано новое направление и разработаны рекомендации по использованию

радиоактивно загрязненных земель в условиях лесостепной и степной черноземной биогеохимической зоны юга России на основе изученной миграции радиоактивных элементов в агроэкосистемах.

Впервые в полевых условиях экспериментально получены научные данные о миграции радионуклидов в многолетних древесных культурах и практически доказано, что на размеры накопления радионуклидов в растениях оказывают влияние их биологические особенности, способы орошения и физико-химические свойства радионуклидов.

Теоретически определена и экспериментально доказана эффективность предложенных приемов и способов, снижающих содержание радионуклидов в растениях.

На основании экспериментального материала выполнена математическая обработка, которая доказала различие в накоплении ^{90}Sr в плодовых и орехоплодных породах в зависимости от глубины нахождения его в почве. Установлено, что сортовые особенности плодовых и орехоплодных пород оказывают влияние на накопление радионуклида в вегетативных и генеративных органах. Определено фактическое накопление в продукции растениеводства радиоактивных веществ и коэффициенты их перехода в звене трофических цепей (почва – растение).

Исследования выполнены по Государственному заказу: Тема 01.01.Д.0.СХ. 04 «Разработать систему ведения сельскохозяйственного производства на территориях, прилегающих к атомным электростанциям и другим предприятиям ядерного топливного цикла».

Практическая значимость.

Прогноз сложившейся экологической ситуации в агропромышленном производстве лесостепной и степной черноземной биогеохимической зоны юга России возможно осуществлять на основании коэффициентов первичного задерживания радионуклидов и коэффициентов перехода их в растения, полученных в поле-

вых условиях. На основе многолетних (1987–2004 гг.) комплексных исследований разработаны рекомендации по ведению сельскохозяйственного производства в условиях радиоактивного загрязнения агроландшафтов.

Основные положения, выносимые на защиту:

- накопление ^{90}Sr в вегетативных и генеративных органах плодовых и орехоплодных культур зависит от их биологических особенностей и глубины расположения радионуклида в почве;
- сортовые особенности яблони и фундука оказали влияние на накопление ^{90}Sr в их вегетативных и генеративных органах;
- плантажная вспашка на черноземах выщелоченных малогумусных сверхмощных уменьшает доступность радионуклида растениям при поверхностном расположении их корневой системы, миграция ^{90}Sr в почве плодового ценоза за 10 лет наблюдений составляет 5 см;
- подпочвенное и капельное орошение сельскохозяйственных культур, отличаются наименьшим накоплением радионуклидов в изученных растениях;
- накопление ^{134}Cs и ^{238}U в урожае изученных овощных культур зависит от их биологических особенностей и количества орошений водой, содержащей радионуклиды;
- выведены уравнения позволяющие составить прогноз радиоактивного загрязнения урожая изученных сельскохозяйственных культур; установлен убывающий ряд первичного задерживания изученных радионуклидов надземной частью овощных растений;
- эффективность приемов по снижению содержания радионуклидов в овощных культурах зависит от временного фактора, способа орошения и физико-химических свойств радионуклидов;

- разработаны рекомендации по ведению плодового и овощного растениеводства и выращиванию орехоплодных культур для лесостепной и степной черноземной биогеохимической зоны юга России.

Объекты исследований.

Объектами исследований были плодовые, орехоплодные и овощные культуры такие как: яблоня, фундук, баклажан, томат, перец, морковь, укроп, петрушка, капуста, редис, щавель, лук, чеснок, салат. Данный набор культур представляет 8 ботанических семейств: розанные (Rosaceae), березовые (Betulaceae), пасленовые (Solanaceae), зонтичные (Umbelliferae), крестоцветные (Cruciferae), гречишные (Polygonaceae), лилейные (Liliaceae), сложноцветные (Compositae); почвы - чернозем выщелоченный малогумусный сверхмощный; радионуклиды: ^{115m}Cd в форме $^{115m}\text{CdCl}_2$, ^{134}Cs - $^{134}\text{CsCl}$, ^{54}Mn - $^{54}\text{MnCl}_2$, ^{144}Ce - $^{144}\text{CeCl}_3$, ^{22}Na - $^{22}\text{NaCl}$, ^{65}Zn - $^{65}\text{ZnCl}_2$, ^{59}Fe - $^{59}\text{FeCl}_3$, ^{106}Ru - $^{106}\text{RuCl}_3$, ^{203}Hg - $^{203}\text{HgCl}_2$, ^{60}Co - $^{60}\text{CoCl}_2$, ^{110m}Ag - $^{110m}\text{AgNO}_3$, ^{35}S - $^{35}\text{Na}_2\text{SO}_4$, ^{238}U в форме нитратов.

Исследования выполнены по Государственному заказу: Тема 01.01.Д.0.СХ. 04 «Разработать систему ведения сельскохозяйственного производства на территориях, прилегающих к атомным электростанциям и другим предприятиям ядерного топливного цикла».

Апробация работы.

Основные положения работы и результаты исследований были доложены на 17 Радиоэкологических чтениях, посвященных памяти академика ВАСХНИЛ, доктора химических наук, профессора Всеволода Маврикиевича Ключковского, на тему «Миграция основных радиологически значимых нуклидов по сельскохозяйственным цепочкам» Обнинск, ВНИИСХР, 1988, радиобиологических съездах (1990, 1993), Всесоюзных и Всероссийских конференциях по сельскохозяйственной радиологии (Обнинск, 1990, 1991, Краснодар, 1993), Международных симпо-

зиумах (Пушино, 1996, Симферополь, 1999), научная конференция (Краснодар, 2004), учебнике «Радиационная экология» (2005), 12 Международная научная конференция «Сахаровские чтения 2012 года: Экологические проблемы «21 века» (г. Минск, 2012), 13 Международная научная конференция «Сахаровские чтения 2013 года: Экологические проблемы «21 века» (г. Минск, 2013).

Материалы исследований и личный вклад автора в решение проблемы

В основу диссертационной работы положены оригинальные материалы, собранные в результате многолетних (1987–2004 гг.) полевых, лабораторных и экспериментальных радиологических исследований автора в Северо–Кавказском НИИ фитопатологии (Всероссийском НИИ биологической защиты растений) г. Краснодара.

Личное участие автора заключалось в выборе и теоретическом обосновании направления и тематики исследований, постановке проблемы, разработке методологического подхода к ее решению, планировании и выполнении основного объема эксперимента, обсуждении, интерпретации и обобщении полученных данных, апробации результатов исследования, подготовке основных публикаций по выполненной работе. Автор принимал непосредственное активное участие в исследованиях данного направления в различных регионах бывшего СССР, в т.ч. и на территории отчуждения земель после аварии на ЧАЭС.

Публикации.

Автором по теме диссертации опубликовано 64 научных работы (25 из которых, в журналах рекомендованных ВАК), том числе 1 монографии (изданной в г. Москве, ТСХА), 4 учебника, 6 учебно – методических пособий, 14 научных работ опубликовано в трудах Международных, Всесоюзных и Всероссийских конференциях и симпозиумах. Материалы по теме исследований изложены в научных отчетах, выполненных по целевым, государственным и международным программам.

. Материалы по теме исследований изложены также в научных отчетах, выполненных по целевым, государственным и международным программам. Общий объем публикаций составляет 92,27 п.л.

Структура работы.

Диссертация состоит из введения, 5 глав, выводов, рекомендации, библиографического списка из 421 наименований. В работе 280 страниц текста, 45 таблиц, 42 рисунка, 31 таблиц приложения.

Благодарности.

Автор выражает глубокую признательность за помощь в работе своему учителю академику РАСХН Алексахину Р.М. Отдельную благодарность автор выражает своим учителям профессору, д.б.н. Рачинскому В.В., профессору, д.б.н. Фокину А.Д за полученные знания во время обучения в ТСХА. Особую благодарность за научные консультации, ценные рекомендации и неоценимую моральную поддержку автор выражает зам. директора по науке к.б.н. Исмаилову В.Я., к.б.н. Маликову В.Г., д.б.н. Жукову Б.И., к.б.н. Буфатину О.И., к.б.н. Яковук В.А., д.б.н. Угрюмову Е.П., к.б.н. Монастырскому О.А., к.б.н. Паращуккову Н.П., к.б.н. Полушину П.А., к.х.н. Журавлеву С.В., Савченко В.Н. и всем сотрудникам лаборатории радиобиологии, в разные годы участвовавших и помогавших в данных исследованиях.

ГЛАВА 1. ЛИТЕРАТУРНЫЙ ОБЗОР

1.1. Основные термины, понятия и законы используемые в работе. Источники поступления в биосферу радиоактивных веществ и их взаимодействия с компонентами экосистем

Активность – (А) число радиоактивных распадов в единицу времени, характеризующее количество радиоактивного вещества. Единицы активности – беккерель, кюри. Беккерель – единица активности в СИ, равная одному распаду в секунду. Биодезактивация – способ снижения уровня радионуклидного загрязнения почв путем выращивания на них растений, отличающихся интенсивным накоплением радионуклидов, с последующим удалением этих растений. ВДУ – временные допустимые уровни содержания радионуклидов в пищевых продуктах. Внешнее облучение – облучение живых организмов от источников излучения, находящихся вне организма. Внутреннее облучение – облучение от радионуклидов, находящихся внутри организма. Грэй – единица поглощенной дозы в СИ (Усманов С.М., 2001). Дезактивация – полное или частичное удаление радиоактивного загрязнения механическими, физическими, химическими, биологическими средствами или способами. Доза поглощенная – количество энергии излучения, поглощенной в единице массы вещества. Единицы измерений – рад, грэй. Дозовые пределы – нормативные показатели по предельно допустимым значениям эквивалентной дозы облучения (для населения и персонала устанавливаются отдельно). Естественная радиоактивность – суммарная радиоактивность объекта, обусловленная со-

держанием в нем природных радионуклидов из семейств U и Th, некоторых природных долгоживущих нуклидов (^{40}K , ^{87}Rb и др.) и нуклидов космического происхождения (^{14}C и др.). Естественный радиационный фон – уровень радиации окружающей среды, обусловленный естественной радиоактивностью. Естественные радионуклиды – природные радиоактивные элементы, постоянно присутствующие в гео- и биосферах Земли. Ионизирующее излучение – высокоэнергетические излучения, обладающие способностью вызвать ионизацию в веществе. Коэффициенты накопления (K_n) – отношение концентрации радионуклида в единице массы растения к концентрации этого радионуклида в почве. Характеризуют интенсивность поступления радионуклида в растения при корневом поглощении. Коэффициенты перехода (K_p) – отношение концентрации радионуклида в единице массы растения к содержанию радионуклида, поступающего при орошении на единицу площади почвенно – растительного покрова, или к концентрации радионуклида в поливной воде. Первичное задерживание – ($K_{пз}$) – процесс первоначального задерживания радионуклидов на надземных частях растений при орошении дождеванием. Нормы радиационной безопасности (НРБ) – основные гигиенические нормативы содержания радионуклидов и допустимых доз облучения ионизирующей радиацией. Радиоактивное загрязнение – повышенная (по сравнению с фоном) радиоактивность в окружающей среде, вызванная деятельностью человека и связанная с присутствием посторонних радиоактивных веществ (радионуклидов). Радионуклид – радиоактивные атомы с данным массовым числом и атомным номером, а для изомерных атомов – и с данным определенным энергетическим состоянием атомного ядра. Радиоэкология – занимается изучением путей и механизмов миграции радионуклидов в различных частях биосферы по экологическим цепям. Трофические цепи миграции радионуклидов – последовательность превращений и миграции радионуклидов в биогеоценозах; фрагменты циклов, имеющие отношение к пищевым связям между организмами, а также между средой и организмами. Ядерная энергия – внутренняя (скрытая) энергия материи, вы-

свобождающаяся частично при внутриядерных превращениях. Ядерный топливный цикл – последовательность технологий ядерной энергетики от разработки урановых месторождений до удаления или реутилизации отходов производства.

Все живые существа на Земле постоянно подвергаются воздействию ионизирующей радиации от естественных (космическое излучение и природные радиоактивные вещества) и искусственных (отходы атомной промышленности, радиоактивные изотопы, используемые в биологии, медицине и сельском хозяйстве и др.) источников ионизирующих излучений. Радионуклиды широко распространены в природе; они рассеяны в земной коре, воде, воздухе, растениях и теле животных. К радионуклидам естественного происхождения относят те, которые образовались на Земле без участия человека. Это долгоживущие изотопы I, U, Ra, Th, K и др. В почве, воде, воздухе, строительных и других материалах всегда рассеяны природные радионуклиды. Совместно с космическим излучением они и создают природный радиоактивный фон, постоянно облучая все живые организмы на Земле (Чуркин В.Н., 1966, Гиляров М.С., Алексахин Р.М., 1988, Кузин А.М., 1991).

Космическое излучение. Это ионизирующее излучение, падающее на поверхность Земли из мирового пространства. Первичное космическое излучение образуется на поверхности звезд. Оно состоит в основном из ядер легких атомов: водорода – протонов (79 %), гелия – альфа-частиц (20 %), лития, бериллия, бора, углерода, азота, кислорода и других элементов. Лишь немногие частицы достигают поверхности Земли, т. к. они взаимодействуют с атомами воздуха, рождая потоки частиц вторичного космического излучения (в основном мезоны (70 %), электроны и позитроны (26 %), гамма-кванты, быстрые нейтроны). Для оценки биологического воздействия вторичное космическое излучение делят по уровню энергии и составу на четыре компонента:

мягкий, или малопроникающий (объединяет электроны, позитроны, гамма-кванты и частично быстрые протоны с энергиями порядка 100 МэВ);

жесткий, или сильнопроникающий (в основном мезоны с энергиями порядка 600 МэВ, небольшого количества сверхбыстрых протонов с энергией более 400 МэВ, альфа-частиц);

сильноионизирующий (содержит продукты ядерных расщеплений: протоны, альфа-частицы, дейтроны, тритоны и более тяжелые осколки ядер с энергией 10 – 15 МэВ);

нейтронный (нейтроны различных энергий).

На уровне моря космическое излучение состоит в основном из мягкого и жесткого компонентов. Мягкий компонент поглощается слоями свинца толщиной 8 – 10 см и железа – 15 – 20 см, жесткий проходит через свинец толщиной более 1 м. Частицы мягкого и жесткого компонентов, обладая большими энергиями в веществе, создают наименьшую плотность ионизации. Поэтому их относительная биологическая эффективность (ОБЭ) приравнивается к 1. Частицы сильноионизирующего компонента имеют большую плотность ионизации. Их ОБЭ равна 10. Доза космических лучей в биологических тканях на 11 % больше, чем в воздухе, т. к. сверхбыстрые нейтроны, сталкиваясь с ядрами атомов С, N и О в тканях, вызывают их расщепление с образованием быстрых нейтронов, которые создают дополнительную ионизацию (Бойко В.И., Кошелев Ф.П., 1993).

Природные радиоактивные вещества. Их разбивают на три группы. В первую группу входят уран и торий с продуктами их распада. Ко второй группе относят малораспространенные изотопы и изотопы с большим периодом полураспада: Са, Zr, In, Sn, Те, и др. К третьей группе принадлежат радиоактивные изотопы С, Li, Ве. Наиболее распространенным радиоактивным изотопом земной коры является рубидий, содержание которого выше содержания урана, тория и калия. Однако радиоактивность калия в земной коре превышает радиоактивность суммы всех других естественных радиоактивных элементов: рубидий характеризуется мягким бета-излучением и имеет большой период полураспада, а распад калия сопровождается относительно жестким бета - и гамма-излучением. Изотоп калия

широко рассеян в почвах и прочно удерживается глинами вследствие процессов сорбции. Глинистые почвы почти везде богаче радиоактивными элементами, чем песчаные и известняки. Радиоактивные тяжелые элементы (U, Th, Ra) содержатся преимущественно в горных гранитных породах. В разных районах земного шара доза гамма-излучения различных земных пород у поверхности Земли колеблется в пределах – 0,3 – 12 мГр/год. Однако имеются районы (например, в Бразилии, Индии), где вследствие выхода на поверхность Земли радиоактивных руд и пород, а также значительной примеси в почве урана и радия доза природного фона в 100-500 раз выше среднемирового фона. У обитающих в этих районах животных (например, самцов полевок) обнаружены хромосомные аберрации, дегенерация в зародышевом эпителии половых желез (особенно у молодых особей), заторможенное половое созревание и стерильность половозрелых самцов (у 60 %). Так как земные породы используют в качестве строительного материала, то от них зависит гамма-радиация внутри зданий. Наибольшие значения радиации установлены в домах из железобетона с глиноземом – 2 мГр/год, наименьшие – в деревянных домах – 0,5 Гр/год. Радиоактивность воде придают в основном U, Th и Ra, образующие растворимые комплексные соединения, которые вымываются почвенными водами. Радиоактивность атмосферы обусловлена наличием в ней радиоактивных веществ в газообразном состоянии (радон, торон, углерод, тритий) или в виде аэрозолей (калий, уран, радий и др.).

Из естественных радиоактивных веществ, содержащихся в растениях, наибольшая удельная активность по калию. Это относится особенно к бобовым растениям – гороху, бобам, фасоли, сое. В животных организмах обычно содержится калия меньше, чем в растениях. Уран, торий и углерод встречаются в биологических объектах в незначительных концентрациях по сравнению с калием. Таким образом, на организм животных оказывают воздействие внешние источники природного радиоактивного фона – космическая радиация и излучения природных радионуклидов, рассеянных в почве, воде, воздухе, строительных и других мате-

риалах. Среднегодовая доза для человека составляет около 1,2 мГр на гонады и 1,3 мГр на скелет и считается безопасной (Москалева Ю.И., Калистратова В.С., 1972).

Искусственные источники ионизирующих излучений. Радионуклиды искусственного происхождения образуются в результате деятельности человека по использованию атомной энергии, испытаний и применения ядерного оружия, ядерного синтеза с помощью специальных установок и источников излучений и т. д. При ядерных взрывах осуществляется реакция деления ядер тяжелых элементов (U, Pu) возникающая в результате действия на них нейтронов. Нейтрон попадает в ядро элемента, например изотопа U, и приводит к образованию сильно возбужденного ядра. Оно делится на два или три асимметричных ядра – осколка. Весь этот процесс происходит мгновенно. Во время каждого акта деления освобождается энергия порядка 200 МэВ. При достаточном количестве делящегося материала возникает мгновенная неуправляемая цепная реакция взрывного характера. При ядерных взрывах образуется около 250 изотопов 35 элементов (из них 225 радиоактивных) .

Количество радиоактивных продуктов деления (РПД) возрастает соответственно мощности ядерного заряда. Часть образовавшихся РПД распадается в ближайшие секунды и минуты после взрыва, другая часть имеет период полураспада порядка нескольких часов. Другие радионуклиды, такие, как Rb, Sr, Cd, Sn, Te, Xe, Cs, Ba, обладают периодом полураспада в несколько дней, а Ki, Sr, Ru, Pm, Sm, – от одного года до нескольких десятков лет. Захват нейтронов ядрами многих химических элементов приводит к появлению радиоизотопов атмосферном воздухе, воде, почве и др.), в материалах сооружений и т. п.

Радионуклиды конденсируются на веществах, вовлеченных в сферу взрыва. При термоядерных взрывах в момент реакции синтеза (слияние ядер легких элементов – дейтерия и трития и образование более тяжелого ядра гелия, происходящее при десятках миллионов градусов) возникает интенсивный поток нейтронов,

вызывающий образование значительного количества продуктов активации: трития, бериллия, углерода.

Загрязнение местности зависит от характера ядерного взрыва (наземный, воздушный и т. д.), калибра ядерного устройства, атмосферных условий (скорость ветра, влажность, выпадение осадков, распределение температуры по высоте, которое влияет на перемещение масс воздуха), географических зон и широт и др. Средние и малые взрывы до нескольких килотонн тротилового эквивалента загрязняют в основном тропосферу (до высоты 18 км). Крупные взрывы в несколько мегатонн загрязняют стратосферу (до высоты 80 км). Благодаря наличию воздушных течений частицы радиоактивных продуктов деления способны совершать очень большой путь, вплоть до нескольких оборотов вокруг земного шара, поэтому радиоактивное загрязнение может возникнуть в любой точке земного шара, т. е. наступает глобальное загрязнение. Радиоактивные продукты деления могут находиться в тропосфере около 2 – 3 мес, в стратосфере – 3 – 9 лет.

Искусственные радионуклиды получают и используют в таких количествах, что возникающее при этом излучение имеет интенсивность, в миллионы раз превосходящую интенсивность естественных источников излучения. Они попадают в окружающую среду, повышая тем самым радиационный фон. Кроме того, они включаются в биологические системы и поступают непосредственно в организм животных и человека. Все это создает опасность для нормальной жизнедеятельности животного организма. Человек сталкивается также с искусственными источниками радиации, не связанными с загрязнением внешней среды. К ним относятся рентгеновские установки, ускорители элементарных частиц, закрытые источники радиоактивных изотопов, используемые в медицине, промышленности и научно-исследовательской работе.

Радиоактивные вещества поступают во внешнюю среду в результате испытаний ядерного и термоядерного оружия, в качестве отходов промышленных и энергетических реакторов и в результате аварийных ситуаций на этих установках,

в результате транспортировки и хранения радиоактивных отходов. Например, при сбрасывании радиоактивных отходов в реку Колорадо (США) было зарегистрировано увеличение содержания радионуклидов в 400 раз.

Химические свойства радионуклидов обусловлены местом расположения элемента в периодической системе Д. И. Менделеева (Глинка Н.Л., 1977, Хомченко Г.П., 1987). Высокой химической активностью обладают радионуклиды элементов I группы и галогенов, которые не образуют труднорастворимых соединений, менее подвижны нуклиды щелочноземельных элементов. Наименьшей химической активностью обладают радионуклиды редкоземельных элементов, таких, как цирконий и ниобий, а также радионуклиды трансурановых элементов.

При радиационных авариях на атомных электростанциях происходит выброс в окружающую среду большого количества радиоактивных веществ, которые загрязняют среду обитания всего живого на Земле, в том числе и сельскохозяйственные угодья. При этом установлено, что основное воздействие излучения на население обусловлено потреблением продуктов питания, выращенных на загрязненных территориях, и в основном молока. К настоящему времени в мире произошло несколько крупных радиационных аварий, среди которых наибольший ущерб нанесла Чернобыльская. При радиационной аварии выделяют несколько периодов в развитии радиационной ситуации. Первый период называют периодом йодной опасности. Вследствие короткого периода полураспада изотопов йода этот период непродолжителен и завершается в течение нескольких месяцев. При поедании животными загрязненных йодом кормов происходит его интенсивный переход в молоко и мясо. Второй период в развитии радиационной обстановки начинается после распада короткоживущих радионуклидов и сопровождается преимущественно некорневым загрязнением кормовых угодий. Заканчивается этот период с завершением первого послерадиационного срока вегетации растений. Третий период радиоэкологической ситуации в агропромышленном комплексе начинается со второго срока вегетации растений после радиационных выпадений. В

этот период основным путем поступления радионуклидов в растения является корневой. Продолжительность периода может быть несколько десятков лет, если в составе аварийных выбросов присутствует большое количество долгоживущих изотопов Cs, Sr, Pu и др.

Основные источники поступления радиоактивных веществ в биосферу:

продолжающиеся испытания ядерного оружия; плановые и аварийные выбросы (ЧАЭС, 1986г.) радиоактивных веществ в окружающую среду от предприятий атомной промышленности; выбросы в атмосферу и сбросы в водные системы радиоактивных веществ с действующих АЭС в процессе их нормальной эксплуатации; радиоактивные отходы и радиоактивные источники.

Анализируя вклад излучения радионуклидов, поступающих с сельскохозяйственной продукцией, в общую дозу облучения человека, следует отметить, что на всех стадиях топливно-энергетического цикла на ядерной основе (от добычи сырья до захоронения радиоактивных отходов) в биосферу может поступать широкий спектр естественных и искусственных радиоактивных веществ. На этапе добычи сырья и его гидрометаллургической переработки к числу наиболее биологически подвижных можно отнести ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{210}Po , при работе АЭС – ^{90}Sr , ^{137}Cs , широкий набор других продуктов деления, а также нуклидов с наведенной активностью (Источники и действие ..., 1978, Марей А.Н., Бархударов Р.М., Книжников В.А., 1980, Марей А.Н., 1981, Козлов В.Б., 1982, Ionizing radiation ..., 1982, Александров А.П., 1984, Алексахин Р.М., 1985, Рачинский В.В., 1986, Меркулов В.Г., Глухов Г.Г., Резчиков В.И., 1996, Яблоков А.В., 1997, Тихонов М.Н., 2006).

В целом, относительный вклад внешнего и внутреннего облучения в суммарную дозовую нагрузку населения зависит от характера использования окружающей атомный объект территории (в первую очередь сельскохозяйственных угодий). С этой точки зрения диапазон радиологических ситуаций может быть достаточно широк – от преимущественного внешнего облучения (при проживании на территории без ведения сельскохозяйственного производства) до преобладания

внутреннего облучения (при интенсивном ведении сельского хозяйства и вывоза сельскохозяйственной продукции за пределы этого региона). В целом, для большинства реальных ситуаций, характеризующих различные стадии полного ядерно – энергетического цикла, поступление радионуклидов в организм человека по трофическим цепям с сельскохозяйственными продуктами является очень важным при формировании его суммарной дозовой нагрузки (Корнеев Н.А., 1978, Макаров А.А., 1979, Методические рекомендации ..., 1980, Маркина З.Н., 1999).

Вся биосфера в целом представляет собой единую слаженную относительно уравновешенную экологическую систему, в которой организмы, составляющие живое вещество, связаны между собой и с окружающей средой цепями питания. Большое значение в структуре биосферы имеют биогеохимические пищевые цепи, по которым идет биогенная миграция химических элементов через окружающую геохимическую среду и организмы.

Экологическая система, охватывающая всю биосферу – это высший уровень организации жизни на Земле. Экологическое понимание функционирования биосферы невозможно без изучения регионов и субрегионов биосферы (соответствующих биогеохимическим зонам и биогеохимическим провинциям), показывающих дифференциацию условий жизни в зависимости от различий климатических и геохимических факторов, в том числе в зависимости от содержания в среде определенных химических элементов и их соотношений (Ковальский В.В., 1970, 1973).

Первоначально причиной роста содержания радионуклидов в биогеоценозах являлись ядерные испытания. После запрещения испытаний ядерного оружия в трех средах, наиболее вероятным источником поступления радиоактивных веществ в агрофитоценоз в биологически значимых количествах в настоящее время, является выброс радиоактивных веществ в результате аварии на предприятиях полного ядерного топливного цикла (таблица 1).

Характер аварий на радиохимических заводах часто имеет следующие особенности: 1) Разлив радиоактивной жидкости с последующим попаданием в по-

верхностные или грунтовые воды. 2) Выброс радиоактивных продуктов в атмосферу в результате пожара.

Таблица 1

Наиболее вероятные характеристики выбросов в случае возможных аварий различных ядерных энергетических установок

Характеристика аварийной ситуации	Состав радионуклидов, выброшенных в окружающую среду	Расположение радионуклидов в частицах	Прочие характеристики
1	2	3	4
Выброс охлаждающей жидкости из первого контура обычного реактора.	Продукты активации (^{60}Co , ^{59}Fe , ^{54}Mn , ^{51}Cr , ^{64}Cu).	В основном равномерное.	Образуется облако радиоактивного тумана, включающего растворимые формы радионуклидов и микрочастицы.
Выброс парогазовой фазы из активной зоны.	Продукты деления, преимущественно летучие или летучие предшественники $^{89,90}\text{Sr}$, ^{91}Y , $^{103,106}\text{Ru}$, ^{137}Cs .	Сорбция поверхностная.	Выбрасываются очень мелкие частицы и растворимые формы радионуклидов.
Авария со вскрытием активной зоны реактора и разрушением тепловыделяющих элементов.	Все продукты деления, изотопы урана и ближних трансурановых элементов, продукты активации конструкционных материалов.	В основном равномерно распределены в частицах.	В ближней зоне возможны «сухие» выпадения, в дальних – преимущественно в виде суспензии, иногда кислые радиоактивные осадки.
Выброс охлаждающей жидкости из первого контура реактора на быстрых нейтронах.	^{22}Na и продукты активации конструкционных материалов.	Преимущественно равномерное.	Частицы преимущественно мелкие.

Необходимо учитывать, что атомные электростанции (АЭС) в настоящее время размещены и сооружаются в основном в местах, где, с одной стороны, ощущается дефицит ископаемого топлива и гидроэнергии, а с другой – это области интенсивного ведения сельского хозяйства. С этой точки зрения исследования в области радиозэкологии, касающиеся влияния радиоактивного загрязнения на сферу сельскохозяйственного производства, имеют важное практическое значение и всегда весьма актуальны.

Прочие источники поступления радионуклидов в окружающую среду:

1. Возможное использование ядерного оружия (рост числа ядерных держав – Индия, Пакистан, Северная Корея). К 2030г. ожидается появление еще 7 – 10 ядерных держав.
2. Теракт с применением ядерного оружия или «грязной» бомбы.
3. Разрушение ядерных объектов АЭС и др. в ходе военных конфликтов без применения ядерного оружия. АЭС имеют многие страны, находящиеся в нестабильном положении и в напряженных отношениях с другими (Иран, Саудовская Аравия).

Основной вклад в облучение населения по прошествии двух лет после атомных взрывов вносили всего несколько радионуклидов: углерод-14, цезий-137, цирконий-95, стронций-90, лантаноиды (^{144}Ce , ^{147}Pm), актиноиды. Цирконий-95 уже распадается, однако есть рутений-106. При аварийных ситуациях радионуклиды частично выпадают неподалеку от места аварии, часть их задерживается в тропосфере и перемещается воздушными течениями на большие расстояния. Находятся они в тропосфере около месяца, в течение которого, постепенно выпадают на землю. Основная часть радионуклидов попадает в стратосферу, выше 10 км над уровнем моря, где они задерживаются на длительное время, очень медленно выпадая на поверхность земли (Куликов Н.В., 1975, Крышев И.И., 1991, Протасов В.Ф., 1995).

При нормальной работе реакторов, охлаждаемых водой, радиационная обстановка в районе размещения АЭС формируется в основном выбросами инертных радиационных газов (ИРГ) (изотопов Ar, Kr, Xe), ^{131}I и др. продуктов деления (^{89}Sr , ^{90}Sr , ^{134}Cs , ^{137}Cs), а также продуктов коррозии – ^{58}Co , ^{60}Co , ^{51}Cr , ^{54}Mn и т.д. В целом спектр радионуклидов выбрасываемых в атмосферу реакторами и другими предприятиями ядерного топливного цикла (ЯТЦ), очень широк и разнообразен (Израэль Ю.А., 1972, Кузнецов Ю.В., Щебетовский В.Н., Трусков А.Г., 1974, Patel B, 1980, Махонько К.П., 1985, Гусев Н.Г., 1986, Егоров Ю.А., 1987, Helt R.E. e.a. - Nuclear Technology ..., 2001). В ближайшем будущем АЭС, число которых растёт, могут стать одним из серьёзных поставщиков радиоактивных отходов во внешнюю среду (International Atomic Energy Agency. Power Reactors ..., 1976, Алексин Р.М., 1985). В конце 20 столетия, по данным (Sousselier Y., Pradel I., 1972), накопление радиоактивных продуктов деления уже составляет $15 - 22 \times 10^9$ ГБк. Тем не менее в 1967 году мощности всех реакторов составляли всего 10 тыс.МВт, в 1970 – уже 100 тыс., 1982 – 200 тыс., в 1985 – 250 тыс., а в 2000 году – $1,1 \times 10^7$ МВт. Сейчас в мире около 400 АЭС, они находятся в 27 странах и вырабатывают примерно 20 % мирового производства электроэнергии.

Энергетическая стратегия России на период до 2020 года, утвержденная распоряжением Правительства Российской Федерации от 28.08.2003 № 1234-р, устанавливает цели, задачи, основные направления и параметры развития топливно – энергетического баланса, предусматривая преодоление тенденции доминирования природного газа на внутреннем энергетическом рынке с уменьшением его доли в общем потреблении топливно-энергетических ресурсов, в частности за счет увеличения выработки электроэнергии на атомных и гидроэлектростанциях (с 10,8 до 12 %).

В оптимистическом варианте развития экономики энерговыработка АЭС должна возрасти до 300 млрд. кВтч в 2020 году. Доля производства электроэнергии

гии на АЭС в Европейской части России возрастет к 2020г. до 32 % (Алексахин Р.М., 1985).

При темпах роста производства электроэнергии в России более 2 % в год для атомной энергетики ставится цель обеспечить ежегодный рост энерговыработки более 4 % с темпом наращивания производства электроэнергии до 8 млрд. кВтч и тепла – до 1,5 млн. Гкал в год. Кроме того, что возрастает риск аварийных ситуаций с ростом числа работающих реакторов, увеличивается масса радиоактивных отходов, растет удельный вес выбрасываемых в окружающую среду радионуклидов при нормальной работе АЭС.

Для обеспечения прогнозируемых уровней электро- и теплопотребления в максимальном варианте спроса необходим ввод генерирующих мощностей АЭС до 6 ГВт в текущем десятилетии (энергоблок 3 Калининской АЭС, энергоблок 5 Курской АЭС, энергоблок 2 Волгодонской АЭС, энергоблоки 5 и 6 Балаковской АЭС, энергоблок 4 Белоярской АЭС) и не менее 15 ГВт до 2020 года (с учетом воспроизводства энергоблоков первого поколения – 5,7 ГВт), а также до 2 ГВт АТЭЦ. В результате суммарная установленная мощность атомных станций России должна увеличиться до 40 ГВт.

В ядерной энергетике России намечен концептуальный прорыв, обещающий выдвинуть отрасль на передовые рубежи в мировой гонке за лидерство на энергетическом рынке. Впервые за последние десятилетия поставлена задача разработать референтный энергоблок на основе реактора ВВЭР с электрической мощностью более 1000 МВт, способный составить конкуренцию европейскому аналогу по экономическим, технологическим и другим показателям.

Существенным источником разногласий, на организационно-деятельностном семинаре (его организаторами выступили Росатом совместно с ФГУП «ЦНИИ атоминформ») для руководителей конструкторских бюро и институтов, строительных, топливно-энергетических, эксплуатирующих организаций отрасли, ученых, ведущих специалистов Федерального агентства по атомной энергии, явились пло-

щадки размещения АЭС с новым энергоблоком. Одна точка зрения предполагала повсеместную достройку запланированных и уже строящихся блоков существующих (старых) серий. Другая сводилась к тому, что необходимо начинать серийное строительство уже модернизированного энергоблока. Причем строить надо не там, где было запланировано в далекие Советские времена, а там, где нехватка энерго мощностей уже не за горами (промышленные центры, интенсивное орошаемое земледелие, строительство жилых комплексов и т.д.). В итоге большинство участников семинара согласились с тем, что нужно строить в первую очередь новые типовые (серийные) АЭС и сооружать их там, где электроэнергия будет наиболее востребованной не только сегодня, но и в перспективе. Именно эта точка зрения, скорее всего, будет решающей при определении площадок под будущие станции нового поколения. Поэтому должна быть выполнена научно-исследовательская работа по возможному использованию земельных площадей прилегающих к АЭС. Агроэкологические рекомендации для поставарийных ситуаций также следует разработать еще до строительства самой АЭС.

Всю значимость проекта «ВВЭР-1000+» его участникам еще предстоит оценить. Переход России к массовому строительству унифицированных энергоблоков нового поколения означает кардинальную перестройку всей системы взаимосвязей внутри отрасли и в ее взаимоотношениях с хозяйственным комплексом страны в целом. Частностью здесь можно назвать, например, возрождение энергетического машиностроения, отечественного приборостроения. Ядерная энергетика, таким образом, получает реальный шанс стать локомотивом, вытягивающим страну в число технологических мировых лидеров. Однако для этого предстоит многое сделать. Прежде всего это коллективное сознание, экологическое воспитание которое станет контролировать направление будущей эволюции планеты (Протасов В.Ф., 1995, Организационно – деятельностный семинар, 2008). В.И. Вернадский, развивая концепцию ноосферы, как растущего глобального осознания усиливающегося вторжения человека в естественные биогеохимические цик-

лы, говорил о все более взвешенном и целенаправленном контроле человека над глобальной биогеохимией.

Однако, чтобы делать какие-либо выводы относительно строительства АЭС не следует забывать, что электростанции, использующие уголь, выбрасывают в атмосферу Земли ежегодно около 300 – 350 млн.т золы, свыше 100 – 120 млн.т окислов серы и азота. Зола угольных ТЭС содержит изотопы радиоактивного К, Ra, Th, количество которых почти в 10 раз больше (по дозе облучения), чем в выбросах нормально работающих АЭС. Все виды энергетики на углеродсодержащем топливе выбрасывают в атмосферу углекислый газ, улавливать который пока невозможно, концентрация его в атмосфере растет, следовательно, это ведет к проблеме «парникового эффекта» и последствий от него. В состав дымовых выбросов ТЭС входят такие потенциально опасные для здоровья человека вещества, как сернистый и серный ангидриды, окислы азота (образование так называемых «кислотных осадков»), углекислый газ, зола, микроэлементы, входящие в состав топлива и др. В состав золы угля входят двуокись кремния и соединения тяжелых металлов, таких как Mn, Ni, Cr, Pb (Гильденскиольд Р. С., 1984). Это один из веских доводов в пользу развития именно ядерной энергетики (Алексахин Р.М., 1982, Трефилов В. И., 1990, Хефеле В., 1990, Субботин В.И., 1996, Бойко В.И., Кошелев Ф.П., 2001.).

Доказано, что для разбавления выбросов радиоактивных продуктов атомных электростанций до допустимых концентраций требуется в тысячи раз меньшее количество воздуха, чем для разбавления до допустимых пределов выбросов токсичных газов при работе тепловых электростанций (на единицу энергии) (Израэль Ю.А., 1972). Кроме того было отмечено, что атомная энергетика, при безаварийной работе АЭС, более безопасна относительно угольной, если в качестве основного критерия использовать экологическое состояние окружающей среды и риск для здоровья человека и в целом состояния биоты. Интегральные оценки безопасности ядерного и угольного топливного циклов, по критерию – экологиче-

ский риск и радиационная опасность для здоровья человека, свидетельствуют, что ядерная энергетика безопаснее, чем угольная (Израэль Ю.А., 1972, Козлов В.Б., 1982, Александров А.П., 1984, Хефеле В., 1990).

Развитие атомной энергетики в зонах орошаемого и богарного земледелия открывает принципиально новые перспективы в интенсификации сельскохозяйственного производства, так как наряду с ростом потребления электроэнергии становится возможным широкое использование теплоты, накапливающейся в охлаждающей воде. Необходимость объединения ядерно-энергетических установок и биотехнических производств диктуется рядом факторов, среди которых на одно из первых мест следует поставить обеспечение нормальной экологической и радиационно-гигиенической обстановки, экономию водных ресурсов и энергии. Не следует забывать и том, что стоимость энергии от АЭС гораздо ниже, чем от тепловых электростанций. Это очень важно с точки зрения экономики, особенно в период экономических кризисов с одной стороны и все увеличивающимися потребностями в энергии – с другой. Комплексное решение этих проблем заключается в создании энергобиологических комплексов (ЭБК), объединяющих в единую систему АЭС, как потребитель тепловодоснабжения и биотехнические производства как потребитель теплоты (Алексахин Р.М., 1985, Бойко В.И., 2001).

К сожалению, использование ядерной энергии сопровождается возникновением вредных факторов, потенциально опасных для человека и экологических систем в целом. Развитие ядерной энергетики принесло с собой для человечества и новую заботу – заботу о предотвращении загрязнения окружающей среды радиоактивными продуктами деления ядер урана и плутония. В то же время дешевая энергия позволяет производить дешевую конкурентноспособную по себестоимости продукцию, что очень важно для производителя и страны в целом. Уровень развития экономики определяется уровнем развития энергетики. Эта роль энергетики в будущем еще больше возрастет, что связано с истощением минеральных ресурсов планеты, со все возрастающими энергоемкими природоохранными мероприя-

тиями, со стремлением повышения урожайности почв. Сжигание органического топлива лишает будущие поколения людей не только источников энергии, но и сырья для производства полезных продуктов. Создание новых технологий производства энергии, усовершенствование уже существующих, в том числе и атомной энергетики, должно стать приоритетным направлением на современном этапе развития человечества. Ключом к таким технологиям должна быть доступная, в необходимых количествах, энергия. Но, к сожалению, аварийные ситуации возможны на различном производстве, в том числе и энергетическом. Именно они являются основным источником загрязнения окружающей среды, в том числе агроландшафтов и агроценозов.

В СССР первая тяжелая радиационная авария произошла 19 июня 1948 года, на следующий же день после выхода атомного реактора по наработке оружейного плутония (объект «А» комбината «Маяк» в Челябинской области) на проектную мощность. В результате недостаточного охлаждения нескольких урановых блоков произошло их локальное сплавление с окружающим графитом. В ходе ликвидации аварии облучению подвергся весь мужской персонал реактора, а также солдаты строительных батальонов, привлеченные к ликвидации аварии.

1951 год. Детройт (США). Авария исследовательского реактора. Перегрев расщепляемого материала в результате превышения допустимой температуры. Загрязнение воздуха радиоактивными газами.

12 декабря 1952 года. Канада, штат Онтарио, Чолк-Ривер, АЭС NRX. Первая в мире серьезная авария на атомной электростанции. Техническая ошибка персонала привела к перегреву и частичному расплавлению активной зоны. Тысячи кюри продуктов деления попали во внешнюю среду а около 3800 кубических метров радиоактивно загрязненной воды было сброшено прямо на землю, в мелкие траншеи неподалеку от реки Оттавы.

29 сентября 1957 года произошла авария, получившая название «Кыштымская». В хранилище радиоактивных отходов ПО «Маяк» в Челябинской области

взорвалась емкость, содержащая 20 миллионов кюри радиоактивности. Специалисты оценили мощность взрыва в 70 – 100 тонн в тротиловом эквиваленте. Радиоактивное облако от взрыва прошло над Челябинской, Свердловской и Тюменской областями, образовав так называемый Восточно-Уральский радиоактивный след площадью свыше 20 тысяч кв. км. По оценкам специалистов, в первые часы после взрыва, до эвакуации с промплощадки комбината, подверглись разовому облучению до 100 рентген более пяти тысяч человек. В ликвидации последствий аварии в период с 1957 по 1959 год участвовали от 25 тысяч до 30 тысяч военнослужащих. В советское время катастрофа была засекречена.

10 октября 1957 года в Великобритании в Виндскейле произошла крупная авария на одном из двух реакторов по наработке оружейного плутония. Вследствие ошибки, допущенной при эксплуатации, температура топлива в реакторе резко возросла, и в активной зоне возник пожар, продолжавшийся в течение 4 суток. Получили повреждения 150 технологических каналов, что повлекло за собой выброс радионуклидов. Всего сгорело около 11 тонн урана. Радиоактивные осадки загрязнили обширные области Англии и Ирландии; радиоактивное облако достигло Бельгии, Дании, Германии, Норвегии.

3 января 1961 года. Взрыв пара на экспериментальном реакторе около Айдахо-Фолс, штат Айдахо (США). Погибло трое.

В 1969 году произошла авария подземного ядерного реактора в Люценсе (Швейцария). Пещеру, где находился реактор, зараженную радиоактивными выбросами, пришлось навсегда замуровать. В том же году произошла авария во Франции: на АЭС «Святой Лаврентий» взорвался запущенный реактор мощностью 500 мВт. Оказалось, что во время ночной смены оператор по невнимательности неправильно загрузил топливный канал. В результате часть элементов перегрелась и расплавилась, вытекло около 50 кг жидкого ядерного топлива.

18 января 1970 года произошла радиационная катастрофа на заводе «Красное Сормово» (Нижний Новгород). При строительстве атомной подводной лодки

К-320 произошел неразрешенный запуск реактора, который отработал на предельной мощности около 15 секунд. При этом произошло радиоактивное заражение зоны цеха, в котором строилось судно.

В цехе находилось около 1000 рабочих. Радиоактивного заражения местности удалось избежать из-за закрытости цеха. В тот день многие ушли домой, не получив необходимой дезактивационной обработки и медицинской помощи. Шестерых пострадавших доставили в московскую больницу, трое из них скончались через неделю с диагнозом острая лучевая болезнь, с остальных взяли подписку о неразглашении произошедшего на 25 лет.

Основные работы по ликвидации аварии продолжались до 24 апреля 1970 года. В них приняло участие более тысячи человек. К январю 2005 года в живых из них осталось 380 человек.

19 ноября 1971 года. Почти 200 тысяч литров загрязненной радиоактивными веществами воды из переполненного хранилища отходов реактора в Монтжелло, штат Миннесота, вытекло в реку Миссисипи.

6 февраля 1974 года. Разрыв промежуточного контура на первом блоке Ленинградской АЭС в результате вскипания воды с последующими гидроударами. Погибли трое. Высокоактивные воды с пульпой фильтропорошка сброшены во внешнюю среду. Продуктами распада заражен город атомщиков Сосновый Бор и прилегающие населенные пункты.

20 марта 1975 года. США, штат Алабама, г.Декатур, АЭС «Брауне Ферри». Пожар на одной из крупнейших американских атомных электростанций, продолжавшийся 7 часов и причинивший прямой материальный ущерб в 10 млн долларов. Два реакторных блока были выведены из строя более чем на год, что принесло дополнительные убытки еще в 10 млн долларов. Причиной возникновения пожара стало несоблюдение мер безопасности при работах по герметизации кабельных вводов, проходивших через стену реакторного зала. Проверку этой работы осуществляли самым примитивным способом; по отклонению пламени горячей

стеариновой свечи. В результате произошло воспламенение материалов изоляции кабельных отверстий, а затем огонь проник в помещение реакторного зала. Потребовались большие усилия, чтобы вывести реактор на безаварийный режим и ликвидировать пожар.

28 марта 1979 года. США, штат Пенсильвания, г.Харрисбург, АЭС «Три-Майл Айленд». Крупнейшая авария в истории ядерной энергетики США. В результате серии сбоев в работе оборудования и ошибок операторов на втором энергоблоке АЭС произошло расплавление 53 процентов активной зоны реактора. Случившееся напоминало «эффект домино». Сначала испортился водяной насос. Затем из-за прекратившейся подачи охлаждающей воды урановое топливо расплавилось и вышло за пределы оболочек тепловыделяющих сборок. Образовавшаяся радиоактивная масса разрушила большую часть активной зоны и едва не прожгла корпус реактора. Если бы это случилось, последствия были бы катастрофичны. Однако персоналу станции удалось восстановить подачу воды и снизить температуру. Во время аварии около 70 процентов радиоактивных продуктов деления, накопленных в активной зоне, перешло в теплоноситель первого контура. Мощность экспозиционной дозы внутри корпуса, в который были заключены реактор и система первого контура, достигла 80 Р/ч. Произошел выброс в атмосферу инертного радиоактивного газа - ксенона, а также йода. Кроме того, в реку Саскугана было сброшено 185 кубических метров слаборадиоактивной воды. Из района, подвергшегося радиационному воздействию, эвакуировали 200 тыс. человек. В наибольшей степени пострадали жители округа Дофин, проживавшие вблизи АЭС. Серьезные негативные последствия имела задержка на два дня решения об эвакуации детей и беременных женщин из 10 км зоны вокруг АЭС. Работы по очистке второго энергоблока, почти полностью разрушенного в результате аварии, заняли целых 12 лет и обошлись в 1 млрд долларов, что фактически обанкротило компанию - владельца станции.

8 марта 1981 года. Япония, префектура Фукуи, г.Цугура, АЭС «Цугура». Утечка около 4 тыс. галлонов высокорadioактивной воды сквозь трещину в здании, где хранились отработавшие тепловыделяющие сборки. 56 работников были подвергнуты при этом радиоактивному облучению. Всего за период с 10 января по 8 марта 1981 года произошли четыре подобные утечки. При аварийно-восстановительных работах повышенное облучение получили 278 работников АЭС.

27 января 1984 года. СССР, г.Энергодар, Запорожская АЭС. Пожар на первом энергоблоке в период подготовки его к пуску. После самовозгорания одного из блоков реле огненный вал в течение 18 часов метался по пятидесятиметровой кабельной шахте. Как выяснилось, причиной пожара стало использование на станции полихлорвиниловой изоляции, которая воспламенялась, плавилась и, обрываясь, поджигала пучки кабелей на нижних отметках. Выгорела вся начинка шахты: свыше 4 тыс. блоков управления, 41 электродвигатель, 700 километров различных кабелей. После этого случая на всех строящихся в СССР блоках АЭС стали пользоваться кабелем только с несгораемой изоляцией.

В ночь с 25 на 26 апреля 1986 года на четвертом блоке Чернобыльской АЭС (Украина) произошла крупнейшая ядерная авария в мире, с частичным разрушением активной зоны реактора и выходом осколков деления за пределы зоны.

Произошла авария с человеческими жертвами (катастрофа), негативные последствия которой полностью не удалось установить до настоящего времени.

По свидетельству специалистов, авария произошла из-за попытки проделать эксперимент по снятию дополнительной энергии во время работы основного атомного реактора. В атмосферу было выброшено 190 тонн радиоактивных веществ, 8 из 140 тонн радиоактивного топлива реактора оказались в воздухе. Другие опасные вещества продолжали покидать реактор в результате пожара, длившегося почти две недели. Люди в Чернобыле подверглись облучению в 90 раз большему, чем при падении бомбы на Хиросиму. В результате аварии произошло ра-

диоактивное заражение в радиусе 30 км. Загрязнена территория площадью 160 тысяч квадратных километров. Пострадали северная часть Украины, Беларусь и запад России. Радиационному загрязнению подверглись 19 российских регионов с территорией почти 60 тысяч квадратных километров и с населением 2,6 миллиона человек.

Эта авария является самой крупной катастрофой современности в истории мировой ядерной энергетики. Она затронула судьбы миллионов людей, проживающих на обширных территориях, и поставила страну, перед необходимостью решения новых, исключительно сложных, крупномасштабных, проблем, затрагивающих практически все сферы общественной жизни, многие аспекты науки и производства, культуры, морали и нравственности.

В результате аварии суммарный выброс радиоактивных продуктов деления (без радиоактивных благородных газов) составил около $1,85 \times 10^{18}$ Бк (50 МКи), что соответствует примерно 3,5 % общего количества радионуклидов в реакторе на момент аварии. В состав радиоактивной смеси входило 22 радионуклида, в том числе долгоживущие ^{90}Sr (4 %), ^{137}Cs (13 %), ^{239}Pu (3 %). При этом значительная часть территории РСФСР, Украины и Беларуси оказалась загрязненной радиоактивными веществами. Радиоактивно загрязненная ^{137}Cs площадь сельскохозяйственных угодий в пределах $1,85 \times 10^5 - 2,96 \times 10^6$ Бк/м² (5 – 80 Ки/км²), составила 1314,5 тыс. га. Изъято из землепользования 143,8 тыс. га.

23 мая 1986 года. Там же. Пожар на аварийном четвёртом энергоблоке Чернобыльской АЭС. Загорание произошло в зоне расположения главных циркуляционных насосов блока. Мощность дозы гамма-излучения в этом месте составляла 50 – 200 Р/ч. Пожарных подвозили к месту пожара на бронетранспортерах. Из-за высоких уровней радиации тушили его малыми группами – по пять человек. Время работы каждой из них было не более 10 минут. В тушении пожара, который продолжался около 8 часов, приняли участие 268 огнеборцев. Из них 11 человек получили дозы облучения свыше 20 Р семь человек – от 50 до 100 Р.

19 октября 1989 года. Испания, г.Ванделлос, АЭС «Ванделлос». Крупнейшая авария в истории атомной энергетики Испании (событие третьего уровня по шкале INES). Пожар на первом энергоблоке АЭС. Из-за внезапной остановки одной из турбин произошли перегрев и разложение смазочного масла. Образовавшийся при этом водород взорвался, что и стало причиной возгорания турбины. Поскольку на станции не работала система автоматического пожаротушения, были вызваны пожарные подразделения соседних городов, находившихся в том числе на расстоянии до 100 километров от атомной электростанции. Борьба с огнём продолжалась более 4 часов. За это время серьезно пострадали системы энергоснабжения турбин и охлаждения реактора. Работавшие на станции пожарные рисковали жизнью. Они не знали расположения и функций её объектов, не были знакомы с планом аварийных действий на АЭС. Применяли для тушения электрических систем воду вместо пены, что могло привести к поражению их электрическим током. Кроме того, людей не предупредили о риске работы в зонах с повышенным уровнем радиации. Так через три года после Чернобыля пожарные, уже в другой стране, стали заложниками опасной ситуации на атомной станции. К счастью, на этот раз никто из них сильно не пострадал.

22 декабря 1992 года. Россия, Свердловская область, пос. Заречный, Белоярская АЭС. Авария при перекачке жидких радиоактивных отходов на спецводоочистку. Из-за халатности персонала было затоплено помещение обслуживания насосов, а затем около 15 кубических метров радиоактивных отходов вытекло по специальной дренажной сети в водоем-охладитель. Суммарная активность цезия-137, попавшего в него – 6 мКи. Инцидент третьего уровня по международной шкале INES.

30 сентября 1999 года произошла крупнейшая авария в истории атомной энергетики Японии. На заводе по изготовлению топлива для АЭС в научном городке Токаймура (префектура Ибараки) из-за ошибки персонала началась неуправляемая цепная реакция, которая продолжалась в течение 17 часов. Облуче-

нию подверглись 439 человек, 119 из них получили дозу, превышающую ежегодно допустимый уровень. Трое рабочих получили критические дозы облучения. Двое из них скончались.

9 августа 2004 года произошла авария на АЭС, расположенной в 320 километрах к западу от Токио на о.Хонсю. В турбине третьего реактора произошел мощный выброс пара температурой около 200 градусов по Цельсию. Находившиеся рядом сотрудники АЭС получили серьезные ожоги. В момент аварии в здании, где расположен третий реактор, находились около 200 человек. Утечки радиоактивных материалов в результате аварии не обнаружено. Четыре человека погибли, 18 – серьезно пострадали. Авария стала самой серьезной по числу жертв на АЭС в Японии.

25 августа 2004 года. Испания, г.Ванделлос, АЭС «Ванделлос». Крупная утечка радиоактивной воды из системы охлаждения реактора второго энергоблока АЭС. По заявлению Испанского совета по радиационной безопасности, это наиболее серьезная авария на этой АЭС со времени пожара в 1989 году.

10 октября 2005 г. на атомной электростанции № 1 в японской префектуре Фукусима произошло автоматическое отключение насоса охлаждающей системы второго контура, что привело к автоматическому снижению количества вырабатываемой электроэнергии на 30 %. Руководство компании Tokyo denryoku, управляющей станцией, заявило, что «выбросов радиации в окружающую среду не произошло».

10.08.2006 Вандельос-2, Испания. Работа реактора атомной электростанции остановлена «из-за неполадок в одном из трех трансформаторов АЭС». Ранее, 25 июля из-за жары был остановлен атомный реактор электростанции «Санта Мария де Гаронья», забирающей воду для охлаждения из реки Эбро: из-за установившегося зноя температура воды в реке настолько повысилась, что ее стало невозможно использовать для технических нужд станции. АЭС «Вандельос-2» была оштрафована Министерством промышленности, туризма и торговли Испании на ре-

кордную сумму 1,6 млн. евро за «нарушения, повлекшие пожар на станции 25 августа 2004 года».

14.11.2006 Рингхалс, Швеция. Вспыхнул пожар, приведший к аварийной остановке одного из 4 реакторов электростанции. Пожар вспыхнул около полуночи после взрыва трансформатора на территории АЭС. В июле 2006 г. на АЭС «Формарк» произошла самая серьезная со времен Чернобыля авария на АЭС, которая могла привести к разрушению активной зоны реактора.

11.03.2011 Фукусима-1. Япония. Землетрясение силой 9 баллов. В Японии произошло самое мощное за всю историю страны землетрясение. Разрушение шести реакторов. На АЭС Фукусима-1 ситуация сложилась очень серьезная – в результате отключения системы охлаждения расплавилось ядерное топливо в реакторе блока №1, снаружи блока была зафиксирована утечка радиации, в 10 километровой зоне вокруг АЭС проведена эвакуация. На следующий день, 12 марта СМИ сообщили о взрыве на АЭС. Произошло загрязнение окружающей территории – воздуха, земли и моря. Принято решение о полной остановке станции после окончания ликвидации последствий аварии. Компания Tokyo Electric Power Co, эксплуатирующая атомные станции Японии признала, что на протяжении трех десятилетий занималась фальсификацией отчетов о состоянии своих атомных электростанций, подаваемых правительству. Энергетики умолчали о 200 технических авариях на трех электростанциях в периоде с 1977г. до наших дней.

Наиболее крупной аварией на объектах атомной промышленности в РФ и бывшем СССР, вызвавшей масштабные загрязнения в окружающей среде является авария на Чернобыльской АЭС, которая произошла 26 апреля 1986г. Последовавший за взрывом пожар (в течение 10 суток после взрыва выгорело около 25 % массы графита в реакторе) и смена направления ветров привели к обширному загрязнению территории трех смежных республик бывшего СССР – Украины, Белоруссии и России. Подобные аварии приводят к исключению сельскохозяйственных земель из оборота. Например только в Брянской области общая площадь за-

загрязнений составила 1млн.182тыс.га, в Тульской – 1млн. 159тыс.га, Орловской – 1млн. 16 тыс.га и т.д. Наиважнейшей задачей является возврат исключенных земель из оборота в сельхоз производство (Гулякин И.В., Юдинцева Е.В., 1973, Лось И.П., Комариков И.Ю., 1992, Пищалов В.Н., Аверин В.С., МIRONЧИК А.Ф., Карпенко А.Ф.,1993, Мельченко А.И., 1994, Основные мероприятия ..., 1994, Калацкий С., 1996, Плющиков В.Г., 1996, Зимон А.Д., 2001, Щеглов А.И., 2009).

В связи с вышеизложенным актуальными задачами агропромышленного производства были признаны:

- организация и проведение системы мероприятий, ограничивающих или предотвращающих поступление сверхнормативных количеств радионуклидов в рацион человека с сельскохозяйственными продуктами;
- обеспечение радиационной безопасности работников агропромышленного производства; разработка эффективных кормовых добавок в рационы продуктивных животных для существенного ограничения поступления радионуклидов в продукты животноводства (молоко, мясо);
- организация и проведение мероприятий по снижению потерь в агропромышленном производстве и обеспечению непрерывности его процесса.

В послеаварийный период пришлось решать и другие не менее важные задачи. Разработка исходных положений и принципов реабилитации временно выведенных из хозяйственного оборота земельных угодий, предложений по рациональному ведению всех отраслей сельского хозяйства на территориях, подвергшихся интенсивному загрязнению радионуклидами в результате крупномасштабной радиационной аварии, проводилась ВНИИСХРАЭ в сотрудничестве с научно-исследовательскими институтами как Госагропрома СССР, так и других министерств и ведомств (ИБФ Минздрава СССР, Радиевый институт им. В.Г. Хлопина, АН СССР, Северо-Кавказский НИИ фитопатологии, ВИЗР, ВИУА, НПО «Припять», ВНИИВВиМ, ВНИИЭВ, ВНИМИ, ВНИИВСГЭ, Центральный институт агрохимического обслуживания, Всероссийский научно-исследовательский и про-

ектно-технологический институт химизации сельского хозяйства и ряд республиканских институтов). Активное участие в ликвидации и смягчении последствий аварии и разработки системы комплексных защитных мероприятий в земледелии, растениеводстве и животноводстве принимали участвующие образованные в июне 1986 г. Украинский (г. Киев) и Белорусский (г. Гомель) филиалы Всесоюзной НИИ сельскохозяйственной радиологии.

Проведенные широкомасштабные натурные наблюдения, экспериментальные и теоретические исследования в контакте с АН СССР, с АМН СССР и рядом других ведомств, уже в первый период после аварии позволили вскрыть основные закономерности миграции в сфере сельскохозяйственного производства наиболее важных в биологическом отношении радионуклидов чернобыльского происхождения (^{90}Sr , ^{131}I , ^{137}Cs , ^{239}Pu). Существенный вклад в исследование миграционных процессов внесли сотрудники: ВНИИСХРАЭ – Р.М. Алексахин, А.Н. Ратников, Н.И. Санжарова, А.Н. Сироткин, А.В. Васильев, Ю.А. Иванов, А.С. Филипас работы которых получили дальнейшее развитие во ВНИИСХРАЭ и продолжают в настоящее время, СКНИИФ – В.Г. Маликов, Б.И. Жуков, О.И. Буфатин, А.И. Мельченко, Н.П. Парашуков, В.А. Яковук. Разработаны способы снижения накопления в продуктах растениеводства (Р.М. Алексахин, А.Н. Ратников, Т.Л. Жигарева, К.В. Петров, Н.И. Санжарова, В.К. Кузнецов В.Г., Маликов, Б.И. Жуков, А.И. Мельченко) и животноводства (Б.Н. Анненков, А.В. Васильев, А.Н. Сироткин, В.Н. Кудрявцев, И.А. Морозов, В.П. Финов).

Актуальность этой проблемы объясняется еще и тем, что происходит увеличение численности населения на планете Земля, на фоне уменьшения площадей плодородных земель. В настоящее время практически вся территория суши в той или иной степени загрязнена искусственными радионуклидами. По разным причинам для радионуклидов до сих пор не установлены допустимые уровни их содержания в ландшафтах и почвах разного типа и использования. Однако существуют рекомендации по так называемому «зональному делению земель» в зависи-

мости от уровня загрязнения двумя основными долгоживущими осколочными нуклидами – ^{90}Sr и ^{137}Cs , но вне зависимости от типа почвы (таблица 2).

Таблица 2

Зональное деление земель по уровню загрязнения радионуклидами (Фокин А.Д., Лурье А.А., Торшин С.П., 2005)

Плотность поверхностного загрязнения, Ки/км ²		Уровень загрязнения	Зона проживания
^{137}Cs	^{90}Sr		
1 – 5	0,15 – 1	Низкий	Проживание с льготным социально-экономическим статусом
5 – 15	1 – 3	Средний	Проживание с правом отселения
15 – 40	> 3	Высокий	Отселение с правом получения компенсации и льгот
> 40	–	Очень высокий	Зона отчуждения

Одной из важнейших задач является изучение миграции радионуклидов по трофическим цепям в агроэкосистемах, как в условиях орошения, так и на богаре. Вместе с макро- и микроэлементами в растительный организм проникают радионуклиды, накапливаются в нем, что может быть причиной невозможности дальнейшего его использования (Гулякин И.В., 1958, Архипов Н.П., 1975, Белов А.Д., 1987, Анненков Б.Н., Юдинцева Е.В., 1991, Дубовая В.Г., Горюнов И.Ф., Логошин Н.К, 1996, Василенко И.Я., 2001).

Размеры перехода радионуклидов в растения будут зависеть от комплекса факторов, среди которых было выделено четыре основных: 1) физико-химические свойства радионуклидов; 2) свойства почв; 3) биологические особенности растений; 4) агроклиматические условия. В условиях ведения орошаемого земледелия необходимо учитывать дополнительно две категории специфических факторов: 1) особенности ведения орошаемого земледелия и 2) химический состав и минерализацию поливных вод (Тихомиров Ф.А., 1980).

Что бы ни говорили по поводу катастрофы на ЧАЭС, какую бы очередную дату мы ни отмечали, большинству становится ясно и понятно: атомная энергетика в любом случае будет развиваться и дальше. Запретить ее – все равно, что запретить использование спичек, от которых происходят в большинстве случаев многочисленные пожары во всем мире. Другое дело – надо подумать, как обезопасить людей от подобных катастроф. Вот над чем предстоит трудиться ученым и практическим работникам, занятым данной проблемой. Однако это потребует высококвалифицированных кадров, энтузиастов своего дела и соответствующего материально-технического обеспечения (Ран Ф., Адамантиадес А., Кентон Дж., Браун Ч., 1989, Тихонов М.Н., 2004).

Впрочем, единственное, к чему следует призывать – к отказу от поспешных решений, склонность к которым на пятнадцатом году после аварии так же опасна, как предшествующая этому недостаточно активная деятельность.

Поэтому полезно вспомнить одно из мудрых высказываний старых курча-товцев, не одно десятилетие копивших опыт работы с радиоактивными веществами: «Излучения не нужно бояться, но следует относиться к нему с должным уважением».

Кроме возможных аварийных ситуаций существенным источником увеличения содержания тяжелых естественных радионуклидов (^{238}U , ^{226}Ra , ^{230}Th , ^{232}Th) в почвенном покрове, стало внесение минеральных удобрений и различных мелиорантов, содержащих эти радионуклиды в повышенных концентрациях. Особенно велико содержание тяжелых естественных радионуклидов (^{238}U , ^{226}Ra и продуктов их распада) в фосфорных удобрениях. Осадочные фосфатные руды характеризуются высокой концентрацией ^{238}U и радионуклидов его семейства – в среднем 1500 Бк/кг. В зависимости от типа исходного сырья и особенностей его переработки в удобрения могут переходить практически весь ^{238}U и определенная часть ^{226}Ra , ^{230}Th , ^{232}Th , ^{210}Pb и ^{210}Po (Гулякин И.В., 1970, Алексахин Р.М., 1975, Галибин Г.П., 1976, Boothe G., 1977, Маликов В.Г., 1982, Минеев В.Г., Панников

В.Д., 1987).

1.2 Миграция радионуклидов в агроэкологических системах

Сельскохозяйственное производство существенно влияет на поведение радиоактивных веществ в агроэкосистемах, ландшафтах, а также в биосфере в целом.

Выращивание сельскохозяйственной продукции на радиоактивно загрязненной территории ускоряет очистку сельхозугодий от загрязнений с одной стороны, с другой – может способствовать рассеянию радионуклидов с продуктами питания, органическими удобрениями, увеличивает степень риска облучения и заболеваний животных. Агротехника возделывания, почвенные условия биогеохимических зон (регионы биосферы) и биогеохимические провинции (субрегионы биосферы), климатические условия влияют на состояние и подвижность радионуклидов. При этом одни и те же технологические приемы могут одновременно влиять, как на увеличение, так и на снижение подвижности радионуклидов в плодовом, орехоплодном, овощном ценозе и в целом в агроэкосистеме. Одним из факторов, влияющих на подвижность радионуклидов в почве является вспашка. На радиоактивно загрязненной территории она способствует увеличению количества почвенной массы, взаимодействующей с загрязнениями, и тем самым способствует «разбавлению» и сорбции радионуклидов в минеральной части почвы. При вспашке процесс минерализации органогенных горизонтов и органических остатков ускоряется, что в свою очередь ускоряет переход радионуклидов в минеральную часть почвы. Кроме того, плантажная вспашка может перемещать верхний, часто наиболее радиоактивно загрязненный слой почвы на такую глубину, где процессы корневого поглощения радионуклидов существенно снижены. В то же время радиоактивно загрязненная территория не должна оставаться свободной от растительности, так как возможно развитие водной и ветровой эрозии и рассеяние радионук-

лидов (Куколев Н.И., 1950, Алексахин Р.М., 1977, Ушаков Б.А., 1992, Тихомиров Ф.А., 1993, Ипатьев В.А., Булавик И.М., Багинский В.Ф., 1994, Марадулин И.И., Панфилов А.В., Русина Т.В., 1996, Мельченко А.И., 1991, 2012, 2013).

Не вызывает сомнений актуальность исследований направленных на использование радиоактивно загрязненных территорий в сельскохозяйственном производстве, так как с одной стороны они увеличат продовольственную базу страны, с другой – снизится распространение радионуклидов в окружающей среде.

В настоящее время очевидно смещение центра тяжести исследований в сторону проблем сельского хозяйства. Это не конъюнктурная тенденция; она характерна для мировой науки и вызвана к жизни глубинными процессами общественного развития. Она связана с переходом в ноосферу.

Понятие ноосферы, введенное П. Тейяр де Шарденом и Э. Леруа и развитое в его современном понимании В.И. Вернадским, означает, что на определенном рубеже развития жизни в биосферу вторгается новый, не действовавший ранее фактор – человеческий разум, который до такой степени усилил физические возможности одного из биологических видов, что сделал их соизмеримыми с силами природы. Деятельность человека может быть разрушительной. Но разум (ноос) обладает свойством предвидения. До сих пор биосфера развивалась стихийно. На основе разума, а, следовательно, предвидения, можно осмысленно строить биосферу, прогнозируя и устраняя опасные тенденции. В этом смысл учения В.И. Вернадского о ноосфере.

Концепция ноосферы предполагает накопление знаний об окружающей среде, выявление закономерностей поведения в ней веществ, включая антропогенные продукты, прогнозирование на этой основе возможных вариантов развития и, наконец, внесение необходимых корректив в технологические процессы, социальную сферу и т.д. (Новиков Ю.В., 1999).

Исследования, выполненные на территории ФГБНУ ВНИИБЗР г.Краснодар, позволяют рекомендовать в качестве эффективного использования земель, выве-

денных из сферы агропромышленного производства, в связи с их радиоактивным загрязнением, выращивание плодовых и орехоплодных садов (Мельченко А.И., 1994, 2007, 2008). Подобных исследований в лесостепной и степной черноземной биогеохимической провинции в полевых условиях не проводилось. Поэтому собранный научный материал, который представлен в данной работе, можно считать уникальным.

В связи с этим представляют интерес приведенные ниже данные о последствиях радиационного загрязнения лесов Брянской области в 1988 г. (плотность загрязнения участка радиоцезием – от 15 до 40 Ки/км²). Около 80 % радиоактивности в этих лесах приходилось на гамма-излучение, а на бета – составляющую – не более 20 %. Ежегодное уменьшение мощности дозы в период 1988 – 1990 гг. составляло $20,9 \pm 1,1$ %. Большая часть радиоактивных осадков (35 – 85 %) задерживалась в лесной подстилке, 20 – 50 % – в верхнем 10 см слое минеральной части почвы. На глубине 20 см и глубже содержание радионуклидов приближалось к естественному фону (Калацкий С., 1996, Щеглов А.И., 2000, Радиоактивные «дары» леса, 2002, Мельченко А.И., 2006).

После аварии на ЧАЭС (1986 г.), были выполнены исследования в лесной зоне, на основании которых предложены варианты по использованию радиоактивно загрязненной территории. Один из них – создание лесных массивов. В лесах с ненарушенной подстилкой миграция радионуклидов по профилю почвы довольно невысока. Так, ежегодный вынос Sr-90 с внутрипочвенным стоком на глубину более 30 см не превышает 0,1 %, а Cs-137 – 0,01 %. Горизонтальная миграция в составе поверхностного стока также незначительна: за 5 лет после аварии не наблюдалось существенного перераспределения радионуклидов в системе геохимически сопряженных по стоку лесных ландшафтов. Способность лесов существенно ограничивать горизонтальную и вертикальную миграцию радиоактивных веществ позволяет, по мнению авторов, рекомендовать в качестве эффективного радиационно-защитного мероприятия облесение выведенных из сферы агропромышленного

производства земель с высокими уровнями загрязнения, особенно на эрозионно опасных участках (Алексахин Р.М., Нарышкин М.А., 1977, Козубов Г.М., Таскаев А.И., 1991, Тихомиров Ф.А., 1993, Ипатьев В.А., 1999, Щеглов А.И., 2000). Лесонасаждения, дернина с хорошим травостоем практически полностью исключают поверхностный сток радиоактивных веществ.

Исследования в области радиоэкологии, посвященные изучению процессов взаимодействия живых организмов друг с другом и со средой обитания в условиях радиоактивного загрязнения, сформировалась в 30 – 40 гг. ушедшего века. В ее становлении и развитии выделяется 5 этапов (Алексахин Р.М., Васильев А.В., Дикарев В.Г., 1991). Чернобыльская авария и последующий поставарийный период выделен в особый этап, который ознаменовался наиболее бурным ростом исследований. Этому способствовал целый ряд моментов. Во-первых, радиоактивному загрязнению подверглась огромная территория, охватывающая несколько природно-климатических зон. Так, только в СНГ плотность загрязнения более 1 Ки/км² зафиксирована на площади 131070 км², из них на долю России приходится 36 %, Украины – 28,6 %, Белоруссии – 35,4 %. Потребовалась разработка целого комплекса контрмер для возможного ведения народнохозяйственной деятельности на территориях, резко различающихся как по плотности загрязнения, так и почвенно-экологическим условиям. Во-вторых, в радиоэкологические исследования включилось большое число специалистов из смежных научных дисциплин. Резко (в десятки – сотни раз) возросли масштабы самих исследований и объемы получаемого экспериментального материала. Была организована целая сеть радиоэкологических стационаров и служб в системе различных ведомств: Госкомгидромета, Комитета по лесу, Минсельхоза и др. В свою очередь, вследствие притока финансовых средств со стороны государства и помощи западных стран существенно расширилась и обновилась материально-техническая база научных исследований. И, последнее, в конце 80 гг. произошло рассекречивание этих работ и материалов, связанных с изучением поведения радионуклидов в объектах природной среды,

дозовых нагрузок и т.п., в том числе полученных ранее на Восточно-Уральском радиоактивном следе. Возможность доступа к уже имеющимся наработкам в совокупности с новыми научными достижениями способствовала бурному развитию радиоэкологии в целом.

При ликвидации последствий чернобыльской аварии многие дискуссионные научные положения получили подтверждение, но вместе с тем были разработаны и новые концепции в области биогеохимии и техногенных радионуклидов, оценки влияния ландшафтных особенностей и форм радиоактивных выпадений на поведение и закономерности миграции радионуклидов и ряд других.

Была пересмотрена концепция радиационной защиты окружающей среды. Если ранее, в 40 – 80 гг., на первое место выдвигалась защита человека, то сейчас говорится о защите биосферы в целом, то есть и биоты, и человека как ее компонентов (О радиационной безопасности ..., 1996, Гапанович И.Я., Дорожко Н.И., Корольчук Н.П., 2002).

В лесной радиоэкологии многие частные задачи в значительной степени были решены ранее в модельных экспериментах, на примере глобальных выпадений и при работах на радиоактивном следе кыштымской аварии. В рамках изучения роли лесных экосистем в первичном распределении радионуклидов было показано, что леса являются выраженными аккумуляторами техногенных выпадений. Аккумулирующий эффект лесных насаждений зависит от видового состава и проективного покрытия фитоценозов, климатических условий года и периода вегетации. В наибольшей степени радионуклиды поглощаются кронами хвойных деревьев, а также при нейтральных метеорологических условиях и в весенне-летний период максимального развития поверхности ассимилирующих органов у лиственных пород. В среднем коэффициент задерживания радиоактивных выпадений древесным ярусом принимают равным степени сомкнутости крон. Исключение составляют лиственные леса в межвегетационный период, когда деревья лишены ассимилирующих органов. Задерживающая способность древесного яруса в этом

случае оказывается примерно в 3 раза меньше (Куликов Н.В., Молчанова И.В., 1975, Тихомиров Ф.А., 1976, 1993, Алексахин Р.М., Нарышкин М.А., 1977, Криво-луцкий Д.А., Тихомиров Ф.А., Федоров Е.А., 1988, Ипатьев В.А., 1999, Щеглов А.И., 2000).

Еще одной особенностью в первичном распределении радионуклидов является так называемый «опушечный эффект». Он был отмечен в большей части зоны радиоактивного загрязнения Кыштымской аварии и проявлялся в повышенном отложении радионуклидов в кронах деревьев, растущих на лесных опушках с наветренной стороны по отношению к источнику радиоактивного выброса.

По большинству отмеченных положений практически все исследователи единодушны в своих выводах, сделанных как на основании модельных экспериментов, так и в натурных исследованиях в зоне влияния Кыштымской и Чернобыльской аварий. Остается лишь дискуссионным вопрос о влиянии лесных экосистем на первичное перераспределение радиоактивных выпадений в глобальном масштабе. В настоящее время существует 2 точки зрения на эту проблему. Первая – на лесные массивы выпадает больше активности, чем на прилегающие безлесные участки; вторая – лесные экосистемы не оказывают влияние на глобальное перераспределение выпадений. Решение данной проблемы требует широкомасштабных обследований лесных и прилегающих к ним безлесных территорий или сопоставления картографических материалов по плотности загрязнения территории и растительного покрова. Вместе с тем, несмотря на дискуссионность рассматриваемого вопроса, уже сейчас с достоверностью можно констатировать, что леса по сравнению с другими наземными экосистемами являются выраженными биогеохимическими барьерами на пути миграционных потоков радионуклидов и элементов техногенных выпадений в целом.

Другой, по праву, ключевой в радиоэкологии является проблема установления пространственно-временных закономерностей миграции и перераспределения радионуклидов по компонентам экосистем. Именно в рамках данного направления

определяется интенсивность миграционных потоков радионуклидов в биогеоценозах и в том числе по трофическим цепям, что в конечном итоге характеризует дозовые нагрузки во всех звеньях исследуемой цепи. Весь прошедший до – и после черныбыльский период исследований показал чрезвычайную сложность вопросов, относящихся к анализу закономерностей миграции радионуклидов и факторов, ее обуславливающих. Среди достижений в этом направлении следует отметить установление особенностей поведения ^{90}Sr , в частности, его повышенную миграционную способность и коэффициенты перехода (КП) практически во все компоненты лесных экосистем, за исключением репродуктивных органов и грибов, а также установление особенностей его сезонной и многолетней динамик по сравнению с таковой для ^{137}Cs (Таскаев А.И., Кудряшева А.Г., Материй Л.Д., Ермакова О.В., 1991, Стрельченко В.П., Заика В.В., 1992).

Так, было показано, что динамика различных радионуклидов неадекватна как в компонентах растительного яруса, так и во временном ряду. В сезонной динамике ^{137}Cs в ассимилирующих органах древесных пород отмечается однонаправленное снижение его концентрации от весны к осени, а ^{90}Sr , напротив – рост рассматриваемого показателя в течение периода вегетации. В то же время в древесине минимум концентрации ^{137}Cs приурочен к началу интенсивного весеннего сокодвижения (Щеглов А.И., Цветнова О.Б., 2002).

Еще более сложна и неоднозначна сезонная динамика содержания радионуклидов в компонентах травяно-кустарничкового яруса, характер которой меняется в зависимости от видовой принадлежности растений и условий их произрастания. В целом сезонные колебания содержания радионуклидов коррелируют с накопительной способностью отдельных компонентов биогеоценоза и достигают уровней межвидовых вариаций этого показателя. Нужно подчеркнуть, что большинство отмеченных закономерностей в современной интерпретации были сформулированы в постчерныбыльский период, но до настоящего времени в рамках рассматриваемых проблем остались нераскрытыми причины данных явлений.

Существующие пояснения носят, как правило, гипотетический характер. Вместе с тем решение поставленных задач чрезвычайно важно не только с теоретической точки зрения в плане познания особенностей течения физиологических процессов, используя передвижение радионуклидов как радиоактивную метку в негативных условиях, но и в прикладном аспекте – для оценки изменения интенсивности потоков радионуклидов по трофическим цепям в годовых циклах.

Исследования пространственно-временных закономерностей миграции радионуклидов чернобыльских выпадений показали, что многолетняя динамика их накопления в компонентах растительного покрова характеризуется далеко не столь однозначными закономерностями, как это утверждалось ранее. Наибольшее единство во мнении специалистов отмечается по вопросам изменения содержания Sr в многолетнем ряду. Для многолетней динамики ^{90}Sr характерно нарастание корневого потребления до определенного уровня, затем некоторая стабилизация его содержания в растениях и последующее снижение за счет радиоактивного распада и необменного закрепления в почве. Исключением является динамика содержания этого радионуклида в древесине, где в многолетнем ряду длительный период отмечается кумулятивный характер накопления ^{90}Sr . Для многолетней динамики ^{137}Cs согласования в позициях различных авторов нет. Ряд исследователей считает, что многолетняя динамика ^{137}Cs близка к таковой ^{90}Sr ; то есть на первом этапе после выпадений происходит однонаправленный рост содержания ^{137}Cs , затем его стабилизация и падение за счет радиоактивного распада. Другие исследователи отмечают, что многолетняя динамика этого радионуклида не столь однозначна и зависит от ландшафтных особенностей (Щеглов А.И., Цветнова О.Б., 2002).

Кумулятивный характер накопления ^{137}Cs проявляется лишь на территориях, где интенсивность корневого поступления радионуклида близка или превосходит интенсивность его необменного закрепления. Такая картина наблюдается в условиях гидроморфных или полугидроморфных ландшафтов, а также в ближней 5 –

10 км зоне выпадений (в случае 30 км зоны отчуждения ЧАЭС), где выпадения представлены труднорастворимыми формами соединений. В условиях же автоморфных ландшафтов кумулятивный эффект практически не выражен, и многолетняя динамика характеризуется однонаправленным снижением содержания Cs в многолетнем ряду. Последнее объясняется доминированием процессов необменного закрепления радионуклида в почве над его накоплением растениями. Отмеченные особенности многолетней динамики ^{137}Cs были установлены в последние годы на примере чернобыльских выпадений и еще не получили должной оценки, поэтому при прогнозировании и моделировании до последнего времени мало учитывались. В большинстве работ подобного рода прогнозные оценки все еще даются только на основании одного кумулятивного эффекта. Однако очевидно, что к динамическим характеристикам необходимо применять дифференцированный подход, учитывающий влияние ландшафтных особенностей территории загрязнения.

Так, было установлено, что влияние климатического фактора, в частности, количества атмосферных осадков в вегетационный период в зависимости от условий произрастания различно. Оно прямое на автоморфных и обратное – на гидроморфных ландшафтах (Щеглов А.И., Цветнова О.Б., 2002).

Вместе с тем недостаточно ясным остается вопрос об уровнях колебаний содержания радионуклидов в многолетнем ряду и факторах, их определяющих. Только зная указанные особенности, можно эффективно использовать динамические показатели при прогнозах изменения радиационной обстановки.

Изучение особенностей содержания радионуклидов в различных компонентах биоты позволило ранжировать их по накопительной способности, выделить виды и структуры концентраторы (биоиндикаторы) и дискриминаторы, а также дать оценку относительного вклада этих компонентов в суммарное загрязнение экосистемы. Это имеет чрезвычайно важное значение при расчетах дозовых нагрузок при миграции радионуклидов по трофическим цепям.

В интегрированном виде по уровням концентрации ^{137}Cs компоненты почвенного покрова располагаются в следующий ряд: древесный ярус < травяно-кустарничковый ярус < мохово-лишайниковый покров < грибной комплекс. Проведенные исследования показали, что грибы являются абсолютными аккумуляторами ^{137}Cs в лесном биогеоценозе. Кратность различий по этому показателю между грибным комплексом и другими компонентами биогеоценоза составляет 2, а по сравнению с древесиной – 3 математических порядка. Для ^{90}Sr рассмотренный выше ряд имеет другой вид: грибной комплекс < мохово-лишайниковый покров < травяно-кустарничковый ярус < древесный ярус. В соответствии с этим меняется вклад данных компонентов в загрязнение экосистемы в целом. Для ^{137}Cs максимальная аккумуляция (до 47 % его суммарных запасов в экосистеме) может аккумулироваться в грибах: для ^{90}Sr – в древесном ярусе (до 20 %), значительно меньше в травяно-кустарничковом ярусе и моховом покрове и практически незначимо (0,2 – 0,1 % и менее) в грибном комплексе (Щеглов А.И., Цветнова О.Б., 2002).

По итогам чернобыльских исследований было показано, что внутривидовые различия в накоплении радионуклидов значительно меньше, чем вариации этого показателя между различными компонентами биогеоценоза. При этом наблюдается определенная положительная корреляция между внутривидовым варьированием и накопительной способностью данного компонента, а также его зольностью. Другими словами, чем выше зольность, тем большая аккумуляция радионуклидов отмечается. Минимальное внутривидовое варьирование (в частности по ^{137}Cs) отмечается у древесных пород, максимальное – у грибов. В аспекте этих общих положений вопрос о внутрикомпонентном ранжировании видов по их накопительной способности, тем не менее, остается дискуссионным. Причиной, по всей видимости, является то, что накопление радионуклидов в отдельных видах растений и грибов определяется не только их физиологическими особенностями, но и условиями произрастания, сопряженностью корневых систем с зонами максимального

загрязнения, то есть характером распределения радионуклидов в почвенном профиле.

Еще в меньшей степени изучены вопросы внутривидового и межвидового варьирования содержания ^{90}Sr в компонентах лесных экосистем, плодовых насаждений. Решение этих вопросов в целом, по всей видимости, возможно на основании обобщения имеющихся материалов, а также при постановке специальных экспериментов, предусматривающих верификацию полученных закономерностей.

В частности, по итогам чернобыльских наблюдений были выделены виды базидиальных грибов, биоиндикаторов радиоактивного загрязнения – *Xerocomus badius*, *Lactarius rufus*, *Paxilus involutus*, но только *Xerocomus badius* в полной мере сохраняет свои биоиндикаторные свойства. В настоящее время *Paxilus involutus* не может служить достоверным биоиндикатором. В то же время, по данным на 2000 г., к числу последних может быть причислен *Tylopilus felleus*, аккумулирующая ^{137}Cs в котором, по абсолютной величине, уступает таковой лишь у *Xerocomus badius* (Щеглов А.И., Цветнова О.Б., 2002).

Вместе с тем до последнего времени большинство исследований по данному направлению радиоэкологии характеризовались отсутствием комплексности и, как правило, носили прикладной характер, т.е. данные по накоплению и распределению радионуклидов по компонентам биогеоценоза в основном рассматривались в аспекте оценки доз и интенсивности миграции загрязнителей по трофическим цепям. Однако при изучении экологических последствий техногенного загрязнения, в том числе и радиоактивного, необходимо проведение комплексных исследований с учетом всех компонентов природных экосистем: древесного и травяно-кустарничкового ярусов, мохово-лишайникового покрова, грибного комплекса, органогенной (дернина, подстилка) и минеральной частей почвенного профиля, а также потоков техногенных загрязнителей, формирующихся в этих биогеоценозах. Максимально эффективной будет закладка дробной сети мониторинга в системе геохимически сопряженных ландшафтов. Последнее позволяет с достаточно

высокой достоверностью выявить зоны выноса и вторичной аккумуляции элементов-загрязнителей, а также геохимические, фитоценоотические и биогеохимические барьеры в исследуемой системе ландшафтов территории загрязнения. В свою очередь, это обеспечивает не только возможность долгосрочного прогнозирования перераспределения техногенного загрязнения, но и позволяет наметить систему эффективных контрмер по локализации и минимализации определенной чрезвычайной ситуации.

Рассмотренные моменты чрезвычайно важны при моделировании и прогнозных оценках радиоэкологической обстановки. К сожалению, подобные комплексные исследования пока немногочисленны, но имеющиеся наработки со всей очевидностью показывают важность такого подхода к вопросам радиоэкологии. Использование указанного подхода позволило показать, что в биогеохимических циклах техногенных радионуклидов соотношение потоков существенно отличается от потоков макроэлементов, в частности, их неизотопных аналогов Са и К.

Для этих макроэлементов возврат в почву с опадом в большинстве случаев в 2 – 3 раза меньше, чем их поступление в растения на создание годичной продукции за счет корневого потребления. Для радионуклидов данное соотношение меняется, причем степень изменения зависит от ландшафтных особенностей. В лесах аккумулятивных ландшафтов ежегодное корневое поступление радионуклидов в годичную продукцию по абсолютной величине приблизительно равно их возврату. В лесах элювиальных ландшафтов возврат в 2 – 5 раз больше их годового потребления корневым путем. Наряду с этим, интенсивность вовлечения радионуклидов в биологический круговорот значительно превышает их вынос с инфильтрационным потоком влаги за пределы корнеобитаемой толщи (Щеглов А.И., Цветнова О.Б., 2002).

Новые сложные задачи, связанные с моделированием и прогнозированием поведения основных дозообразующих радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в аграрных и полуприродных экосистемах поставила перед учеными авария на ЧАЭС.

Основные закономерности проявления этих радионуклидов в окружающей среде были выявлены задолго до этой аварии, в дальнейшем, после аварии на ЧАЭС эти работы были продолжены и одновременно разработаны соответствующие математические модели (Спиридонов С.И., Фесенко С.В., Авила Р., Гонтаренко И.А., 2001, Фесенко С.В., Санжарова Н.И., Спиридонов С.И., Сухова Н.В., Авила Р., Клейн Д., 2002, Спиридонов С.И., Фесенко С.В., Гонтаренко И.А., 2004, Спиридонов С.И., Мукушева М.К., Гонтаренко И.А., Фесенко С.В., Баранов С.А., 2005, Спиридонов С.И., Мукушева М.К., Гонтаренко И.А., Панов А.В., 2005, Панов А.В., Фесенко С.В., Алексахин Р.М., 2005).

Однако особенности глобальных выпадений в форме легкорастворимых мелкодисперсных частиц не позволили в полной мере экстраполировать полученные данные на ситуацию, сложившуюся после аварии на ЧАЭС. Модели, использованные для прогноза миграции радионуклидов, и сделанные на их основе оценки имели большую неопределенность, что обусловило необходимость создания новых, более универсальных моделей, обеспечивающих долгосрочный прогноз изменения биологической доступности радионуклидов в агроэкосистемах и накопление их в сельскохозяйственных продуктах.

Приоритетное значение в сельскохозяйственной радиоэкологии имеет идентификация механизмов, определяющих поведение радионуклидов в пищевых цепочках. В результате исследований, проведенных в зоне аварии, получен ряд результатов, таких, как аномально высокая подвижность радионуклидов в окружающей среде, выходящих за рамки традиционных представлений. Показана недостаточная адекватность критериев и моделей, используемых для оценки биологической доступности радионуклидов в системе почва-растения. Для долгосрочного прогнозирования накопления ^{137}Cs в сельскохозяйственных культурах разработаны модели, описывающие изменение биологической доступности радионуклида в системе почва-растения. Эти модели позволили дать долгосрочный прогноз выщелачивания ^{137}Cs из корнеобитаемого слоя почв различных типов, из-

менение доступности этого радионуклида для поглощения корнями растений в зонах с различными вкладами топливных частиц.

Еще одной особенностью радиоэкологических исследований является установление биогеохимических барьеров на пути миграции радионуклидов в экосистемах. Показано (Кальвин М., 1964), что роль этих барьеров неоднозначна как в самой структуре биогеоценоза, так и во времени.

В условиях автоморфных ландшафтов выраженным биогеохимическим барьером является почва, в аккумулятивных ландшафтах и хвойных ценозах - биота и, в первую очередь, микробиота. Барьерные функции почв по отношению к радионуклидам наиболее значимы среди всех компонентов биогеоценоза. Результаты исследований показывают, что с инфильтрационным стоком мигрируют десятые - сотые доли % суммарного количества радионуклидов в год. При этом за пределы почвенного профиля выход радионуклидов с гравитационной влагой составляет не более сотых долей процента в год. Таким образом, в почве аккумулируется основное количество активности: от 80 до 95 % (с учетом микробиоты) в лесных экосистемах и до 100 % в агроэкосистемах (в зависимости от периода вегетации растений). Вместе с тем барьерные функции почв по отношению к различным радионуклидам проявляются неодинаково. Наиболее интенсивно сорбируется ^{137}Cs , в значительно меньшей степени ^{90}Sr , ^{106}Ru , Pu . Следует подчеркнуть, что высокая сорбционная способность почв по отношению к ^{137}Cs характерна для всех типов почв и фитоценозов, в том числе и для дерново-подзолистых песчаных почв. Исключение составляют торфяные почвы (Щеглов А.И., Цветнова О.Б., 2002).

Барьерные функции экосистем и их отдельных компонентов имеют определенную временную динамику. Известно, что в течение вегетации для ряда макро- и микроэлементов четко выявляется фитоценотический барьер. В последующем барьерные функции вновь переходят к почве. Для радионуклидов это проявляется

несколько по-иному. Однако данные аспекты еще до конца не изучены, они требуют уточнения и подтверждения.

Исследование экологических последствий влияния чернобыльской аварии показало также, что в условиях природных, в частности, лесных экосистем наиболее эффективными контрмерами, направленными на снижение техногенного воздействия, является рациональное ведение лесного хозяйства на основе максимально полного использования экологических функций почвенного покрова. Все проводимые в последние годы контрмеры по восстановлению и рекультивации радиоактивно-загрязненных лесов оказались значительно менее эффективными, чем природные факторы. Эффективное оперирование этими факторами в практических целях предполагает учет видовых и возрастных особенностей компонентов растительного ценоза и ряд других показателей, оказывающих воздействие на накопительную способность экосистем, степень неоднородности их влияния. (Имеется в виду тот факт, что чистую продукцию можно получать и с более загрязненных территорий, поскольку даже при одной плотности загрязнения биологическая доступность радионуклидов в зависимости от почвенно-экологических условий варьирует в пределах 2 математических порядков). С учетом отмеченного необходимой основой для рационального использования природных ресурсов является создание радиоэкологической классификации (или классификаций) наземных экосистем, в основу которой должен быть положен ландшафтный подход и разработанная система интегральных показателей. При таком подходе в предлагаемой классификации в максимальной степени будут учитываться элементы ландшафта и свойства почв. В противном случае, при детальном учете всех факторов классификация будет громоздкой и трудно реализуемой на практике.

С конца XX века начался новый, пятый этап в развитии радиоэкологии. Основными направлениями исследований в этот период, по мнению академика Алексахина Р.М. и др., является гармонизация технологий, обеспечивающих здо-

ровье человека и защиту окружающей среды (Алексахин Р.М., Васильев А.В., Дикарев В.Г., 1991).

Действительно, в условиях глобального загрязнения биосферы радионуклидами и другими поллютантами исследования их комбинированного действия на компоненты наземных экосистем приобретают особую актуальность. Основой для решения данных вопросов опять-таки является изучение закономерностей миграции элементов-загрязнителей в различных ландшафтах. Особое место в этих исследованиях отводится выявлению синергизма в их воздействии на компоненты биоты и факторов, определяющих миграционные потоки техногенных загрязнителей в системах: «почва – растение», «почва – грунтовые воды», «грунтовые воды – речная сеть», поскольку эти системы являются основными звеньями трофической цепи поступления к человеку. Изучение данных проблем позволит не только познать особенности сочетанного действия элементов-загрязнителей на объекты природной среды, но расширить и углубить научные представления об интенсивности и специфике миграции этих элементов во всех горизонтах вертикальной структуры геосистем и звеньях ландшафтных катен, причем в различных динамических состояниях годовых и многолетних циклов, используя радионуклиды как радиоактивную метку в нативных условиях, а также оценить экологические функции почв при различных типах техногенного загрязнения.

На пахотных угодьях поверхностный сток может составлять в среднем 1 % в год, достигая иногда на легких почвах до 25 % в первый год после загрязнения территории. Наиболее опасна ветровая эрозия, особенно в тех районах, где происходят пыльные бури. В связи с изменением финансирования в сельском хозяйстве Северного Кавказа, реконструкция полезащитных лесных полос не осуществлялась уже несколько десятилетий. Поэтому возможно развитие ветровой эрозии, что особенно опасно во время радиоактивного загрязнения почв (аварийные ситуации).

Следующим, не менее важным фактором, влияющим на миграцию радио-

нуклидов в почве и накоплении их в растениях, является орошение сельскохозяйственных культур.

Сведения о роли почвенной влаги в миграции радионуклидов в системе почва – растения довольно противоречивы. Отмечено как увеличение перехода радионуклидов в растения с ростом содержания влаги в почве, так и отсутствие влияния влажности. При разных режимах увлажнения могут практически не изменяться коэффициенты накопления радионуклидов растениями, но может возрасти общий вынос радионуклидов за счет увеличения биомассы растений.

Неоднозначность имеющихся данных о роли влажности связана с тем, что различные радионуклиды поглощаются растениями из почвы в зависимости от режима ее увлажнения по-разному. Кроме того, влияние влажности почв на подвижность радионуклидов зависит от почвенных условий биогеохимических зон и биогеохимических провинций, и биологических особенностей растений (Прохоров В.М., 1965, 1969, Павлоцкая Ф.И., 1965, Тюрюканова Э.Б., Павлоцкая Ф.И., Баранов В.И., 1966, Тюрюканова Э.Б., 1971, Петербургский А.В., 1971, Варшал Г.М., 1972, Караваева Е.Н., 1973, 1976, Моисеев И.Т., 1974, Гришин А.И., 1978, Маликов В.Г., 1979, Алипбеков О.А., Жуков Б.И., 1984, Алексахин Р.М., 1985, Мельченко А.И., 1990, 1991, 1994, 1996, 1999, 2006 – 2008, 2011, 2012, 2013, Елиашевич Н.В., 2002, Стрельников В.В., Прохоров И.П., Мельченко А.И., 2006, Александрова О.Н., 2006).

Состояние системы почвенный раствор – твердая фаза почвы при орошении может быть описано с помощью констант обмена. Известно, что между концентрацией элементов в твердой фазе почвы и почвенном растворе устанавливается равновесие. Соотношение между почвенным раствором и почвенным поглощающим комплексом при условии равновесия характеризуется константой ионного обмена. При орошении равновесное состояние нарушается.

Переход из одного равновесного состояния в другое под влиянием орошения можно описать стехиометрическим уравнением. Такая система уравнений для

основных катионов почвенного поглощающего комплекса (Ca, Mg, K, Na) составлена и, ее можно использовать при описании ионного обмена радионуклидов (Павлоцкая Ф.И., 1981).

Норма полива и способы орошения сельскохозяйственных культур должны оказывать определенное влияние на накопление радионуклидов в растениях. В условиях лесостепной и степной черноземной биогеохимической зоны, с целью изучения разницы в накоплении радионуклидов в органах сельскохозяйственных растений, впервые были изучены способы орошения: дождевание, капельное, по бороздам, внутрипочвенное.

Согласно «Критериев оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия», утвержденных 30.11. 1992 г. Министерством охраны окружающей среды и природных ресурсов РФ, территорию Краснодарского края можно отнести к зоне с «относительно удовлетворительной ситуацией», однако не следует забывать о том, что большая часть территории все же не была обследована на предмет радиоактивного загрязнения после аварии на ЧАЭС, в связи с прекращением финансирования работ в этом направлении.

Одним из основных экологических трофических звеньев, откуда радиоактивные вещества начинают миграцию по биологическим цепочкам, является почвенно-растительный покров. Изучение механизмов перехода радионуклидов из почвы в растение составляет важную задачу сельскохозяйственных радиологических исследований.

Радионуклиды, при осаждении их на почву, могут располагаться как на ее поверхности, так и, со временем, в нижних ее слоях, при этом их миграция во многом зависит от типа почвы, климатических условий региона, физико-химических свойств самих радионуклидов и их соединений.

Почва представляет собой среду, где постоянно совершаются синтез и разрушение органического вещества, непрерывный круговорот элементов минераль-

ного питания в системе почва – растение – почва.

В результате органические и минеральные вещества, входящие в состав почвы, все время меняют свои свойства, переходя то в растворимое, то в не растворимое в воде состояние (Вильямс В.Р., 1949, Гедройц К.К., 1955, Рассел Э., 1955, Гаркуша И.Ф., 1962, Симакин А.И., 1969, Вадюнина А.Ф., Корчагина З.Н., 1973).

Биологический круговорот веществ между почвой и живыми организмами в естественных условиях не всегда и не всюду является вполне замкнутым или точно сбалансированным: некоторая часть питательных веществ из почвы может теряться безвозвратно.

Биологический круговорот минерального питания растений лежит и в основе сельскохозяйственного производства. При этом, чем выше культура земледелия и чем рациональнее используется земля, тем меньше элементов минерального питания растений выбывает из биологического круговорота и вовлекается в геологический круговорот, тем выше остается плодородие почв (Голубцов А.М., 1980).

Так как сущностью почвообразовательного процесса является превращение на земной поверхности минеральных соединений в органические и обратно, совершающееся под воздействием элементов биоты, то основное, ведущее значение в процессе образования почв всегда имеет биологический фактор.

В природных условиях миграция радионуклидов в почвах – сложный процесс, который происходит под влиянием фильтрации воды в глубь почвы, капиллярного подъема влаги к поверхности в результате испарения, диффузии свободных и адсорбированных ионов, перемещения вместе с коллоидными частицами, транспорта по корневым системам растений и в результате деятельности почвенных организмов.

Конвективный перенос с помощью капиллярных и гравитационных сил характерен для водорастворимой и частично обменной фракций химических соединений радионуклидов, диффузионным путем передвигаются водорастворимые формы, эта фракция мигрирует с помощью корневой системы растений, необмен-

ные формы, включая и прочно сорбированные фракции, способны к механическому переносу на коллоидных частицах или в результате роющей деятельности почвенных животных (Алексахин Р.М., 1985).

Обратный ток воды, направленный вверх преимущественно из средней части карбонатного горизонта к гумусовому горизонту, осуществляется в разгар вегетации растений и совпадает со временем интенсивного разложения растительных остатков, т.е. с периодом наиболее высоких концентраций CO_2 в почвенном воздухе.

Благодаря этому восходящая влага переносит заметное количество углесолей к верхней границе вскипания (Рассел Э., 1955, Симакин А.И., 1969, Тарасенко Б.И., 1981, Сапрыкин Ф.Я., 1984).

Этой особенностью сезонных и годовых миграций углесолей, связанной не только с характером водного режима черноземов, но и с сезонными колебаниями состава почвенного воздуха, объясняется резко выраженный карбонатный максимум, приуроченный к верхней границе вскипания в типичных черноземах.

Восходящее передвижение углесолей препятствует выносу кальция из зоны обитания корней и из сферы почвообразования в почвах. При этом образуется как бы висячий карбонатный горизонт. Поведение стронция-90 в системе «почва – растение» в значительной степени зависит от концентрации в почве кальция.

Если бы черноземы формировались в чисто элювиальных условиях и в них отсутствовало бы восходящее передвижение кальция, ежегодно возвращающее выщелачиваемый из гумусового горизонта кальций обратно в зону обитания корней, то черноземная стадия почвообразования была бы неустойчивой, а черноземные почвы – образованиями эфемерными (Гедройц К.К., 1955, Гаркуша И.Ф., 1962, Симакин А.И., 1969, Тарасенко Б.И., 1981, Корнеев Н.А., 1996).

Исследования, выполненные в ФГБНУ ВНИИБЗР г.Краснодар, подтверждают медленную вертикальную миграцию радионуклидов вглубь почвы при длительном нахождении в корнеобитаемом слое (Маликов В.Г., 1979, 1982, 1988,

Перепелятникова Л.В., 1979, Алипбеков О.А., Жуков Б.И., 1984, Мельченко А.И., 2008). Это также согласовывается с данными государственного центра агрохим-службы «Ростовский» (Отчет радиоэкологического подразделения ..., 2001).

В общем виде влияние почвы проявляется в снижении биологической подвижности (накапливаемости в растениях) радионуклидов при увеличении содержания в почве обменных катионов, органического вещества, физической глины и ила, минералов монтмориллонитовой группы, емкости поглощения. Одним из факторов, определяющим сорбцию радионуклидов в почвах, является рН среды. Отмечалось увеличение поглощения ^{90}Sr почвами с возрастанием рН в результате образования менее растворимых органоглинистых комплексов. Влияние рН почв на поглощение радионуклидов в растениях наиболее сильно проявляется у радионуклидов, склонных к образованию радиоколлоидов и комплексных соединений. Черноземы характеризуются повышенным содержанием физической глины, ила, гумуса, обменных катионов, большой емкостью поглощения, преобладанием минералов монтмориллонитовой группы.

Для большинства радионуклидов накопление их в растениях зависит от изменения почвенных характеристик и может колебаться в среднем в 10 – 20 раз, а для некоторых радионуклидов до 100 – 200 раз (Гулякин И.В., 1958, Спицин В.И., 1959, Титлянова А.А., 1963, Алексахин Р.М., 1963, 1975, Бочкарев В.М., 1964, Кварацхелиа Н.Т., 1965, 1966, Тюрюканова Э.Б., Павлоцкая Ф.И., Баранов В.И., 1966, Юдинцева Е.В., 1970, Белова Е.И., 1970, Прохоров В.М., 1970, Ананян В.Л., 1971, Росянов С.П., 1971, Гегамян Г.В., Олешева Н.И., Тюрюканов А.Н., Верховская И.Н., 1971, Ковальский В.В., 1973, Орлова Е.И., 1973, Павлоцкая Ф.И., 1973, Погодин Р.И., 1973, Гольцев В.Ф., Коринец В.Н., Кулакова Л.А., Коневец М.М., 1973, Архипов Н.П., 1975, Алексахин Р.М., Моисеев И.Т., Тихомиров Ф.А., 1992, Бондарь П.Ф., 1994, Ратников Н.И., Бокова М.И., 1994, Amphlett С.В., 1995, Рахимова Н.Н., 2003).

Химические элементы содержатся в почвах и водах не только в виде мине-

ральных солей. Они образуют множество органических комплексов за счет соединений, возникающих в результате разложения отмирающих органов, а также выделяемых в процессе жизнедеятельности корневой системой растений, почвенными микроорганизмами и почвенной фауной. Неправильно думать, что возникновение новых форм соединений химических элементов в почве – процесс, идущий только за счет выделяемых организмами конечных продуктов обмена веществ.

Между корневой системой растений, например, и химическими веществами почвы устанавливаются взаимоотношения характерные для данной биогеохимической провинции (Ковальский В.В., 1973).

Невозможно понять закономерности миграции химических элементов в биосфере, не выяснив пути и процессы их концентрирования и обмена в живых организмах, потребности организмов в микроэлементах, их пороговые концентрации и природу естественных содержащих микроэлементы соединений, формы которых меняются в процессе миграции через почвы и воды, тела живых микроорганизмов, растений и животных. При этом в пищевой цепи происходит отсеивание – уменьшение концентрации одних химических элементов и накопление – повышение других.

В миграции радионуклидов существуют некоторые особенности: радионуклиды в биосфере находятся в микроконцентрациях; каждый радионуклид может находиться в данной системе во множестве различных изотопных форм; в системе в микро – и макроконцентрациях может находиться другой (или другие) изотоп того химического элемента, к которому принадлежит данный радионуклид.

Все эти факторы, наряду с химическими свойствами радионуклида определяют его поведение в любой среде, в том числе и в почве.

Поведение радионуклидов в почвах в процессе обменного поглощения подчиняется тем общим законам, которые были установлены классическим учением К.К. Гедройца о поглотительной способности почв (Гедройц К.К., 1955).

Однако процесс сорбции, в котором участвуют радиоактивные продукты, характеризуются тем, что сорбируемое вещество находится в микроколичествах, т.е. в предельно низких массовых концентрациях. Поэтому, в данном случае, существует очень широкое отношение между величиной емкости поглощения почвы и степени ее заполнения радиоактивными нуклидами. Следовательно, в процессе поглощения микроколичества радиоизотопов не конкурируют за места на поверхности сорбента, так как по отношению к ним насыщенность сорбента всегда остается очень низкой.

Могут быть выделены следующие типы взаимодействия поступающих в почву радионуклидов: 1) ионный обмен, 2) адсорбция (задерживание почвой коллоидной фракции радиоактивных веществ), 3) химическое осаждение (образование нерастворимых или малорастворимых соединений радионуклидов, например, фосфатов и карбонатов изотопов стронция и т.д.) (Спицин В.И., 1959).

Равновесие между твердой фазой почвы и раствором, содержащим макроэлементы и микроколичества радиоактивных изотопов, в общем подчиняется закону действующих масс. Но и здесь следует учитывать специфику, которая обуславливается низкой концентрацией радиоактивных продуктов деления в растворе и относительно большой величиной емкости почвы, как сорбента.

Увеличение обменной емкости почвы обуславливает, как правило, возрастание прочности сорбции микроколичества радионуклидов, а состав обменных катионов определяет специфику обменных реакций радионуклидов с их химическими аналогами-макроносителями по отношению к этим радионуклидам.

Среди многообразия форм состояния радионуклидов в почве выделяют водорастворимую, обменную, необменную и прочносвязанную необменную. Среди этих форм наибольшую роль играют первые две, поскольку они способны усваиваться растениями и мигрировать по биологической цепочке. Биологическая подвижность радионуклидов зависит от их физико-химических свойств, от свойств

самой почвы (ее тип, минеральный состав, кислотность, содержание органических веществ, увлажненность, и т. д.).

Наибольшей доступностью для растений обладает стронций, цезий, церий. Большое влияние на доступность радионуклидов для растений оказывает наличие в почве обменных катионов и кислотность. Чем больше в ней катионов, тем меньше биологическая подвижность радионуклидов, и наоборот. Закисление почв приводит к увеличению доступности радионуклидов для растений. С течением времени обменно-связанные радионуклиды могут превращаться в слаборастворимые соединения – фосфаты и карбонаты, в результате чего их миграционная способность может снизиться.

В почве Sr связывается в основном за счет ионного обмена и сильно зависит от присутствия катионов Al, Fe, Ba, Ca, Mg. При увеличении в почве концентрации анионов фосфорной, серной и угольной кислот сорбция стронция возрастает в результате образования труднорастворимых соединений с этими анионами. Глинистыми минералами почв может быть сорбировано до 99 % Sr. Органические вещества также оказывают существенное влияние на поведение этого нуклида, в частности он хорошо связывается с сульфокислотами почв, что также снижает его способность к биологической миграции.

Попав в почву, радионуклиды способны мигрировать в горизонтальном и вертикальном направлениях. При загрязнении цезием дерново-подзолистых песчаных почв около 40 % его находилось в верхнем 4 см слое. Остальные 60 % равномерно распределялись глубже по профилю. Большая подвижность радиоактивного цезия определяется тем, что это изотоп щелочного элемента – химического аналога важнейшего биогенного элемента калия, который в природных системах служит носителем изотопов цезия. В почвах, обогащенных органическими веществами (почвы естественных низинных болотных экосистем), цезий способен проникать на большую глубину (70 – 90 см). Микроорганизмы почвы снижают под-

вижность радионуклидов в биологическом круговороте. Они могут связывать до 60 % Cs и этим препятствовать его дальнейшей миграции по пищевой цепочке.

Попавшие в растения радионуклиды концентрируются в корнях, в надземной части растений, преимущественно в стеблях, листьях, семенах и т. д. Состояние и обмен радионуклидов в органах и тканях животных зависят от многих причин, в том числе и от их физико-химических свойств, среди которых важная роль принадлежит их способности к комплексообразованию. Такие элементы, как стронций и кальций, не обладают сильно выраженной комплексообразующей способностью. В крови они связаны с белками. Кальция, связанного в крови белками, примерно в 2 раза больше, чем стронция. Изотопы редкоземельных элементов Y и Ce обладают выраженной способностью к комплексообразованию и связыванию белками. Так 96 % полония, содержащегося в эритроцитах, связано с гемоглобином. Чем выше способность радионуклидов образовывать комплексы с белками, тем меньшая доля элементов переходит из организма матери через плацентарный барьер в организм плода. Изменение температуры не оказывает существенного влияния на связь Ca, Sr, Ba и Ra, а увеличение pH значительно сдвигает равновесное состояние в сторону упрочнения связи. Быстрый выход из крови редкоземельных элементов объясняется, по-видимому, тем, что их простые соли в крови находятся в виде коллоидных частиц или белковых комплексов, которые быстро захватываются ретикулоэндотелиальными клетками.

Накопление растениями ^{90}Sr в большинстве случаев, но не всегда, обратно пропорционально емкости поглощения почвы и количеству в ней обменного кальция. Переход радионуклидов цезия из почвы в растения в значительной степени определяется содержанием в почве обменного калия: с увеличением его концентрации интенсивность поглощения ^{137}Cs растениями снижается (Чулков П.М., 1957, McHenry J., 1958, Menzel R., 1960, Титлянова А.А., 1963, Павлоцкая Ф.И., 1965, Павлоцкая Ф.И., Тюрюканова Э.Б., Бабичева Е.В., 1966, Ананян В.Л., 1971, Гулякин И.В., Юдинцева Е.В., 1973, Гольцев В.Ф., Коринец В.Н., Кулакова Л.А.,

Коневец М.М., 1973, Архипов Н.П., 1974, 1975, Моисеев И.Т., 1976, Перепелятникова Л.В., 1979, Алексахин Р.М., 1985, Анненков Б.Н., Юдинцева Е.В., 1991, Пастернак П.С., 1993, Бондарь П.Ф., Лошилов Н.А., Терещенко Н.Р., Масло А.В., 1994, Ионизирующее излучение ..., 1999, Приемы, ограничивающие ..., 2000, 15 лет после Чернобыльской катастрофы ..., 2001, Щеглов А.И., 2001). Общим для поведения в почвах ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{95}Zr и других продуктов деления является довольно полное поглощение их твердой фазой почвы (таблица 3).

Таблица 3

Поглощение радиоактивных продуктов деления почвами (от содержания в исходном растворе, %) (Куликов Н.В., 1975)

Радионуклиды	Выщелоченный чернозем	Дерново- подзолистая почва	Краснозем
Стронций-90	87,8	80,5	87,6
Цезий-137	93,3	94,9	95,6
Цирконий-95	95,6	95,9	61,1
Рутений-106	30,4	15,4	40,4

Более резкие различия в поведении микроколичеств этих радионуклидов проявляются при сравнении способности их к десорбции, вытеснению из поглощенного состояния катионами нейтральных солей. Прочность закрепления определяется количеством радионуклида, вытесненного из сорбированного состояния в раствор нейтральной соли.

Если естественный химический элемент находится в почве в сравнимых или значительных концентрациях, то адекватный этому элементу радионуклид можно рассматривать как радиоактивный индикатор, а естественный химический элемент (его стабильные изотопы) как носитель этого индикатора.

При попадании в почву микроколичеств радионуклида в легкорастворимой

форме происходит распределение его во всех подвижных формах конкретного химического элемента. Например, ^{90}Sr в ионной форме будет распределяться в почве так, что будет соответственно метить подвижные формы стабильного стронция в почве.

Своеобразие поведения в почвах радионуклидов определяется кроме специфических особенностей, обусловленных физико – химической природой радионуклидов, их исключительно малыми массовыми количествами.

Например, при содержании в почвах $10 \text{ мКи } ^{90}\text{Sr}/\text{км}^2$ концентрация этого радионуклида приблизительно равна $7 \times 10^{-14} \%$ (из расчета на слой 0 – 10 см); кларковое же содержание стабильного Sr, как микроэлемента в почвах составляет $3,5 \times 10^{-2} \%$ (Павлоцкая Ф.И., 1966, Куликов Н.В., 1975), т.е. в 5×10^{11} раз больше.

Как следует из рисунка 1, поглощение радионуклидов возрастает с увеличением емкости поглощения, содержания в почве обменного Са и гумуса. Особенно ярко проявляется влияние содержания обменного Са при поглощении радионуклидов из растворов, содержащих другие катионы (Куликов Н.В., 1975).

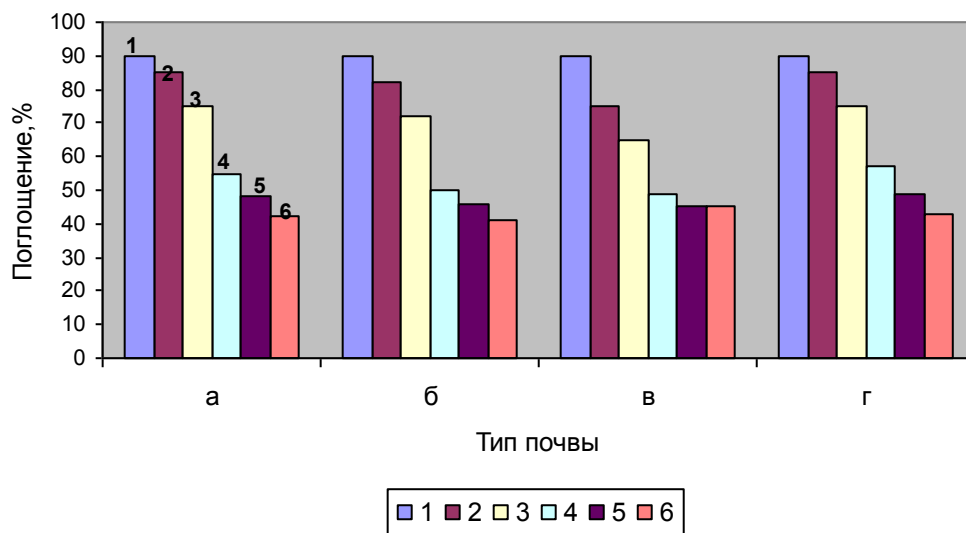


Рис. 1 Поглощение радионуклидов разными типами почв (а – темный серозем, б – типичный серозем, в – светлый серозем, г – луговая), радионуклиды –

1 – ^{144}Ce , ^{137}Cs ; 2 – ^{90}Sr ; 3 – Ca; 4 – гумус; 5 – Mg; 6 – Na

Нахождение в почвах ^{90}Sr в обменной, легкодоступной для усвоения растениями форме – один из основных факторов, определяющих устойчивость и длительность опасности стронциевого загрязнения внешней среды.

Прочность фиксирования радионуклидов почвой различна. ^{90}Sr в основном находится в почве в обменном состоянии, лишь незначительная часть его переходит в необменную форму (McHenry J., 1958, Титлянова А.А., 1959, Бочкарев В.М., 1964, Гедеонов Л.И., 1965, 1971, Павлоцкая Ф.И., 1965, 1981, Гегамян Г.В., 1971, Тюрюканова Э.Б., 1971, Алексахин Р.М., 1975, Бакунов Н.А., 1998, Поведение радионуклидов в почве ..., 2000, Молчанова И.В., 2001, Nuclear notes, 2003). Большая часть ^{137}Cs фиксируется необратимо (Гедеонов Л.И., 1965, Ильенко А.И., 1970, Ананян В.Л., 1971, Гегамян Г.В., 1971, Росянов С.П., 1971, Погодин Р.И., 1973, Моисеев И.Т., 1975, Гребенщикова Н.В., Самусев Н.И., Новик А.А., 1983, Алексахин Р.М., 1992, Спирин Е.В., Куринов А.Д., 1995). ^{95}Zr , ^{106}Ru , ^{141}Ce , ^{144}Ce быстро переходят в почве в необменное состояние (Алексахин Р.М., 1975). ^{137}Cs , ^{106}Ru , ^{95}Zr сорбируются почвой прочнее, чем ^{90}Sr .

Наиболее прочно сорбируется ^{95}Zr (Алексахин Р.М., 1985, Василенко И.Я., 1989, Булдаков Л.А., Гуськова А.К., 2002). Растворы нейтральных солей вытесняют 1 – 2 % сорбированных ^{137}Cs , ^{106}Ru , ^{95}Zr и 80 – 85 % ^{90}Sr (Павлоцкая Ф.И., 1974, Романов Г.Н., 1990). ^{91}Y , ^{60}Co , ^{95}Zr , ^{95}Nb сорбируются очень прочно (Павлоцкая Ф.И., 1974, Алексахин Р.М., 1975, 1985, Апплби А., Девелл Л., Мишра Ю.К., 1999, Булдаков Л.А., Гуськова А.К., 2002), что следует учитывать при анализе накопления радионуклидов растительных организмах.

Кроме того, это может повлиять на рекомендации по возможному использованию радиоактивных земель в народном хозяйстве.

Процессы сорбции радионуклидов зависят и от состава растворов. Так например, содержание в растворе анионов PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , CO_3^{2-} увеличивает сорбцию

^{90}Sr (Погодин Р.И., 1973).

Фиксация ^{137}Cs почвой увеличивается при уменьшении содержания обменного калия. Присутствие фульвокислот увеличивает растворимость рутения (Гулякин И.В., 1958, Варшал Г.М., 1972, Павлоцкая Ф.И., 1974, Алексахин Р.М., 1975). Наличие в растворе Al и Fe уменьшает сорбцию иттрия в слабокислой и нейтральной области pH (Павлоцкая Ф.И., 1965, 1974, Стрельченко В.П., Заика В.В., 1992).

Адсорбция Zn, Pb и Cd черноземом выщелоченным описывается уравнениями изотерм Фрейндлиха. Pb поглощается прочнее и в больших количествах, чем Zn и Cd. Установлено, что с ростом концентраций металлов уменьшается селективность их адсорбции почвой и начинают преобладать реакции эквивалентного обмена катионов Zn, Pb и Cd на поглощенный Ca (Павлоцкая Ф.И., 1974).

Некоторые радиоактивные продукты деления и нуклиды с наведенной активностью (^{60}Co , ^{90}Y , ^{95}Zr , ^{95}Nb) поглощаются почвами настолько прочно, что переходят в растворы десорбирующих солей в ничтожно малых количествах (Гулякин И.В., 1958, Брендаков В.Ф., 1971, Василенко И.Я., 1989).

Присутствие в растворе ионов Sr, Ca, K и других химических элементов снижает поглощение радионуклидов почвами и глинистыми минералами. При поглощении ^{90}Sr наблюдаются следующие ряды уменьшения влияния конкурирующего иона: $\text{Sr}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ > \text{NH}_4^+ > \text{Na}^+$ и $\text{Al}^{3+} > \text{Fe}^{3+} > \text{Ba}^{2+}$ и т.д. На поглощение ^{137}Cs наибольшее влияние оказывают ионы щелочных элементов и аммония ($\text{Cs}^+ > \text{Rb}^+ > \text{NH}_4^+ > \text{K}^+ > \text{Na}^+$) (Гегамян Г.В., Олешева Н.И., Тюрюканов А.Н., Верховская И.Н., 1971, Моисеев И.Т., 1976, Стрельченко В.П., 1992, Корнеев Н.А., 1995). Наблюдаемый порядок влияния отдельных элементов на поглощение радионуклидов зависит от заряда и радиуса конкурирующего иона.

Следует также отметить, что влияние изотопных носителей и других элементов проявляется в большей степени на почвах с меньшей емкостью поглощения. Помимо катионов на поглощение радионуклидов влияет присутствие анио-

нов, образующих труднорастворимые соединения или радиоколлоиды (Павлоцкая Ф.И., 1974, 1981).

При длительном пребывании ^{90}Sr в почвах не исключено, что он может перейти из обменной формы в необменную, становясь менее доступным для поглощения корневыми системами растений. Это возможно при переходе ^{90}Sr в кристаллическую решетку присутствующих в почве глинных минералов, при включении его в почвенные фосфаты, сульфаты, карбонаты и другие малорастворимые соединения, при внесении минеральных удобрений.

Ионообменному типу сорбции подвержен также и ^{137}Cs , но он сорбируется твердой фазой почвы значительно сильнее, чем ^{90}Sr , и труднее переходит в раствор при десорбции нейтральными солями. При взаимодействии ^{137}Cs с почвами и глинными минералами часть его фиксируется необратимо (Корнеев Н.А., Романенко А.А., Васильев А.В., 1995). Этот тип фиксации напоминает хорошо известную фиксацию почвами и глинами ионов K^+ , NH_4^+ , Rb^+ и стабильного Cs^+ . Предполагается, что механизм необменной сорбции ^{137}Cs почвами сходен с необменным поглощением калия – это есть необратимое вхождение ионов ^{137}Cs в межслойные пространства почвенных минералов.

Значительная часть радионуклидов находится в почве, как на поверхности, так и в нижних слоях, при этом их миграция во многом зависит от типа почвы, её гранулометрического состава, водно-физических и агрохимических свойств.

Основными биогенными радионуклидами, определяющими характер загрязнения, является цезий-137 и стронция-90, которые по-разному сорбируются почвой. Основным механизмом закрепления стронция в почве – ионный обмен.

Поглощение почвой стронция-90 меньше цезия-137, а, следовательно, он является более подвижным радионуклидом.

Цезий-137 легко доступен для усвоения растениями. С годами радионуклид может включаться в различные реакции в почве и подвижность его снижается, увеличивается прочность закрепления, радионуклид «стареет», а такое «старение»

представляет комплекс почвенных кристаллохимических реакций с возможным вхождением радионуклида в кристаллическую структуру вторичных глинистых минералов.

Механизм закрепления радиоактивных изотопов в почве, их сорбция имеет большое значение, так как сорбция определяет миграционные качества радиоизотопов, интенсивность поглощения их почвами, а, следовательно, и способность проникать их в корни растений. Сорбция радиоизотопов зависит от многих факторов и одним из основных является механический и минералогический состав почвы тяжёлыми по гранулометрическому составу почвами поглощённые радионуклиды, особенно цезий-137, закрепляются сильнее, чем лёгкими и с уменьшением размера механических фракций почвы прочность закрепления ими стронция-90 и цезия-137 повышается.

Большему удержанию радиоизотопов в почве способствует наличие в ней химических элементов, близких по химическим свойствам к этим изотопам. Так, кальций – химический элемент, близкий по своим свойствам стронцию-90 и внесение извести, особенно на почвы с высокой кислотностью, ведёт к увеличению поглонительной способности стронция-90 и к уменьшению его миграции. Калий схож по своим химическим свойствам с цезием-137. Калий, как неизотопный аналог цезия находится в почве в макроколичествах, в то время как цезий – в ультромикроконцентрациях. Вследствие этого в почвенном растворе происходит сильное разбавление микроколичеств цезия-137 ионами калия, и при поглощении их корневыми системами растений отмечается конкуренция за место сорбции на поверхности корней. Поэтому при поступлении этих элементов из почвы в растениях наблюдается антагонизм ионов цезия и калия.

Кроме того эффект миграции радионуклидов зависит от метеорологических условий (количество осадков).

Установлено (Алипбеков О.А., Жуков Б.И., 1984), что стронций-90 попавший на поверхность почвы, вымывается дождём в самые нижние слои. Следует

заметить, что миграция радионуклидов в почвах протекает медленно и их основная часть находится в слое 0 – 5 см.

Накопление (вынос) радионуклидов сельскохозяйственными растениями во многом зависит от свойства почвы и биологической особенности растений. На кислых почвах радионуклиды поступают в растения в значительно больших количествах, чем из почв слабокислых.

Снижение кислотности почвы, как правило, способствует уменьшению размеров перехода радионуклидов в растения. Так, в зависимости от свойства почвы содержание стронция-90 и цезия-137 в растениях может изменяться в среднем в 10 – 15 раз (Ипатьев В.А., 1994).

А межвидовые различия сельскохозяйственных культур в накопление этих радионуклидов наблюдается зернобобовыми культурами. Например, стронций-90 и цезий-137, в 2 – 6 раз поглощается интенсивное зернобобовыми культурами, чем злаковыми.

Поступление стронция-90 и цезия-137 в травостое на лугах и пастбищах определяется характером распределения в почвенном профиле.

На целинных участках, естественных лугах, цезий находится в слое 0 – 5 см, за прошедшие годы после аварии не отмечена значительная вертикальная миграция его по профилю почвы. На перепаханных землях цезий-137 находится в пахотном слое.

Отмечается, что кальциелюбивые растения обычно поглощают больше стронция-90, чем растения бедные кальцием. Больше всего накапливают стронций-90 бобовые культуры, меньше корнеплоды и клубнеплоды, и ещё меньше злаковые.

Накопление радионуклидов в растении зависит от содержания в почве элементов питания.

Таким образом, миграция радионуклидов во многом зависит от типа почвы, её механического состава, водно-физических и агрохимических свойств. Так на

сорбцию радиоизотопов влияют многие факторы, и одним из основных являются механический и минералогический состав почвы. Тяжёлыми по механическому составу почвами поглощённые радионуклиды, особенно цезий-137, закрепляются сильнее, чем лёгкими. Кроме того эффект миграции радионуклидов зависит от метеорологических условий (количества осадков) (Selders A., Rediske J, Palmer R., 1953, Гулякин И.В., 1958, Schulz R.K., 1960, Бочкарев В.М., 1964, Прохоров В.М., 1965, Юдинцева Е.В., 1970, Ананян В.Л., 1971, Орлова Е.И., Смиренная В.А., 1973, Алексахин Р.М., 1975, 1977, 1985, Чтения памяти Ключковского, 1986, Василенко И.Я., 1989, Мельченко А.И., Маликов В.Г., Алексахин Р.М., 1990, Мельченко А.И., 1991, 1994, 1996, 2008, Булгаков А.А., 1990, Куликов Н.В., Молчанова И.В., Караваева Е.Н., 1990, Анненков Б.Н., Юдинцева Е.В., 1991, Бандарэнка Э., 1994, Моисеев И.Т., Агапкина Г.И., Рерих Л.А., 1994, Рахимова Н.Н., 2002, Стрельников В.В., Прохоров И.П., Мельченко А.И., 2006).

Радионуклиды могут образовывать комплексные соединения с органическим веществом почвы. При образовании комплексных соединений с воднорастворимыми органическими кислотами радионуклиды становятся подвижными. Они могут перемещаться вместе с почвенными растворами и даже ассимилироваться корнями растений.

Органическое вещество почвы оказывает различное влияние на доступность радионуклидов растениям. Снижение поступления радионуклидов в растения из почв с высоким содержанием гумуса связано со способностью гуминовых кислот адсорбировать ионы металлов. Помимо высокой катионообменной способности органические вещества почвы могут образовывать прочные комплексы с радионуклидами, которые не усваиваются растениями. Важное значение имеет образование соединений радионуклидов с органическими лигандами (хелатного типа), что в ряде случаев (например, для трансурановых радионуклидов Am, Pu и др.) ведет к сильному увеличению их мобильности в почвах и усилению доступности для растений (Jacobson L., 1948, Виноградов А.П., 1957, Прохоров В.М.,

1966, Павлоцкая Ф.И., 1973, Водовозова И.Г., 1973, Алексахин Р.М., 1985, 1992, Поликарпова Т.М., Ефимов В.Н., Дричко В.Ф., Рябцева М.Е., 1995).

Конечно, почва – сложный сорбент. Изучение сорбции радионуклидов необходимо проводить с учетом основных закономерностей сорбции.

Поведение радионуклидов на различных почвах наряду с общими чертами имеет специфические особенности, часто очень существенные (Бочкарев В.М., 1964, Павлоцкая Ф.И., 1965, Гегаян Г.В., Олешева Н.И., Тюрюканов А.Н., Верховская И.Н., 1971, Гольцев В.Ф., Коринец В.Н., Кулакова Л.А., Коневец М.М., 1973, Алексахин Р.М., 1975, 1985, Алипбеков О.А., Жуков Б.И., 1984, Булгаков А.А., Коноплев А.А., Авила П., 2000).

С увеличением дисперсности почвенных частиц доступность радионуклидов растениям снижается. В пределах одного типа почв, в зависимости от гранулометрического состава, накопление радионуклидов растениями может изменяться до 10 раз (Бочкарев В.М., 1964, Прохоров В.М., 1966, Ананян В.Л., 1971, Павлоцкая Ф.И., 1974, Алексахин Р.М., 1985, Анненков Б.Н., Юдинцева Е.В., 1991, Корнеев Н.А., Романенко А.А., Васильев А.В., 1995, Стрельников В.В., Прохоров И.П., Мельченко А.И., 2006). Добавление к песку илистой фракции чернозема или дерново-подзолистой почвы снижает накопление ^{90}Sr в урожае овса и пшеницы в 1,5 – 2,0 раза, для ^{137}Cs этот эффект был более значительным (снижение поступления радионуклида достигало соответственно 2,7 – 9,0 кратных величин).

Без обработки почвы практически весь ^{137}Cs содержится в слое 0 – 3 см. От 57 до 91 % изотопа было обнаружено в слое 0 – 1 см. Наиболее глубоко ^{137}Cs проникал в песчаных почвах. Мощность дозы гамма – излучения ^{137}Cs ослаблялась за счет естественного заглубления примерно на 40 %, в перевеваемых песках в 2,5 раза, на пашне в 3 раза по сравнению с целинными участками с тем же запасом радиоизотопа.

Отмечено также, что при постоянном количестве Са в почве поглощение ^{90}Sr возрастает с увеличением обменного Mg (Schulz R.K., Oversfreet R., Babcock K.L.,

1958, Tensho K., 1961, Neel J., 1963, Бочкарев В.М., 1964, Павлоцкая Ф.И., 1964, 1965, Баранов В.И., Павлоцкая Ф.И., Федосеев Г.А., 1965, Кварацхелиа Н.Т., 1965, Тюрюканова Э.Б., Павлоцкая Ф.И., Баранов В.И., 1966, Тюрюканова Э.Б., 1971, Росянов С.П., 1971, Мишенков Н.Н., 1971, Молчанова И.В., 1971, Гегамян Г.В., Олешева Н.И., Тюрюканов А.Н., Верховская И.Н., 1971, Гулякин И.В., Юдинцева Е.В., 1973, Алексахин Р.М., 1975, Караваева Е.Н., 1976, Василенко И.Я., 1989).

Среди искусственных изотопов стронция его долгоживущий радионуклид ^{90}Sr – один из важных компонентов радиоактивного загрязнения биосферы. Попадая в окружающую среду, ^{90}Sr характеризуется способностью включаться (главным образом вместе с Са) в процессы обмена веществ у растений, животных и человека. При передвижении ^{90}Sr и Са по биологическим и пищевым цепям происходит дискриминация стронция, для количественного выражения которой находят «коэффициент дискриминации», отношение $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$ в последующем звене биологической или пищевой цепи к этой же величине в предыдущем звене. В конечном звене пищевой цепи концентрация ^{90}Sr , как правило, значительно меньше, чем в начальном.

В растения ^{90}Sr может поступать непосредственно при прямом загрязнении листьев или из почвы через корни (при этом большое влияние имеет тип почвы, её влажность, рН, содержание Са и органических веществ и т.д.). Относительно много накапливают ^{90}Sr бобовые культуры, корне – и клубнеплоды, меньше – злаки. В семенах и плодах накапливается значительно меньше этого радионуклида, чем в других органах (например, в листьях и стеблях пшеницы ^{90}Sr в 10 раз больше, чем в зерне).

Радиоактивные вещества, попадая из атмосферы на земную поверхность, могут поступать в растения, оседая на их надземных частях. Одни радионуклиды прочно сорбируются, другие смываются дождем, третьи проникают в растения и участвуют в обмене веществ в процессе их роста и развития. Загрязнение рек, озер и других водоемов происходит в результате оседания радионуклидов на их по-

верхности и путем смыва их дождевыми осадками, паводковыми и другими водами.

Естественный травостой и сеяные многолетние травы удерживают 20 – 40 % выпавших нуклидов. На пашне сразу после выпадения более 97 % радиоактивных веществ сосредоточивается в верхнем двухсантиметровом слое. В дальнейшем происходит постепенная миграция радионуклидов в глубь почвы (Лисиченко Г.В., 1989).

Через листья в растения проникает от 20 до 60 % ^{137}Cs . Листья молодых растений поглощают радионуклиды в значительно больших количествах, чем листья растений, заканчивающих рост и развитие. В зависимости от погодно-климатических условий время потерь радионуклидов растениями изменяется. Период полупотери фракции радионуклидов стронция разными сельскохозяйственными культурами составляет от 2 до 28 сут. Сведения о скорости полуочищения поверхностно загрязненных кормовых растений от радионуклидов имеют прикладное значение для составления прогноза уровня радиоактивного загрязнения растений и принятия мер снижения поступления радионуклидов в кормовые культуры. Сведения о количестве и длительности пребывания радионуклидов на стеблях имеют важное значение для определения рациональных сроков и технологии уборки урожая.

Загрязнение растений радиоактивной пылью происходит при поднятии ее с поверхности земли ветром, пасущимися животными, при разбрызгивании каплями дождя и обработке или уборке урожая сельскохозяйственными машинами. При некорневом загрязнении растительности переход их из корма в организм животных и продукцию животноводства, как правило, выше, чем при корневом поступлении. Для оценки перехода радионуклидов из выпадений в кормовые культуры, организм сельскохозяйственных животных, в получаемую продукцию применяют коэффициенты пропорциональности. Эти коэффициенты характеризуют взаимосвязь концентрации радионуклидов в кормах или продуктах животного происхож-

деления с уровнем выпадения их из атмосферы. При глобальных выпадениях наиболее высокие концентрации радионуклидов обнаруживаются в продукции растениеводства меньше – в продукции животноводства. Концентрация Sr и Cs в кормах превосходит концентрацию в молоке соответственно в 100 и 30 раз, в мясе – в 50 и 10 раз. Наибольшей подвижностью в цепи «воздух – растение – животные – продукция животноводства» обладают ^{90}Sr , ^{131}I и ^{137}Cs , менее подвижны ^{106}Ru , ^{144}Ce .

Повышенной подвижностью в почвах характеризуются радиоизотопы рутения- ^{103}Ru и ^{106}Ru . Эти особенности поведения в почве радиоизотопов рутения связывают с тем, что ^{103}Ru и ^{106}Ru мигрируют в почвах и почвенно-грунтовых водах или в анионной форме или в комплексе с органическими соединениями почвы (Булдаков Л.А., 1968, Варшал Г.М., 1972, Павлоцкая Ф.И., 1974, Пристер Б.С., Иванов Ю.А., Перепелятникова Л.В., Проневич В.А., 1996, Мельченко А.И., 2012). Рутений может образовывать устойчивые анионные комплексные соединения с фульвокислотами – важным компонентом органического вещества поверхностных вод и почв. В присутствии фульвокислот растворимость рутения увеличивается в 100 – 10000 раз в сравнении с растворимостью в отсутствии растворенных органических веществ (Варшал Г.М., 1972, Павлоцкая Ф.И., 1974, Мельченко А.И., 2012).

Подвижность в почве радиоактивных продуктов деления очень сильно различается. Были установлены следующие ряды (Куликов Н.В., 1975):

при сорбции – рутений > стронций > церий > цезий;

при десорбции – стронций >> рутений > церий > цезий.

Независимо от типа почв повышенная концентрация Th и Ra наблюдается в поверхностном слое. В отличие от Ra и Th, U более подвижен в почве и способен перемещаться с почвенными водами. Легкорастворимые соединения Ra, которые так же присутствуют в почве, обнаруживают ту же закономерность, что и U. Присутствие гумуса в почве и явление сорбции, присущее глинистым фракциям,

способствуют накоплению радионуклидов.

Для одной и той же почвы поглощение радионуклидов возрастает в ряду: $^{106}\text{Ru} < ^{90}\text{Sr} < ^{144}\text{Ce} < ^{137}\text{Cs}$. При этом, чем меньше величина поглотительной способности почв, тем больше влияют различные факторы на количество поглощенных радионуклидов. Косвенным доказательством последнего являются, например, значительно большие различия в поглощении ^{90}Sr разными типами почв по сравнению с ^{137}Cs .

Кроме значения pH на поглощение ^{144}Ce существенно влияет присутствие ионов Fe^{3+} и Al^{3+} (Бочкарев В.М., 1964, Гегамян Г.В., Олешева Н.И., Тюрюканов А.Н., Верховская И.Н., 1971, Гулякин И.В., Юдинцева Е.В., 1973, Павлоцкая Ф.И., 1974, Булдаков Л.А., 2002). Было определено, что поглощение ^{144}Ce уменьшается в нейтральной и слабощелочной средах. С увеличением концентрации Fe поглощение ^{144}Ce заметно снижается.

Наблюдаемое уменьшение поглощения ^{144}Ce почвами в присутствии Fe и Al объясняется в основном процессами соосаждения и адсорбции микроколичеств радионуклидов с коллоидами полуторных окислов (Бочкарев В.М., 1964, Гегамян Г.В., Олешева Н.И., Тюрюканов А.Н., Верховская И.Н., 1971, Гулякин И.В., Юдинцева Е.В., 1973, Павлоцкая Ф.И., 1974, Булдаков Л.А., 2002).

Однако более вероятный механизм в данном случае – образование сложных растворимых соединений, состоящих из ионов Fe или Al, редкоземельных элементов и органических кислот. Последнее подтверждается уменьшением поглощения ^{144}Ce с возрастанием содержания гумуса в почве и присутствием гумусовых кислот, у которых H^+ не всех функциональных групп замещен катионами, что наблюдается при более высоких значениях pH среды (Белова Е.И., 1970, Гулякин И.В., Юдинцева Е.В., 1973, Павлоцкая Ф.И., 1974).

Замечено, что при всех значениях pH равновесные концентрации Zn уменьшались с увеличением концентраций Fe и Al. Адсорбция и осаждение Zn с Fe или с Al значительно возрастали при повышении pH. Размер частиц увеличивался при

повышении pH и исходных концентраций элементов. Соосаждение может быть сложным процессом, как и адсорбция. Соосаждение является результатом смешивания кислых дренажных вод с водами рек и озер и имеет важные последствия для доступности Zn растениям, особенно на почвах с его дефицитом (Бочкарев В.М., 1964, Брендаков В.Ф., 1971, Каспаров А.А., Красовский Г.Н., Севрюков Н.Н., 1973, Павлоцкая Ф.И., 1974, Гришин А.И., 1978, Алексеев Ю.В., 1987, Shcheglov A.I., Tsvetnova O.B., Klyashtorin A.L., 2001, Мельченко А.И., 2012).

В результате исследований, выполненных в природных и искусственных условиях, показано, что радионуклиды характеризуются различной подвижностью в почвах. При этом проявляется влияние химических свойств радионуклидов и физико-химических особенностей почв (Кварацхелиа Н.Т., 1965, Новикова С.К., 1968, Молчанова И.В., Куликов Н.В., 1970, Ананян В.Л., 1971, Гулякин И.В., Юдинцева Е.В., 1973, Павлоцкая Ф.И., 1974, Нарышкин М.А., 1975, Архипов Н.П., 1975, Алексахин Р.М., 1975, 1977, Маликов В.Г., Перепелятникова Л.В., Жуков Б.И., 1979, Маликов В.Г., 1982, 1988, Алипбеков О.А., Жуков Б.И., 1984, Василенко И.Я., 1989, Мельченко А.И., Маликов В.Г., Алексахин Р.М., 1990, Моисеев И.Т., Агапкина Г.И., Рерих Л.А., 1994, Быстрицкий В.С., Головкин Е.А., Устьяк С.А., Стройванс Л.Т., 1994, Бондарь П.Ф., Лошилов Н.А., Терещенко Н.Р., Масло А.В., 1994, Корнеев Н.А., 1996, Апплби А., Девел Л., Мишра Ю.К., 1999, Галицкий Э.А., 2001, Шабанов В.Ф., Дегерменджи А.Г., 2004, Мельченко А.И., 1994, 2008, 2012).

Знание закономерностей динамики переноса веществ в природных средах имеет существенное значение для прогнозирования миграции и распределения радионуклидов в почвах, а также для разработки методов, уменьшающих их попадание в растения.

Миграцию и распределение химических элементов в организмах следует изучать в единстве с естественной геохимической средой в условиях низкого, нормального и высокого содержания в ней отдельных элементов и измененных их со-

отношений. В этих условиях различное естественное накопление в организмах химических элементов позволяет установить связь, причинную зависимость изменения форм их соединений и участия в процессах обмена веществ. Кроме того следует учитывать, что в природе никогда один химический элемент не действует на организм. Обычно наблюдается влияние комплекса макро – и микроэлементов среды, а также соотношений между ними (например, кальций – стронций, молибден – медь, марганец – кобальт, медь – цинк и другие). Соотношения макро – и микроэлементов, влияющие на многие биологические процессы в природе, чрезвычайно разнообразны и сложны (Скурлатов Ю.И., Дука Г.Г., Мизити А., 1994).

1.3 Накопление радионуклидов плодовыми, овощными и травянистыми сельскохозяйственными растениями

Усвоение радионуклидов плодовыми, овощными и травянистыми растениями из почвы зависит от комплекса факторов, среди которых можно выделить четыре основных: физико-химические свойства почвы, биологические особенности растений, физико-химические особенности радионуклидов и особенности агротехники возделывания культур.

Роль основных физико-химических и агрохимических показателей почвы, определяющих подвижность радионуклидов в системе почва - растение, в настоящее время изучена не плохо, хотя в количественном отношении влияние отдельных свойств почвы неодинаково для разных радионуклидов. В целом направленность влияния почвенных свойств на биологическую подвижность радионуклидов можно описать следующим образом: доступность растениям радионуклидов повышается с уменьшением содержания в почве физической глины, ила, органического вещества, обменных катионов, емкости поглощения, минералов групп монтмориллонита и слюд. Неоднозначно, в зависимости от физико-химических свойств радионуклидов, влияют на доступность для усвоения растениями радионуклидов

такие особенности почвы, как pH, содержание карбонатов и влажность.

Определять влияние физико-химических свойств радионуклидов на жизненные факторы живых организмов следует с учетом их места обитания, условий внешней среды и условий существования. То есть во взаимодействии организмов и их сообществ с геохимической средой в биосфере, как единой системе организмов и среды. Геохимические факторы среды: нормальное содержание, избыток или недостаток в ней химических элементов, имеют большое значение в жизни всех организмов. Вся биосфера в целом представляет собой единую слаженную относительно уравновешенную экологическую систему, в которой организмы, составляющие живое вещество, связаны между собой и с окружающей средой цепями питания. Большое значение в структуре биосферы имеют биогеохимические пищевые цепи, по которым идет биогенная миграция химических элементов через окружающую геохимическую среду и организмы. При недостатке или избытке определенных элементов наблюдаются нарушения обмена веществ и заболевания.

Еще в 1935г. А.П. Виноградов показал, что в общей форме существует один закон для распределения химических элементов в литосфере и биосфере и что химический состав организмов, живого вещества является выражением химического состава естественной среды. Условия окружающей среды (физические и химические) действуют на организмы на всех уровнях строения биосферы. Любой фактор среды может проявляться в экстремальных величинах по отношению к организмам разных систематических групп. Организмы этим ставятся в условия, при которых обостряется естественный отбор.

В этом плане, для изучения влияния физико-химических свойств радионуклидов прежде всего следует уточнить биогеохимическую провинцию, то есть условия проведения эксперимента.

Возможность существования биогеохимических провинций была показана А.П. Виноградовым (1938, 1949гг). Им было начато изучение провинций. Основы же биогеохимического районирования, представления о регионах биосферы, поня-

тие о биогеохимических зонах разработаны Ковальским В.В. В лесостепной, степной черноземной зоне биологические реакции организмов определяются достатком кальция, кобальта, меди, марганца; сбалансированностью йода, цинка, молибдена с другими элементами; иногда недостатком калия, редко – бора, часто – фосфора.

Высокой химической активностью обладают нуклиды элементов 1 группы и галогенов, которые не образуют труднорастворимых соединений. Менее подвижны нуклиды щелочноземельных элементов.

Наименьшей химической активностью обладают нуклиды редкоземельных элементов, цирконий, ниобий и радионуклиды трансурановых элементов (Виноградов А.П., 1957, Дробков А.А., 1958, Гуськова В.Н., 1972, Орлова Е.И., Смиренная В.А., 1973, Алексахин Р.М., 1985, Василенко И.Я., 1989, Булгаков А.А., 1990, Романов Г.Н., 1990, О режиме территорий ..., 1992, Stygo S.D., Shcheglov A.I., 1992, Bair W.F., 1993, Гофман Дж., 1994, Титаева Н.А., 2000, Булдаков Л.А., Гуськова А.К., 2002, Стрельников В.В., Прохоров И.П., Мельченко А.И., 1994, 2006, 2012, 2013).

Радионуклиды натрия, цезия и серебра, используемые в экспериментах, относятся к первой группе в периодической системе элементов Д.И. Менделеева, причем серебро к подгруппе В, что очень важно при изучении накопления их в растениях. $^{110\text{m}}\text{Ag}$ был задействован в опытах (ФГБНУ ВНИИБЗР) по изучению влияния физико-химических свойств радионуклидов на их накопление в растениях.

Многие радионуклиды, особенно радионуклиды, существующие в форме трехвалентных ионов, в почвенных условиях образуют гидроокиси. Это относится к ^{90}Y , ^{144}Ce и др. Такие радионуклиды прочно закрепляются почвой в виде коллоидов.

Валовое содержание естественных радиоактивных элементов не может быть показателем их доступности растениям. Основная часть урана в почве находится в

необменной, прочносвязанной форме. Например, количество подвижного урана (за подвижную форму соединений урана принято количество урана, извлекаемое 2 н. HNO_3) составляет 1,5 – 3 % от общего содержания элемента в почве.

По поведению в системе почва – раствор выделяют 5 групп элементов: необменные; обменные; необменные в микроконцентрациях и обменные в макроконцентрациях; многоформенные; с переменной валентностью. По подвижности в системе почва – раствор выделено 4 группы элементов: I – очень мало подвижные (Zn, Cd, Co); II – мало подвижные (Ce, Fe); III – подвижные (Na, Sr, Ru); IV – сильно подвижные (S, I – анионы) (Гаркуша И.Ф., 1962, Ковальский В.В., 1973).

Высокое накопление радионуклидов отмечено для изотопных носителей биологически важных элементов (^{90}Sr , ^{137}Cs). Эти радионуклиды, кроме высоких коэффициентов накопления, отличаются преимущественным концентрированием в надземных органах растений по сравнению с корневой системой.

Накопление радионуклидов и характер их распределения по органам плодовых и других растений определяются в первую очередь потребностью в них, как химических элементах питания для растительных организмов, пороговой концентрацией. Пороговые концентрации имеют видовую и индивидуальную специфику и зависят от приспособленности организмов к данной геохимической среде. В процессе приспособления в среде организмы вырабатывают физиологические механизмы регулирования функций применительно к пониженной или повышенной концентрации химических элементов в среде. Однако существуют пределы концентраций химических элементов, с которыми не могут справиться регулирующие системы растений, главнейшими из которых являются системы депонирования, выделения, барьерные, распределения микроэлементов между органами и тканями, синтеза биологически активных соединений и др., в результате возникают их дисфункции.

Следует уточнить, что трудность определения порогового значения концентраций микроэлементов связана с тем, что диапазон их изменчивости может быть достаточно большим (Свенсон К., Уэбстер П.Л., 1980).

Между плотностью загрязнения почв радионуклидами природно-растительных комплексов и удельной радиоактивностью растений существует прямая зависимость.

На луговых территориях, как и в лесных фитоценозах, аналогичная закономерность соблюдалась только в идентичных типах луга, характеризующихся сходными свойствами почв.

Растения живого напочвенного покрова аккумулировали эти радионуклиды по-разному: по аккумуляции стронция-90 выделяется овсяница овечья (в 10 раз интенсивнее цезия-137), а также лишайник олений мох (в 6 раз). В растениях в больших количествах обнаружены изотопы церия, празеодима и рутения, хотя они и не относятся к биогенным элементам. Их накопление соизмеримо с аккумуляцией стронция-90 и цезия-137. По аккумуляции изотопов плутония в растениях лесных фитоценозов, особенно сосняков, выделяется живой напочвенный покров, который концентрирует эти радионуклиды на 1 – 2 порядка больше, чем сосна (Щеглов А.И., 2002).

Следует подчеркнуть, что с течением времени в почвах уменьшается подвижность цезия-137, а стронция-90 возрастает. Это отражается на поступлении данных радионуклидов в растения. Очевидно, что поступление цезия-137 в растения за 5 лет сократилось в 5 – 10 раз, а стронция-90 возросло в такой же степени. Это обстоятельство следует учитывать при использовании растительных ресурсов в зонах радиоактивного загрязнения.

Для практики сельского и лесного хозяйства очень важны сведения о закономерностях распределения радионуклидов по органам растений. Установлено, что радионуклиды больше всего скапливаются в хвое (листьях), затем в коре, ветвях, меньше всего их в древесине (Нарышкин М.А., 1975, Тихомиров Ф.А., 1976,

1990, Алексахин Р.М., Нарышкин М.А., 1977, Алексахин Р.М., 1979, Козубов Г.М., 1990, 1994, Ушаков Б.А., 1992, Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И., 1993, Мельченко А.И., 1994, 2007, 2008, 2011, 2012, Ипатьев В.А., 1994, 1999, Марадулин И.И., Панфилов А.В., Русина Т.В., 1996, Щеглов А.И., 2000, Радиоактивные «дары» леса, 2002).

В лесных фитоценозах картина несколько иная. Из напочвенного покрова в почву возвращается примерно 50 % радионуклидов.

Цинк, как микроэлемент требуется плодовым, овощным и зерновым растениям для их нормального роста и развития (Иванов Н.Н., 1940, Демолон А., 1961, Кретович В.Л., 1961, Войнар А.И., 1962, Каталымов М.В., 1965, Вечер А.С., 1966, Клечковский В.М., Петербургский А.В., 1967, Андреев Н.Г., 1968, Рубин Б.А., 1968, 1970, Метлицкий Л.В., 1970, Петербургский А.В., 1971, Гродзинский А.М., 1973, Плешков Б.П., 1975, Смирнова П.М., Петербургский А.В., 1975, Забазный П.А., 1983, Кондратенко Н.И., 2000, Кондратенко Н.И., Яковук В.М., 2000, Мельченко А.И., 2012).

^{65}Zn хорошо сорбируется всеми типами почв, при этом минимальная сорбция отмечена на кислых почвах. Обнаружена прямая зависимость и высокая степень корреляции между фиксацией ^{65}Zn и pH почвы ($r = 0,817$) и слабый характер взаимосвязи с емкостью поглощения ($r = 0,426$). Необменная адсорбция и образование комплексных соединений с органическими и органоминеральными веществами почвы характерна не только для ^{65}Zn , но и для ^{60}Co и $^{115\text{m}}\text{Cd}$ (Щеглов А.И., 2002).

Потребность растений в цинке усиливается с повышением интенсивности освещения. Содержание его в растениях достигает 15 – 22 мг на 1 кг сухого вещества. Вынос цинка урожаем сельскохозяйственных культур составляет от 0,075 до 2,25 кг с 1 га (Подгорный П.И., 1963, Метлицкий Л.В., 1970, Плешков Б.П., 1975, Брызгалов В.А., 1982, Забазный П.А., 1983, Симонов А.С., 1988). Он в значительных количествах отмечен в листьях бобовых.

Любопытный пример неодинаковой доступности цинка в почве растениям приведен в литературе. На бедных этим микроэлементом почвах сорняки содержали его по 140 мг, а культурное бобовое растение кротолярия – только 4 – 11 мг на 1 кг. Запахивание сорняков под кукурузу считается одним из способов улучшения питания ее цинком (Смирнова П.М., Петербургский А.В., 1975). При недостатке его в почве у растений нарушается обмен белков и углеводов, функции окислительно-восстановительных ферментов и снижается содержание хлорофилла. Однако избыточное поступление цинка оказывает токсическое действие на рост и развитие живых организмов (Войнар А.И., 1962, Каталымов М.В., 1965, Вечер А.С., 1966, Ключковский В.М., Петербургский А.В., 1967, Петербургский А.В., 1971, Гродзинский А.М., 1973, Плешков Б.П., 1975, Смирнова П.М., Петербургский А.В., 1975, Забазный П.А., 1983). Почвы лесостепной и степной черноземной зоны обеспечены цинком (Ковальский В.В., 1970, 1973). Эти процессы определяют и накопление ^{65}Zn .

По биологической подвижности в черноземных почвах, определенной по накоплению различными зерновыми, овощными и кормовыми культурами, был отмечен ряд: $^{65}\text{Zn} > ^{115\text{m}}\text{Cd} > ^{60}\text{Co}$ (Алексахин Р.М., 1985).

Для ^{65}Zn группа радиационной опасности В, $\text{МЗД} = 3,7 \times 10^5$ Бк (Нормы радиационной ..., 1988, Ильин Л.А., 1990, Нормы радиационной ..., 1999, Основные санитарные ..., 2000).

Гигиенические нормативы приведены в таблицах 4 и 5.

Таблица 4

Гигиенические нормативы (категория А)

Радионуклид	Состояние радионуклида в соединении	Критический орган	ПДП, Бк/год
^{65}Zn	Р	Все тело	$9,6 \times 10^6$
		Простата	$1,2 \times 10^7$
		Печень	–
	НР	Легкие	$5,5 \times 10^6$

Кадмий не относится к числу жизненно необходимых организму элементов. Его биологическая роль изучена недостаточно.

Таблица 5

Гигиенические нормативы (категория Б)

Радионук- лид ^{65}Zn	Состояние радионуклида в соединении	Критический орган	ПГП, Бк/год
			Через ЖКТ
	Р	Все тело	$2,9 \times 10^6$
		Простата	$3,5 \times 10^6$
		Печень	$3,7 \times 10^6$
	НР	Легкие	–
		ЖКТ	$5,2 \times 10^6$

В литературе имеются весьма противоречивые сведения о токсичности этого металла (Ильин В.Б., 1980, Никоненко Е.М., Коробков В.И., 1984, Алексеев Ю.В., 1987, Филатова В.А., 1990, Калашникова З.В., 1991). Однако можно утверждать, что низкие концентрации кадмия (25 – 100 мкг/л) могут стимулировать клеточное деление, и лишь более высокие концентрации (500 мкг/л и выше) ингибируют рост, деление и фотосинтетическую активность клеток фитопланктона (Цвылев О.П., Ткаченко В.Н., 1985). Кадмий распределяется по всей клетке, но в оболочке накапливается в меньшей степени, чем внутри клетки (Никоненко Е.М., Коробков В.И., 1984). В повышенных концентрациях элемент токсичен, особенно в сочетании с другими токсичными веществами (Петербургский А.В., 1965, Ильин В.Б., Степанова М.Д., 1980, Алексеев Ю.В., 1987).

Гигиенические нормативы приведены в таблицах 6 и 7.

Таблица 6

Гигиенические нормативы (категория А)

Радионуклид	Состояние радионуклида в соединении	Критический орган	ПДП, Бк/год
$^{115\text{m}}\text{Cd}$	Р	Печень	$3,2 \times 10^6$
	НР	Легкие	$3,2 \times 10^6$

Для ^{115m}Cd группа радиационной опасности В, $\text{МЗА} = 3,7 \times 10^5$ Бк (Родионова Л.Ф., 1982, Нормы радиационной ..., 1988, Ильин Л.А., 1990, Нормы радиационной ..., 1999, Основные санитарные ..., 2000).

Таблица 7

Гигиенические нормативы (категория Б)

Радионуклид	Состояние радионуклида в соединении	Критический орган	ППП, Бк/год
			Через ЖКТ
^{115m}Cd	Р	Все тело	$2,9 \times 10^6$
		Простата	$3,5 \times 10^6$
		Печень	$3,7 \times 10^6$
	НР	Легкие	—
		ЖКТ	$5,2 \times 10^6$

Стронций. В растительные организмы ^{90}Sr может поступать непосредственно при прямом загрязнении листьев (через устьица) или из почвы через корни.

При изучении поведения радионуклида в почве или живом организме необходимо исследовать химические формы радионуклида и его природного носителя (Будко Л.Н., 1959, Давыдов А.И., 1968, Гулякин И.В., Юдинцева Е.В., 1973, Гольцев В.Ф., Коринец В.Н., Кулакова Л.А., Коневец М.М., 1973, Архипов Н.П., 1974, Алексахин Р.М., 1975, Маликов В.Г., Перепелятникова Л.В., Жуков Б.И., 1979, Анненков Б.Н., 1980, Маликов В.Г., 1981, 1982, Кузнецов В.К., 1984, Елиашевич Н.В., Федоров В.Н., 1991, Бандарэнка Э., 1994, Апплби А., Девел Л., Мишра Ю.К., 1999, Мельченко А.И., 2007, 2008, 2012). Изучение перехода стронция-90 из почвы в сельскохозяйственную продукцию показывает, что миграция его по пищевой цепи происходит значительно интенсивнее, чем другого важного радионуклида — цезия-137.

Установлено, что при равной плотности загрязнения почвы этими радионуклидами концентрация стронция-90 в кормовых растениях в 3 – 25 раз выше, чем цезия-137 (Крышев И.И., 1991).

Существует еще одна особенность поведения радионуклидов, являющихся

продуктами деления тяжелых ядер – радионуклиды связаны друг с другом цепочками радиоактивного распада. Поэтому в почвах и живых организмах в процессе миграции радионуклидов постоянно происходит нарушение радиоактивного равновесия между материнскими и дочерними радионуклидами.

Например, происходит нарушение равновесия между ^{90}Sr и ^{90}Y . Нуклид ^{90}Y обладает другими химическими свойствами по сравнению с ^{90}Sr , поэтому в процессе миграции ^{90}Sr в почве и ассимиляции его растениями происходит пространственное (подобно хроматографическому) разделение ^{90}Sr и ^{90}Y (Алексахин Р.М., 1985). Как уже указывалось, стронций является широко распространенным в природе элементом, его среднее содержание в земной коре, согласно данным А.П. Виноградова (1957), составляет 0,04 %.

Установлено, что значительная часть ^{90}Sr в почве находится в ионной, легкодоступной для плодовых, овощных и зерновых растений, подвижной форме. При исследовании форм нахождения в почвах осевшего, с глобальными радиоактивными выпадениями ^{90}Sr , было отмечено, что часть ^{90}Sr находится в необменном состоянии. Количество необменного ^{90}Sr в почвах может достигать 40 % от его валового содержания. Необменный ^{90}Sr для усвоения растениями недоступен (Menzel R., 1960, Kahn B., 1996). Установлено, что спустя 6 – 8 лет после внесения ^{90}Sr в воднорастворимой форме до 25 % радионуклида переходило в необменное состояние. Эффект «старения» ^{90}Sr при длительном нахождении в почвах, хотя он иногда и недостаточно ясно прослеживается, также должен приниматься во внимание при оценке доступности для растений выпадающего из атмосферы ^{90}Sr . С этим явлением может быть связано снижение этой доступности с течением времени (Neel J., 1963, 15 лет после Чернобыльской ..., 2001). Стронций является так же одним из важных биогенных микроэлементов (Войнар А.И., 1960) и постоянно присутствует во всех живых организмах.

По литературным данным, около 70 % глобально выпадающего ^{90}Sr задерживается в слое почвы 0 – 5 см, около 90 % ^{90}Sr распределено в слое почвы 0 – 15

см. Достаточно быстро ^{90}Sr сорбируется нейтральными и щелочными почвами, слабо – кислыми. Уменьшение содержания гумуса в почвах наряду со снижением насыщенности их основаниями приводит к уменьшению сорбции ^{90}Sr (Баранов В.И., Павлоцкая Ф.И., Федосеев Г.А., 1965, Павлоцкая Ф.И., Зацепина Л.Н., Тюрюканова Э.Б., 1965, Ковальский В.В., 1970, Водовозова И.Г., 1973, Гольцев В.Ф., Коринец В.Н., Кулакова Л.А., Коневец М.М., 1973, Гулякин И.В., Юдинцева Е.В., 1973, Маликов В.Г., 1982).

Следует еще раз особо отметить, что происходит уменьшение содержания гумуса в почвах Кубанских черноземов, наряду с некоторым их подкислением за счет внесения минеральных соединений, что ведет к уменьшению сорбции ^{90}Sr почвами. В дальнейшем эта проблема может привести к серьезным последствиям для сельского хозяйства изучаемого региона. Например, к уменьшению урожайности сельскохозяйственных культур, ухудшению его качества.

Гигиенические нормативы приведены в таблицах 8 и 9. Для ^{90}Sr группа радиационной опасности Б, $\text{МЗА} = 3, 7 \times 10^4$ Бк (Нормы радиационной ..., 1988, Ильин Л.А., 1990, Нормы радиационной ..., 1999, Основные санитарные ..., 2000).

Таблица 8

Гигиенические нормативы (категория А)

Радионуклид	Состояние радионуклида в соединении	Критический орган	ПДП, Бк/год
^{90}Sr	Р	Кость	$1,1 \times 10^5$
	НР	Легкие	$5,2 \times 10^5$

Таблица 9

Гигиенические нормативы (категория Б) для животных

Радионуклид	Состояние радионуклида в соединении	Критический орган	ПГП, Бк/год
			Через ЖКТ
^{90}Sr	Р	Кость	$1,2 \times 10^4$
	НР	легкие	–
		ЖКТ	$1,0 \times 10^6$

Из солей стронция хорошо растворимы в воде нитраты, ацетаты, хлораты; трудно растворимы – карбонаты, сульфаты, оксалаты и фосфаты.

Поскольку стронций – составная часть микроорганизмов, растений и животных. Накопление стронция различными организмами зависит не только от их вида, особенностей обмена веществ, но и от соотношения в среде стронция с другими элементами, главным образом с Са и Р, а также от адаптации организмов к определённой, содержащей их геохимической среде.

Так как стронций и цезий относят к биологически важным радионуклидам, то при возможных аварийных ситуациях на предприятиях атомной энергетики, используя данные о загрязнении территории в том числе и этими радионуклидами, определяется ущерб сельскому хозяйству и биоте в целом.

Механизм поглощения стронция и кальция растениями из почвы является практически одинаковым, достаточно большая аналогия имеется и в интенсивности передвижения этой пары элементов в растениях – оба накапливаются в одних и тех же органах и тканях. Фиксация ¹³⁷Cs в почвах увеличивается по мере уменьшения содержания необменного калия (Моисеев И.Т., Тихомиров Ф.А., Рерих Л.А., 1982, Основные мероприятия ..., 1994, Бондарь П.Ф., 1994, Белоус Н.М., Моисеенко Ф.В., Шаповалов В.Ф., Духанин М.А., 1996, Жигарева Т.Л., Ратников А.Н., Попова Г.И., Санжарова Н.И., Петров К.В., Белоус Н.М., 1996, Приемы, ограничивающие поступление ..., 2000).

Поглощение корневой системой плодовых, орехоплодных, овощных и полевых растений и передвижение по ним радионуклидов в значительной степени обуславливаются их физико-химическими свойствами.

Известно, что поглощение ионов и передвижение их вверх по растению схематично состоит из трех основных стадий. В первой стадии поглощения ионы благодаря диффузии сравнительно легко проникают в так называемое «свободное пространство» ткани корневых волосков. Затем ионы поступают в проводящие ткани корня (проводящую зону), по которым перемещаются вверх, к стеблю. По-

средством пассивной диффузии ионы не могут проникнуть в проводящие ткани стебля. Этот процесс активный, он связан с использованием энергии, выделяемой при дыхании. Природа связи у растений между дыханием и аккумуляцией ионов остается еще невыясненной. На второй стадии поглощения, во время которой ионы проникают в проводящие ткани, одновалентные ионы поглощаются быстрее, чем ионы более высокой валентности. Следовательно, по отношению к содержанию во внешней среде ионы низкой валентности обычно переносятся в стебли растений в больших количествах, чем ионы высокой валентности. На третьей стадии поглощения происходит восходящее движение ионов в сосудистой ткани. На скорость передвижения ионов к побегам оказывает сильное влияние интенсивность транспирации (Волькенштейн М.В., 1955).

Скорость и размеры корневого усвоения радионуклидов растениями определяются растворимостью радиоактивных веществ, и физиологическими особенностями растений. Накопление радионуклидов сильно зависит от типа почв: хуже они потребляются из сероземов и черноземов, а лучше всего из торфоболотных и легких почв (песчаные и подзолистые). При некорневом пути поступления более подвижным является Cs. Поступление Sr и других радионуклидов происходит при этом в десятки раз медленнее. При корневом поступлении наиболее подвижным является Sr. Cs сильнее сорбируется почвой и поэтому в относительно меньших количествах переходит из почвы в растения. По корневому пути из почвы во все последующие годы после выпадения радионуклидов происходит загрязнение грибов, ягод, плодовых, лекарственных и кормовых растений.

У травянистых видов идет значительное накопление изотопов цезия и стронция. Растения естественных кормовых угодий всегда характеризуются более высокой удельной радиоактивностью, чем сеяные травы и различные сельскохозяйственные культуры. Объясняется это тем, что радионуклиды в почвах естественных кормовых угодий сосредоточены в основном в слое до 5 см, создавая там высокую концентрацию радиоактивных изотопов в единице объема почвы. При пе-

репашке почвы концентрация радионуклидов снижается и создаются условия для их меньшей усвояемости растениями. Это подсказывает путь улучшения естественных кормовых угодий в условиях радиационного загрязнения. За счет корневого поступления в основном происходит накопление радионуклидов и в древесине. Так, через 6 лет после чернобыльских выпадений содержание радионуклидов в древесине возросло в 5 – 15 раз. По способности к накоплению растениями радионуклиды образуют ряд: $Zn > Sr, Cs, Fe > Ce, Ru, Zr > Pu, Pm, Y, U$.

По интенсивности поступления из водных растворов в зерновые растения радионуклиды располагаются в следующем порядке: $Cs > Sr > Ce > Ru > Zr$. Переход радионуклидов из почвы в растения во многом определяется их видовыми и сортовыми особенностями (строение корневой системы, характер метаболизма). Наибольшей способностью накапливать Cs отличаются травостой естественных пастбищ и сенокосов. Поглощение радионуклидов растениями из почвы зависит также от ее состава. Почвы тяжелого гранулометрического состава отличаются большей поглощательной способностью, чем легкие. Поступление Cs в растения из торфянистых почв больше, чем из минеральных, в несколько раз. Данный факт может иметь определенное значение при оценке загрязнения естественных и культурных сенокосов и пастбищ в целях разработки мероприятий по дезактивации и рационального их использования (Щеглов А.И., Цветнова О.Б., 2002).

Перенос питательных веществ между трофическими уровнями называют пищевой цепью. Механизмы, с помощью которых растения и животные получают необходимые для их роста неорганические вещества из почвы, аналогичны тем механизмам, посредством которых радионуклиды поступают в биологические системы.

Таким образом, естественные и искусственные радионуклиды стабильных химических элементов также циркулируют в биосфере по характерным биологическим цепям, проникая из внешней среды в организмы, а затем снова возвращаясь во внешнюю среду (Кириллов В.Ф., Черкасов Е.Ф., 1982).

Радиоактивные изотопы цезия и стронция, как аналоги соответственно калия и кальция, имеют много сходного в поступлении в растения и в распределении по различным его органам. В наибольших количествах поступает из питательного раствора цезий-137, несколько меньше стронций-90.

При поступлении из водного раствора величина коэффициента накопления для цезия-137 в основном выше, чем для стронция-90 (Светов В.А., 1996, Фокин А.Д., Лурье А.А., Торшин С.П., 2005). Стронций-90 и цезий-137 при поступлении в растения через корни в относительно больших количествах накапливаются в надземных его органах (Гулякин И.В., Юдинцева Е.В., 1973).

Допустимые удельные активности основных долгоживущих радионуклидов приведены в таблице 10.

Таблица 10

Допустимые удельные активности основных долгоживущих радионуклидов для неограниченного использования

Радионуклиды	Период полураспада	Допустимая удельная активность радионуклида, кБк/кг
^{54}Mn	312 сут	1,0
^{60}Co	5,3 год	0,3
^{65}Zn	244 сут	1,0
^{106}Ru	368 сут	4,0
$^{110\text{m}}\text{Ag}$	250 сут	0,3
^{134}Cs	2,1 год	0,5
^{137}Cs	30,2 год	1,0
^{90}Sr	29,1 год	10,0
^{232}Th	1×10^{10} лет	0,3

В отношении накопления общего количества радиоактивных продуктов деления и их содержания на единицу веса сухого вещества в процессе роста расте-

ний наблюдается такая же закономерность, как и для биологически важных элементов. Изотопы цезия при любом пути поступления в организм хорошо резорбируются (Фатеева М.Н., 1960, Моисеев А.А., Рамзаев П.В., 1975). Гигиенические нормативы приведены в таблице 11 и 12.

Таблица 11

Гигиенические нормативы (категория А)

Радионуклид	Состояние радионуклида в соединении	Критический орган	ПДП, Бк/год
^{137}Cs	Р	Все тело	$5,9 \times 10^6$
		Печень	—
		Селезенка	—
		Мышцы	—
	НР	Легкие	$13,3 \times 10^5$

Для ^{137}Cs группа радиационной опасности Г, МЗА = $3,7 \times 10^6$ Бк (Нормы радиационной ..., 1988, Ильин Л.А., 1990, Гонсалес А., 1995, Нормы радиационной ..., 1999, Основные санитарные ..., 2000).

Таблица 12

Гигиенические нормативы (категория Б)

Радионуклид	Состояние радионуклида в соединении	Критический орган	ПГП, Бк/год
			Через ЖКТ
^{137}Cs	Р	Все тело	$44,4 \times 10^4$
		Печень	$51,8 \times 10^4$
		Селезенка	$66,6 \times 10^4$
		Мышцы	$7,0 \times 10^5$
	НР	Легкие	—
		ЖКТ	$12,9 \times 10^5$

Радиоактивные продукты ядерного деления, выпадая либо сами по себе («сухие» осадки) или чаще с атмосферными осадками («мокрые» осадки), а также радиоактивные отходы включаются в компоненты биосферы – абиотические (почва, вода) и биотические (флора, фауна) и принимают участие в биологическом

цикле круговорота веществ. Наиболее короткий путь поступления радиоактивных продуктов в организм человека кроме непосредственного попадания из атмосферы – через сельскохозяйственные растения и животных.

Из радиоактивных продуктов деления в первый период наибольшую опасность представляют изотопы йода вследствие высокого содержания и значительной биологической токсичности. Далее изотопы Sr и Cs из-за их относительно высокой энергии излучения, большого периода полураспада и способности активно включаться в биологический круговорот веществ (почва – растения – животные – человек). Эти изотопы способны надолго задерживаться в организме человека и животных. Первый ведет себя сходно с кальцием, второй – с калием. Это обстоятельство имеет практическое значение для радиохимической экспертизы.

Например, установлено, что при равных условиях в объектах биосферы, загрязненных радионуклидами, максимальная концентрация Sr всегда обнаруживается в органах (продуктах), физиологически богатых кальцием (кости, яичная скорлупа), а максимальная концентрация Cs – в объектах, богатых калием (например, мышцы). Влажность почвы оказывает действие на накопление ^{137}Cs в сельскохозяйственных растениях (Моисеев И.Т., 1974).

Уран. Основной изотоп ^{238}U является родоначальником радиоактивного ряда. В процессе распада он образует несколько радиоактивных элементов (Василенко И.Я., 1999).

Вопрос о биологической потребности этих радионуклидов является спорным; во всяком случае, если они и нужны растениям, то в ультрамикроколичествах. Повышенные концентрации тяжелых естественных радионуклидов (ТЕРН) угнетают рост растений вследствие своей хемотоксичности (^{238}U , ^{232}Th). В связи с этим для этих радионуклидов характерно повышенное накопление в корнях по сравнению с надземной массой.

У животных и человека уран откладывается в большем количестве в эпифизах костей и в меньшей степени в диафизах (Bair W.F., 1993).

Гигиенические нормативы приведены в таблице 13 и 14.

Таблица 13

Гигиенические нормативы (категория А)

Радионуклид	Состояние радионуклида в соединении	Критический орган	ПДП, Бк/год
^{238}U	Р	Почки	$0,7 \times 10^4$
		(хим. токсичность)	550 мг/год
		Кость	$2,8 \times 10^4$
	НР	Легкие	$0,5 \times 10^4$

Для ^{238}U группа радиационной опасности Г, МЗА = $3,7 \times 10^6$ (300 г) Бк (Тихая М.Г., 1965, Гуськова В.Н., 1972, Галибин Г.П., 1976, Нормы радиационной ..., 1988, Ильин Л.А., 1990, Нормы радиационной ..., 1999, Основные санитарные ..., 2000).

Таблица 14

Гигиенические нормативы (категория Б)

Радионуклид	Состояние радионуклида в соединении	Критический орган	ПДП, Бк/год
			Через ЖКТ
^{238}U	Р	Почки	$1,7 \times 10^4$
		(хим. токсичность)	1400 мг/год
		Кость	$7,4 \times 10^4$
	НР	Легкие	—
		ЖКТ	$51,8 \times 10^4$

Кобальт является элементом биогенной аккумуляции и накапливается главным образом в верхних перегнойных горизонтах. Почвы лесостепной и степной черноземной зоны обеспечены Со (Ковальский В.В., 1970). Гигиенические нормативы (таблица 15, 16). Для ^{60}Co группа радиационной опасности Г, МЗА = $3,7 \times 10^6$ (300г) Бк (Летавет А.А., Курляндская Э.Б., 1960, Нормы радиационной ..., 1988, Ильин Л.А., 1990, Нормы радиационной ..., 1999, Основные санитарные ..., 2000).

Определение радиоактивных изотопов кобальта во внешней среде основано на ме-

тоде радиометрии проб воздуха, воды, пищевых продуктов.

Таблица 15

Гигиенические нормативы (категория А)

Радионуклид	Состояние радионуклида в соединении	Критический орган	ПДП, Бк/год
^{60}Co	Р	Все тело	$3,2 \times 10^7$
		ЖКТ	$3,0 \times 10^7$
	НР	Легкие	$8,1 \times 10^4$

Таблица 16

Гигиенические нормативы (категория Б)

Радионуклид	Состояние радионуклида в соединении	Критический орган	ПДП, Бк/год
			Через ЖКТ
^{60}Co	Р	Все тело	—
		ЖКТ	$1,4 \times 10^5$
	НР	Легкие	—
		ЖКТ	—

Рутений. Известны искусственные радиоактивные изотопы с массовыми числами 92 – 95, 97, 103, 105 – 112. Наибольшее практическое значение имеют ^{103}Ru и ^{106}Ru .

Так как испытания ядерного оружия проводились большей частью в Северном полушарии Земли, то и большая часть радионуклидов оказалась высеянной в этом же полушарии. Однако, при взрывах часть радионуклидов вместе с пылью, сажой и т.д. достигали и стратосферы, в связи чем имели возможность, вращаясь вокруг Земли, высеваться и в Южном полушарии. Общее количество ^{106}Ru инжестированного в атмосферу в результате проведения ядерных взрывов, оценено в $1,2 \times 10^{19}$ Бк. Ожидаемая доза на легкие в Северном и Южном полушариях составила соответственно 0,41 и 0,10 мГр (Булдаков Л.А., Москалев Ю.И., 1968).

Гигиенические нормативы (таблица 17 и 18). Для ^{106}Ru группа радиационной опасности Б, МЗА = $3,7 \times 10^4$ Бк (Нормы радиационной ..., 1988, Ильин Л.А.,

1990, Нормы радиационной ..., 1999, Основные санитарные ..., 2000).

Таблица 17

Гигиенические нормативы (категория А)

Радионуклид	Состояние радионуклида в соединении	Критический орган	ПДП, Бк/год
^{106}Ru	Р	ЖКТ	$7,0 \times 10^6$
	НР	Легкие	$5,2 \times 10^5$

Таблица 18

Гигиенические нормативы (категория Б)

Радионуклид	Состояние радионуклида в соединении	Критический орган	ПГП, Бк/год
			Через ЖКТ
^{106}Ru	Р	ЖКТ	$3,6 \times 10^5$
	НР	Легкие	—
		ЖКТ	$3,6 \times 10^5$

Не редко опасность от действия радиации на организм замечают только при непосредственном ее действии, то есть, когда эффект ее влияния уже очевиден.

В связи с этим бытует мнение о том, что пока радиоактивных загрязнений на территории проживания нет, то и исследований в этом направлении не стоит выполнять. В ответ можно заметить, что после радиоактивного загрязнения территории возникнет очень много вопросов, в том числе и по возможному использованию ее в сельскохозяйственном производстве.

Исследования в этом направлении следует выполнять, чтобы уже сегодня быть готовым дать необходимые рекомендации по освоению загрязненных территорий.

К большому сожалению, для территории Краснодарского края данные о радиационном загрязнении радионуклидами отсутствуют. В докладе «О состоянии природопользования и об охране окружающей среды Краснодарского края в 2009г» приводятся данные лишь о влиянии радона, медицинских источников ио-

низирующего излучения и строительных материалов.

Существуют территории, на которых загрязнение ниже «критических» уровней, принятых для сельскохозяйственных регионов России. Однако специфические условия биогеохимических циклов и трофических цепочек в регионах могут привести к накоплению радионуклидов в растениях и следующих звеньях пищевых цепей (Сизенко Е.И., 1996, Фокин А.Д., Лурье А.А., Торшин С.П., 2005).

Не следует забывать о возможных аварийных ситуациях на ПЯТЦ (таблица 19).

Поэтому исследования по определению накопления радионуклидов в растениеводческой продукции весьма актуальны.

Таблица 19

Радиоактивное загрязнение территории России ^{137}Cs более 1 Ки/км² (по данным Роскомгидромета, 1994; ГлавЧернобыль МСХП РФ, 1996)

Области и регионы	Общая площадь загрязнений, тыс.га	Площадь с/х угодий, тыс.га	Общая площадь с уровнем загрязнения, Ки/км ²			
			1 – 5	5 – 15	15 – 40	> 40
Брянская	1182	701	675	263	213	31
Воронежская	764	334	764	–	–	–
Курская	122	118	122	–	–	–
Орловская	1016	419	884	132	–	–
и т.д.						
Итого	6194	3373	5284	664	215	31

Подводя итоги главы «Литературный обзор» следует сделать следующие выводы:

- Атомная энергетика, несмотря на произошедшие аварийные ситуации, будет развиваться во многих странах мира без уменьшения темпов;

- Атомные электростанции (АЭС) в настоящее время размещены и сооружаются в основном в местах, где, с одной стороны, ощущается дефицит ископаемого топлива и гидроэнергии, а с другой – это области интенсивного ведения сельского хозяйства. С этой точки зрения исследования в области радиоэкологии, касающиеся влияния радиоактивного загрязнения на сферу сельскохозяйственного производства, имеют важное практическое значение и всегда весьма актуальны;

- Радиоактивно загрязненная территория не должна оставаться свободной от растительности, так как возможно развитие водной и ветровой эрозии и рассеяние радионуклидов;

- В научной литературе существуют неоднозначные выводы о роли влажности почвы на поглощение радионуклидов травянистыми и плодовыми растениями;

- Подвижность радионуклидов зависит от почвенных условий биогеохимических зон и биогеохимических провинций, и биологических особенностей плодовых и травянистых растений (Варшал Г.М., 1972, Караваева Е.Н., 1973, Ковальский В.В., 1973, Алексахин Р.М., 1975, 1985, Мельченко А.И., 1994, Мельченко А.И., Маликов В.Г., Алексахин Р.М., 1990, 1999, 2007, 2011, Стрельников В.В., Прохоров И.П., Мельченко А.И., 2006). Однако отсутствуют экспериментальные данные по влиянию влажности почвы на подвижность радионуклидов в условиях лесостепной и степной черноземной биогеохимической зоне;

- Развитие атомной энергетики в зонах орошаемого земледелия открывает принципиально новые перспективы в интенсификации сельскохозяйственного производства, так как наряду с ростом потребления электроэнергии становится возможным широкое использование теплоты, накапливающейся в охлаждающей воде;

- Определено, что большая часть ^{137}Cs фиксируется необратимо (Гедеонов Л.И., Виноградова В.К., 1965, Ильенко А.И., 1970, Гегамян Г.В., Олешева Н.И., Тюрюканов А.Н., 1971, Гулякин И.В., Юдинцева Е.В., 1973, Алексахин Р.М., 1975,

Калацкий С., 1996). ^{95}Zr , ^{106}Ru , ^{141}Ce , ^{144}Ce быстро переходят в почве в необменное состояние (Варшал Г.М., 1972, Алексахин Р.М., 1975). ^{137}Cs , ^{106}Ru , ^{95}Zr сорбируются почвой прочнее, чем ^{90}Sr ;

- В целом можно констатировать, что подобные экспериментальные исследования для плодовых сельскохозяйственных растений в условиях лесостепной и степной черноземной биогеохимической зоны выполнены впервые и они весьма актуальны.

Не следует забывать о возможных радиационных катаклизмах и намеренных выбросах радиации в окружающую среду: испытания ядерного оружия, аварии на ПЯТЦ (предприятия полного ядерного цикла), свалки и постепенная миграция радионуклидов в глубь почвы, загрязнение водных объектов, атмосферы, сельскохозяйственных растений и передвижение поллютантов по цепям питания.

Обычно считают, что если уровень загрязнения среды допускает проживание в ней человека, то тем более это безвредно и для биоценоза в целом. Главный довод – достаточно низкая (в сравнении с человеком) радиочувствительность растений, грибов, водорослей, микроорганизмов и большинства представителей фауны. Однако это утверждение не бесспорно, ибо условия существования человека и других обитателей совершенно различны, различным будет и эффект от радиоактивного воздействия.

Одним из вероятных итогов радиоактивного загрязнения сельскохозяйственных площадей станет голод миллионов людей. Страны с высоким уровнем сельскохозяйственного производства, большими запасами пищевых продуктов, имеющие технологии по использованию радиоактивных территорий в сельскохозяйственных целях, имеющие технологии по очистке сельскохозяйственной продукции от радиоактивного загрязнения получают большие шансы на выживание и спасение цивилизации.

ГЛАВА 2. УСЛОВИЯ, ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Краснодарский край отличается разнообразием климатических условий: он резко континентальный в равнинной части края, холодный – в горных районах и субтропический – на черноморском побережье. Это разнообразие определяется многими факторами. Главнейшими из которых являются географическое положение, радиационный режим, направление господствующих ветров, близость Черного и Азовского морей и высоких гор Кавказского хребта.

Зимой Кавказский хребет защищает побережье от вторжения холодного воздуха из Арктики. А ветры с Атлантики и Черного моря приносят тепло и много влаги, которая проливается дождями в горах и предгорьях. Поэтому здесь сформировался влажный субтропический климат, какого нет больше нигде в стране. На предгорных равнинах преобладают степи, которые к востоку сменяются полупустыней, а к западу-заболоченным побережьем Азовского моря (Доклад о состоянии природопользования ..., 2007).

Климат степных равнинных районов формируется под влиянием преимущественно двух воздушных течений: северо-восточного и юго-западного (Симакин А.И., 1969).

Юго-западные ветры (со стороны Черного моря) в зимнее время вызывают оттепели, летом уменьшают жару и суховеи и в течение всего года приносят осадки. Господствующими ветрами являются северо-восточные.

Годовой ход температуры воздуха резко выражен. Абсолютная годовая амплитуда составляет в степных районах 72°C (Симакин А.И., 1969). За вегетационный период сумма температур составляет $3400 - 3600^{\circ}\text{C}$. Зима умеренная со средней месячной температурой в январе – $4,7 - 5,5^{\circ}\text{C}$. Абсолютный минимум температур воздуха может опускаться до -36°C .

Продолжительность солнечного сияния составляет 2200 – 2400 час в год. Продолжительность безморозного периода – 185 – 225 суток в воздухе, а на почве – 170 – 200 суток. Переход температуры воздуха через 5 °С весной отмечается в третьей декаде марта, через 10 °С – в середине апреля. Первые заморозки наблюдаются в третьей декаде октября, последние – в конце марта. За зиму часто наблюдаются оттепели, которые значительно снижают высоту снежного и без того неустойчивого покрова, который не превышает 15 – 20 см.

Среднегодовая температура почвы в равнинной части края +10,7 °С, +13,3 °С. Среднегодовое максимальная глубина промерзания во всей степной части края составляет 20 – 25 см.

Сумма осадков за период активной вегетации растений составляет 300 – 310 мм, а за год – 650. Режим летних осадков чаще носит ливневый характер.

Высокие летние температуры вызывают сильное испарение, которое превышает количество выпавших осадков на 400 – 500 мм, что свидетельствует о низкой влагообеспеченности растений.

Относительная влажность воздуха значительно меняется по сезонам. В холодный период года, как правило, она держится в более высоких пределах и в среднем за месяц колеблется в пределах 75 – 85 %. В теплый период года значение относительной влажности становится наиболее низким (около 45 – 50 %).

В целом климат равнинной части края благоприятствует возделыванию большого набора сельскохозяйственных культур. При возможных экологических нарушениях в связи с аварийными ситуациями на ПЯТЦ, переносом радиоактивно загрязненных воздушных масс и выпадением радиоактивных частиц на территории края, становится очевидным насколько уникальные сельскохозяйственные и природные площади могут быть потеряны.

Длительные и сложные процессы взаимодействия факторов почвообразования – климата, рельефа, гидрологии, материнских пород, растительности и других живых организмов в верхних слоях земной коры – обусловили на территории Ку-

бани большое многообразие почв. Говоря о Кавказе, В.В. Докучаев отмечал, что «подобного разнообразия почвенных типов и думать нечего встретить ни в Европейской России, ни в Западной Европе».

В связи с увеличением загрязнения окружающей среды, возможность использования загрязненных земель в народном хозяйстве с каждым годом становится все более затрудненной. Актуальность работ, направленных на изучение способов и вариантов использования этих земель в сельскохозяйственном производстве, с каждым годом возрастает. В первую очередь это касается уникальных природно-климатических регионов нашей страны, каким и является Северный Кавказ, в частности, черноземных почв и больших распаханых территорий.

Особенность механического состава черноземов – достигающее часто поразительного объема количество органических остатков, сохранивших свое клетчатое строение, состоящих в подавляющем количестве из остатков корневой системы.

Количество органических остатков в целинных черноземах может достигать 2 – 3 %, а в отдельных случаях доходя даже до 5 % (Вильямс В.Р., 1949).

Черноземы при высыхании покрываются сетью частых и нешироких трещин, тогда как целинная степь покрывается более редкой сетью глубоких и широких зияющих трещин, причем особенно сильно сокращаются в объеме как раз верхние, наиболее богатые органическими остатками, горизонты. Последнее следует учитывать при изучении перераспределения радионуклидов в горизонтах почвы, так как глубокое проникновение в почву может быть по причине попадания их в трещины.

При определении накопления радионуклидов в растениях следует учитывать, что ^{90}Sr и Са вступают в соединения с органическим веществом почвы неодинаково. ^{90}Sr связан с более высокомолекулярными компонентами. Большая подвижность в почвах ^{90}Sr относительно Са объясняется большей вероятностью связи его с соединениями, образованными с более подвижными фракциями фуль-

вокислот и органическими веществами индивидуальной природы (Павлоцкая Ф.И., 1973).

При проведении экспериментов учитывалось, что содержание микроэлементов в почвах и доступность их для растений во многих отношениях определяется реакцией почвенного раствора.

Элементы по подвижности при различных рН среды делятся на 3 группы: подвижные в щелочной среде ($\text{pH} > \text{или} = 7,0$) – U, Cr, As, Se, Mo, подвижные в широком интервале рН – Cs, F, S, B, подвижные в кислой среде $\text{pH} < 6,0$ – Sr, Ba, Th, Cu, Zn, Cd, Cr, Mn, Fe, Co, Pb, Ni» (Ковальский В.В., 1970). Обменная кислотность 0,6 мг-экв на 100 г почвы.

Основные физико-химические свойства почвы следующие: содержание гумуса (по Тюрину) – 3,8 %, обменного калия (по Масловой) – 27,5 кг/100 г, подвижного фосфора (по Мачигину) – 2,8 кг/100 г, емкость поглощения составляет 28,9 мэкв/100 г. Преобладающие фракции в механическом составе почвы – физическая глина (65 %) и ил (32 %) (Алексахин Р.М., 1985).

Опыты проводились на черноземе выщелоченном малогумусном, сверхмощном. Материнской породой являются тяжелые лессовидные суглинки с высоким содержанием карбонатов.

Мощность гумусового горизонта 180 см, тяжелый механический состав: физической глины 62 %, фракции ила 33 %, песка почти нет. По профилю механический состав довольно выровнен, однако отчетливо видно увеличение иловатой фракции в горизонте В. С глубиной количество иловатых частиц уменьшается постепенно. Минералогический состав: наряду с монтмориллонитовой группой и кварцем (4 %), имеется 6 % каолинита. Выщелоченные черноземы в сухом состоянии имеют крупнокомковато-глыбистую структуру. При увлажнении комки быстро распадаются до пылевидных фракций, а при пересыхании образуют глыбистость и корку, затрудняющие аэрацию. Объемный вес в слое 0 – 10 см – 1,24 г/см³, 20 – 30 см – 1,29 г/см³, общая скважность – 51 %. Пахотный слой на участке

выполняемых опытов имеет нейтральную реакцию (рН солевой вытяжки 6,9). В нижних слоях реакция слегка щелочная (рН 7,2 – 7,5). Обменная кислотность 0,6 мг-экв на 100 г почвы. Гидролитическая кислотность 1,3 мг-экв на 100 г почвы. Сумма поглощенных оснований в пахотном горизонте составляет 37,5 мг-экв на 100 г почвы. Содержание гумуса – 3,8 %. При достаточном запасе питательных веществ, подвижных форм их в отдельные периоды развития растений бывает мало (Симакин А.И., 1969, 1988, Тонконоженко Е.В., 1973, Тарасенко Б.И., 1981). Исследования А. И. Симакина (1969, 1988) показали, что по черному пару из доступных растениям азотных соединений наибольшее количество принадлежит нитратам.

Морфологическое строение почв на участке выполняемого опыта: горизонт Ап – 0 – 18 см. Темно – серый, почти черный, довольно сильно распылен; в нижней части пахотного слоя замечается уплотнение. Почва опытного поля была представлена выщелоченным сверхмощным малогумусным тяжелосуглинистым черноземом. Горизонт А₁ – 18 – 30 см. Той же окраски, рыхлый, структура мелко – и среднезернистая, несколько округлой формы, с плохо выраженными гранями. Горизонт А₂ – 30 – 39 см. Темно – серый, почти черный, с небольшим буроватым оттенком; структура несколько укрупняется и становится преимущественно среднезернистой. Горизонт АВ – 39 – 50 см. Темно-серый с более ясным буроватым оттенком; несколько уплотнен, зернистокомковатый. Горизонт В₁ – 50 – 66 см. Темновато – бурый, слабо уплотнен; структура комковатая, удлиненная, несколько призмовидной формы. Горизонт В₂ – 66 – 85 см. Красновато-бурый, несколько более плотный; структура комковато-призмовидная, при давлении распадающаяся на более мелкие комковатые и зернистые отдельности. Горизонт ВС – 85 – 115 см. Бурый, с красноватым оттенком, уплотнение несколько уменьшается; структура выражена хуже; в середине горизонта слабое вскипание от соляной кислоты и появляются прожилки извести. Горизонт С – со 115 см. Желтовато – бурая плотная делюви-альная глина (Тарасенко Б.И., 1981).

Мобильность фосфора в этих черноземах очень слабая. Около 20 % валового фосфора составляют фосфаты, которые недоступны для растений. Легко подвижных соединений фосфора содержится около 10 %. По данным Е. С. Блажного эти почвы являются средне обеспеченными подвижными формами фосфора и нуждаются во внесении его.

Обладая большим потенциальным плодородием, выщелоченные черноземы отличаются неблагоприятными воздушно-физическими свойствами. Эти почвы характеризуются довольно высокой водопроницаемостью и низкой водоподъемностью, что обуславливается наличием некапиллярных скважин большого диаметра. В связи с повышенной предельной влагоемкостью, выщелоченный чернозем способен создавать значительные общие запасы влаги, запасы же продуктивной влаги в них относительно не высокие.

Характерными морфологическими признаками выщелоченных черноземов являются наличие в них уплотненного иллювиального горизонта с комковато-призматической структурой, пониженный уровень вскипания и наряду с этим отсутствие признаков оподзоливания. Так же выщелоченные черноземы отличаются большой емкостью поглощения и относительно высоким содержанием поглощенных Ca^{++} и Mg^{++} (Гаркуша И.Ф., 1962). По профилю механический состав у всех черноземов края довольно выровнен. Тем не менее, отчетливо видно увеличение иловатой фракции в горизонте В. Наиболее выражено оно у выщелоченных черноземов. Это объясняется тем, что вынос иловатых частиц из верхнего слоя для них идет более интенсивно, чем для карбонатных. С глубиной количество иловатых частиц уменьшается постепенно (Тарасенко Б.И., 1981).

Как бы ни были ценны наблюдения и результаты, полученные в вегетационных и лизиметрических опытах (Жуков Б.И., ВНИИБЗР), прежде чем сделать практические выводы из них и рекомендации для производства (если вообще на основании этих данных такие могут быть предложены), они должны быть проверены в условиях сравнительного полевого опыта. Все это делает полевой опыт ос-

новным, важнейшим методом исследования.

Накопление радионуклидов овощными растениями, агротехника возделывания которых требует орошения, изучена на следующих сельскохозяйственных культурах: баклажан, томат, перец, морковь, укроп, петрушка, капуста, редис, шавель, лук, чеснок, пшеница, салат.

Данный набор культур представляет 8 ботанических семейств: розанные (*Rosaceae* Juss), березовые (*Betulaceae*), пасленовые (*Solanaceae*), зонтичные (*Umbelliferae*), крестоцветные (*Cruciferae*), гречишные (*Polygonaceae*), лилейные (*Liliaceae*), сложноцветные (*Compositae*). Ботанические особенности семейств растений участвующих в эксперименте приведены в литературе (Косенко И.С., 1970, Ильин О.В., 1979, Трубилин И.Т., 1988, Муханова Ю.И., 1989).

Видовое различие растений, их биологические особенности оказывают влияние на накопление в них радионуклидов.

Так, на поведение радионуклидов оказывают влияние характер распределения в почве корневой системы, продуктивность, продолжительность вегетационного периода, расположение и опушенность листовой пластинки и стебля, количество и размеры плодов, их опушенность или гидрофобность и.т.д. Чтобы правильно оценить эти особенности при накоплении радионуклидов в растениях ниже приводится их биологическое описание.

Семейство розанные (*Rosaceae*).

Яблоня (*Malus*). В саду, на слаборослых подвоях и при ограничении крон деревья яблони достигают высоты 2 – 4 м (Якушев В.И., 1982), 3,5 – 4 м (Колесников В.А., 1979). В зависимости от типа насаждений, подвоя и сорта начало плодоношения с 2 – 16 лет (Якушев В.И., 1982), с 2 – 8 лет (Колесников В.А., 1979), долговечность деревьев 20 – 100 лет (Якушев В.И., 1982), 20 – 50 лет (Колесников В.А., 1979). Производственная эксплуатация садов 10 – 30 лет (Колесников В.А., 1979, Якушев В.И., 1982), в зависимости от типа насаждений. Урожайность интенсивных насаждений 300 – 500 ц с 1 га и более. Плоды транспортабельны, лежки, высо-

ких вкусовых качеств. По времени созревания сорта делят на летние, осенние и зимние (Якушев В.И., 1982). Листья простые, с прилистниками, цветки розоватые, в зонтиковидных соцветиях (Колесников В.А., 1979). Корни различаются по толщине, длине, разветвленности и по характеру размещения в почве. В последнем случае корни бывают горизонтальные и вертикальные. Горизонтальные корни более разветвленные, чем вертикальные. У яблони они располагаются на глубине до 75 – 150 см от поверхности почвы. Вертикальные корни придают растению механическую устойчивость и поглощают воду и элементы питания из нижних горизонтов почвы и подпочвы. Они идут отвесно вглубь и проникают в почву (чаще по ходам червей, землероев и трещинам) у яблони до 6 – 10 м и более. Надземная система дерева состоит из ствола и кроны. Они удерживают все части растения в определенном положении. В клетках сердцевины, древесины и луба накапливаются запасные питательные вещества. По сосудистым элементам древесины ветвей и ствола проходит вода и растворенные в ней вещества от корней к листьям (Церевитинов Ф.В., 1949, Рубин Б.А., 1968, Муромцев И.А., 1969, Колесников В.А., 1974, Якушев В.И., 1982).

Семейство Березовые (Betulaceae).

Фундук (*Corylus*). При возделывании фундук – крупный многоствольный куст высотой 7 – 8 м. Живет 60 – 80 лет. В плодоношение вступает на 3 – 5 год после посадки, продуктивный период жизни составляет 25 – 40 лет. Цветет рано, до появления листьев, так как это растение ветроопыляемое. Плоды односемянные орехи, заключенные в обертку, созревают с августа по октябрь. Содержат 60 – 72 % невысыхающего масла, 15 – 16 % белков, 2 – 5 % сахарозы и витамин В. Урожайность достигает 20 – 40 ц/га. Хранятся 2 – 3 года. Все сорта и культурные формы фундука произошли от различных видов лещины. Корневая система неглубокая, очень разветвленная (Коваленко Н.В., Загайный С.А., Ложеницын И.П., 1979).

Семейство пасленовые (Solanaceae): баклажан (*Solanum melongena*), томаты

(*Lycopersicum esculentum*), перец (*Capsicum annuum*).

Баклажан (Донецкий урожайный) – имеет неполегающий стебель, опушенный, высотой до 120 см. Листья черешковые, толстые, покрыты волосками, цельнокрайние или слабовыемчатые.

Плод – ягода, гладкий. Корневая система в основном расположена в слое почвы 0 – 40 см, отдельные корни проникают до глубины 1 – 1,5 м. Баклажан требователен к влаге. Лучшие почвы – черноземы с хорошей структурой. Без полива культура дает очень низкий урожай. Рассада высажена в открытый грунт в первой половине мая. Посадка выполнена по схеме 80 + 45 × 30 см (Рубин Б.А., 1970, Симонов А.С., 1986).

Томаты (Колхозный-34) – имеет травянистый прямостоячий или раскидистый стебель. Лист непарноперистый, опушенный. Плод – сложная ягода, гладкий. Требовательность растений к влажности почвы и потребление ими воды подвержены значительным изменениям в разные фазы роста и развития. Высока требовательность томата к влажности почвы в период высадки рассады. На протяжении вегетационного периода влажность в активном слое почвы не должна быть ниже 80 – 70 % НВ. Для роста, оплодотворения и плодоношения благоприятна сравнительно невысокая влажность воздуха 45 – 60 %. Рекомендуются внутрпочвенное орошение или полив по бороздам, так как дождевание ведет к увеличению болезней, связанных с большой влажностью (Рубин Б.А., 1970, Бешанов А.В., Адигезалов И.И., 1979, Ильин О.В., 1979, 1985, Симонов А.С., 1986, Трубилин И.Т., 1988). Посадка томатов на опытных участках выполнена по схеме 50 + 90 см.

Перец (Виктория) – стебель прямостоячий. Плод – ягода, гладкий. Лист, цельнокрайний, гладкий или слегка опушенный. Корневая система располагается неглубоко – 0 – 40 см, что определяет большую требовательность к условиям произрастания. Перец – влаголюбивая культура. Недостаток влаги в почве вызывает массовое опадание бутонов и приостановку роста образования плодов. Поэтому полив для этой культуры обязателен (Рубин Б.А., 1970, Симонов А.С., 1986). Схе-

ма, по которой произведена посадка перца болгарского на опытных делянках, 50 + 80 × 20 см.

Семейство зонтичные (Umbelliferae) – морковь (*Daucus carota* L.), укроп (*Anethum graveolens* L.), петрушка (*Petroselinum sativum*).

Морковь (Нантская-4) в первый год образует розетку листьев со спящими пазушными почками и корнеплод. Лист длинночерешковый, перисто – рассеченный. Корнеплод представляет собой утолщение стебля и корня. Основная масса корней расположена в слое 0,5 – 0,7 м, но корневая система взрослого растения проникает в глубь почвы до 2 – 2,5 м, охватывая слой до 80 – 150 см в диаметре.

Растения более засухоустойчивы, чем другие этой группы, но в период прорастания семян и интенсивного нарастания корнеплодов необходима высокая влажность почвы (не ниже 70 % НВ). То есть в этот период требуется полив растений. Схема посева семян моркови на опытных вариантах 8 + 62 см. Для моркови необходима хорошая обеспеченность почвы влагой, поэтому ее поддерживают не ниже 70 % НВ (Симонов А.С., 1986).

Укроп (Грибовский) – имеет перисто-рассеченный лист, среднего размера, темно-зеленый с восковым налетом. Растения требовательны к влажности почвы и воздуха. Рекомендуется, во избежание заболевания растений, выполнять взамен полива дождеванием внутрипочвенное орошение или по бороздам. На опытных делянках применена схема посева двустрочная 20 + 50 см (Рубин Б.А., 1970, Муханова Ю.И., 1989).

Петрушка листовая (Магданоз фестивал) – очень разветвленный корень и крупная розетка гладких листьев. В розетке до 80 – 85 листьев. Эта культура отзывчива на орошение, но не переносит переувлажнения. Сеют в ранневесенний или летний сроки по тем же схемам, что и морковь. Схема посева семян петрушки на опытных вариантах 8 + 62 см (Симонов А.С., 1986).

Семейство крестоцветные (Cruciferae) – капуста белокочанная (*Brassica capitata*), редис (*Raphanus sativus*).

Капуста белокочанная (Краснодарская-1) – кочан из плотно сложенных листьев (60 – 75 шт). Основная масса корней на глубине 40 – 50 см. Листья часто образуют розетку, покрыты восковым налетом. Капуста – влаголюбивое растение. Оптимальная влажность почвы в пределах 70 – 80 % НВ, воздуха – 60 – 90 %. На избыточное увлажнение капуста реагирует отрицательно. На переувлажненных почвах она плохо растет, листья отмирают. Однако без полива получить хороший урожай в условиях Кубани не возможно. Так как эта культура на делянках выращивалась при орошении, схема посадки 70 × 25 см (Рубин Б.А., 1970, Симонов А.С., 1986, Трубилин И.Т., 1988).

Редис (Розово-красный с белым кончиком) – скороспелый. Лист простой, в розетке, есть слабое опушение. Культура отзывчива на орошение, хорошо растет и дает высокие урожаи (Симонов А.С., 1988). Схема высева семян 20,5 + 20,5 + 20,5 + 20,5 + 58 см (Симонов А.С., 1986, Трубилин И.Т., 1988).

Семейство гречишные (Polygonaceae) – щавель (*Rumex acetosa* L.).

Щавель (Бельвильский) – прикорневые листья черешковые, удлинённой формы, гладкие. Стержневой корень. Основная масса корней располагается на глубине 25 см. Щавель к влажности почвы и воздуха предъявляет высокие требования. Без орошения получить высокий урожай не возможно (Симонов А.С., 1986, Трубилин И.Т., 1988).

Семейство лилейные (Liliaceae) – лук репчатый (*Allium cepa*), чеснок (*Allium sativum*).

Лук репчатый (Краснодарский Г-35) – высота растений достигает 8 – 10 см. Почки окружены мясистыми сочными чешуями, которые являются сильно разросшимися влагалищами листьев. Лист трубчатый прямостоячий, гладкий. По мере роста и формирования луковицы листья отмирают, начиная с самых ранних. Корневая система у лука слабая. В первый год жизни на одном растении образуется 35 – 60 корней длиной до 30 – 40 см. Лук требователен к влаге, особенно в первую половину вегетации. Наибольшая потребность в воде отмечается в период

прорастания семян, нарастания листового аппарата и формирования луковицы (Рубин Б.А., 1970, Пантиелев Я.Х., 1979, Муханова Ю.И., 1989). Для посева применен трехстрочный ленточный способ 5 + 27 + 5 + 27 + 5 + 71 см (Симонов А.С., 1986).

Чеснок (Отраденский) – листья прямостоячие, узколинейные с длинными влагалищами, образующими более прочный, чем у лука репчатого, ложный стебель. Корни чеснока придаточные, струновидные, проникают на глубину до 60 – 70 см и распространяются в стороны на 40 – 50 см, основная же масса корней располагается в пахотном 25 – 30 см слое. Луковица сложная и состоит из большого числа почек (зубков). Каждый зубок имеет свою кожистую чешую, кроме того, луковица снаружи покрыта 3 – 6 общими сухими чешуями. Чеснок – влаголюбивое растение. Однако он чувствителен к избыточному увлажнению, что приводит к вымоканию и выпреванию (Ильин О.В., 1979, Трубилин И.Т., 1988). Зубки чеснока высажены ленточным трехстрочным способом – 42 + 42 + 56 см (Симонов А.С., 1986).

Семейство сложноцветные (Compositae) – салат (*Lactuca sativa* L.).

Салат листовой (Московский) – нижние листья собраны в лежащую, полуприподнятую или направленную прямо вверх розетку. Лист цельный, без опушения. Форма и величина листовой пластинки очень разнообразна. Корневая система – стержневая, с хорошо развитыми боковыми корнями, которые расположены близко к поверхности почвы. Для образования большой листовой массы обязательно постоянное умеренное обеспечение водой, но избыточная влажность вредна, так как вызывает загнивание и грубость листьев (Прокошев В.Н., 1973, Симонов А.С., 1986, Трубилин И.Т., 1988).

В опытах использовали ^{238}U в форме уранилнитрата, $^{115\text{m}}\text{Cd}$ в форме $^{115\text{m}}\text{CdCl}_2$, ^{134}Cs - $^{134}\text{CsCl}$, ^{54}Mn - $^{54}\text{MnCl}_2$, ^{144}Ce - $^{144}\text{CeCl}_3$, ^{22}Na - $^{22}\text{NaCl}$, ^{65}Zn - $^{65}\text{ZnCl}_2$, ^{59}Fe - $^{59}\text{FeCl}_3$, ^{106}Ru - $^{106}\text{RuCl}_3$, ^{203}Hg - $^{203}\text{HgCl}_2$, ^{60}Co - $^{60}\text{CoCl}_2$, $^{110\text{m}}\text{Ag}$ - $^{110\text{m}}\text{AgNO}_3$, ^{35}S - $^{35}\text{Na}_2\text{SO}_4$. ^{238}U вносили в воду в форме нитратов при концентрации 21,4 мг на 1л воды, ^{90}Sr

500 МБк/м², остальные радионуклиды – в концентрации 0,1 МБк/л.

Исследования выполнены в полевых условиях на территории ФГБНУ Всероссийского научно-исследовательского института биологической защиты растений по Государственному заказу: Тема 01.01.Д.0.СХ.04 «Разработать систему ведения сельскохозяйственного производства на территориях, прилегающих к атомным электростанциям и другим предприятиям ядерного топливного цикла».

Для многолетних полевых и особенно плодовых и ягодных культур имеются большие возможности использовать дробные методы учета урожая, так как на каждой учетной делянке остается не только почва, но и те же самые растения, и здесь «обычно обнаруживается более тесная корреляция между урожаями в учетах, следующих друг за другом». При определении накопления радиоактивных веществ в приросте древесины, почках, плодах растений эта корреляция так же прослеживается. То есть может быть использован этот же метод учета накопления радиоактивных веществ в растениях.

В опытах на более крупных делянках увеличение числа вариантов значительно снижает точность опыта (повторяемость, воспроизводимость результатов), чем в опытах на делянках меньшего размера.

В связи с тем, что на территории изучаемого региона выращивается очень много плодовых растений разных видов, была выполнена работа по определению накопления радионуклидов в различных органах этих культур. Исследования выполнены с целью возможного использования радиоактивно загрязненных земель в сельскохозяйственном производстве.

Плодовые растения, произрастающие на территории России, включают 50 различных родов (пород), принадлежащих к 26 семействам. Из них 90 % площади садов занимают яблоня, груша, вишня, слива, абрикос, 4 % – орехоплодные, остальная площадь под ягодными и другими породами.

При постановке опытов во вновь закладываемых насаждениях после выбора земельного участка проводили специальные мероприятия по созданию высоко-

го уровня окультуренности и однородности почвы: плантажную вспашку, внесение органических и минеральных удобрений. Все работы по подготовке участка для закладки плодовых насаждений должны проводиться очень тщательно с соблюдением однородности условий. Посадочный материал плодовых культур должен выращиваться в питомнике с соблюдением определенных требований. Необходимо использовать стандартные подвои. Все отобранные саженцы должны быть однородными по силе развития и с доброкачественной корневой системой. Для агротехнических опытов рекомендуют и чаще всего используют в исследовательской работе деланки с 6 деревьями (Доспехов Б.А., 1968, Юдин Ф.А., 1971). На концах рядов должны быть защитные растения – у плодовых культур по 1-2 дерева. С учетом сказанного, полевые опыты с плодовыми культурами заложены стандартным методом размещения вариантов.

Закладка многолетнего опыта требует поэтапного подхода к изучаемой теме. Перед закладкой опытов мной были изучены методики, которые применяются в данном научном направлении исследований (Гедройц К.К., 1955, Корнилов И.И., 1965, Сборник методик по определению ..., 1966, Тюрюканова Э.Б., 1968, Доспехов Б.А., 1968, Молчанова И.В., Миронов Б.А., 1971, Юдин Ф.А., 1971, Вадюдина А.Ф., Корчагина З.Н., 1973, Лакин Г.Ф., 1980, Методические рекомендации по санитарному контролю ..., 1980, Методические указания по определению ..., 1985, Шульц В., Уикер Ф., 1985, Несмеянов А.Н., 1985, Методические указания по мониторингу ..., 1989, Инструкция по отбору проб почвы ..., 1987, Методика экспрессного определения объемной и удельной ..., 1987, ГОСТ Р 50801 – 95, ОСТ Р 10070 – 95, Попов Е.Г., Фролова Н.П., Таскаев А.И., 1991, Методика измерения активности бета – излучающих ..., 1996, Бушмин В.В., Солдатов В.П., Колин Ю., 1996, Дорошенко Т.Н., Кондратенко Н.И., 1998, Методические рекомендации ГНМЦ ВНИИФТРИ ..., 1998, РДУ-99, Ливенский В.М., Судас А.С., 2002, Носов А.В., 2002, Радиационный контроль. Стронций -90 и цезий-137..., 2003). Была выбрана, как наиболее подходящая для данной работы, методика Шульца В. и Уике-

ра Ф. опубликованная в книге: «Радиоэкологические методы» (1985). Закладка опытных участков плодовых и орехоплодных культур выполнялась октябре 1989г. по следующей методике. Приготовление исходного раствора: получено 15 ампул ^{90}Sr , каждая ампула по 4000 МБк. Ампулы последовательно одна за другой, по мере использования, вскрыли, конечно, при этом осуществлялась защита организма научного сотрудника с использованием средств индивидуальной защиты (перчатки, спецодежда, сапоги, пластиковые халаты, респиратор «лепесток»). Активность препаратов радионуклидов в момент работы по закладке сада колебалась в пределах 12 – 16 миллирентген в час. Ампулы вместе с активным раствором помещались в 10 литровый сосуд, раствор подкислялся. Затем объем был доведен дистиллятом до 7,2 л из расчета 50 мл/м². В горлышко сосуда вставлялась пробка, через которую проходила стеклянная трубка, продолжением которой был резиновый шланг с наконечником и зажимом. Маточный раствор хорошо перемешали и оставили на сутки для дальнейшей естественной диссоциации раствора. Затем, при помощи мерного цилиндра, отбирали точно 50 мл активного раствора и выливали в подготовленную для этих целей лейку, в которой уже находилась вода. Мерный цилиндр трижды хорошо промывался водой, которая также сливалась в лейку. Затем объем доводили до 6 литров, перемешивали и поверхностно достаточно равномерно наносили на поверхность почвы равную по площади 1 м². Таким образом были обработаны все 144 м² опытного участка при поверхностном расположении радионуклида. При расположении радионуклида на глубине 50 см, применялся этот же вариант нанесения активного раствора в почву, но заранее под каждое посадочное место выбирали землю на глубину 50 см и площадью 1 м². Затем достаточно равномерно наносили на дно ямы активный раствор, засыпали землю настолько, чтобы можно было посадить саженец по всем правилам, с учетом места прививки. Для орехоплодных культур применяли этот же метод нанесения активного раствора на почву.

Опыты на семечковых породах заложены по следующей схеме: 1 вариант –

в почву, поверхностно загрязненную ^{90}Sr , проведена посадка двухлетних растений яблони сорт «Ред Мелба», подвой М-9. Площадь питания яблони 6×4 м. Уровень загрязнения опытного участка составил 500 МБк/м^2 ; 2 вариант – на делянках проведена посадка двухлетних растений яблони сорт «Ред Мелба», подвой М-9. Радионуклид расположен в почве на глубине 50 см, проведена плантажная вспашка опытного участка с оборотом пласта. Площадь питания яблони 6×4 м. Уровень загрязнения составил 500 МБк/м^2 ; 3 вариант – в почву, поверхностно загрязненную ^{90}Sr , проведена посадка двухлетних растений яблони сорт «Супер Прекос», подвой М-4. Площадь питания яблони 6×4 м. Уровень загрязнения опытного участка составил 500 МБк/м^2 ; 4 вариант – на делянках проведена посадка двухлетних растений яблони сорт «Супер Прекос», подвой М-4. Радионуклид расположен в почве на глубине 50 см, проведена плантажная вспашка опытного участка с оборотом пласта. Площадь питания яблони 6×4 м. Уровень загрязнения опытного участка составил 500 МБк/м^2 ; 5 вариант – в почву, поверхностно загрязненную ^{90}Sr , проведена посадка двухлетних растений яблони сорт «Слава Победителям», подвой М-9. Площадь питания яблони 6×4 м. Уровень загрязнения опытного участка составил 500 МБк/м^2 (рисунок 2). Подвои для яблони подобраны согласно рекомендациям для изучаемого региона (Трусович Г.В., 1974).

В полевых условиях ВНИИБЗР был заложен экспериментальный участок орехоплодных пород – фундук сорт – «Луиза» и «Ата-баба», по следующей схеме: 1 вариант – в почву, поверхностно загрязненную ^{90}Sr , проведена посадка саженцев фундука сорт – «Луиза». Площадь питания саженцев 4×4 м. Уровень загрязнения опытного участка составил 500 МБк/м^2 ; 2 вариант – на делянках проведена посадка саженцев сорт – «Луиза». Радионуклид расположен в почве на глубине 50 см, проведена плантажная вспашка опытного участка с оборотом пласта. Площадь питания высаженных саженцев 4×4 м. Уровень загрязнения опытного участка составил 500 МБк/м^2 ; 3 вариант – в почву, поверхностно загрязненную ^{90}Sr , проведена посадка саженцев фундука сорт – «Ата-баба».

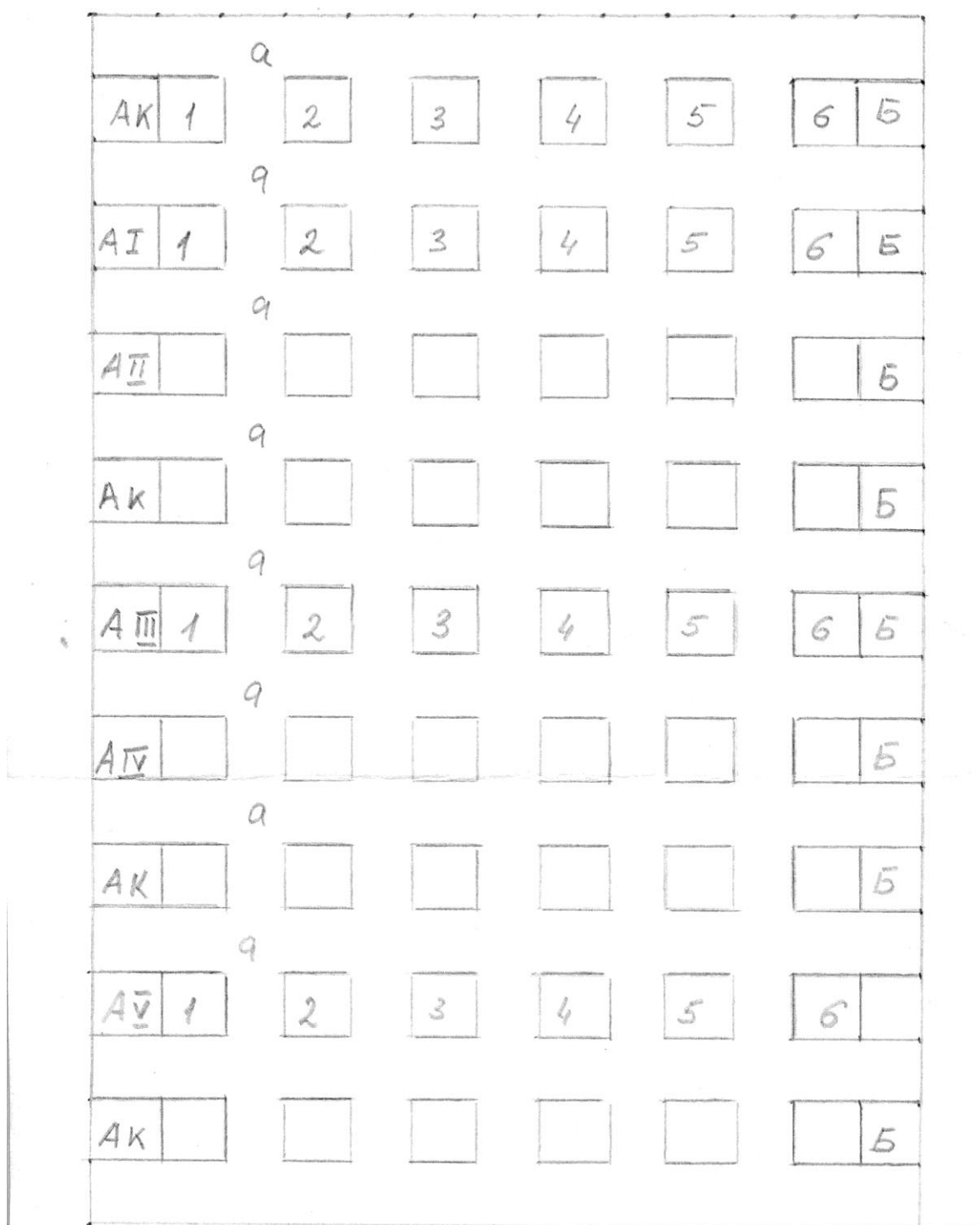


Рис. 2 Схема последовательного расположения опытных вариантов в 1 ярус, по исследованию влияния глубины расположения радионуклида (0см и 50см) на накопление его в яблоне сорт Ред Мелба и Супер Прекос, и сортовых различий в накоплении ^{90}Sr при поверхностном расположении радионуклида на почве (сорта Ред Мелба, Супер Прекос и Слава Победителям)

Условные обозначения к рисунку 2: I, II – яблоня, сорт «Ред Мелба» с глубиной расположения радионуклида соответственно – 0 см и 50 см; III, IV – яблоня, сорт «Супер Прекос» с глубиной расположения радионуклида соответственно – 0 см и 50 см; V – яблоня, сорт «Слава Победителям» с глубиной расположения радионуклида – 0 см; А, Б – концевые защитные полосы (длина – 5 м); а – боковые защитные полосы (шириной – 4 м); 1 – 6 – повторность в варианте; К – контрольные делянки.

Площадь питания высаженных саженцев 4×4 м. Уровень загрязнения опытного участка составил 500 МБк/м^2 ; 4 вариант – на делянках проведена посадка саженцев фундука сорт – «Ата-баба». Радионуклид расположен в почве на глубине 50 см, проведена плантажная вспашка опытного участка с оборотом пласта. Площадь питания высаженных саженцев 4×4 м. Уровень загрязнения опытного участка составил 500 МБк/м^2 (Рисунок 3).

Испытания продукции по признаку радиоактивного загрязнения выполнен на приборе УСК«Гамма Плюс» по методике измерения активности бета-излучающих радионуклидов в счетных образцах с применением программного обеспечения «Прогресс».

Методика разработана ГП ВНИИФТРИ и утверждена Госстандартом России 05.05.1996г. Настоящая методика является основной в определении значений активности бета-излучающих радионуклидов в счетном образце и позволяет выполнить расчет погрешности каждого измерения.

Для регистрации бета-излучения от счетного образца используется бета-спектрометрический тракт со сцинтилляционным блоком детектирования (СБД). Для экспонирования счетных образцов применяются специальные алюминиевые кюветы (Комплекс универсальный спектрометрический «Гамма Плюс», 1995).

AK 1		2	3	4	5	6	Б
AI 1		2	3	4	5	6	Б
AII							Б
AK							Б
AIII 1		2	3	4	5	6	Б
AIV							Б
AK							Б
AV 1		2	3	4	5	6	
AK							Б

Рис.3 Схема последовательного расположения опытных вариантов в 1 ярус, по исследованию влияния глубины расположения радионуклида (0см и 50см) на накопление его в фундуке сорт «Луиза» «Ата – баба», и сортовых различий в накоплении ^{90}Sr (сорта «Луиза» и «Ата – баба»)

Условные обозначения к рисунку 3: I,II – фундук сорт – «Луиза» с глубиной рас-положения радионуклида соответственно – 0 см и 50 см; III,IV – фундук сорт – «Ата-баба» с глубиной расположения радионуклида соответственно – 0 см и 50 см; А, Б – концевые защитные полосы (длина – 5 м); а – боковые защитные полосы (шириной – 4 м); 1 – 6 – повторность в варианте; К – контрольные делянки.

Опыты проводились на черноземе выщелоченном малогумусном сверхмощном. В связи с тем, что изучалась миграция радиоактивных изотопов, как в почве, так и в растения и, следовательно, опытные участки были радиоактивно загрязнены исследования выполнены на делянках размером (2×2 м), повторность 6 кратная. Схема расположения опытных вариантов по изучению влияния способов орошения томатов и моркови водой содержащей радионуклиды приведена на рисунках 4, 5.

С увеличением числа вариантов увеличивается площадь под опытом, возрастает пестрота почвенного плодородия и расстояние между сравниваемыми вариантами, так как в этом случае труднее провести опыт или его отдельные повторения в пределах однородной по почвенному плодородию площадки. Все это ведет к увеличению ошибки в результатах опыта и понижению их точности. Кроме того, исследования с применением загрязняющих веществ не должны проводиться на больших по территории площадях, они должны быть оптимальные для опыта. Во всех странах в практике опытной работы крупные делянки, характерные для начальной стадии развития опытного дела, постепенно вытесняются более мелкими, с увеличением повторов, позволяющими проводить исследования экономнее, быстрее и в большем объеме.

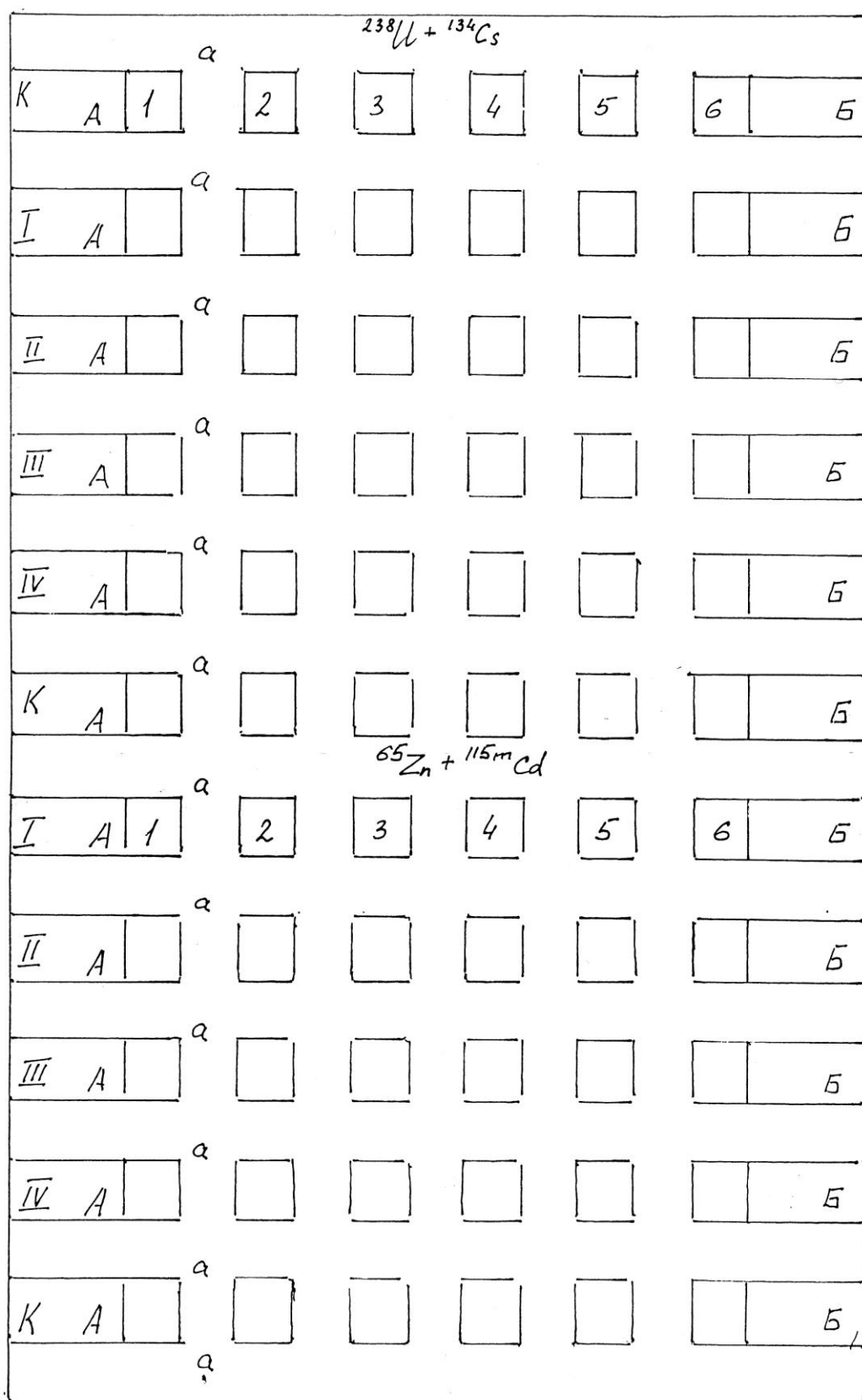


Рис. 4 Схема последовательного расположения опытных вариантов
в 1 ярус, по изучению влияния способов орошения на накопление
радионуклидов в томатах (*Lycopersicon esculentum* Mill.)

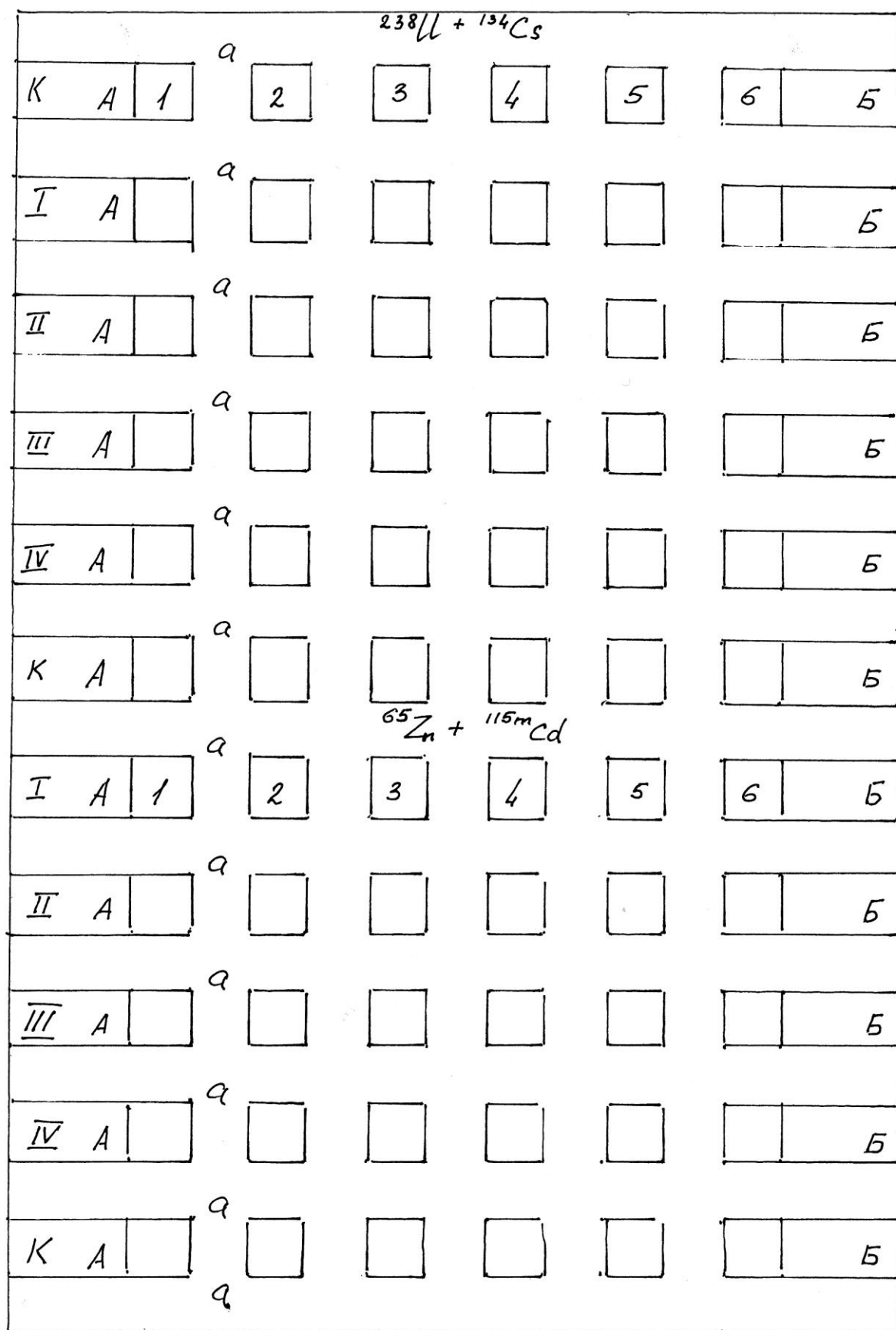


Рис. 5 Схема последовательного расположения опытных вариантов

в 1 ярус, по изучению влияния способов орошения на накопление радионуклидов в моркови (*Daucus carota* L.)

Условные обозначения к рисункам 4, 5: А, Б – концевые защитные полосы (длина – 7 м); I, II, III, IV – способы полива, соответственно: дождевание, капельное, по бороздам, подпочвенное; а – боковые защитные полосы (шириной – 4 м); 1 – 6 – повторность в варианте; К – контрольные делянки.

В различных опытах с полевыми культурами целесообразно проектировать делянки, допускающие проведение всех полевых работ с максимальной механизацией, включая и уборку урожая. Поэтому предел, меньше которого не должна быть площадь делянки, определяется возможностью нормально осуществлять все агротехнические работы. Делянки меньше 10 м^2 обычно применяют в так называемых микрополевых опытах, например, при исследованиях с применением радиоактивных веществ, когда важно получить практический материал с наименьшим загрязнением территории почв, или при селекции растений, когда очень важно экономить посевной материал. Можно с успехом использовать делянки размером $0,5 - 2 \text{ м}^2$, $5 - 10 \text{ м}^2$ и при очень тщательной обработке получить высокую точность опыта (Доспехов Б.А., 1968, Юдин Ф.А., 1971).

При проведении опытов с другими культурами следует учитывать рекомендации, где плодовые культуры имеют довольно высокий нижний предел площади делянки: она должна быть достаточной, чтобы индивидуальная (генетическая) изменчивость растений не оказывала существенного влияния на ошибку опыта. Например, в опытах с плодовыми на каждой делянке размещается 6 и более деревьев, а кустарниковых ягодников – 10 – 20. В подобных случаях площадь делянки может значительно отклоняться от 100 м^2 (Доспехов Б.А., 1968).

Таким образом, полевые опыты можно ставить на делянках сравнительно небольшого размера, дающих возможность нормально проводить все агротехнические работы. На таких делянках гораздо легче достичь большой точности и типичности, они удобнее и требуют меньше затрат средств и труда, чем крупные делянки. Теоретически нет оснований для рекомендации закладывать полевые опы-

ты на делянках большого размера. Однако нельзя говорить и о каких-то раз навсегда установленных и единственно правильных нормативах. Конкретная площадь делянки определяется изучаемым агротехническим приемом, способами ухода, уборки и т. д. При проведении опытов с орошением сельскохозяйственных культур большое внимание уделяется боковым защиткам. Ширина ее при этом 2 – 3 м и более. Концевые защитные полосы шириной не менее 2 м выделяют для предохранения учетной части делянки от случайных повреждений (затаптывание, поломка стебля и т.д.).

При закладке опытов на выравненных по плодородию участках направление делянок относительно сторон света не оказывает влияния на точность опыта и определяется техническими условиями проведения эксперимента. В случае эксперимента с радиоактивными веществами квадратная форма делянки предпочтительнее прямоугольной или вытянутой, где смежные варианты могут сильно влиять друг на друга. Например, при внесении радиоактивных веществ в виде растворов (полив) ветер может сносить их на соседние делянки. Поэтому необходимо выделять большие боковые защитные полосы, что ведет к нежелательному сокращению учетной площади делянок или увеличению общей площади опытного участка. В этих случаях преимущество в экономии опытной полезной площади безусловно принадлежит делянкам квадратной формы.

При определении необходимого числа повторностей мы учитывали рекомендации, в которых точность опыта при увеличении повторности делянок до 4 – 6 кратной повышается особенно сильно, дальнейшее повышение повторности не сопровождается эффектом уменьшения ошибки. Шестикратную повторность применяют в опытах, которые закладывают на небольших делянках ($4 - 20 \text{ м}^2$) (Доспехов Б.А., 1968).

Обычно все повторности делянок в полевом опыте размещают на одном опытном участке, то есть применяют сплошное их расположение. Одноярусное расположение наиболее просто и желательно с точки зрения техники проведения

опыта. Его и применяют обычно в несложных опытах с небольшим числом вариантов и количеством делянок в пределах до 25. Стандарт располагают через три и более опытных варианта. Большинство полевых опытов закладывают сейчас методами, в основу которых положен принцип случайного, или рендомизированного, размещения вариантов.

Как следует из данных литературы и наших разработок при изучении влияния условий орошения на накопление радионуклидов в органах сельскохозяйственных растений делянки чаще всего располагают в один ряд. Размер их определяется схемой и техническими условиями опыта. При однорядном расположении проще организовать независимую подачу воды на каждую делянку. Пропускать воду через одну делянку на другую нельзя, особенно в опытах с радиоактивными веществами. Концевые защитные полосы увеличивают до 4 – 6 м, чтобы избежать ошибки, связанной с неравномерностью увлажнения. Ширину боковых защитных полос увеличивают до 4 – 5 м с каждой стороны делянки, чтобы исключить перенос ветром водных струй на соседние участки (Доспехов Б.А., 1968, Юдин Ф.А., 1971).

Ценность результатов полевого опыта зависит от соблюдения определенных методических требований. Важнейшие из них следующие: 1) типичность опыта, 2) соблюдение принципа единственного различия, 3) проведение опыта на специально выделенном и выровненном по плодородию участке, 4) достоверность и точность полевого опыта (Доспехов Б.А., 1968).

Под типичностью понимается соответствие условий его проведения почвенно-климатическим (природным) и агротехническим условиям данного района или зоны при общем высоком уровне агротехники. Полевой опыт должен отвечать требованию почвенно-климатической типичности.

Не следует забывать уточнение для требования принципа единственного различия (Доспехов Б.А., 1968): «Для того, чтобы признать изменение в результате опыта, как следствие тех изменений, которые произошли в изучаемом факторе,

вовсе не нужно постоянное равенство в состоянии всех других неизучаемых условий в течение всего опыта, а достаточно, чтобы такое равенство имелось до опыта, то есть до того момента, когда внесены изменения в изучаемый фактор. Изменения же, которые происходят под его влиянием в неизучаемых условиях, необходимо рассматривать как функции произведенного изменения в изучаемом факторе». Но единственное различие не следует понимать механически, под этим принципом понимается главное, изучаемое различие. Принцип единообразия должен пониматься как принцип целесообразности и оптимальности. То есть не следует изменять агротехнику возделывания культур до одинаковой, если она разработана под каждую из них и применяется в производстве. В опыте должен изменяться фактор который подвержен исследованию.

Следует учитывать, что «Основной задачей агротехнических опытов является – сравнительная объективная оценка действия различных факторов жизни, условий, приемов возделывания или их сочетаний на урожай сельскохозяйственных культур и его качество. К этой группе относятся, например, полевые опыты по изучению обработки почвы, способов борьбы с сорняками, болезнями, загрязнением сельскохозяйственных культур различными загрязнителями в том числе и радиоактивными, способы применяемые по снижению содержания их в культурах и т. д.» (Юдин Ф.А., 1971).

Земельный участок для будущего опыта должен соответствовать тем условиям, в которых предполагается использовать результаты опыта: свойствам, плодородию и рельефу почв, распространенных в данном районе или даже в других районах, близких, по природным условиям. Это важнейшее требование к земельному участку есть его репрезентативность. Обязательным условием, которое требуется неукоснительно соблюдать в полевом опыте – однородность почвенного покрова, обеспечивающая достаточную точность результатов опыта. На участках, хозяйственная история которых не известна, закладывать опыты нельзя. Однообразными на всем участке особенно должны быть те агротехнические приемы, ко-

которые резко и на длительный период изменяют плодородие почвы, например, систематическое внесение минеральных удобрений, углубление пахотного слоя и т. д. Чтобы опыты с какой-либо культурой были типичны, необходимо располагать их на том элементе рельефа, на котором они обычно возделываются. На территории лесостепной и степной черноземной зоны для изучаемых культур предпочтительны ровный или с небольшим однообразным уклоном участок (1 – 2,5 м на 100 пог.м).

Эксперимент по определению влияния способов орошения сельскохозяйственных культур на накопление радионуклидов в их органах был поставлен согласно агротехнике их возделывания.

Для полива по бороздам поливные борозды нарезаются одновременно с посевом. Длина поливных борозд определяется размером посевных делянок, уклоном местности и водопроницаемостью почвы. Борозды нарезаются в междурядьях растений. Глубина и ширина их определяются шириной междурядий, нормой полива, длиной борозды и свойствами почвы. На почвах со слабой водопроницаемостью лучше делать более глубокие борозды, чтобы вода скорее достигала корней растений. Расстояние между поливными бороздами на тяжелых почвах с преобладанием горизонтальной фильтрации 1 м.

Разные почвы обладают весьма резким различием в соотношении между скоростями вертикального и горизонтального впитывания воды. Для того чтобы выяснить это соотношение, правильно определить допустимое расстояние между поливными бороздами, необходимо предварительно нарезать на поливном участке несколько борозд длиной 10 – 20 м и полить их заданным количеством воды (рис.6).

Расстояние при этом между бороздами должно быть равно ширине междурядья данной культуры. Через сутки поперек политых борозд отрывается траншея, на стенке которой отчетливо видны контуры смачивания. Если они сомкнулись или несколько перекрывают друг друга, то такое расстояние между бороздами нормальное (Соляник Н.М., 1988). Глубина промачивания часто определяется

«подпахотной подошвой», образующейся под пахотным слоем. Поэтому в опыте борозды для полива растений были средней глубины – 15 – 18 см по проточности – тупые, расстояние между бороздами было 100 см (Рисунок 6) (Тимофеев А.Ф., 1982, Маслов Б.С., 1984, Колпаков В.В., 1988, Соляник Н.М., 1988).

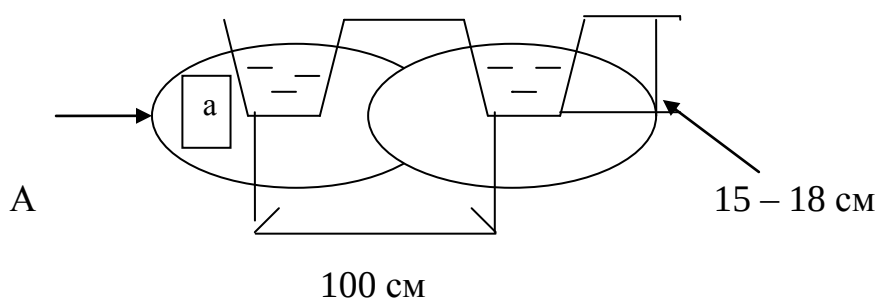


Рис. 6 Контурсы смачивания (а) на тяжелых почвах при поливе по бороздам (А)

При поливе дождеванием применяли установку, идентичную по техническим характеристикам к производственным. Дождевальная машина ДМУ «Фрегат» – многоопорная, самодвижущаяся, поливает в движении от закрытой оросительной системы. На поле она поворачивается по кругу по ходу часовой стрелки. Вдоль всего трубопровода размещены среднеструйные дождевальные аппараты (со сливными клапанами под каждым из них). Для капельного орошения использовали капельницы типа «Украина-1» – непрерывного действия. Подпочвенное орошение производили при помощи полиэтиленовых напорных труб. Длина труб – 16 м, глубина укладки – 0,45 – 0,50 м, удельный расход воды 0,02 – 0,33 л/с на 100 м длины, расстояние между увлажнителями – 1,0 м (Тимофеев А.Ф., 1982).

Накопление радионуклидов овощными растениями, агротехника возделывания которых требует орошения, изучена на следующих сельскохозяйственных культурах: баклажан, томат, перец, морковь, укроп, петрушка, капуста, редис, щавель, лук, чеснок, пшеница, салат (Рисунок 7).

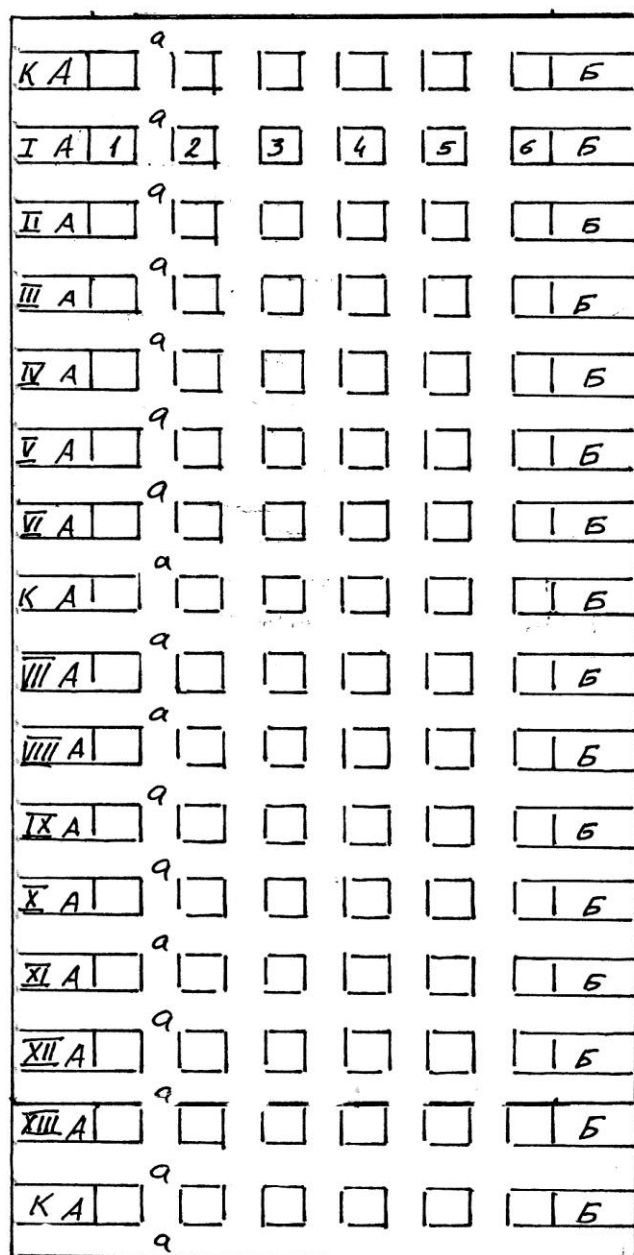


Рис.7 Схема последовательного расположения опытных вариантов в 1 ярус, по исследованию влияния биологических особенностей выращиваемых сельскохозяйственных культур, при поливе их дождеванием водой, содержащей радионуклиды - ^{134}Cs и ^{238}U

Условные обозначения к рисунку 7: I, II, III, IV, V, VI, VII, VIII, IX, X, XI, XII XIII – изучаемые культуры в севообороте, соответственно – томаты, укроп, морковь, салат листовой, перец болгарский, редис, чеснок, озимая пшеница, лук, бак-лажаны, петрушка, щавель, капуста; А, Б – концевые защитные полосы (длина – 7 м); а – боковые защитные полосы (шириной – 4 м); 1 – 6 – повторность в варианте; К – контрольные делянки.

Сроки и нормы поливов были установлены в зависимости от целей опыта, биологических особенностей растений и агротехники возделывания культур. Распределение воды по поливным бороздам и нормирование ее осуществлялось при помощи переносных трубопроводов с регулируемыми водовыпусками.

Полив посевов водой, содержащей радионуклиды, проводили в следующие фазы роста и развития растений: пшеница – колошение, щавель, петрушка, лук, чеснок, укроп, салат – интенсивный рост вегетативной массы, редис, морковь – интенсивный рост корнеплодов, томаты, перец болгарский, баклажаны – завязывания плодов первой кисти, капуста – начало завязывания кочана. Норма полива, согласно рекомендациям агротехники возделывания культур.

Для приготовления поливной воды, содержащей радионуклид, использовали специальный резервуар (емкость), в который набирали водопроводную воду (химический состав приведен в таблице 20), добавляли в нее маточный раствор радионуклида, затем по трубопроводу вода подавалась на делянки. Пробы воды рабочей активности отбирали на выходе из поливной трубы, при поливе растений. Химический состав воды некоторых водоемов Северного Кавказа, для сравнения с используемой в работе, приведены в таблице 20 (Алекин О.А., 1953, Алексахин Р.М., 1985).

Имеющиеся сведения о химических свойствах радионуклидов позволяют высказать предположения о возможных химико-физических формах соединений радионуклидов в природных водах, используемых для орошения. Так, в водах

гидрокарбонатного класса для изучаемого радионуклида – ^{90}Sr возможно образование гидрокарбоната $^{90}\text{Sr}(\text{HCO}_3)_2$ и карбоната $^{90}\text{SrCO}_3$ (Алекин О.А., 1953, Алексин Р.М., 1985).

Таблица 20

Химический состав воды некоторых водоемов Северного Кавказа

Водный источник	Пункт отбора пробы	Концентрация ионов, мг/л						
		Сумма	Ca^{2+}	Mg^{2+}	$\text{Na}^+ + \text{K}^+$	HCO_3^-	SO_4^{2-}	Cl^-
р.Кубань	г.Краснодар	378	60	24	25	151	94	21
р.Дон	Станица Аксайская	568	82	18	52	260	112	44
Артезианская скважина	г.Краснодар	445	38	5	84	244	49	25
р.Терек	Станица Каргалинская	495	90	19	21	217	123	25

Влияние химического состава воды, используемой для полива сельскохозяйственных культур способом «дождевание», на поступление содержащихся в ней радионуклидов в растения проявляется еще и в том, что он определяет характер конкуренции макроколичеств катионов и анионов за места адсорбции на надземной фитомассе. При поливе «дождеванием» первый этап накопления химических элементов (и радионуклидов) при их попадании на надземные части растений состоит в физико-химической адсорбции веществ на поверхностях растений, эффективность которой в значительной мере зависит от площади сорбирующей поверхности. Сопровождающие миграцию радионуклидов макроколичества катионов и анионов будут оказывать влияние и на интенсивность инкорпорации их во внутренние ткани растений, т.е. на втором, физиологически активном этапе усвоения первоначально адсорбированных на надземной фитомассе радионуклидов.

Физико-химические свойства радионуклидов оказывают влияние на их накопление в овощных сельскохозяйственных культурах (Рисунок 8 и 9).

KA		^a						Б
IA	1	^a	2	3	4	5	6	Б
IIA		^a						Б
IIIA		^a						Б
IVA		^a						Б
V A		^a						Б
KA		^a						Б
VIA		^a						Б
VIIA		^a						Б
VIIIA		^a						Б
VIIIA		^a						Б
IX A		^a						Б
X A		^a						Б
XI A		^a						Б
KA		^a						Б

Рис.8 схема последовательного расположения опытных вариантов в 1 ярус, по исследованию влияния физико-химических свойств ^{134}Cs , ^{60}Co , ^{144}Ce , ^{59}Fe , ^{22}Na , ^{65}Zn , ^{203}Hg , ^{54}Mn , ^{106}Ru , $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{238}U на накопление их в салате при поливе дождеванием

K A						Б
I A	1	2	3	4	5	6 Б
II A						Б
III A						Б
IV A						Б
V A						Б
VI A						Б
VII A						Б
VIII A						Б
IX A						Б
X A						Б
XI A						Б
K A						Б

Рис. 9 Схема последовательного расположения опытных вариантов в 1 ярус, по исследованию влияния физико-химических свойств ^{134}Cs , ^{60}Co , ^{144}Ce , ^{59}Fe , ^{22}Na , ^{65}Zn , ^{203}Hg , ^{54}Mn , ^{106}Ru , $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{238}U на накопление их в баклажанах при поливе дождеванием

Условные обозначения к рисункам 8,9: I, II, III, IV, V, VI, VII, VIII, IX, X, XI – изучаемые радионуклиды, соответственно ^{134}Cs , ^{60}Co , ^{144}Ce , ^{59}Fe , ^{22}Na , ^{65}Zn , ^{203}Hg , ^{54}Mn , ^{106}Ru , $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{238}U ; А, Б – концевые защитные полосы (длина – 7 м); а – боковые защитные полосы (шириной – 4 м); 1 – 6 – повторность в варианте; К – контрольные делянки.

Пробы растений отбирали до полива их водой, содержащей радионуклиды, для определения фонового содержания радиоактивных веществ.

Сразу после полива посевов дождеванием и капельным способом отбирали пробы растений для определения первичного задерживания растениями радионуклидов. Отбор производился простым срезанием растений через 2 часа после нанесения радионуклидов. После этого растения разделяли на части: вегетативная масса и плоды. Содержание радиоактивных веществ определяли отдельно для каждой части.

Кроме отбора проб на первичное задерживание, с растений томатов, баклажан, перца болгарского отбирали пробы после созревания плодов 1, 2 и 3 кисти; сбор проб моркови, редиса, лука, чеснока – при достижении ими технической зрелости; укропа, петрушки, щавеля, салата – по мере достижения вегетативной массой товарного состояния. Для изучения динамики загрязнения капусты – после 1, 2, 3, 4 и 5 поливов и в период сбора урожая – срезания кочанов.

После отбора проб растения разделяли на органы и части, высушивали при температуре 105°C , взвешивали и измельчали на мельницах МРП-1 или ЭМ-3А. Концентрацию ^{134}Cs , ^{54}Mn , ^{144}Ce , ^{22}Na , ^{203}Hg , ^{65}Zn , ^{59}Fe , ^{106}Ru , $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{60}Co определяли на гамма – спектрометре CompuGamma 1282, $^{115\text{m}}\text{Cd}$ на газоразрядном счетчике Nuclear Chicago 1152 и ^{238}U – фотометрическим методом с арсеназо III по методикам, изложенным в работах А.А. Кульского (Кульский А.А., 1980) и С.Б. Саввина (Саввин С.Б., 1966). Определение ^{238}U в смеси $^{238}\text{U} + ^{232}\text{Th}$ проводили следующим образом: взять навески в фарфоровые чашки. Чашки поместить в му-

фельную печь сначала при 200 °С, затем через каждый 1 час поднимать температуру на 100 °С. При 500 °С оставить на 4 часа. Вынуть из муфеля. Если требуется доозоление, выполнить после добавления азотной кислоты и выпаривания. После доозоления внести 1 мл HCl (концентрированной), выпарить на песчаной бане (HCl должна смочить всю поверхность чашки). Выпарить на песчаной бане, растворить сухой остаток 5 – 7 мл 6Н HCl, растирая его стеклянной палочкой (в каждую чашку свою палочку). Перенести, аккуратно фильтруя через фильтр «синяя лента», содержимое из фарфоровых чашек в колбочки 25 мл. Промыть чашку 6Н HCl двумя порциями по 5 мл и тоже через фильтр перенести содержимое в колбочку. Добавить в фильтрат до обесцвечивания аскорбиновой кислоты (раствор может иметь сине-зеленый цвет). Затем добавить 3 гранулы Zn и 10 минут выдержать. Содержимое перелить в мерную колбу (25 мл), промыть гранулы Zn 6Н HCl 2 раза по 2 – 3 мл, добавить 1 мл Арсеназо III, довести до метки 6Н HCl промывая мерную колбу. Фотометрировать на СФ-46 при длине волны 665 нм. Растворы для калибровки готовят отдельно согласно методике, прилагаемой к инструкции по работе на СФ-46.

Одной из важнейших задач сельскохозяйственного производства на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению, является снижение содержания радионуклидов в сельскохозяйственной продукции

Казалось бы, самым радикальным способом снижения концентрации радионуклидов является удаление поверхностного слоя земли. Теоретически это осуществимо только на сравнительно небольших площадях (территориях АЭС или других предприятий). Так в ходе дезактивации в районе Чернобыльской АЭС было удалено, вывезено и захоронено более 500 тыс. м³ грунта.

Однако такой прием практически неосуществим для сельскохозяйственных предприятий, занимающих большие земельные площади. Так, для десятикратного снижения радиоактивного загрязнения почвы необходимо удалить верхний слой в 4 – 5 см. Легко подсчитать, что с площади в 1 га нужно убрать до 750 т почвы.

Возникает проблема и с ее захоронением. Кроме того, такой прием снижает плодородие почвы.

Поэтому на практике нашли применение другие методы. Так, например, заделка загрязненного слоя плантажным плугом с предплужником на глубину 60 – 70 см с одновременным окультуриванием вывернутого на поверхность глубинного горизонта почвы позволяет снизить в урожае содержание радионуклидов в 5 – 7 раз. Хотя такой способ требует значительных затрат и трудно осуществим на больших площадях.

Предложена двухъярусная вспашка двухъярусными плугами. Применение такой вспашки на глубину 38 – 40 см позволило в значительной мере избавиться от радиоцезия в слое до 20 см: его удельная радиоактивность снизилась в 20 – 30 раз. При этом мощность дозы гамма-излучения в воздухе снизилась до 90 – 110 мкР/ч, исходный уровень составлял 250 – 280 мкР/ч. Как отмечают авторы (Стрельченко В.П., Заика В.В., 1992), основная масса корней культурных растений сосредоточена в слое до 20 см, применение двухъярусной вспашки обеспечило снижение содержания радиоцезия в продукции растениеводства в 4 – 8 раз.

Может быть использована и такая обработка почвы: в конце лета или осенью вспашку почвы под посев озимых культур и зяблевую вспашку после уборки культур сплошного посева проводят без лущения стерни плугами с предплужниками на 4 – 5 см глубже обычной вспашки. А на следующий год вспашку проводят на меньшую, то есть обычную глубину, не затрагивая загрязненного слоя почвы.

Разработаны приемы, снижающие переход радионуклидов в травостой пастбищных угодий. Одним из них является фрезерование или вспашка загрязненной дернины в сочетании с известкованием, внесением удобрений и подсевом травосмесей. При этом кратность снижения концентрации ^{137}Cs в зависимости от типа почв и времени, прошедшего с момента загрязнения пастбищ, может достигать 3 – 10 раз, а для ^{90}Sr – 2 – 5 раз. На естественных пастбищах, расположенных на каштановых, серо-бурых почвах и серозёмах рекомендуется проводить рыхле-

ние на глубину 10 – 20 см с подсевом травосмеси из житняка, прутняка и люцерны. При этом переход радионуклидов в травостой снижается в среднем в 2 – 4 раза.

В результате аварии на Чернобыльской АЭС произошло радиоактивное загрязнение 515,8 тыс.га естественных и окультуренных сенокосно-пастбищных угодий, ранее интенсивно использовавшихся для выпаса и откорма сельскохозяйственных животных.

Результаты исследований Фирсаковой С.К. с соавторами (1994), показали, что из комплекса контрмер, снижающих переход радионуклидов в травостой различных типов лугов, наиболее эффективным является коренное улучшение. Важной его составляющей частью обязательно должно быть применение повышенных доз фосфорных, калийных удобрений и доломитовой муки. Этот прием с последующим ежегодным внесением удобрений под каждый укос позволяет в течение 5 лет после коренного улучшения загрязненного луга получать корма с содержанием радионуклидов от 3 до 15 раз ниже, чем в естественном травостое. Величина снижения по ^{137}Cs достигает для растений заболоченного луга 4 – 10 раз, суходольного – 3 – 4 раза и пойменного – более 10 раз.

По отношению к ^{90}Sr на изучаемых типах лугов эффективность контрмер значительно ниже по сравнению с ^{137}Cs . Снижение уровня накопления ^{90}Sr в сеяные травы при коренном улучшении не превышает 2,0 – 2,6 раза.

Менее эффективным приемом по снижению перехода радионуклидов оказалось поверхностное внесение минеральных удобрений и доломитовой муки на естественный травостой без создания культурного травостоя. Так, кратность снижения депонирования ^{137}Cs была невысокой и составила на суходольном и пойменном лугах 1,1 раза и заболоченном – 1,9 раза, а в отношении ^{90}Sr положительного эффекта не наблюдалось ни на одном из изучаемых типов лугов.

Влияние контрмер достаточно эффективно, но их продолжительность воздействия ограничена типом угодий, плотностью загрязнения, временем прошед-

шим после залужения. С течением времени, в результате деградации травостоев наблюдается увеличение размеров перехода радионуклидов в растения. В таком случае необходимо проведение повторного залужения (перезалужения), которое позволяет получать нормативно чистую продукцию уже в первый год жизни трав. Перезалужение изучаемых типов лугов позволяет снизить поступление ^{137}Cs в урожай многолетних сеяных трав соответственно: на суходольном типе луга в 2 – 11,5 раза; заболоченном – от 3 до 20 раз; пойменном – от 4 до 20 раз. Кратность снижения поступления ^{90}Sr оказалась более высокой, чем при залужении и составила в оптимальных вариантах соответственно: на суходольном – 2,6 раза, заболоченном – 3,2 и пойменном – 8,2 раза. Результаты исследования показали, что как залужение, так и перезалужение способствует уменьшению поступления радионуклидов в урожай многолетних злаковых трав основных типов лугов, подвергшихся радиоактивному загрязнению.

При уровне загрязнения стронцием-90 от 10 до 30 Ки/км² в первый год проводят мероприятия с целью снижения содержания этого изотопа в пахотном слое (глубокая вспашка, известкование, внесение удобрений). Земельные площади этой зоны, как правило, исключаются из севооборота на несколько лет. И только после того, как содержание ^{90}Sr снизится до допустимых пределов, можно будет выращивать технические культуры (Пестряков А.М., Панухник В.Н., 1996, Плющиков В.Г., 1996, Пристер Б.С., Иванов Ю.А., Перепелятникова Л.В., Проневич В.А., 1996, Филатов Н.Д., Балло Л.Н., Лихачева О.З., 1996, Наумкин В.Н., Лоначев Н.А., Мурахтанов Е.С., Кочегарова Н.Л., 1999).

Отмечается, что проведение двухъярусной вспашки позволяет заметно очистить верхний (до 10 см) слой почвы, переместив основную массу радионуклидов на глубину 15-20 см, и снизить, таким образом, гамма-фон участка на 47,9 % (Белоус Н.М., Моисеенко Ф.В., Шаповалов В.Ф., Духанин М.А., 1996).

Наиболее простым и дешевым агротехническим приемом является также подбор культур и сортов, отличающихся невысоким накоплением в себе радионуклидов стронция и цезия.

Озимые растения при прочих равных условиях накапливают их в 1,5 – 2,5 раза меньше, чем яровые, а скороспелые сорта – в 1,5 – 2 раза больше позднеспелых. Так, содержание ^{137}Cs в зерне озимой ржи, возделываемой после овсяно-бобовой смеси, оказалось в 3 раза ниже, чем после люпина и сераделлы. Так же уменьшает накопление ^{137}Cs в урожае обогащение дерново-подзолистой почвы вермикулитом, искусственными сорбентами и подбор высокоурожайных видов и сортов (Ратников А.Н., Корнеев Н.А., Попова Г.И., Жигарева Т.Л., 1998).

Меньше всего уязвимы семена тех растений, зерно которых закрыто створками, пленками или оболочками (например, зернобобовых, овса, гречихи, проса). Защищены от поверхностного загрязнения и семена подсолнечника, льна или риса. Надежно укрыты в земле картофель, свекла, морковь, турнепс, брюква и другие корнеплоды. Уменьшить загрязненность урожая во время уборки можно, если исключить те операции, которые сопровождаются интенсивным пылеобразованием. Так, сено при сушке не ворошат, а при уборке зерновых применяют только прямое комбайнирование.

Важно знать и учитывать, что бобовые накапливают стронций-90 в 2 – 5 раз больше, чем злаковые культуры. А из зерновых культур меньше всех стронция-90 депонирует кукуруза. Межвидовые различия по накоплению радиоцезия в урожае изучавшихся культур (23 вида) составили 12 раз, а по ^{90}Sr : в зеленой массе – 26, в семенах – до 6 раз. Использование гербицидов не приводило к увеличению количества радионуклидов, а в некоторых культурах содействовало их уменьшению (Бандарэнка Э., 1994).

По мнению ряда ученых (Хандогина Е.К., Бархударов Р.М., Мелихова Е.М., Иванов М.Ю., 2006), меньше всего радионуклидов накапливается в капусте, далее,

в порядке возрастания, идут огурцы, кабачки, томаты, лук, чеснок, картофель, свекла, морковь, редис, горох, бобы и фасоль, а больше всего их в щавеле.

Таким образом, подбор и размещение культур на загрязненных полях с учетом степени накопления радиоцезия в урожай и плотности загрязнения почв может быть эффективным способом снижения уровней загрязнения сельхозпродукции. Ратников А.Н. и др. (1994) изучали эффективность комплекса агромелиоративных мероприятий по снижению накопления ^{137}Cs в продукции растениеводства на территории Брянской области, попавшую в зону аварии на Чернобыльской АЭС. Согласно ему доля азотных удобрений определялась потребностями планируемого урожая, дозы фосфорных и калийных удобрений были увеличены в 2 – 3 раза, а известь вносили один раз в 3 года из расчета дозы по гидролитической кислотности. При недостатке магния использовали доломитовую муку. Загрязненные естественные луга перепаживали, известковали, вносили удобрения, засевали одно- и многолетними травами. Контролем служили участки с производственными посевами с общепринятой для данных культур стандартной технологией. Изучали следующие виды растений: рожь озимая, пшеница озимая, овес, ячмень, овсяно-гороховая смесь, кукуруза, люпин, свекла кормовая, картофель, овощные, естественные сенокосы, многолетние травы (клевер, злаково-бобовая смесь). Проведение комплекса описанных защитных мероприятий обеспечило снижение накопления ^{137}Cs в растениеводческой продукции в среднем в 2,2 раза.

Все общепринятые агрохимические приемы (известкование почвы, внесение органических и минеральных удобрений) приводят не только к повышению плодородия почвы и урожайности культур, но и оказались весьма эффективными приемами снижения радиоактивной загрязненности растениеводческой продукции (Калацкий С., 1996).

Так внесение извести на кислых почвах (более 60 млн. га в России) улучшают ее физико-химические свойства, повышает плодородие и одновременно в 1,5 –

3 раза снижает содержание стронция-90 и цезия-137 в урожае. Подобная тенденция отмечена и при использовании металлургических шлаков.

На кислых почвах азотные и азотно-калийные удобрения не влияют на вынос из почвы растениями стронция-90. Зато при внесении калийных удобрений более чем в 10 раз снижается концентрация цезия-137 в зерне. При внесении двух-трехкратной нормы фосфорных и калийных удобрений от 3 до 5 раз снижается поступление в растения и стронция и цезия.

По мнению специалистов брянского центра «Агрохимрадиология» (1994), при известковании кислых почв учитывается плотность загрязнения радионуклидами: 1 уровень загрязнения по цезию-137 – 1 – 5 Ки/км² (известкование проводят в соответствии с обычными рекомендациями для кислых почв); 2 уровень – 5 – 15 и более Ки/км² (известкование проводят дозами известковых удобрений, обеспечивающими доведение реакции почвенной среды до оптимального значения). При этом высокие дозы известковых удобрений (8 – 10 т/га) следует вносить в 2 приема: 0,5 дозы под вспашку и 0,5 дозы под культивацию; дозы менее 5 т/га лучше вносить под глубокую культивацию. Это снижает поступление радионуклидов из почвы в растения в 1,5 – 2 раза и будет оказывать положительное влияние в последующие 3 – 4 года.

Микроудобрения также способствуют снижению поступления радионуклидов в сельскохозяйственные культуры. Особенно эффективны некорневые подкормки сульфатом марганца многолетних трав на известкованных почвах, что позволяет на 30 – 40 % снизить накопление радионуклидов в зеленом корме и сене. При производстве зерновых культур и картофеля в условиях радиоактивного загрязнения земель целесообразно включение в технологию защиты различных минеральных солей (хлористый калий, азотнокислый кальций), а также стимуляторов роста гуминовой природы (оксидат торфа, окси- и гидрогуматы). Этот прием уменьшает на 30 – 40 % расход пестицидов при той же эффективности их воздействия и в большей степени снижает переход в урожай радионуклидов.

Н.А. Корнеев и др. (1995) испытывали в качестве средства, способствующего закреплению радионуклидов, глину. Присутствующие в глине минералы асканит, гумбрин, флогопит и гидрофлогопит вследствие особенностей строения их кристаллических решеток необратимо сорбируют цезий-137. Обнаружено, что нанесение глины на поверхность пастбищ способствовало прочному закреплению радионуклидов почвой и выведению их из биологического кругооборота.

В последние годы, решая задачу получения экологически чистых продуктов питания, все шире используют искусственные природные почвенные субстраты: различные виды торфов, как в «чистом виде», так и в смесях с песком, перлитом, вермикулитом и минеральной ватой.

А.И. Мельченко (1994) установлено, что первичное задерживание радионуклидов овощными культурами при дождевании значительно выше, чем при других видах орошения. Так, интенсивность задерживания радионуклидов томатами при дождевании была от 1,4 (^{238}U) до 7,4 (^{115}Cd), морковью – от 1,4 (^{238}U) до 10 раз (^{65}Zn) выше, чем при капельном орошении. Накопление радионуклидов в растениях, поступающих с поливной водой, зависит также от величины оросительной нормы. При многократном поливе капусты в кочанах накапливалось, например, ^{134}Cr и ^{238}U соответственно в 15,8 и 1,8 раз больше, чем при однократном. Повышение температуры поливной воды от 16 °C до 36 °C способствовало накоплению радионуклидов в вегетативной массе томатов в среднем до 21 раза, а в плодах – в среднем до 1,5 раз.

Поэтому, осушение переувлажненных земель также является важным приемом снижения содержания радионуклидов в урожае сельскохозяйственных культур. Для большинства торфяных и минеральных заболоченных почв минимальное поглощение растениями радионуклидов достигается при уровне грунтовых вод 90 – 120 см от поверхности почвы. Подъем грунтовых вод, например, в результате выхода из строя дренажной сети, до 35 – 50 см от поверхности почвы приводит к увеличению накопления радионуклидов до 5 – 20 раз.

Переработка загрязненной сельскохозяйственной продукции дает возможность существенно снизить содержание радионуклидов в конечном продукте. Существующие в настоящее время способы дезактивации можно условно разделить на три группы: 1) механические; 2) технологические и 3) разведение (разбавление).

Даже такая простейшая операция, как промывание проточной водой, позволяет снизить загрязнение зерна в 1,5 – 3 раза, а томатов и огурцов – в 3 – 10 раз.

Картофель освобождают от радионуклидов вымачиванием в течение 3 – 4 часов в слегка подсоленной воде, при этом выводится до 40 % радионуклидов. Дальнейшая варка приводит к снижению на 60 – 80 % цезия. Тушение очищенной моркови снижает содержание в ней цезия-137 на 50 %. Тушение очищенной свеклы снижает содержание в ней цезия-137 до 30 %. Консервирование снижает содержание цезия-137 в шпинате и капусте до 20 %, тушение помидоров – до 50 %, очистка, промывка, кипячение лука – до 50 % (Копылова В.Д., 2004).

Соление, маринование огурцов снижает содержание цезия-137 до 15 %, консервирование – до 6 % от исходного. Грибы перед приготовлением вымачивают в 2 % растворе соли, затем тщательно промывают и дважды отваривают в солевом растворе. Первый отвар сливают, так как в него переходит до 40 % радионуклидов. При кипячении в подсоленную воду желательно добавить немного столового уксуса или лимонной кислоты (Копылова В.Д., 2004).

Гарантированную безопасность плодово-овощных соков и напитков из них можно обеспечить очисткой их в процессе производства использованием в качестве фильтрующих сред как природных (цеолитов), так и искусственных (катионитов) ионообменных материалов. Для удаления токсичных ионов, радионуклидов наиболее целесообразным является использование синтетических катионитов в динамическом режиме (Копылова В.Д., 2004).

Эффективными являются и другие механические и технологические методы дезактивации. Переработка маслосемян на масло во всех случаях обеспечивает

получение нормативно чистой продукции с минимальным уровнем радиоактивного загрязнения.

Эффективность различных способов дезактивации растениеводческой продукции

Вид продукции	Способ дезактивационной обработки	Кратность снижения радиоактивного загрязнения
Пшеница, рожь (зерно)	Отвешивание	1,2
	Промывка проточной водой	1,5-3
	Переработка на крахмал	50
	Переработка на спирт	1000
Рис, гречиха, овес, ячмень (зерно)	Обрушение, удаление пленок	10-20
Картофель (клубни)	Очистка	2
	Переработка на крахмал	50
Капуста (кочан)	Удаление кроющих листьев	40
Свекла, турнепс (корнеплоды)	Удаление головки у корнеплода	20
	Переработка на сахар	50
Томаты, огурцы (плоды)	Промывание проточной водой	3-10
	Засолка отмытых плодов	2-2,5
Яблоки, груши, земляника и другие ягоды и фрукты	Изготовление джемов и варенья	4-5

Для снижения содержания радионуклидов в овощной продукции использовали технологические способы – обмывание водой и очистку. Обмыв овощей проводили в проточной водопроводной воде в течение 20 мин при естественной температуре воды. Вода на плоды подавалась под давлением через специально подготовленное для этого эксперимента разбрызгивающее устройство, очень близкое по действию на душевую насадку, но с небольшими отверстиями для поступления воды. Под напором вода через мелкие отверстия с большой силой поступала на плод, что способствовало определенному смыву загрязнения с него. Насколько этот способ эффективен мы определяли в поставленном эксперименте. После обмыва вода собиралась в специальный резервуар. Второй изучаемый способ по снижению содержания радионуклидов в овощной продукции – очистка. Ее выполняли

после обмыва путем удаления ножом покровных тканей на глубину 1,5 – 2,0 мм. То есть производили простое срезание покровных тканей у овощной продукции (лук, чеснок, морковь).

Обработка бета-спектров, расчет значений активности и погрешности производится на ПЭВМ с использованием программного пакета «Прогресс». Из полученных в результате обработки спектра значений активности радионуклидов в счетном образце программа рассчитывает значения удельной активности радионуклидов в исходной пробе, используя для этого сведения о счетном образце, вводимые оператором перед началом измерения.

Выполнение измерений: регламентом измерений предусмотрено проведение калибровки бета-спектрометрического тракта по энергии перед каждым измерением активности или фона. Измерение фона (образца нулевой активности) проводится раз в день. Схема измерений: контроль фона (1800 с) → энергетическая калибровка (150 с) → измерение активности счетного образца № 1; энергетическая калибровка (150 с) → измерение активности счетного образца № 2;

При контроле почвы применялись «Инструкции по отбору проб почвы при радиационном обследовании загрязненности местности», утвержденные Госкомгидрометом в 1987г. При контроле содержания стронция-90 в почвах и растениях, кроме того применяли методические указания (Методические указания по определению ..., 1985, и ГОСТ Р 50801-95, а также ОСТ Р 10070-95 Почвы. Методика определения стронция – 90 в почвах сельхозугодий (ОСТ Р 10070-95). При отборе проб пищевых продуктов использованы приложения «Методики экспрессного определения объемной и удельной активности бета-нуклидов в воде, продуктах питания, продукции растениеводства и животноводства методом «прямого» измерения проб (переработанные и дополненные)» в редакции 1987 года, утвержденной Госстандартом, Госагропромом и СЭС Минздрава СССР, Методические рекомендации ГНМЦ ВНИИФТРИ ...1998. То есть, на практике, при повышенном содер-

жании стронция в пробе, концентрирование пробы может быть закончено на стадии сушки или обугливания (Комплекс универсальный спектрометрический ..., 1995).

С практической точки зрения важно выполнить прогноз распределения и перераспределения радиоактивных веществ в агрофитоценозе в динамике, т.е. дать пространственно-временную картину миграции радионуклидов в агрофитоценозе, в частности для оценки доз облучения разных его компонентов.

Агротехника возделывания испытываемых культур – общепринятая для данного региона (Метлицкий З.А., 1973, Суолз Дж., 1977).

Полученные результаты обрабатывали методами математической статистики.

ГЛАВА 3. ИСПОЛЬЗОВАНИЕ РАДИОАКТИВНО-ЗАГРЯЗНЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ ПОД ПЛОДОВЫЕ ЦЕНОЗЫ

3.1 Оценка влияния биологических особенностей плодовых и орехоплодных пород на накопление в них радионуклидов при поверхностном загрязнении почвы

Плоды, ягоды и орехи являются ценными продуктами питания. Они содержат большое количество легкоусвояемых сахаров (сахароза, глюкоза, фруктоза), органические кислоты, жиры, белки, минеральные и ароматические соединения, витамины С, В₁, В₂, В₃, Р, РР, провитамин А и другие полезные вещества. Многие из них обладают лечебными свойствами.

Плодовые и орехоплодные насаждения при правильной закладке и соблюдении соответствующей агротехники отличаются высокой продуктивностью и экономической эффективностью. Почти все плодовые и ягодные растения – хорошие медоносы.

В комплексе важнейших мероприятий интенсивного ведения плодового хозяйства главное место занимают: 1) ускоренная замена поврежденных садов на новые интенсивного типа; 2) подбор площадей и их состояния; 3) использование сортов и подвоев, повышающих урожайность и качество плодов, скороплодность насаждений, выносливость их к неблагоприятным факторам внешней среды, радиационному загрязнению территории, а также устойчивость к вредителям и болезням; 4) увеличение плотности насаждений за счет рационального размещения деревьев в квартале, формирование малогабаритных крон и их ограничения; 5) механизация и рационализация приемов обрезки деревьев и уборки плодов; 6) выращивание и использование для закладки садов безвирусного элитного посадочного материала и др.

По биолого-производственным признакам все плодовые культуры делят на семечковые, косточковые, ягодные, орехоплодные, субтропические и тропические. Семечковые породы (яблоня, груша, айва, рябина, боярышник, мушмула ирга) входят в семейство Розанные (Rosaceae Juss.) (Колесников В.А., 1979, Якушев В.И., 1982).

Яблоня (*Malus* Mill.). В лесу деревья яблони достигают высоты 18 – 20 м, в культуре – 6 – 10 м, а на слаборослых подвоях и при ограничении крон – 2 – 4 м. В зависимости от типа насаждений, подвоя и сорта начало плодоношения с 2 – 16 лет, долговечность деревьев 20 – 100 лет.

Производственная эксплуатация садов 10 – 30 лет. Надземная система дерева состоит из ствола и кроны. Они удерживают все части растения в определенном положении. В клетках сердцевины и луба накапливаются запасные питательные вещества. По сосудистым элементам древесины ветвей и ствола проходят вода и растворенные в ней вещества от корней к листьям. По ситовидным трубкам луба предвигаются продукты фотосинтеза от листьев к корням (Рисунок 10).

В результате деятельности камбия в надземной части дерева образуются новые ткани древесины и луба, обеспечивающие рост растения в толщину.

Фундук, кустарник высотой 7 – 8 м, живет 60 – 80 лет. Цветет рано, до появления листьев, так как это растение ветроопыляемое. Плоды односемянные орехи, заключенные в обертку, созревают с августа по октябрь. Содержат 60 – 72 % невысыхающего масла, 15 – 16 % белков, 2 – 5 % сахарозы и витамин В. Хранятся 2 – 3 года. Урожайность 5 – 30 ц с 1 га. Корневая система неглубокая, очень разветвлена. К почве фундук нетребователен.

Изучению поведения радиоизотопов в наземных и пресноводных экосистемах посвящено большое количество работ (Геденов Л.И., Виноградова В.К., 1965, Прохоров В.М., 1966, 1970, Ильенко А.И., 1970, Куликов Н.В., 1970, Федоров Е.А., 1970, 1991, Брендаков В.Ф., 1971, Погодин Р.И., 1973, Алексахин Р.М., 1975, Моисеев А.А., 1975, Перцов Л.А., 1978, Маслов Б.С., 1980, Анненков Б.Н.,

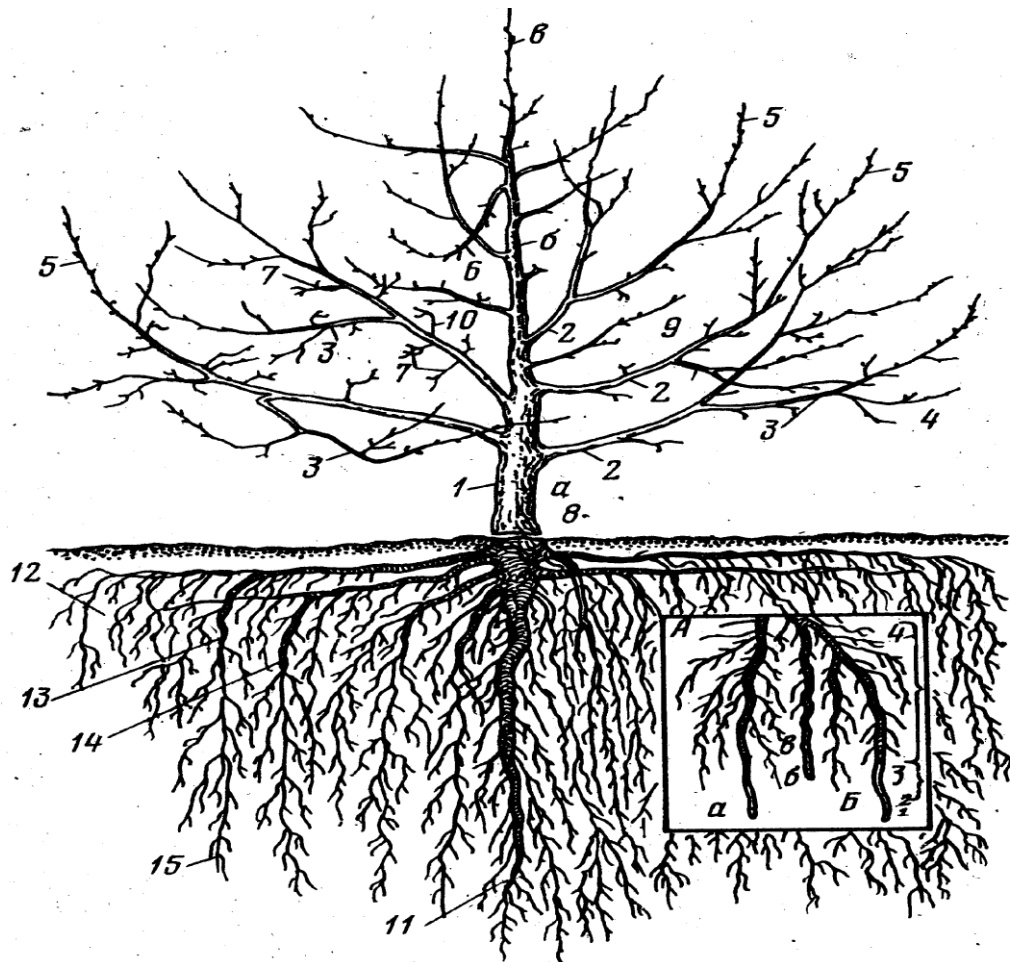


Рис. 1 Основные части плодового дерева.

Рис. 10 Основные части плодового дерева, в том числе подвергшиеся исследованию по накоплению радионуклида

1 – ствол (вертикальная часть дерева): а – штабб, б – центральный проводник (лидер), в – побег (ветка) продолжения центрального проводника; 2 – скелетные ветви (сучья) первого порядка; 3 – скелетные ветви второго порядка; 4 – третий порядок ветвления; 5 – побег продолжения скелетной ветви; 6 – полускелетная ветвь; 7, 9, 10 – обрастающие ветви; 8 – корневая шейка; 11 – главный корень (у сеянцев); 12 – горизонтальный корень; 13 – вертикальный корень; 14, 15 – обрастающие корни (а – ростовой, б – всасывающий, в – переходный, г – проводящий).

1980, 1992, Алипбеков О.А., Жуков Б.И., 1984, Кононович А.Л., Хамьянов Л.П., 1987, Корнеев Н.А., Сироткин А.Н., 1987, Гиляров М.С., Алексахин Р.М., 1988, Анненков Б.Н., Юдинцева Е.В., 1991, Козубов Г.М., Таскаев А.И., 1991, Булгаков А.А., 1990, Крышев И.И., 1991, Тихомиров Ф.А., Кляшторин А.Л., Щеглов А.И., 1992, Фирсакова С.К., 1992, Пастернак П.С., Молодков П.И., Кучма Н.Д., 1993, Takijma Y., 1993, Орлова А.И., 1994, Гофман Дж., 1994, Барьяхтар В.Г., 1995, Маркина З.Н., 1999, Силаев А.Л., 1999, Молчанова И.В., Караваева Е.Н., 2001, Шестопапов В.М., Богуславский А.С., Бублясь В.Н., Онищенко И.П., 2002), однако на территории Северного Кавказа исследований возможного использования радиоактивно загрязненных площадей под плодовые ценозы до настоящего времени не проводилось.

Непосредственное загрязнение обусловлено только теми радионуклидами, которые выпадают из атмосферы на растения в течение вегетационного периода, тогда как размеры поступления радиоактивных продуктов деления в растительный организм через корни зависят от количества радионуклидов в почве. Размеры поступления радиоактивных продуктов деления в растения из почвы определяются ее свойствами.

При оценке миграционной способности радионуклидов в системе почва – растение необходимо учитывать, кроме перечисленных выше, еще и временной фактор. С увеличением продолжительности контакта радионуклидов с почвой происходит уменьшение их подвижности вследствие перехода в необменное, прочно поглощенное состояние.

Подвижность радионуклидов в системе почва – растение заметно снижалась в первые годы после загрязнения, оставаясь в дальнейшем практически без изменения в течение 17 – 25 лет (Алексахин Р.М., 1985).

Особенностью распределения ^{90}Sr по надземным частям растения является высокая концентрация в вегетативных органах по сравнению с репродуктивными (Алексахин Р.М., 1985).

В экспериментах на территории ФГБНУ Всероссийского НИИ биологической защиты растений в полевых условиях в орехоплодном и яблоневом саду (фундук – сорт «Ата-баба», яблоня – сорт «Супер Прекос») определено различие в накоплении ^{90}Sr в приросте биомассы (коре и древесине), листьях, ядре, околоплоднике, соцветиях, почках. Плод семечковых представляет собой разросшийся сочный околоплодник, внутри которого помещаются семенные камеры с семенами, образующие центральную часть плода.

В результате проведенных экспериментов, можно утверждать, что видовое различие плодовых пород оказывает влияние на накопление ^{90}Sr в изучаемых растениях (прил.Ш,Я). В коре штамба яблони ^{90}Sr накопилось в 9 раз больше, чем в коре штамба фундука, в древесине яблони накопилось радионуклида в 16 раз больше, чем в древесине фундука. Так как эксперимент продолжался в течение 13 лет, появилась возможность сравнить накопление и передвижение радионуклида по годичным приростам коры и древесины ветвей семечковых и орехоплодных пород. Исходя из полученных данных (Рисунок 11, прил.Ш,Я) можно отметить, что за период с 1992 года по 1997 год происходило постепенное увеличение различий в содержании радионуклида в коре вновь образованных приростов сравниваемых растений.

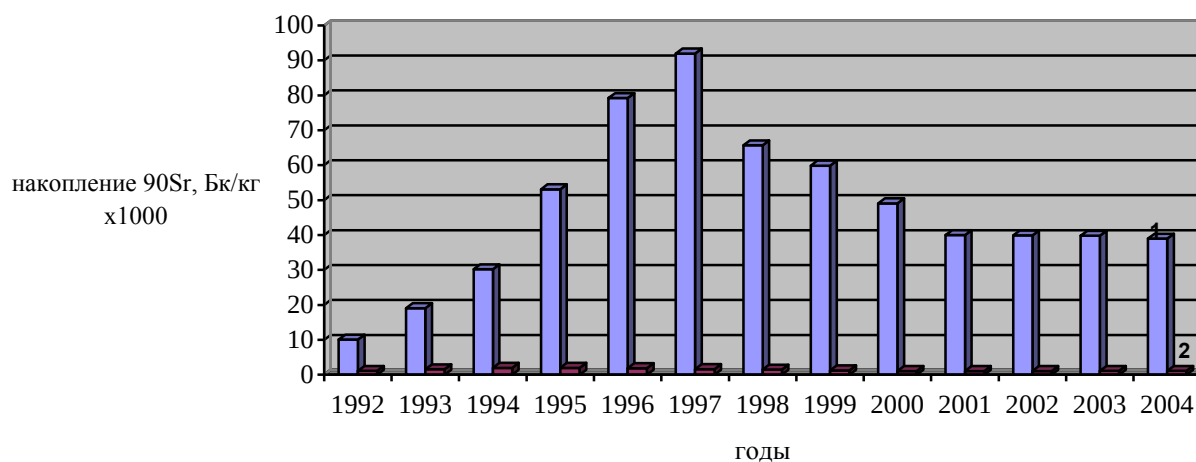


Рис.11 Накопление ^{90}Sr в коре яблони (1) и фундука (2) при поверхностном его нахождении на почве (1992 – 2004г)

В дальнейшем различие в накоплении ^{90}Sr в коре семечковых и орехоплодных пород постепенно уменьшалась. В 2004 году в коре годовичного прироста яблони ^{90}Sr оказалось в 35 раз больше, чем в коре фундука (Рисунок 11). В древесине яблони также больше накапливалось радионуклида, чем в древесине фундука.

Следует отметить, что интенсивное накопление радионуклида в древесине обоих изучаемых видов растений происходит в первые 7 лет. Однако у семечковых пород этот процесс более интенсивен, чем у орехоплодных (Рисунок 12, прил. Ш,Я).

Высокая степень аккумуляции характерна для радионуклидов, макроколичества изотопных носителей которых относятся к биологически важным элементам (^{90}Sr , ^{137}Cs). Эти радионуклиды, кроме высоких коэффициентов накопления, отличаются преимущественным концентрированием в надземных органах растений по сравнению с корнями (Алексахин Р.М., 1985).

На рисунке 12 (прил.Ш,Я) приведено различие в накоплении ^{90}Sr в древесине между яблоней и фундуком: в 1992г – оно было в 16,4 раза, в 1998г – уже в 50,1 раза. В дальнейшем это различие постепенно снижается – в 36,6 раза в 2004г.

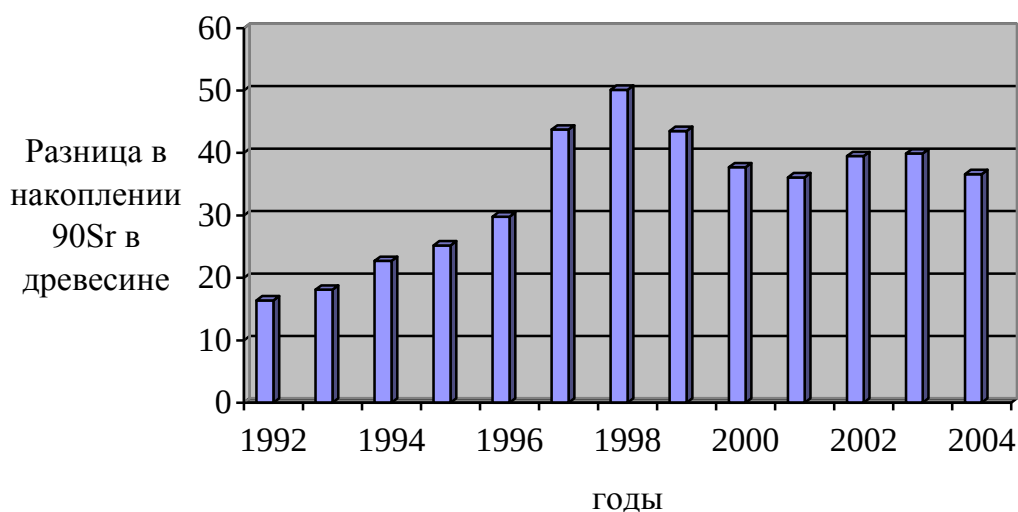


Рис.12 Разница в содержании ^{90}Sr в древесине между семечковыми и орехоплодными породами (1992 – 2004г)

Исходя из полученного экспериментального материала (Рисунок 11 и 12) можно сделать вывод: за первые 7 лет роста и развития изучаемых видов растений наблюдается увеличение различий в накоплении ^{90}Sr как в коре, так и в древесине.

В первые годы роста и развития изучаемых видов растений их биомасса небольшая, но интенсивность потребления питательных веществ высокая. Поэтому на единицу биомассы растения приходится больше поступающего радионуклида. В дальнейшем за счет увеличения биомассы происходит некоторое разбавление содержания радионуклида в ветвях, штамбе и корнях растения. Кроме того, основная масса корневой системы, постепенно продвигаясь вглубь почвы, переходит из зоны наибольшего радиоактивного загрязнения и поступающие в растения питательные вещества уже не несут в себе такого загрязнения, которое наблюдалось на поверхности почвы.

По данным (Шитт П.Г., 1968) жизнь древесных плодовых растений делится на девять возрастных периодов: рост, рост и плодоношение, плодоношение и рост, плодоношение, плодоношение и усыхание, усыхание и отмирание, рост (начало второго цикла). Рост у некоторых сортов яблони заканчивается на 4 – 5 году жизни. Рост и плодоношение – от первого плодоношения до наступления регулярных урожаев. Дерево отличается сильным поступательным ростом скелетных ветвей, увеличением на них количества обрастающих веточек, нарастанием урожаев плодов и тенденцией ежегодного плодоношения даже у периодически плодоносящих сортов. С учетом этого большие опыты были проведены на яблоне.

Опыт был заложен в 1989г. двухлетними саженцами яблони. Период плодоношения у них наступил в 1994 году и продолжается в настоящее время. Наблюдается связь этого периода с накоплением радионуклида. Особенно это заметно в первые 10 – 12 лет. В дальнейшем в период плодоношения и роста яблони, поступательный рост деревьев постепенно снижается, приросты на концах скелетных

ветвей ослабевают и обрастающие веточки также постепенно замедляют рост. Кроме того, как уже было отмечено, корневая система, постепенно продвигаясь вглубь почвы, уходит из зоны наибольшего радиоактивного загрязнения.

По данным (Колесников В.А., 1979), корни горизонтального направления у плодовых пород располагаются в южной зоне Краснодарского края до 100 – 120 см. Кроме того, в результате наличия плотных, а местами сцементированных прослоек или погребенных горизонтов в почве корневая система залегает ярусами, то есть первый ярус корней яблони залегает на глубине до 50 – 100 см, второй – 220 см. Корни вертикального направления у разных плодовых культур проникают в южной зоне Краснодарского края до 5 – 9,5 м. Как правило, чем южнее произрастают плодовые культуры, тем глубже залегают их корневые системы. В момент почти полного замедления поступательного роста скелетных ветвей начинается массовое отмирание обрастающих ветвей на всей занятой ими части скелетной ветви.

Процесс отмирания и оголения веток заложен в наследственных свойствах вида, породы и сорта дерева, произрастающего в данных условиях, и зависит также от возраста дерева. У яблони средняя продолжительность жизни обрастающих веток 8 – 12 лет. Такое резкое нарушение коррелятивных связей приводит к пробуждению спящих почек в глубине кроны и восстановлению нарушенного равновесия между надземной и корневой системами за счет роста ветвей из волчковых побегов. То есть возникает так называемая «вторая волна» роста обрастающих ветвей. В накоплении питательных веществ и радионуклида также наблюдается вторая волна.

По данным (Колесников В.А., 1979) корни в зависимости от возраста, урожайности дерева, почвенно – климатических условий также имеют чаще всего две (весенняя и осенняя) волны роста. Все это не могло не оказать влияние на накопление радионуклида в яблоне.

В связи с тем, что плодовые насаждения создают для получения продукции

для населения, определенный интерес представляют экспериментальные данные о накоплении ^{90}Sr в плодах растений, а так же в листьях, почках, соцветиях, плодовых образованиях (Рисунок 13, прил.АА, Рисунок 14, прил.ББ).

Наибольшее накопление радионуклида отмечено в листьях фундука, наименьшее в соцветиях. В первую очередь это объясняется продолжительностью нахождения органа на растении; во – вторых, общей биомассой самого органа на одно растение и интенсивностью движения и накопления питательных веществ за весь период роста и развития. Различие в содержании ^{90}Sr между листьями и околоплодником, ядром, соцветием и почками составляет, соответственно 9,7; 1,2; 10 и 1,1 раз.



Рис.13 Содержание ^{90}Sr в генеративных и вегетирующих органах фундука
(1 – околоплодник, 2 – ядро ореха, 3 – соцветие (сережки), 4 – листья, 5 – почки) (1992 – 2004г)

Листовой аппарат яблони также отличается наибольшим накоплением изучаемого радионуклида. Различие в накоплении ^{90}Sr между листом и околоплодником, семенной камерой, семенами и плодовым образованием составляет соответственно в 3,4; 1,8; 1,5 и 2,8 раз. В процессе роста и развития растения образование органического вещества целиком и полностью зависит от листового аппарата поэ-

тому и происходит в нем наибольшее накопление радионуклида (Рисунок 14, прил.ББ).

Различие между изучаемыми видами растений в накоплении радионуклида определена в листовом аппарате (40,4 раз), в семенах (33,3 раза) (Рисунок 15).



Рис.14 Содержание ^{90}Sr в генеративных и вегетирующих органах яблони (сорт «Супер Прекокс») (1 – околоплодник, 2 – семенная камера, 3 – семена, 4 – листья, 5 – плодовые образования) (1992 – 2004г)

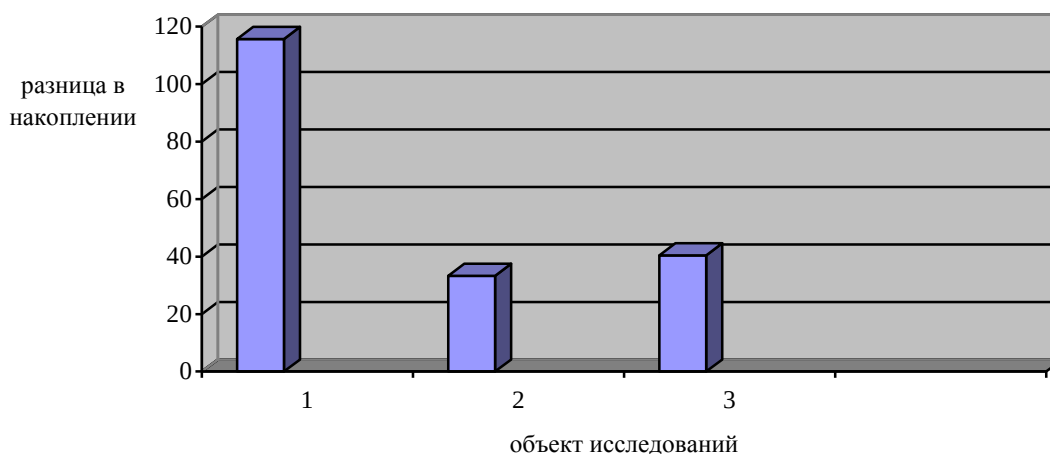


Рис.15 Разница в содержании ^{90}Sr в генеративных и вегетативных органах изучаемых растений (1 – околоплодник, 2 – семена, 3 – листовой аппарат) (1992 – 2004г)

Кроме того, в результате полевых экспериментов было определено, что в околоплоднике яблони ^{90}Sr накапливалось в 14,6 раз больше, чем в ядре фундука (сравнивается съедобная часть растений).

Следовательно, можно утверждать, что орехоплодные породы в хозяйственно-ценной части накапливают меньше ^{90}Sr , чем семечковые. Это очень важно при составлении рекомендаций дальнейшего использования радиоактивно загрязненных территорий.

Как уже было отмечено, в листьях фундука накопление радионуклида было меньше, чем в листьях яблони (в 40,4 раз). Это очень важно, как для возможного субстрата для животных внутрипочвенного и напочвенного обитания, а так же для персонала при выполнении работ, связанных с агротехникой выращивания орехоплодных и семечковых пород. Почвообитающие и напочвенные животные при радиоактивном загрязнении от опада листьев, могут стать источниками радиоактивного загрязнения животных следующих по трофическим цепям. Чем меньше радиоактивное загрязнение опада листьев, тем меньше отрицательное воздействие на биоту, находящуюся на этой территории.

В результате проведенных экспериментов, можно утверждать, что при поверхностном загрязнении почвы:

- видовое различие плодовых пород оказывает влияние на накопление ^{90}Sr в изучаемых растениях: в коре штамба яблони ^{90}Sr накопилось в 9 раз больше, чем в коре штамба фундука, в древесине яблони накопилось радионуклида в 16 раз больше, чем в древесине фундука;

- за период с 1992 года по 1997 год происходило постепенное увеличение различий в содержании радионуклида в коре вновь образованных приростов сравниваемых растений. В дальнейшем различие в накоплении ^{90}Sr в коре семечковых и орехоплодных пород постепенно уменьшалась;

- Наибольшее накопление радионуклида отмечено в листьях фундука, наименьшее в соцветиях;

- Различие в содержании ^{90}Sr между листьями и околоплодником, ядром, цветием и почками фундука составляет, соответственно 9,7; 1,2; 10 и 1,1 раз.
- Листовой аппарат яблони также отличается наибольшим накоплением изучаемого радионуклида. Различие в накоплении ^{90}Sr между листом и околоплодником, семенной камерой, семенами и плодовым образованием составляет соответственно в 3,4; 1,8; 1,5 и 2,8 раз;
- орехоплодные породы в хозяйственно-ценной части накапливают меньше ^{90}Sr , чем семечковые. Это очень важно при составлении рекомендаций дальнейшего использования радиоактивно загрязненных территорий.

3.2 Влияние биологических особенностей плодовых и орехоплодных пород на накопление радионуклидов (при заглубленном их расположении в почве)

Выполнение вспашки с заглублением радиоактивно загрязненной территории снижает радиационное воздействие на человека и живые организмы. Создаваемый «почвенный экран» препятствует воздействию бета-излучающим источникам на биоту, находящуюся на этой территории.

Способ механической мелиорации заключается в механическом снятии верхнего загрязненного слоя почвы. Это можно, например, осуществить бульдозерами и другими машинами. Снятый слой вывозят в отдельное место на своеобразие хранения и хранят там до тех пор, пока загрязненность почвы не снизится вследствие распада радионуклидов до предельно допустимых уровней. Хранение может продолжаться в течение нескольких десятков лет. При очень больших локальных загрязнениях почву вывозят в места захоронения, например, в использованные шахты, карьеры и т.д.

Способ механической мелиорации хотя и является радикальным способом дезактивации почв, однако он очень дорог и поэтому его нельзя применять в мас-

совом масштабе.

Фактически к способу механической мелиорации следует отнести также и способ заделки загрязненного поверхностного слоя почвы на большую глубину (до 50 – 80 см) посредством глубокой вспашки специальными плантажными плугами. Заделка загрязненного слоя на глубину должна приводить к резкому уменьшению выноса радионуклидов растениями. Это характерно для растений с поверхностной корневой системой. Поступление радионуклидов в плодовые растения, после плантажной вспашки, будет отличаться от поступления в зерновые и овощные культуры, так как во-первых, корневая система располагается глубоко в почве, во-вторых, древесное растение находится на одном месте длительное время.

Применение агротехнических мероприятий по уменьшению накопления радионуклидов в растениях рассчитано на длительный период, пока уровень радиоактивного загрязнения почвы не снизится до естественного фона.

Был заложен опыт, в котором вспашка территории с оборотом верхнего радиоактивно загрязненного пласта, выполнялась на глубину 50 см.

Для изучения влияния биологических особенностей изучаемых растений на накопление в них радионуклидов в почву был внесен радионуклид на глубину 50 см. В октябре 1989г. проведено внесение ^{90}Sr в почву, на площади 120 м², внесено 1,5 Ки ^{90}Sr .

На территории ФГБНУ Всероссийского НИИ биологической защиты растений в полевых условиях был получен следующий экспериментальный материал (таблица 21 и 22), исходя из которого установлено, что видовое разнообразие плодовых пород оказывает влияние на накопление ^{90}Sr в органах и частях растений. Различие в накоплении изучаемого радионуклида в коре штамба яблони по отношению к фундуку составило в 14 раз, в древесине – в 16 раз (1992г.). Данная работа выполнялась в течение 13 лет, в связи с этим появилась возможность выполнить сравнение в накоплении и передвижении радионуклида по годичным приростам семечковых и орехоплодных пород.

Анализ экспериментальных данных позволил сделать вывод, что за период с 1992 года по 2004 год происходило постепенное увеличение содержания радионуклидов в коре и древесине вновь образованных приростов семечковых пород.

Таблица 21

Накопление ^{90}Sr в приросте биомассы при залегании его в почве на глубине 50 см, Бк/кг (1992 – 2004г)

Годы исследований	Кора	Древесина
1992	$0,95 \times 10^4 \pm 1,41 \times 10^2$	$0,80 \times 10^4 \pm 1,79 \times 10^2$
1993	$1,29 \times 10^4 \pm 2,58 \times 10^2$	$0,91 \times 10^4 \pm 1,69 \times 10^2$
1994	$2,99 \times 10^4 \pm 3,76 \times 10^2$	$1,55 \times 10^4 \pm 1,89 \times 10^2$
1995	$4,11 \times 10^4 \pm 5,00 \times 10^2$	$2,81 \times 10^4 \pm 2,99 \times 10^2$
1996	$6,12 \times 10^4 \pm 5,88 \times 10^2$	$4,99 \times 10^4 \pm 5,05 \times 10^2$
1997	$10,01 \times 10^4 \pm 21,55 \times 10^2$	$6,02 \times 10^4 \pm 5,44 \times 10^2$
1998	$2,39 \times 10^5 \pm 21,75 \times 10^2$	$9,31 \times 10^4 \pm 19,58 \times 10^2$
1999	$3,60 \times 10^5 \pm 25,89 \times 10^2$	$1,25 \times 10^5 \pm 20,75 \times 10^2$
2000	$4,01 \times 10^5 \pm 28,33 \times 10^2$	$1,99 \times 10^5 \pm 20,69 \times 10^2$
2001	$4,90 \times 10^5 \pm 31,90 \times 10^2$	$2,55 \times 10^5 \pm 21,69 \times 10^2$
2002	$6,12 \times 10^5 \pm 42,02 \times 10^2$	$2,85 \times 10^5 \pm 21,77 \times 10^2$
2003	$6,80 \times 10^5 \pm 42,08 \times 10^2$	$2,80 \times 10^5 \pm 21,03 \times 10^2$
2004	$6,20 \times 10^5 \pm 42,09 \times 10^2$	$2,80 \times 10^5 \pm 21,03 \times 10^2$

Это объясняется тем, что находящееся на глубине радиоактивное загрязнение со временем имеет больший контакт с корневой системой, которая с годами располагается все глубже и шире по горизонту. Вода, и растворенные в ней вещества проходят по сосудистым элементам древесины от корней к листьям. Вместе с питательными веществами, растворенными в воде, в растение поступает и изучаемый ^{90}Sr , а если еще учесть, что его содержание составляет в весовом отно-

шении – микроколичества, то можно сделать вывод о высокой активности, накопленной в растении в процессе его роста и развития.

Таблица 22

Накопление ^{90}Sr в приросте биомассы при залегании его в почве на глубине 50 см, Бк/кг (1992 – 2004г)

Годы исследований	Кора	Древесина
1992	$6,81 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$4,99 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$
1993	$6,62 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$4,16 \times 10^2 \pm 0,18 \times 10^2$
1994	$5,84 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$4,18 \times 10^2 \pm 0,23 \times 10^2$
1995	$5,08 \times 10^2 \pm 0,18 \times 10^2$	$4,02 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$
1996	$5,05 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$4,01 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
1997	$5,06 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$4,00 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$
1998	$5,91 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$3,82 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$
1999	$5,89 \times 10^2 \pm 1,12 \times 10^2$	$3,81 \times 10^2 \pm 0,21 \times 10^2$
2000	$5,01 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$3,80 \times 10^2 \pm 0,18 \times 10^2$
2001	$4,91 \times 10^2 \pm 0,17 \times 10^2$	$3,80 \times 10^2 \pm 0,16 \times 10^2$
2002	$4,92 \times 10^2 \pm 0,16 \times 10^2$	$3,80 \times 10^2 \pm 0,15 \times 10^2$
2003	$4,96 \times 10^2 \pm 0,15 \times 10^2$	$3,91 \times 10^2 \pm 0,15 \times 10^2$
2004	$4,91 \times 10^2 \pm 1,12 \times 10^2$	$3,98 \times 10^2 \pm 0,15 \times 10^2$

Поэтому из года в год в древесине больше накапливается ^{90}Sr , а по ситовидным трубкам луба передвигаются продукты фотосинтеза и в том числе изучаемый нуклид от листьев к корням. В связи с этим содержание радионуклида уменьшается от апикальной части древесной породы к его базальной части.

В результате изучения круговорота радионуклидов в природно-растительных комплексах можно составить схему распределения радионуклидов между компонентами биогеоценоза. Наибольшей удельной радиоактивностью обладает

нижний ярус фитоценоза (мхи, лишайники, грибы), затем идут травянистые виды, кустарнички, подлесок и подрост. Наименьшая удельная радиоактивность характерна для древесного – верхнего яруса фитоценоза. Это связано с особенностями биологии и строения растений. В большем количестве радионуклиды накапливаются в тех органах и тканях растений, в которых происходит интенсивный обмен веществ и относительно высокий процент белка. В одревесневевших органах и тканях, играющих проводящую роль, радионуклиды накапливаются в меньших количествах. То есть наши экспериментальные данные и данные (Ипатьев В.А., 1999) не противоречат друг другу.

Известно (Колесников В.А., 1979, Якушев В.И., 1982), что семечковые породы вступают в пору плодоношения на 4 – 5 год жизни. К этому времени корневая система яблони в почве залегает не столь глубоко, как в 8 и более лет. То есть наиболее интенсивно, как показывают наши исследования, радионуклид накапливается в коре яблони к 10 – 12 году жизни. Орехоплодные, в сравнении с семечковыми породами, развиваются менее интенсивно. Поэтому период после посадки и период плодоношения у фундука сильно не различаются в накоплении радионуклида в коре (таблица 22). При сравнении изучаемых видов растений различие в накоплении ^{90}Sr в коре к 2004 году составила в 1263 раза (таблица 21 и 22).

Совсем другая картина наблюдается в накоплении изучаемого радионуклида в древесине и коре орехоплодных пород. Как в древесине, так и в коре фундука с годами содержание ^{90}Sr уменьшается. Наибольшие его значения отмечены в приростах первых лет после посадки. Чтобы лучше разобраться с этим явлением следует иметь в виду, что массовое образование корневой поросли в посадках фундука начинается на второй – третий год после высадки саженцев. Для формирования куста, начиная с осени второго года после посадки, отбирают 8 – 10 хорошо развитых, далеко расположенных друг от друга порослевых побега, из которых выращивают основные стволы (ветви) кроны. Остальную поросль ежегодно удаляют. С ней же удаляется с поля часть активности.

Урожайность куста в сильной степени зависит от количества стволов в нем. Слишком загущенные кусты, состоящие из 20 – 30 и более стволов, дают меньше урожая с единицы площади и низкого качества, сильнее поражаются болезнями и вредителями.

Корневую поросль ежегодно удаляют осенью или ранней весной. Хорошо развитую поросль с корнями используют в качестве посадочного материала. Корневая система поросли фундука, отобранной с таких площадей, должна быть промыта водой. Для сохранения, на небольшой период времени жизнеспособности корневой системы, ее следует обмакнуть в глиняную болтушку.

Обрезка кустов фундука в дальнейшем сводится к ежегодному удалению загущенных, сломанных и сухих ветвей на стволах, а также к замене старых, плохо плодоносящих стволов (омоложение куста). В связи с этим, происходит естественное разбавление в содержании радионуклида в растении фундука. Так как, вновь образующееся молодое растение начинает накопление радионуклида из почвы, которую покидают старые, унося с собой часть загрязнителя.

Наибольшее различие в накоплении радионуклида в древесине изучаемых видов растений отмечено в 2002 – 2004 годах – в 750 – 703 раза (таблица 21 и 22). Основной фактор, оказавший влияние на разницу в накоплении ^{90}Sr в коре и древесине изучаемых пород – это их биологические особенности, к которым в конечном итоге можно отнести интенсивность роста побегов, образование поросли, глубину залегания корневой системы, площадь листовой поверхности с растения, общий объем биомассы, урожайность.

Большой интерес вызывает вопрос о накоплении ^{90}Sr в генеративных органах изучаемых растений и листьях. В связи с этим был получен экспериментальный материал, который представлен в таблицах 23, 24 (прил. ВВ, КК).

Исходя из собранного и проанализированного материала можно сделать вывод, который заключается в том, что в хозяйственно-ценной части изучаемых растений ^{90}Sr накапливался в различных количествах. В ядре орехоплодных его было

меньше в 96 раз, чем в околоплоднике семечковых пород. Ядро ореха и околоплодник яблока сравниваются по причине их использования в пищу.

Таблица 23

Накопление ^{90}Sr в органах яблони (сорт «Супер Прекос») при его заглублении в почву на 50 см, Бк/кг (2000 – 2004 гг)

Околоплодник	Семенная камера	Семена	Листья	Плодовое образование
$4,08 \times 10^4 \pm 6,20 \times 10^2$	$8,01 \times 10^4 \pm 7,25 \times 10^2$	$9,14 \times 10^4 \pm 7,12 \times 10^2$	$3,90 \times 10^5 \pm 11,70 \times 10^2$	$2,70 \times 10^5 \pm 13,21 \times 10^2$

Таблица 24

Накопление ^{90}Sr в фундуке (сорт «Луиза») при его заглублении в почву на 50 см, Бк/кг, (2000 – 2004 гг.)

Околоплодник (скорлупа)	Ядро	Сережки	Листья	Почки
$0,62 \times 10^2 \pm 0,2 \times 10$	$4,27 \times 10^2 \pm 0,26 \times 10^2$	фон	$1,91 \times 10^2 \pm 0,04 \times 10^2$	фон

Благодаря выполненному эксперименту можно уверенно сказать, что при заглубленном расположении радионуклида, орехоплодные в ядре накапливают значительно меньше ^{90}Sr , чем семечковые породы в околоплоднике. В листьях яблони – сорт «Супер Прекос» накопление изучаемого радионуклида было в 2042 раз больше, чем в листьях фундука – сорт «Луиза». То есть опад листьев в ореховом саду будет значительно меньше радиоактивно загрязнен.

Большинство как традиционных, так и самых современных агротехнологий неизбежно способствуют рассеянию радионуклидов, их распространению на «чистые» территории в результате развития эрозионно-дефляционных процессов, с продукцией и отходами сельскохозяйственного производства.

Следствием этого является возрастание уровня коллективного риска, кото-

рому подвержено население, в том числе и незагрязненных территорий. Поэтому не следует забывать о том, что заглублиение радионуклида в почву и создание садов не позволит легко распространяться радионуклидам по территории агроландшафта.

Анализ экспериментального материала позволил сделать следующие выводы (при заглублиенном расположении радионуклида в почве):

- Различие в накоплении ^{90}Sr в коре штамба яблони по отношению к коре фундука составило в 14 раз, в древесине – в 16 раз;
- За период с 1992 года по 2004 год происходило постепенное увеличение содержания радионуклидов в коре и древесине вновь образованных приростов семечковых пород;
- При сравнении изучаемых видов растений различие в накоплении ^{90}Sr в коре к 2004 году составила в 1263 раза;
- Как в древесине, так и в коре фундука с годами содержание ^{90}Sr уменьшается;
- В хозяйственно – ценной части изучаемых растений ^{90}Sr накапливался в различных количествах: в ядре орехоплодных его было меньше в 96 раз, чем в околоплоднике семечковых пород;
- В целом можно утверждать, что фундук меньше накапливает ^{90}Sr в различных органах и частях, чем яблоня при выращивании на территории с заглублиением радионуклида в почву на 50 см.

3.3 Влияние глубины залегания ^{90}Sr в почве на его накопление в яблоне

Использование средних для растения коэффициентов перехода (КП) приводит к очень большой неопределенности прогноза. Поэтому при выборе значений Кп в каждом конкретном случае желательно принимать во внимание их зависимость от факторов природной среды.

Кп для пахотных почв зависит от свойств радионуклида, форм его нахождения в почве, вида растения, сорта и характеристик почвы, а также расположения его в почвенном горизонте (Бочкарев В.М., 1964, Варшал Г.М., 1972, Гулякин И.В., Юдинцева Е.В., 1973, Ковальский В.В., 1973, Куликов Н.В., Молчанова И.В., 1975, Алексахин Р.М., 1975, Архипов Н.П., 1975, Якушев В.И., 1982, Анненков Б.Н., Юдинцева Е.В., 1991, Моисеев И.Т., Агапкина Г.И., Рерих Л.А., 1994, Арустамов Э.А., Левакова И.В., Баркалова Н.В., 2002, Дубравина И.В., Дорошенко Т.Н., Еремин Г.В., 2004).

Радионуклиды с различной прочностью фиксируются почвой. ^{90}Sr в основном находится в почве в обменном состоянии, лишь незначительная часть его переходит в необменную форму (Schulz R.K., Oversfreet R., Babcock K.L., 1958, Спицин В.И., 1959, Tensho K., 1961, Алексахин Р.М., 1975, Handbook of parameter values ..., 1994).

Специфические особенности поведения радионуклидов частично обусловлены их малыми весовыми количествами (Schulz R.K., 1960, Титлянова А.А., 1963). Отношение макрокомпонентов в почвенном растворе и твердой фазе почвы регулируется законом действующих масс: изменение количества макрокомпонента в системе вызывает изменение поведения микропримеси (Гедройц К.К., 1955, Архипов Н.П., 1975). Для тех радионуклидов, у которых носители в почве содержатся в больших концентрациях, создаются условия для сорбции и десорбции по обменно-ионному типу (^{90}Sr). Если носители присутствуют в малых концентрациях, то сорбция может происходить путем закрепления в кристаллической решетке минералов почвы (^{137}Cs , ^{95}Zr и ^{144}Ce).

Полученные сведения о качественных и количественных закономерностях переноса радиоактивных веществ в различных пищевых цепочках и о накоплении радионуклидов в рационе и организме человека, важны для оценки степени радиационной опасности загрязненных пищевых продуктов и научного обоснования норм радиационной безопасности.

В выполненных экспериментах, в яблоневом саду определено существенное, в зависимости от варианта расположения радионуклида в почве, различие в накоплении ^{90}Sr в коре плодовых семечковых пород. В 1992г. это различие между вариантами составляло всего в 1,1 раза. Однако с 1998г. между вариантами 1 и 2 оно уже составляло в 3,6 раза, а к 2004г. – 15,8 раз (Рисунок 16, прил.Ш,Ю).

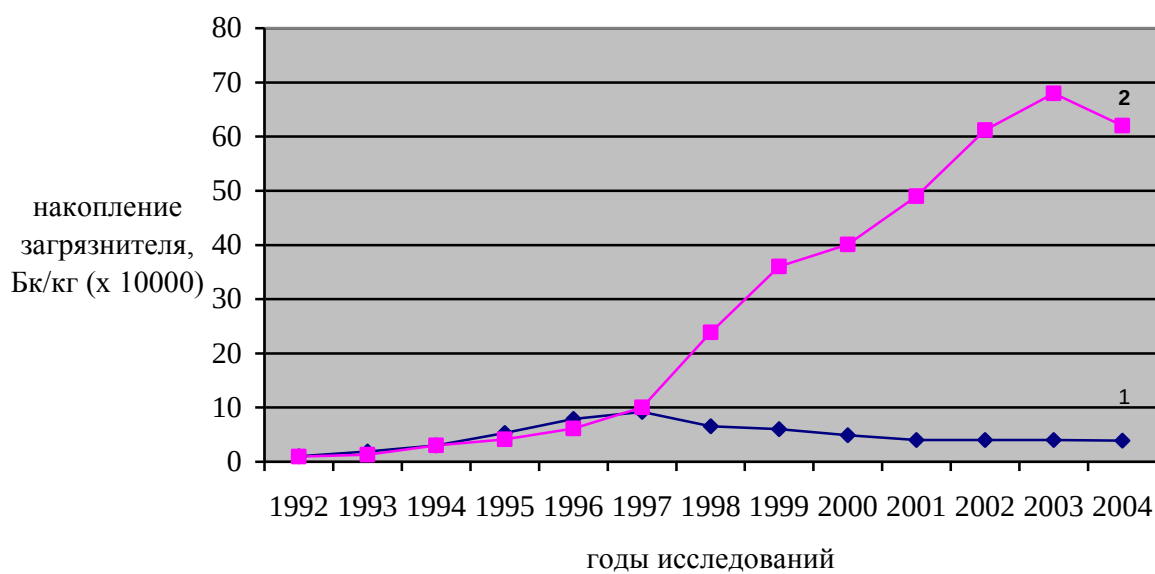


Рис.16 Накопление ^{90}Sr в коре яблони (сорт – «Супер Прекос»), при различной глубине его залегания в почве (1 – поверхностное, 2 – 50 см) (1992 – 2004г)

Различие в накоплении объясняется глубиной залегания основной массы корневой системы плодовых семечковых пород.

По большинству отмеченных положений практически все исследователи единодушны в своих выводах, сделанных как на основании модельных экспериментов, так и в натурных исследованиях в зоне влияния кыштымской и чернобыльской аварий. Остается лишь дискуссионным вопрос о влиянии лесных экосистем на первичное перераспределение радиоактивных выпадений в глобальном масштабе. В настоящее время существует 2 точки зрения на эту проблему. Первая – на лесные массивы выпадает больше активности, чем на прилегающие безлес-

ные участки; вторая – лесные экосистемы не оказывают влияние на глобальное перераспределение выпадений. Решение данной проблемы требует широкомасштабных обследований лесных и прилегающих к ним безлесных территорий или сопоставления картографических материалов по плотности загрязнения территории и растительного покрова. Вместе с тем, несмотря на дискуссионность рассматриваемого вопроса, уже сейчас с достоверностью можно констатировать, что леса по сравнению с другими наземными экосистемами являются выраженными биогеохимическими барьерами на пути миграционных потоков радионуклидов и элементов техногенных выпадений в целом.

Другой, по праву, ключевой в лесной радиоэкологии является проблема установления пространственно-временных закономерностей миграции и перераспределения радионуклидов по компонентам экосистем. Именно в рамках данного направления определяется интенсивность миграционных потоков радионуклидов в биогеоценозах и в том числе по трофическим цепям, что в конечном итоге характеризует дозовые нагрузки во всех звеньях исследуемой цепи. Весь прошедший до – и послечернобыльский период исследований показал чрезвычайную сложность вопросов, относящихся к анализу закономерностей миграции радионуклидов и факторов, ее обуславливающих. Среди достижений в этом направлении следует отметить установление особенностей поведения ^{90}Sr , в частности, его повышенную миграционную способность и коэффициенты перехода (КП) практически во все компоненты лесных экосистем, за исключением репродуктивных органов и грибов, а также установление особенностей его сезонной и многолетней динамик по сравнению с таковой ^{137}Cs .

Так, было показано, что динамика различных радионуклидов неадекватна как в компонентах растительного яруса, так и во временном ряду. В сезонной динамике ^{137}Cs в ассимилирующих органах древесных пород отмечается одностороннее снижение его концентрации от весны к осени, а ^{90}Sr , напротив – рост рассматриваемого показателя в течение периода вегетации. В то же время в древе-

сине минимум концентрации ^{137}Cs приурочен к началу интенсивного весеннего сокодвижения. Еще более сложна и неоднозначна сезонная динамика содержания радионуклидов в компонентах травяно-кустарничкового яруса, характер которой меняется в зависимости от видовой принадлежности растений и условий их произрастания.

Было также установлено, что в целом сезонные колебания содержания радионуклидов коррелируют с накопительной способностью отдельных компонентов биогеоценоза и достигают уровней межвидовых вариаций этого показателя. Нужно подчеркнуть, что большинство отмеченных закономерностей в современной интерпретации были сформулированы в постчернобыльский период, но до настоящего времени в рамках рассматриваемых проблем остались нераскрытыми причины данных явлений. Существующие пояснения носят, как правило, гипотетический характер (Нарышкин М.А., 1975, Козубов Г.М., Таскаев А.И., Игнатенко Е.Г., 1990, Ушаков Б.А., 1992, Ипатьев В.А., Булавик И.М., 1994, Козубов Г.М., Таскаев А.И., 1994, Ипатьев В.А., 1999, Щеглов А.И., 2000).

Вместе с тем решение поставленных задач чрезвычайно важно не только с теоретической точки зрения в плане познания особенностей течения физиологических процессов, используя передвижение радионуклидов как радиоактивную метку в негативных условиях, но и в прикладном аспекте – для оценки изменения интенсивности потоков радионуклидов по трофическим цепям в годовых циклах.

Исследования пространственно-временных закономерностей миграции радионуклидов чернобыльских выпадений показали, что многолетняя динамика их накопления в компонентах растительного покрова характеризуется далеко не столь однозначными закономерностями, как это утверждалось ранее. Наибольшее единство во мнении специалистов отмечается по вопросам изменения содержания Sr в многолетнем ряду. Для многолетней динамики ^{90}Sr характерно нарастание корневого потребления до определенного уровня, затем некоторая стабилизация его содержания в растениях и последующее снижение за счет радиоактивного

распада и необменного закрепления в почве. Исключением является динамика содержания этого радионуклида в древесине, где в многолетнем ряду длительный период отмечается кумулятивный характер накопления ^{90}Sr . Для многолетней динамики ^{137}Cs согласования в позициях различных авторов нет. Ряд исследователей считает, что многолетняя динамика ^{137}Cs близка к таковой ^{90}Sr ; то есть на первом этапе после выпадений происходит однонаправленный рост содержания ^{137}Cs , затем его стабилизация и падение за счет радиоактивного распада. Другие исследователи отмечают, что многолетняя динамика этого радионуклида не столь однозначна и зависит от ландшафтных особенностей. Кумулятивный характер накопления ^{137}Cs проявляется лишь на территориях, где интенсивность корневого поступления радионуклида близка или превосходит интенсивность его необменного закрепления. Такая картина наблюдается в условиях гидро-морфных или полугидроморфных ландшафтов, а также в ближней 5 – 10 км зоне выпадений (в случае 30 км зоны отчуждения ЧАЭС), где выпадения представлены труднорастворимыми формами соединений. В условиях же автоморфных ландшафтов кумулятивный эффект практически не выражен, и многолетняя динамика характеризуется однонаправленным снижением содержания Cs в многолетнем ряду. Последнее объясняется доминированием процессов необменного закрепления радионуклида в почве над его накоплением растениями. Отмеченные особенности многолетней динамики ^{137}Cs были установлены в последние годы на примере черновыльских выпадений и еще не получили должной оценки, поэтому при прогнозировании и моделировании до последнего времени мало учитывались. В большинстве работ подобного рода прогнозные оценки все еще даются только на основании одного кумулятивного эффекта. Однако очевидно, что к динамическим характеристикам необходимо применять дифференцированный подход, учитывающий влияние ландшафтных особенностей территории загрязнения. Так, было установлено, что влияние климатического фактора, в частности, количества атмосферных осадков в вегетационный период в зависимости от условий произрастания различно. Оно

прямое на автоморфных и обратное – на гидроморфных ландшафтах. Вместе с тем недостаточно ясным остается вопрос об уровнях колебаний содержания радионуклидов в многолетнем ряду и факторах, их определяющих. Только зная указанные особенности, можно эффективно использовать динамические показатели при прогнозах изменения радиационной обстановки (Нарышкин М.А., 1975, Козубов Г.М., Таскаев А.И., Игнатенко Е.Г., 1990, Ушаков Б.А., 1992, Ипатьев В.А., Булавик И.М., 1994, Козубов Г.М., Таскаев А.И., 1994, Ипатьев В.А., 1999, Щеглов А.И., 2000).

Данные полученные в наших экспериментах по многолетним культурам довольно хорошо коррелируют с приведенными выше экспериментальными данными Щеглова А.И. (2002).

В первые годы роста и развития растений, при поверхностном расположении на почве радионуклида, корневая система имела с ним тесный контакт. Именно такая глубина залегания радионуклида дала возможность корневой системе яблони лучше и дольше контактировать с загрязнителем в первый период ее жизни. В дальнейшем, как видно из рис.35, больше содержалось ^{90}Sr в коре яблони в варианте 2. Это в первую очередь объясняется расположением в почве, как радионуклида, так и с годами развившейся корневой системы. То есть через определенный период жизни корневая система достигла места основного расположения ^{90}Sr (2 вариант – 50 см) и при тесном с ним контакте произошло большее накопление его в коре.

В древесине семечковых пород отмечена примерно такая же картина. При поверхностном расположении радионуклида на почве, в древесине его накопилось меньше, чем при заглублении на 50 см (Рисунок 17, прил.Ш,Ю).

Причем это различие в 2004г было в 18,8 раз. Следует отметить, что в целом в древесине накопилось меньше ^{90}Sr , чем в коре – в первом варианте опыта в 2004г. в 2,6 раз, во втором варианте – в 2,2 раза.

Анализ экспериментальных данных показал, что молодые приросты яблони

во втором варианте опыта, содержали больше загрязнителя, чем в первом, начиная с 1997г.

В первом варианте, в первые годы роста и развития растения, сначала происходит наибольшее накопление радионуклида в вегетативных органах, затем накопление его снижается. Во втором, большее накопление происходит через несколько лет после посадки. Причина такого различия в накоплении ^{90}Sr в вегетативных органах яблони кроется именно в расположении радионуклида в почве.

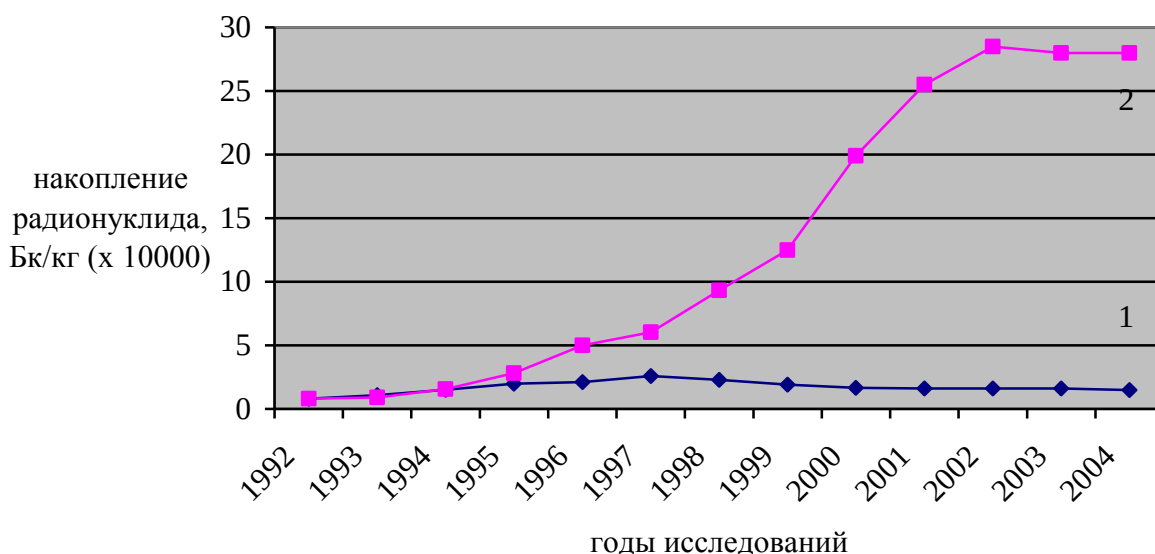


Рис.17 Накопление ^{90}Sr в древесине яблони (сорт – «Супер Прекокс»), при различной глубине его залегания в почве (1 – поверхностное, 2 – 50 см) (1992 – 2004г)

Полученная информация о выносе ^{90}Sr в надземную биомассу в целом из различных слоев почвы была сопоставлена с распределением биомассы корней по почвенному профилю. Выявлена высокая степень соответствия между этими двумя характеристиками. Это позволяет утверждать, что по данным о выносе ^{90}Sr в надземную биомассу, как функции глубины его внесения, можно судить не только об интенсивности корневой деятельности, но и о распределении по глубине био-

массы деятельных корней растений.

Полученные данные позволяют так же судить о роли биохимических процессов изученных видов растений в перераспределении химических элементов в пределах корнеобитаемого слоя почвы.

Очень важно было определить: есть ли разница в накоплении радионуклида в плодах яблони в зависимости от варианта ее выращивания. В первом случае радионуклид находился на поверхности почвы, во втором – на глубине 50 см.

Исходя из экспериментальных данных можно сделать вывод о том, что во втором варианте больше содержалось ^{90}Sr в околоплоднике, семенной камере и семенах соответственно в 3,2; 3,4 и 3,2 раза (Рисунок 18, прил.ББ,ВВ). Накопление ^{90}Sr при поверхностном его расположении на почве в хозяйственно – ценной части яблони и ее органах описано уравнениями 1, 2, 3 (прил. ББ,ВВ):

$$\text{околоплодник } y = 1,85 \times 10^4 + x \times (-1,3 \times 10^3) \quad r = 0,989 \quad F = 300 \quad (1)$$

$$\text{семенная камера } y = 2,8 \times 10^4 \times e^{(-0,0452 \times x)} \quad r = 0,989 \quad F = 318 \quad (2)$$

$$\text{семена } y = 3,13 \times 10^4 + x \times (-635) \quad r = 0,996 \quad F = 853 \quad (3)$$

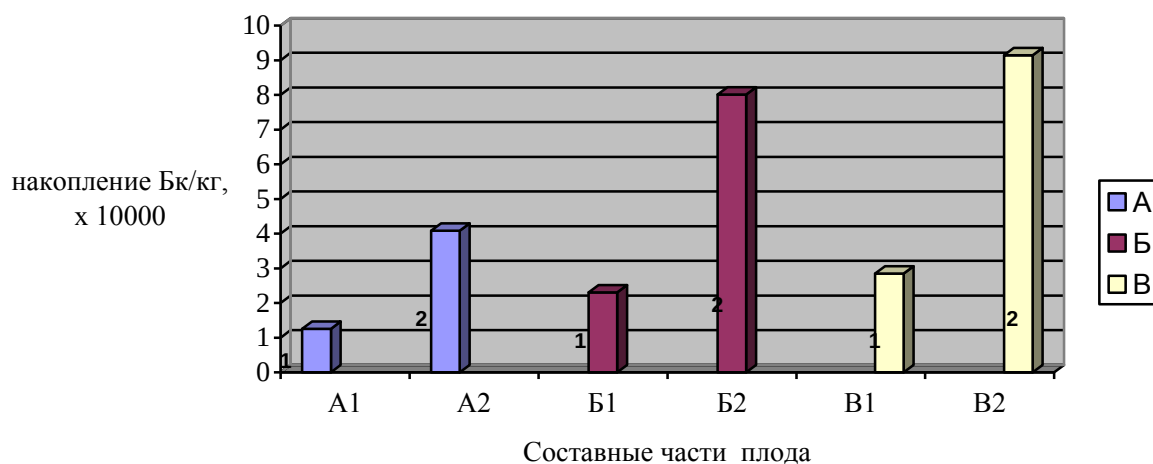


Рис.18 Накопление ^{90}Sr в генеративных органах яблони (сорт – «Супер Прекос»), в зависимости от изучаемых вариантов (А – околоплодник, Б – семенная камера, В – семена; 1 – радионуклид расположен на поверхности почвы, 2 – на глубине 50 см) (2000 – 2004 гг.)

Изучив различие в накоплении радионуклида в листьях и плодовых образованиях (Рисунок 19, прил.ББ,ВВ) в зависимости от глубины расположения ^{90}Sr в почве, (соответственно в 9,1 и в 18,0 раз), был сделан вывод: в органах семечковых пород больше накапливается ^{90}Sr в варианте с заглублением радионуклида на 50 см.

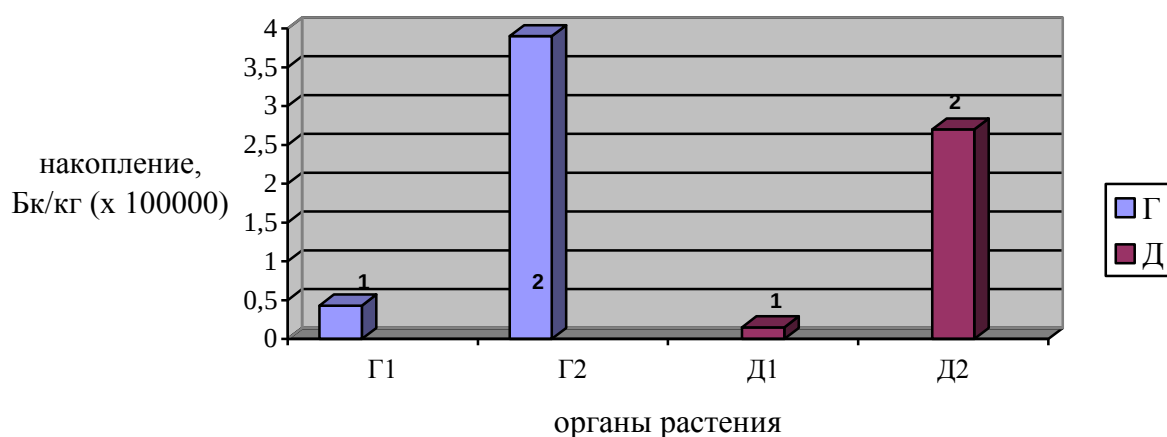


Рис. 19 Накопление ^{90}Sr в вегетативных органах яблони (сорт – «Супер Прекос»), в зависимости от изучаемых вариантов (Г – листья, Д – плодовое образование (1 – радионуклид расположен на поверхности почвы, 2 – на глубине 50 см) (2000 – 2004 гг.)

Накопление ^{90}Sr органах семечковых пород описано следующими уравнениями (4, 5, 6):

$$\text{околоплодник } y = 3,74 \times 10^4 \times e^{(0,0192 \times x)} \quad r = 0,987 \quad F = 259 \quad (4)$$

$$\text{семенная камера } y = 7,75 \times 10^4 + x \times 586 \quad r = 0,983 \quad F = 197 \quad (5)$$

$$\text{семена } y = 8,8 \times 10^4 \times e^{(0,00842 \times x)} \quad r = 0,992 \quad F = 414 \quad (6)$$

По мере гумификации и минерализации подстилки происходит высвобождение радионуклидов и их переход в почву, где они становятся доступными для корневого усвоения растениями (Мишенков Н.Н., 1971, Тихомиров Ф.А., 1976).

Интенсивность миграции радионуклидов из подстилки в почву зависит от

свойств подстилок.

Так, в листовых подстилках концентрация ^{90}Sr , связанного с глобальными выпадениями, снижается от верхнего слоя к нижнему, тогда как в подстилке сенового леса, наоборот, максимум концентрации ^{90}Sr отмечается в нижнем слабогумуфицированном слое подстилки (Алексахин Р.М., Нарышкин М.А., 1977).

Кроме того, гумусовые вещества обладают способностью комплексообразующего связывания радионуклидов в катионной и анионной форме (Клечковский В.М., Петербургский А.В., 1967, Нарышкин М.А., 1975, Алексахин Р.М., Нарышкин М.А., 1977, Щеглов А.И., 2000).

Все это уменьшает накопление радионуклидов в органах растений, однако, из экспериментальных данных, приведенных выше, видно, что особую роль в накоплении играет расположение основной массы корневой системы растения и расположение радионуклида в почве.

В результате выполненных экспериментов сделаны следующие выводы:

- Глубина залегания ^{90}Sr в почве оказала влияние на его накопление в яблоке;
- Определено существенное, в зависимости от варианта расположения радионуклида в почве, различие в накоплении ^{90}Sr в коре плодовых семечковых пород, с 1998г. между вариантами 1 и 2 оно составляло в 3,6 раза, а к 2004г. – 15,8 раз;
- Следует отметить, что в целом в древесине накопилось меньше ^{90}Sr , чем в коре – в первом варианте опыта к 2004г. в 2,6 раз, во втором варианте – в 2,2 раза;
- Выявлена высокая степень соответствия между выносом ^{90}Sr в надземную биомассу с распределением биомассы корней по почвенному профилю. Это позволяет утверждать, что по данным о выносе ^{90}Sr в надземную биомассу, как функции глубины его внесения, можно судить не только об интенсивности корневой деятельности, но и о распределении по глубине биомассы деятельных корней растений;

- В органах семечковых пород больше накапливается ^{90}Sr в варианте с заглублением радионуклида на 50 см.

3.4 Влияние глубины залегания ^{90}Sr в почве на его накопление в фундуке

Изучение накопления ^{90}Sr в органах орехоплодных пород в зависимости от глубины его залегания в почве имеет очень важное значение в сельскохозяйственном производстве. Если радионуклидные загрязнения сконцентрированы преимущественно в верхнем слое обрабатываемой почвы, то работники сельскохозяйственных профессий, выполняющие производственные операции в условиях радионуклидных загрязнений, должны быть включены в группу повышенного риска, поскольку могут получить дополнительную дозовую нагрузку как за счет внешнего, так и внутреннего облучения. В связи с этим важную роль в снижении степени риска играет правильная организация труда, в частности, проведение всех подготовительных работ за пределами загрязненного поля, осуществление технологических операций с максимально большой скоростью, то есть, речь идет об активном использовании фактора времени в уменьшении дозовой нагрузки.

Полученные сведения о качественных и количественных закономерностях переноса радиоактивных веществ в различных биологических и пищевых цепочках, и о накоплении радионуклидов в рационе и организме человека, важны для оценки степени радиационной опасности загрязнения пищевых продуктов и научного обоснования норм радиационной безопасности. Кроме того, сельскохозяйственные продукты могут быть использованы и на корм скоту, что так же позволит радиоактивным элементам включиться в трофические цепи. Не исключен вариант и попадания радионуклидов с пищей в рацион диких животных, что, впрочем, так же может привести к дополнительному облучению людей в связи с использованием в пищу мяса диких животных.

Для определения влияния глубины расположения радионуклида в почве на

накопление его в фундуке (сорт – «Луиза») в полевых условиях ФГБНУ ВНИИБЗР был заложен экспериментальный участок. После анализа многолетнего экспериментального материала были получены следующие результаты (прил. ГГ – КК).

Глубина расположения радионуклида в почве оказала влияние на накопление его в орехоплодных культурах. В приросте биомассы (коре) фундука, больше накапливалось ^{90}Sr при расположении радионуклида на поверхности почвы. Корневая система фундука располагается в основном в верхнем слое почвы, а глубина залегания радионуклида различная: поверхностная и с заглублением на 50 см. Это явилось причиной разной возможности в накоплении радионуклида в растении. Причем эта разница была от 1,7 раз (1992г) до 3,1 раз (1995г).

Исходя из экспериментальных данных (Рисунок 20, прил.ГГ, ДД) можно сделать вывод, что заглубление в почве радионуклида уменьшает его накопление в коре фундука, так как поверхностное расположение корневой системы не способствует высокому накоплению ^{90}Sr при его заглубленном расположении.

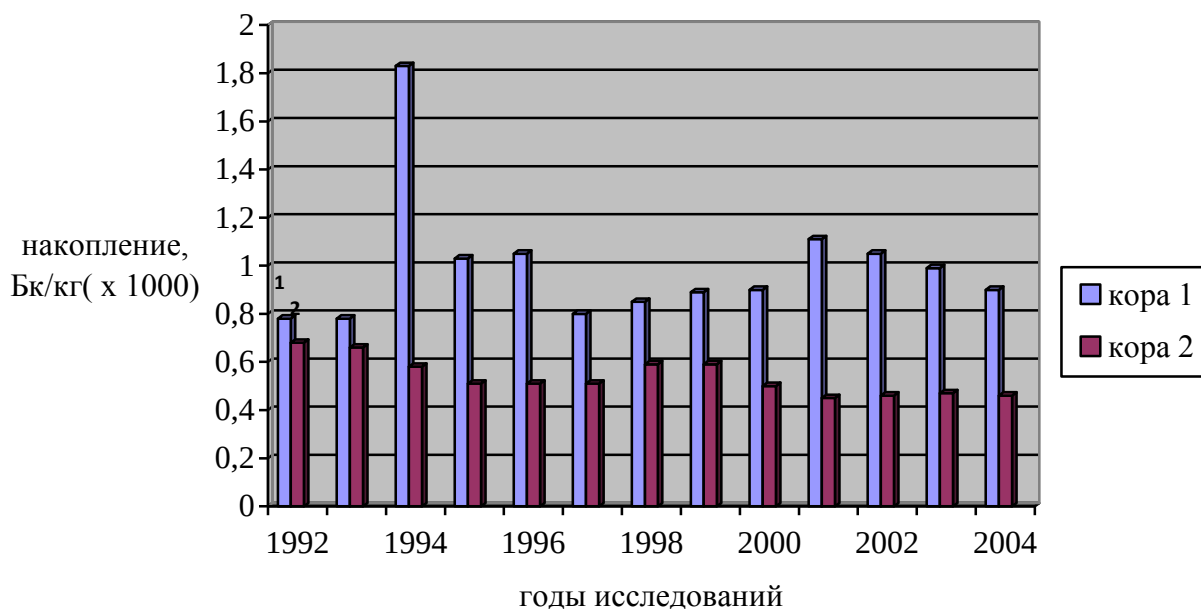


Рис. 20 Накопление ^{90}Sr в коре фундука (сорт – «Луиза»), при различной глубине его залегания (1– глубина залегания 0 см; 2 – глубина залегания 50 см) (1992 – 2004г)

Кроме того, при выполнении полевых работ заглубленный в почву радионуклид меньше будет оказывать влияние на людей, работающих в поле.

Полученные результаты позволяют сделать определенные выводы и по отношению накопления ^{90}Sr в древесине фундука (Рисунок 21, прил.ГГ,ДД).

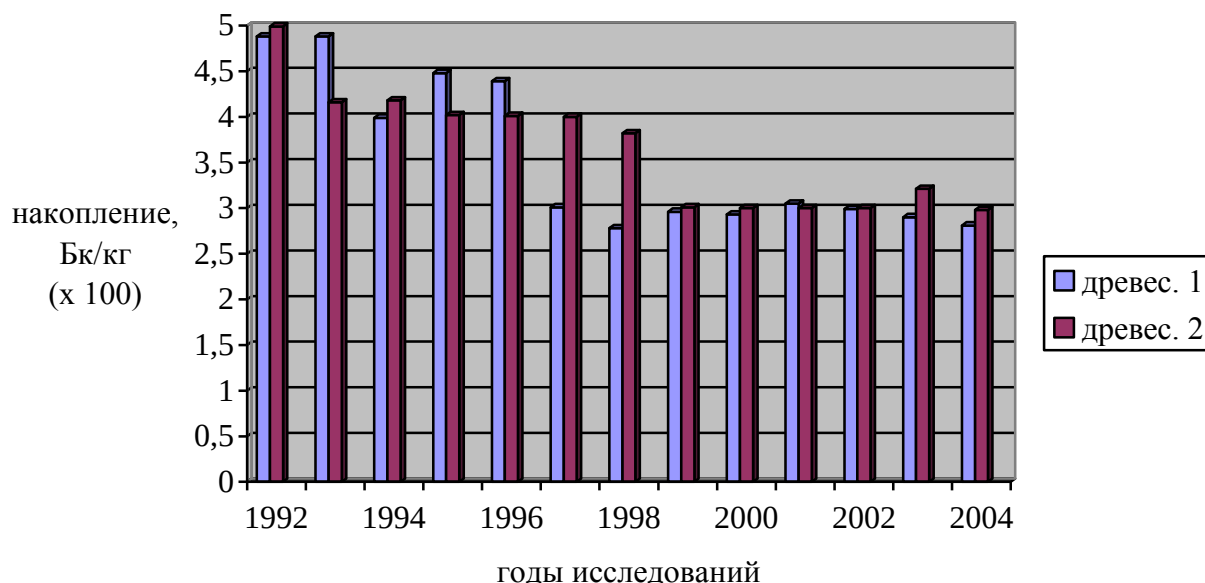


Рис.21 Накопление ^{90}Sr в древесине фундука (сорт – «Луиза»), при различной глубине его залегания (1– глубина залегания 0 см; 2 – глубина залегания 50 см) (1992 – 2004г)

В первые годы роста и развития растения в древесине несколько больше накапливается радионуклида при его поверхностном расположении на почве, в дальнейшем это различие постепенно нивелируется.

После выполненных экспериментов стало очевидным, что в многолетних древесных сообществах параметры загрязнения в целом коррелируют с показателями биологической продуктивности растений, причем максимальная интенсивность загрязнения характеризует те структурные компоненты фитомассы, которые отличаются наибольшим текущим приростом. Существенно, что в органах многолетней аккумуляции органического вещества (стволах, ветвях и побегах) при этом

наблюдается кумулятивное накопление радионуклидов, а во фракциях с меньшей продолжительностью жизни (листьях, генеративных органах) объемы депонирования загрязнителей определяются их актуальным поглощением из почвы.

В отличие от большинства радиоактивных продуктов деления ^{90}Sr в почвах находится в основном в обменном состоянии; переход его в необменные формы («старение») если и происходит, то очень медленно.

По истечении 12 лет после попадания ^{90}Sr в выщелоченный чернозем 92 – 96 % всего ^{90}Sr находилось в обменном состоянии. Длительное пребывание ^{90}Sr в почве в обменной и, следовательно, легкодоступной для усвоения растениями форме и медленная миграция по профилю почвы обеспечивают существование устойчивого источника поступления этого радионуклида в растения (Алексахин Р.М., Нарышкин М.А., 1977).

Анализ различных радиологических ситуаций (облучение от естественного радиационного фона, аварийные и технологические выбросы радионуклидов предприятий ядерной энергетики, глобальное загрязнение внешней среды от ядерных испытаний и другое) свидетельствует о том, что, как правило, роль почвенного пути миграции радионуклидов в дополнительном облучении населения является весьма значительной, а иногда и доминирующей.

Особенно эта роль важна при выбросе в биосферу биологически подвижных долгоживущих радионуклидов (^{14}C , ^{90}Sr , ^{129}I , ^{137}Cs и некоторых других). Иногда это может происходить в результате аварийных ситуаций (Куликов Н.В., Молчанова И.В., 1975, Гусев Н.Г, Беляев В.А., 1986, Холл Э.Дж., 1989, Трефилов В.И., 1990, Силантьев А.Н., Силантьев К.А., Шкуратова И.Г., 1998, Булатов В.И., 1999, Радиационная обстановка ..., 2001).

Конечно, если говорить о дополнительная дозовой нагрузке на организм человека, то надо обязательно знать накопление радионуклидов в хозяйственно – ценной части растения. Изучаемые нами звенья трофической цепи: почва – растения, являются начальными и основными для многих следующих звеньев: консу-

ментов первого, второго и т.д. порядка. Для составления прогноза внутренней дозовой нагрузки на организм человека требуется определить Кп для растительных организмов, входящих в рацион питания. Полученный экспериментальный материал расширяет границы в этом направлении (Рисунок 22 и 23, прил.ЖЖ,КК). Глубина расположения радионуклида в почвенном горизонте, не оказала влияния на его накопление в скорлупе (околоплоднике) ореха. Его содержание было невысоким в первом и во втором случае, близким к фоновому значению.

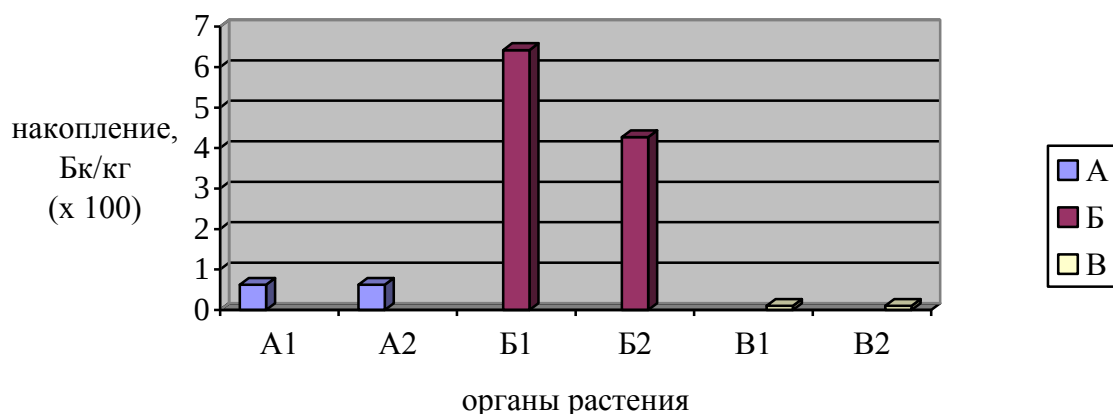


Рис.22 Накопление ^{90}Sr в генеративных органах фундука, в зависимости от глубины его расположения (1 – поверхностное загрязнение почвы, 2 – глубина залегания 50 см), (А – околоплодник (скорлупа), Б – ядро, В – сережки) (2000 – 2004г)

Определено различие в накоплении ^{90}Sr в ядре фундука в зависимости от глубины расположения радионуклида в почве. Меньше в 1,5 раза накопление радионуклида было в варианте с расположением его на глубине 50 см. Причина такого различия в накоплении кроется в поверхностном расположении корневой системы фундука. При глубине залегания радионуклида 50 см контакт с корневой системой меньше, чем при поверхностном расположении радионуклида на почве. В связи с этим наблюдается различие в накоплении ^{90}Sr в ядре фундука.

Кроме того, ядро является тем «депо», в котором происходит накопление за-

пасных питательных веществ для весеннего появления проростка. Радионуклиды, оказавшись в почве вместе с питательными веществами попадают в ядро и загрязняют его радиоактивно.

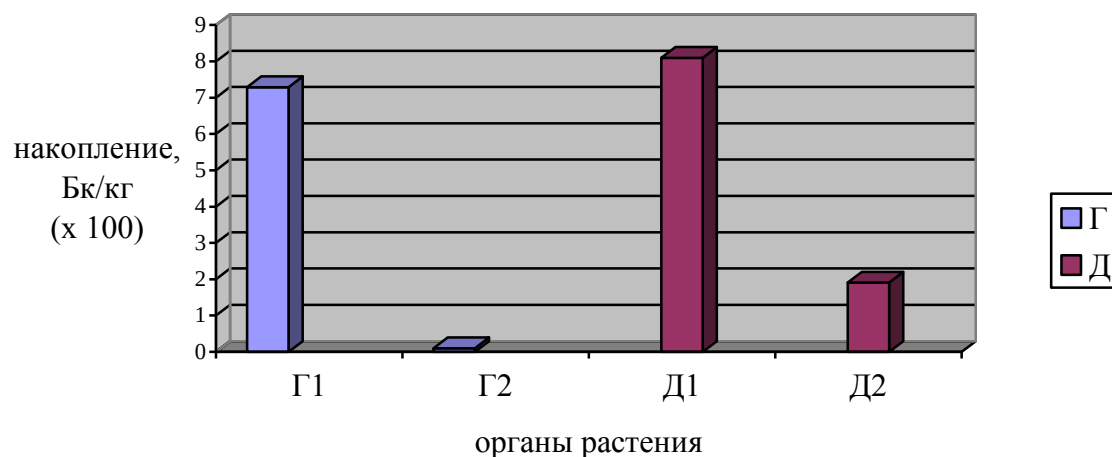


Рис.23 Накопление ^{90}Sr в различных органах фундука, в зависимости от глубины его расположения (1 – поверхностное загрязнение почвы, 2 – глубина залегания 50 см), (Г – почки, Д – листья) (2000 – 2004г)

Различия в накоплении ^{90}Sr в соцветиях фундука – сережках, в зависимости от расположения его в почве не обнаружено. Содержание в соцветиях было на уровне фоновых значений.

Накопление ^{90}Sr в почках фундука существенно зависит от глубины расположения радионуклида в почве. При поверхностном расположении на почве, в почках его накопилось в 7,3 раза больше, чем при залегании на 50 см глубине (Рисунок 23, прил.ЖЖ, КК). Так же наблюдается различие (в 1,2 раза) в накоплении ^{90}Sr в листьях фундука в зависимости от вариантов расположения его в почве. Следовательно, при заглублении ^{90}Sr в почву на 50 см, уменьшается его содержание и в опаде, по сравнению с поверхностным его расположением.

Исходя из экспериментальных данных можно сделать выводы:

- заглубление в почве радионуклида уменьшает его накопление в коре фун-

дука, так как поверхностное расположение корневой системы не способствует высокому накоплению ^{90}Sr ;

- меньше в 1,5 раза накопление было в ядре фундука в варианте с расположением радионуклида на глубине 50 см;

- накопление ^{90}Sr в почках фундука существенно зависит от глубины расположения радионуклида в почве. При поверхностном расположении на почве, в почках его накопилось в 7,3 раза больше, чем при залегании на 50 см глубине.

3.5 Содержание ^{90}Sr в яблоне в зависимости от сортовых особенностей, на примере сортов «Ред Мелба» и «Слава Победителям»

В целом радионуклидный состав загрязнения структурных частей дерева и его динамика определяются рядом факторов: периодом радиоактивного распада радионуклидов, входивших в состав выброса, формой их соединений в составе выпадений, видовыми и сортовыми особенностями растений, характером распределения в почве корневой системы, продуктивности, продолжительности вегетационного периода и тем, каким путем были загрязнены те или иные компоненты (Нарышкин М.А., 1975, Козубов Г.М., Таскаев А.И., Игнатенко Е.Г., 1990, Ушаков Б.А., 1992, Ипатьев В.А., Булавик И.М., 1994, Козубов Г.М., Таскаев А.И., 1994, Ипатьев В.А., 1999, Щеглов А.И., 2000).

^{90}Sr – являясь по своим химическим свойствам аналогом кальция, всюду сопровождает его в процессе обмена веществ. Вместе с кальцием он поглощается корнями растений из почвы и откладывается в стеблях, листьях и плодах.

Для изучения разницы накопления ^{90}Sr в яблоне в зависимости от сортовых особенностей в полевых условиях, на территории ФГБНУ Всероссийского НИИ биологической защиты растений, был заложен опытный участок в яблоневом саду и получен экспериментальный материал. Опыт поставлен на следующих сортах: «Ред Мелба» и «Слава Победителям». Испытания продукции по радиационному

признаку выполняли на приборе УСК «Гамма Плюс».

Некоторые особенности изучаемых сортов плодовых пород приведены ниже.

«Ред Мелба». Летний слаборослый сорт американской селекции. Плоды средние, округлые, среднеуплощенные. Блюдце средней ширины, иногда широкое, средней глубины. Воронка средней ширины и глубины, иногда глубокая. Плодоножка длинная, средней толщины (Наумова Л.С., Костецкая Е.И., Русак С.Ф., 1979, Симонов А.С., 1986, Семакин В.П., 1991, Дорошенко Т.Н., Кондратенко Н.И., 1998, Дубравина И.В., Дорошенко Т.Н., Еремин Г.В., 2004).

«Слава Победителям». Сорт селекции Млиевской опытной станции имени Л.П. Симиренко. Сильнорослый, позднелетнего срока созревания. Плоды созревают в середине августа. Сорт высокопродуктивный. Зимостойкий. Сорт сравнительно устойчив к болезням (парша, мучнистая роса). Деревья сильнорослые, с широкопирамидальной, сравнительно густой, быстрорастущей кроной. Плоды довольно крупные и редко средние. Средне и слабоуплощенные, округлые, или слабо конические, часто шаровидные. Основная окраска желтовато – или беловато-зеленая, со сплошным, очень нарядным, красным, иногда размытым румянцем, покрывающем весь плод с легким восковым налетом и многочисленными светлыми подкожными точками, иногда с опробковевшими центрами. Мякоть белая, слегка желтовато-кремовая, очень нежная, сочная, отличного кисло-сладкого вкуса (Наумова Л.С., Костецкая Е.И., Русак С.Ф., 1979, Симонов А.С., 1986, Семакин В.П., 1991, Дорошенко Т.Н., Кондратенко Н.И., 1998, Дубравина И.В., Дорошенко Т.Н., Еремин Г.В., 2004).

После выполненных экспериментов, которые продолжались в течение 13 лет, в полевых условиях, на территории ВНИИБЗР были получены следующие результаты (Рисунок 24 и 25, прил. ЛЛ,ММ).

Отмечено различие в накоплении ^{90}Sr в коре изучаемых сортов яблонь. Так в коре сорта «Слава Победителям», ^{90}Sr содержалось больше, чем в коре соответст-

вующего прироста сорта «Ред Мелба». Наибольшее различие в содержании радионуклида в коре изучаемых сортов обнаружено в период с 2000 по 2004г., соответственно в 5,2; 6,7; 5,7; 5,6 и 5,7 раз.

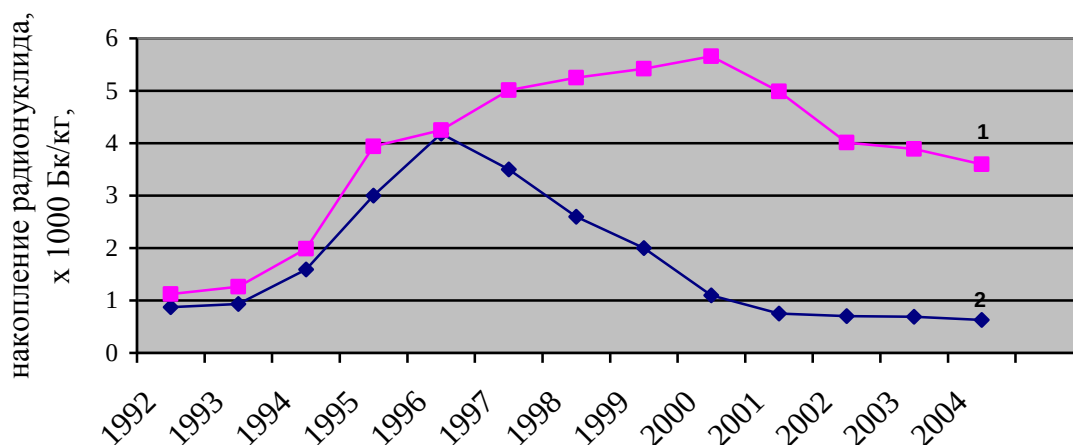


Рис.24 Накопление ^{90}Sr , при поверхностном его залегании на почве, в коре различных сортов яблони (1– «Слава Победителям», 2 – «Ред Мелба») (1992 – 2004г)

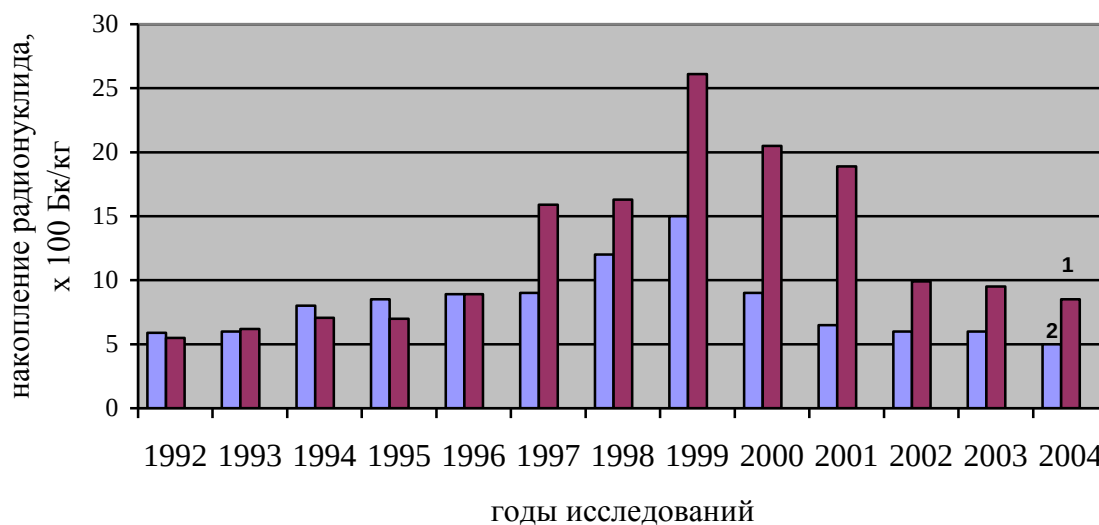


Рис.25 Накопление ^{90}Sr , при поверхностном его залегании на почве, в древесине различных сортов яблони (1– «Слава Победителям», 2 – «Ред Мелба») (1992 – 2004г)

Исходя из полученного экспериментального материала, можно сделать вывод, что сортовые особенности оказали влияние на накопление в коре ^{90}Sr , и это различие по сортам достигало 6,7 раз (2001г).

Различие в накоплении радионуклида объясняется именно особенностями сорта «Слава Победителям» – «Деревья сильнорослые, с широкопирамидальной, сравнительно густой, быстрорастущей кроной», по отношению к сорту «Ред Мелба» – «Слаборослый сорт» и сроком созревания плодов: соответственно типичный осенний и летний сорта (Дорошенко Т.Н., Кондратенко Н.И., 1998, Дубравина И.В., Дорошенко Т.Н., Еремин Г.В., 2004).

В древесине изучаемых растений так же больше накопилось радионуклида в сорте «Слава Победителям» в сравнении с сортом «Ред Мелба».

Исходя из полученного экспериментального материала (Рисунок 25, прил. ЛЛ, ММ) можно сделать вывод, что содержание радионуклида в древесине сорта «Слава Победителям» из года в год в побегах увеличивается.

Довольно интенсивно накопление радионуклида происходит за первые 7 лет. Различие в накоплении между годом посадки и через 7 лет после посадки составляет 4,8 раза. В дальнейшем происходит постепенное снижение содержания ^{90}Sr в древесине яблони изучаемого сорта. Это связано с нарастанием корневой массы, которая с возрастом растения располагается все глубже и как бы уходит из зоны загрязнения, кроме того увеличивается ее абсолютная масса, что ведет к разбавлению содержания радионуклида в растении.

Кроме того отмечено, что если концентрация ^{90}Sr в почве выше чем в растениях, то радионуклид поднимается вверх в фотосинтезирующие органы. Наиболее подвижен и легче поступает из почвы по корневому пути ^{90}Sr . Цезий сильнее сорбируется почвами и поэтому в относительно меньших количествах переходит в растения.

Для сорта «Ред Мелба» ситуация по накоплению радионуклида в древесине

близка к описанной для сорта «Слава Победителям». Различие в содержании радионуклида в древесине через 7 лет после посадки составляет 2,5 раза.

Исходя из построенной диаграммы (Рисунок 25) можно сделать вывод, что ^{90}Sr в древесине сорта «Слава Победителям» накопилось больше, чем в древесине сорта «Ред Мелба». Различие было в диапазоне от 1,03 раза (1993г.) до 2,91 раз (2001г.).

Сравнивая крону деревьев сорта «Ред Мелба» и сорта «Слава Победителям» легко заметить, что надземная часть сорта «Слава Победителям» гораздо больше надземной части другого сравниваемого сорта. Общая площадь листовой поверхности изучаемых сортов так же не в пользу сорта «Ред Мелба». То есть из-за больших размеров кроны и большой общей площади листовой поверхности происходит и большее накопление радионуклида в сорте «Слава Победителям». Кроме того сорт «Слава Победителям» отличается от сорта «Ред Мелба» силой роста (Дубравина И.В., Дорошенко Т.Н., Еремин Г.В., 2004).

Подтверждением вышесказанного могут служить данные (Чекрыгин В.В., 2000): показатели адаптации по габитусу деревьев – сорт «Ред Мелба» высота дерева 2,6 м, диаметр кроны 2,0 м; сорт «Слава Победителям» соответственно – 3,0 м, 2,4 м. Связанная солнечная энергия также будет несколько выше для сорта «Слава Победителям».

Различие в накоплении радионуклида в древесине семечковых пород можно объяснить именно особенностями изучаемых сортов, описание которых приведено выше.

Несомненно, особый интерес вызывает вопрос о содержании радионуклида в генеративных и фотосинтезирующих органах (таблица 25, прил.НН).

Анализируя таблицу 25 можно отметить, что в листьях сорта «Слава Победителям» больше содержится радионуклида, чем в листьях сорта «Ред Мелба». Это различие составляет 1,6 раза. Причина такого различия, кроется в силе роста побегов каждого из изучаемого сортов: «Слава Победителям» – «сильнорослый, с

широкопирамидальной, сравнительно густой, быстрорастущей кроной», по отношению к сорту «Ред Мелба» – «слаборослый сорт» и сроке созревания плодов (Дубравина И.В., Дорошенко Т.Н., Еремин Г.В., 2004). В связи с интенсивным ростом побегов для сорта Слава Победителям требуется больше питательных веществ, что в свою очередь способствует большей возможности проникновения загрязнителя в растение.

Таблица 25

Накопление ^{90}Sr в органах яблони, в зависимости от сортовых особенностей, при поверхностном его расположении радионуклида на почве, Бк/кг (2000 – 2004г)

Органы растения	Сорт	
	«Слава Победителям»	«Ред Мелба»
Листья	$12,8 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$8,1 \times 10^2 \pm 0,11 \times 10^2$
Околоплодник	$6,6 \times 10^2 \pm 0,11 \times 10^2$	$3,9 \times 10^2 \pm 0,09 \times 10^2$
Семенная камера	$9,0 \times 10^2 \pm 0,08 \times 10^2$	$5,60 \times 10^2 \pm 0,09 \times 10^2$
Семена	$10,0 \times 10^2 \pm 0,9 \times 10^2$	$6,5 \times 10^2 \pm 0,08 \times 10^2$
Плодовые образования	$9,01 \times 10^2 \pm 0,16 \times 10^2$	$6,5 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$

По данным В.А. Колесникова: «Чем длиннее приросты, тем крупнее на них листья». Площадь листа сыграла основную роль в накоплении большего количества радионуклида в листьях и генеративных органах сорта «Слава Победителям».

Результаты таблицы 25 согласуются с данными (Алексахин Р.М., Нарышкин М.А., 1977, Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И., Цветнова О.Б., 1993, Ипатьев В.А., Булавик И.М., Багинский В.Ф., 1994, Щеглов А.И., 2000), что основная часть радионуклидов концентрируется в коре, хвое и листьях, а также в подстилке и верхнем слое почвы. Ежегодное поступление радионуклидов из почвы увеличивает концентрацию их в древесине. По данным вышеназванных ученых, через шесть лет

их количество может увеличиться в 2, а в гидроморфных ландшафтах – в 5 – 15 раз.

Различие в накоплении ^{90}Sr определяется в том числе и сортовыми особенностями.

Как свидетельствуют результаты оценки продуктивности и качества плодов перспективных сортов яблони, выращенных на разных фонах минерального питания есть сорта, которые целесообразно возделывать при ограниченном внесении $\text{N}_{65}\text{P}_{65}\text{K}_{50}$ кг/га д.в. (Кондратенко Н.И., Дубравина И.В., Митракова С.И., 2000). Этот факт является очень важным при составлении рекомендаций ведения сельскохозяйственного производства на загрязненных радионуклидами территориях.

Лист является важнейшим органом растения, где происходят процессы фотосинтеза, транспирации и газообмена. В зависимости от площади листовой поверхности и освещенности листьев, обуславливающей количество поглощаемой ими солнечной энергии, изменяются продуктивность и интенсивность фотосинтеза. Например, 1 м² поверхности листьев вырабатывает за день до 6 – 8 г крахмала.

Приемы интенсивного садоводства (загущенные посадки, осветление центра крон, применение современных формировок, подвоев, сортов и т.д.) способствуют лучшей освещенности листовой поверхности и увеличению ее площади.

Накопление ^{90}Sr в листьях изучаемых сортов отличается в 1,6 раза. В целом оно довольно невысокое, что важно при определении рекомендаций ведения плодородства на загрязненных территориях. Но как показали исследования, содержание радионуклида в плодах обоих анализируемых сортов (околоплоднике) ниже, чем в листьях. Разница для сорта «Ред Мелба» составляет 2,1 раза, а для сорта «Слава Победителям» – 1,9 раз. Следует так же отметить, что больше в 1,7 раза ^{90}Sr накопилось в околоплоднике сорта «Слава Победителям». В семенной камере разница в накоплении между изучаемыми сортами составила 1,6 раза, а в семенах – 1,5 раза. Так же больше содержалось радионуклида в плодовых образованиях

сорта Слава Победителям, и эта разница составляла в 1,4 раз.

В первую очередь эта разница, объясняется сортовыми различиями, интенсивностью в развитии сорта «Слава Победителям», его урожайностью, и размерами плодов. «Плоды довольно крупные и редко средние» (Дубравина И.В., Дорошенко Т.Н., Еремин Г.В., 2004).

Интенсивность развития сорта подразумевает и интенсивную корневую систему, которая занимая определенную площадь по горизонтали и вертикали, оказывает влияние на накопление радионуклида в растении.

При техногенной катастрофе следует обратить внимание на накопление ^{90}Sr , как в древесной массе, так и в плодах. Исследованием отмечено, что растения с меньшей силой роста в условиях поверхностного загрязнения ^{90}Sr предпочтительны в сравнении с растениями с высокой биологической активностью.

Экспериментальный материал позволяет сделать выводы:

- Сортные особенности оказали влияние на накопление в коре ^{90}Sr , и это различие по сортам достигало 6,7 раз (2001г);
- В древесине изучаемых растений так же больше накопилось радионуклида в сорте «Слава Победителям» в сравнении с сортом «Ред Мелба»;
- В листьях сорта «Слава Победителям» больше содержится радионуклида, чем в листьях сорта «Ред Мелба». Это различие составляет 1,6 раза. В целом оно довольно невысокое, что важно при определении рекомендаций ведения плододства на загрязненных территориях;
- Содержание радионуклида в плодах обоих анализируемых сортов (околоплоднике) ниже, чем в листьях. Разница для сорта «Ред Мелба» составляет 2,1 раза, а для сорта «Слава Победителям» – 1,9 раз;
- Следует так же отметить, что больше в 1,7 раза ^{90}Sr накопилось в околоплоднике сорта «Слава Победителям». В семенной камере разница в накоплении между изучаемыми сортами составила 1,6 раза, а в семенах – 1,5 раза. Так же больше содержалось радионуклида в плодовых образованиях сорта «Слава Побе-

дителям», и эта разница составляла в 1,4 раз.

3.6 Накопление ^{90}Sr в фундуке в зависимости от сортовых особенностей «Ата-баба» и «Луиза»

В настоящее время практически вся территория суши в той или иной степени загрязнена искусственными радионуклидами. Но в большинстве случаев загрязнения не достигают опасных пределов и находятся на уровне фона.

В настоящее время существуют рекомендации по так называемому «зональному делению земель» в зависимости от уровня загрязнения двумя основными долгоживущими осколочными нуклидами – ^{90}Sr и ^{137}Cs , но вне зависимости от типа почвы (Фокин А.Д., Лурье А.А., Торшин С.П., 2005).

Вопрос о целесообразности ведения агропроизводства на загрязненных территориях особенно остро дискутировался в первые годы после Чернобыльской катастрофы, однако проблема остается актуальной и по сей день.

Ее решению нередко мешает преобладание конъюнктурных и политических мотивов при оценке аварии на ЧАЭС, попытки занизить масштаб катастрофы и ее последствия. Решающее значение в принятии решения по вопросу о масштабах, направленности и целесообразности ведения хозяйственной деятельности на загрязненных территориях должны иметь экологические, экономические и медицинские соображения.

Однако реалии таковы, что около 3 млн. жителей нашей страны вынуждены жить и работать в условиях радиационной опасности. В связи с этим остаются актуальными вопросы рациональной хозяйственной деятельности в условиях радионуклидных загрязнений. Специалисты, выполняющие работы в области радиологии должны найти научно обоснованные решения, направленные на снижение уровня риска радиационной опасности (Фокин А.Д., Лурье А.А., Торшин С.П., 2005).

Исследование некоторых вопросов проведено на примере фундука. Для изучения разницы накопления ^{90}Sr в фундуке в зависимости от сортовых особенностей в полевых условиях, на территории ФГБНУ Всероссийского НИИ биологической защиты растений, был заложен опытный участок в орехоплодном саду и получен экспериментальный материал. Опыт поставлен на следующих сортах: «Ата-баба» и «Луиза». Испытания продукции по радиационному признаку выполняли на приборе УСК «Гамма Плюс».

«Ата-баба». Сорт азербайджанского происхождения, является основным районированным сортом в Краснодарском крае. Перспективен для других районов возделывания фундука. Куст сильнорослый, порослеобразовательная способность высокая, высокоурожайный, средний урожай с одного куста в возрасте 17 лет 6 – 7 кг орехов (20 – 24 ц/га). Плодоносит ежегодно, образует в соплодиях по 3 – 5 плодов. Орех закрытый, плюска сильно возвышается над орехом, округлой формы, средней величины, количество орехов в 1 кг 420 – 500 штук, средняя масса одного ореха 2,0 – 2,2 г. Он выполнен хорошо, выход ядра 48,0 – 50,0 %, тонкокорый, толщина скорлупы 0,8 – 0,9 мм. Товарные качества орехов высокие. Ядро содержит масел 67,5 – 70,0 %, белков – 15,9 %, сахаров – 5,4 %, вкусовые достоинства высокие. Созревают орехи поздно, в первой декаде сентября. Сорт устойчив к вредителям и болезням, слабо поражается мучнистой росой. Сорт заслуживает самого широкого распространения. Хорошо растет в Прикубанской зоне Краснодарского края и в аналогичных по почвенно-климатическим условиям районах (Петросян А.А., Антоненко Г.А., 1980).

Показатели роста порослевого побега в 14 летнем возрасте: длина 95 см, диаметр на середине длины 6 мм. Порослевых побегов в кусте: количество 41 шт, суммарная длина 38,95 м. Высота куста 4,5 м, диаметр кроны куста 6,4 м, окружность штамба маточного ствола 16,4 см.

Сорт «Луиза». Районирован в Краснодарском крае. Перспективен для других районов возделывания фундука. Куст сильнорослый, порослеобразовательная

способность средняя, средне-урожайный, средний урожай с одного куста в возрасте 17 лет 4,4 кг орехов. Плодоносит ежегодно, образует в соплодиях около 3 плодов. Очень зимостойкий и очень крупноплодный сорт: длина 2,2 см, ширина 2,2 см, толщина 1,8 см. Он выполнен хорошо, выход ядра около 50,0 %. Скорлупа тонкая. Сорт позднего созревания. Сорт устойчив к вредителям и болезням, слабо поражается мучнистой росой. Сорт заслуживает самого широкого распространения.

В связи с тем, что оба сорта относятся к сильнорослым, накопление радионуклида в коре существенной разницы не имеет (Рисунок 26, прил. Я,ГГ).

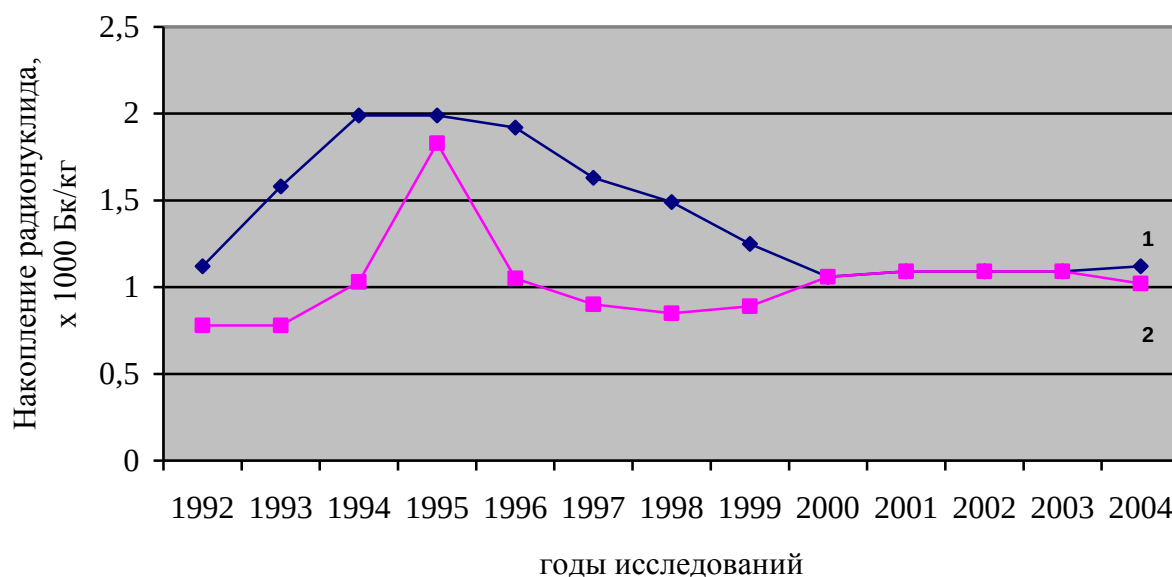


Рис.26 Накопление ^{90}Sr в коре фундука (1 – сорт – «Ата-баба», 2 – сорт – «Луиза») (1992 – 2004г)

Тем не менее, в результате проведенных экспериментов, можно констатировать, что небольшое различие в накоплении радионуклида в коре фундука в зависимости от сорта присутствует. Больше ^{90}Sr содержится в коре сорта «Ата-баба», меньше в коре сорта «Луиза», максимальная разница была отмечена в 1997г. – в 1,8 раз.

Так как исследования выполнялись в течение 13 лет, можно констатировать, что содержание ^{90}Sr с 1992г по 2004г. в сорте «Ата-баба» практически не изменилось, а в сорте «Луиза» это различие составило в 1,3 раза. В радиоактивно загрязненную почву высаживали «чистые» из питомника саженцы фундука, т.е. их выращивали на специально отведенных участках без участия радионуклидов. Поэтому разница, в накоплении радионуклида за период исследований в коре саженцев, объясняется в первую очередь особенностями изучаемых сортов.

Механический срыв поверхностного слоя почвы и радиоактивное загрязнение стволиков фундука под влиянием ветра было практически невозможно. Растения фундука имеют довольно широкую кустовую крону, при площади питания растений 4×4 м наблюдалась ее сомкнутость в ряду и нависание ветвей в междурядье. Тем не менее, возможность загрязнения нижней части стволика фундука радиоактивно загрязненной почвой существует по причине выпадения дождевых осадков. Капли интенсивного дождя подбрасывают комочки радиоактивно загрязненной почвы и они могут попадать на стволики фундука.

Однако, за много лет выращивания орехоплодных растений образовалась листовая подстилка, видимо это оказало влияние на столь не высокое механическое радиоактивное загрязнение растений.

В результате проведенных экспериментов обнаружено различие в накоплении радионуклида в древесине между сортами «Ата-баба» и «Луиза» (Рисунок 27, прил. Я, ГГ). Причем, начиная с третьего года пребывания, в радиоактивно загрязненной почве (опыт заложен в 1989г.) в древесине сорта «Ата-баба» больше содержится нуклида, чем в сорте «Луиза».

В последние годы исследований это различие составляло до 1,5 раз. Основной причиной различного накопления радионуклида в древесине фундука являются сортовые особенности изучаемых растений.

Очень важной информацией для принятия решения о рекомендации выращивания орехоплодных на загрязненной территории является накопление радио-

нуклидов в хозяйственно – ценной части растения.

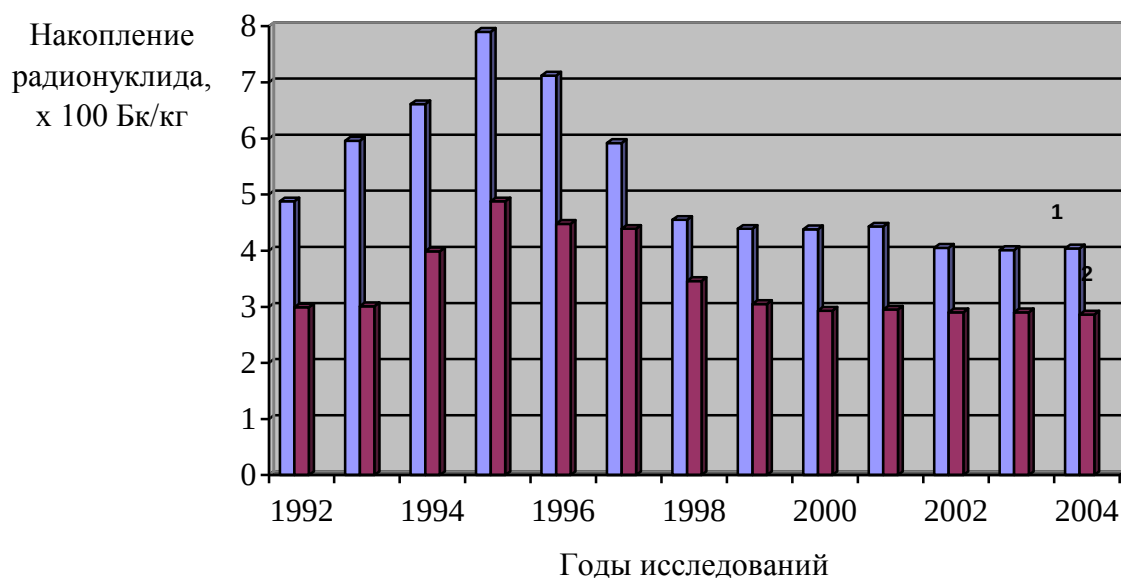


Рис.27 Накопление ^{90}Sr в древесине фундука ^{90}Sr (1 – сорт – «Ата-баба», 2 – сорт – «Луиза») (1992 – 2004г)

Полученные экспериментальные данные по накоплению ^{90}Sr в органах орехоплодных пород позволяют констатировать, что различие в зависимости от сорта фундука есть (таблица 26, прил. АА,ЖЖ).

Таблица 26

Накопление ^{90}Sr в органах фундука, (2000 – 2004 гг.)

Сорт	Околоплодник (скорлупа)	Ядро	Сережки	Листья	Почки
Ата-баба	$1,08 \times 10^2 \pm 0,2 \times 10$	$8,56 \times 10^2 \pm 0,2 \times 10^2$	фон	$10,51 \times 10^2 \pm 0,4 \times 10^2$	$9,43 \times 10^2 \pm 0,2 \times 10^2$
Луиза	$0,62 \times 10^2 \pm 0,2 \times 10$	$6,42 \times 10^2 \pm 0,2 \times 10^2$	фон	$8,10 \times 10^2 \pm 0,4 \times 10^2$	$7,29 \times 10^2 \pm 0,2 \times 10^2$

Больше накапливается изучаемого радионуклида в скорлупе ореха сорта «Ата –баба», чем в скорлупе ореха сорта «Луиза» и это различие составляет в 1,7

раза. Так же больше (в 1,3 раза) накапливается ^{90}Sr в ядре ореха сорта «Ата-баба». Такое различие в накоплении радионуклида можно объяснить разной урожайностью плодов с куста исследуемых сортов фундука. Различие в урожае составляет в 1,6 раза.

Соцветия фундука – сережки. Различия в накоплении радионуклида в соцветиях изучаемых сортов фундука не обнаружено.

Согласно экспериментальным данным, в листьях сорта «Ата-баба» больше содержится ^{90}Sr , чем в листьях сорта «Луиза» в 1,3 раза. Различие в накоплении объясняется, разной порослеобразовательной способностью изучаемых сортов, и как следствие разной общей площадью листа. Содержание радионуклида в листьях может в определенной степени оказать влияние на рекомендации по ведению сельскохозяйственного производства на радиоактивно-загрязненной территории. Через определенное количество лет уже и лиственный опад может играть свою роль в облучении рабочего персонала на производственной территории (Щеглов А.И., 2000).

Есть различие, как показывают экспериментальные данные (таблица 26), и в накоплении радионуклида в почках фундука в зависимости от сорта. Больше его содержится в почках сорта «Ата-баба» в 1,3 раза. Наблюдения и выполненные измерения показали, что влияния на урожай и другие биологические показатели (прирост древесной биомассы, силу роста куста) изучаемых сортов, указанные накопления ^{90}Sr в органах фундука не оказали.

Выводы, на основании экспериментального материала, следующие:

- Различие в накоплении радионуклида в коре фундука в зависимости от сорта присутствует. Больше ^{90}Sr содержится в коре сорта «Ата-баба», меньше в коре сорта «Луиза», максимальная разница была отмечена в 1997г. – в 1,8 раз;
- В древесине сорта «Ата-баба» больше содержится нуклида, чем в сорте «Луиза». В последние годы исследований это различие составляло до 1,5 раз;
- Больше накапливается изучаемого радионуклида в скорлупе ореха сорта

«Ата-баба», чем в скорлупе ореха сорта «Луиза» и это различие составляет в 1,7 раза. Так же больше (в 1,3 раза) накапливается ^{90}Sr в ядре ореха сорта «Ата-баба»;

- В листьях сорта «Ата-баба» больше содержится ^{90}Sr , чем в листьях сорта «Луиза» в 1,3 раза;

- Больше ^{90}Sr содержится в почках сорта «Ата-баба» в 1,3 раза.

3.7 Миграция ^{90}Sr в плодовом ценозе почвенном горизонте чернозема выщелоченного, в зависимости от глубины его расположения

Почва – важнейший компонент биогеоценозов, в частности агроценозов. Роль почвы, как компонента биогеоценоза по отношению к радиоактивным веществам определяется влиянием на скорость и способы включения их в биогеохимические циклы миграции. К свойствам почв, влияющим на поведение радионуклидов, в первую очередь относится кислотность, содержание обменных катионов и органического вещества, механический и минералогический состав. Свойствами почвы в значительной мере определяется характер и прочность сорбции, а, следовательно, скорость миграции радионуклидов по почвенному профилю и биологическая доступность их растениям.

При радиоактивных выпадениях формы соединений радионуклидов в почвах в значительной степени (особенно на первых этапах) определяются устойчивостью частиц к процессам выветривания в почвенной среде, выщелачивания из них радионуклидов и закрепления последних в почве. Эти показатели имеют принципиальное значение в поведении радионуклидов в природной среде.

В большинстве случаев, связанных с выведением радиоактивных веществ в окружающую человека среду, радионуклиды первоначально поступают на поверхность почвы, а в дальнейшем они передвигаются вниз по почвенному профилю. Перемещение радионуклидов вглубь почвы изменяет их распределение в пределах корнеобитаемого слоя почвы, что влияет на доступность радионуклидов

для корневых систем растений. В этой связи исследование миграции радионуклидов в почве представляет интерес с точки зрения сельскохозяйственной радиэкологии.

В настоящее время накоплен экспериментальный материал о характере распределения ^{90}Sr в почвах различных почвенно – климатических зон (Чулков П.М., 1957, Бочкарев В.М., 1964, Баранов В.И., Павлоцкая Ф.И., Федосеев Г.А., 1965, Кварацхелиа Н.Т., 1965, 1966, Новикова С.К., 1968, Куликов Н.В., 1970, Белова Е.И., 1970, Ананян В.Л., 1971, Молчанова И.В., 1971, Молчанова И.В., Миронов Б.А., 1971, Алипбеков О.А., Жуков Б.И., 1984, Бакунов Н.А., 1998, Ефремов И.В., Рахимова Н.Н., 2004).

В результате исследований, выполненных в естественных природных условиях, отмечается, что радионуклиды характеризуются различной подвижностью в почвах. При этом проявляется влияние химических свойств радионуклидов и физико-химических особенностей почв. Влияние физико-химических особенностей почв на характер распределения радионуклидов проявляется отчетливее при сравнении их содержания в отдельных генетических горизонтах (Шестопалов В.М., Богуславский А.С., Бублясь В.Н., Онищенко И.П., 2002).

По данным (Павлоцкой Ф.И., 1974) ^{90}Sr , несмотря на то, что большая его часть задерживается в верхних горизонтах, по-разному ведет себя в различных типах почв, донных отложениях и, следовательно, с неодинаковой скоростью мигрирует по почвенному профилю.

На примере почв Грузии показано, что постепенное увеличение со временем содержания радиоактивного стронция на глубине ниже 20 см коррелирует с количеством осадков и водопроницаемостью грунтов (Кварацхелиа Н.Т., 1965).

Конечно, помимо количества осадков на миграцию ^{90}Sr большое влияние оказывают физико-химические и водно-физические свойства почв, а так же расположенная на ней растительность.

Через 6 месяцев после внесения в чернозем по количеству связанных с орга-

ническим веществом форм радионуклиды образовали ряд: $Cs > Zn > Ce > Sr > Co$ (Водовозова И.Г., 1973). Исходя из экспериментальных данных (Павлоцкой Ф.И., 1974) можно сказать, что скорость миграции ^{90}Sr в почвенном горизонте очень сильно зависит от содержания обменного Ca .

Прочность закрепления поглощенного ^{90}Sr механическими фракциями почв обусловлена в большей степени их минеральной частью. В илистой фракции чернозема ^{90}Sr закрепляется более прочно, чем в илистой фракции дерново-подзолистой почвы, что в основном связано с различиями минералогического состава этих фракций.

Наибольшей емкостью поглощения и поглотительной способностью обладают минералы группы монтмориллонита и гидрослюд, наименьшей – группы полевых шпатов и кальцитинита. Как правило, максимальная сорбция отмечается на тяжелых по механическому составу почвах (Юдинцева Е.В., 1970).

Поведение радионуклидов в почве в значительной степени определяет поступление их в растения и миграцию по экологическим и пищевым цепям. Это очень сложный и неоднозначный процесс. В общих чертах его можно представить в виде непрерывно повторяющихся «элементарных» процессов: сорбция – десорбция, диффузия, конвективный перенос, биогенный и эрозионный переносы и др.

Для изучения особенностей поведения радионуклидов в почве в плодородном ценозе был поставлен следующий опыт.

После 10 лет нахождения в почвах ^{90}Sr часть радионуклида оказывается связанной с органическим веществом (Павлоцкая Ф.И., Блохина М.И., 1973).

Изучая механизмы поглощения радионуклидов почвами, необходимо еще раз подчеркнуть, что почвы представляют собой сложную гетерогенную систему, в которой одновременно протекают физические, химические и биохимические процессы. Поэтому существует несколько механизмов поглощения радионуклидов (Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И., Цветнова О.Б., 1993).

В первом варианте исследований радионуклид располагался в пахотном слое почвы (таблица 27).

Таблица 27

Изучение миграции ^{90}Sr из пахотного слоя почвы в плодовом саду (2004г)

Глубина, см	Содержание, Бк/кг
0 - 5	$2,21 \times 10^6 \pm 2,99 \times 10^2$
5 - 10	$2,18 \times 10^6 \pm 2,84 \times 10^2$
10 - 15	$1,89 \times 10^6 \pm 2,67 \times 10^2$
15 - 20	$1,96 \times 10^6 \pm 2,69 \times 10^2$
20 - 25	$1,63 \times 10^6 \pm 2,28 \times 10^2$
25 - 30	$0,61 \times 10^6 \pm 2,01 \times 10^2$
30 - 35	$1,49 \times 10^4 \pm 1,25 \times 10^2$
35 - 40	$3,27 \times 10^3 \pm 1,15 \times 10^2$
40 - 45	$3,00 \times 10^3 \pm 1,09 \times 10^2$
45 - 50	$3,05 \times 10^3 \pm 1,09 \times 10^2$
50 - 60	$3,02 \times 10^3 \pm 1,09 \times 10^2$
60 - 70	$3,01 \times 10^3 \pm 1,09 \times 10^2$
70 - 80	$2,90 \times 10^3 \pm 1,05 \times 10^2$
80 - 90	$2,95 \times 10^3 \pm 1,07 \times 10^2$
90 - 100	$2,96 \times 10^3 \pm 1,07 \times 10^2$

Основным агентом в передвижении радионуклидов в черноземах лесных экосистем в вертикальном направлении могут служить по данным (Павлоцкой Ф.И., 1974) почвообитающие животные.

Как оказалось, миграция ^{90}Sr от места внесения в нижележащие почвенные горизонты невелика. Если учесть, что радионуклид был перемешан в слое 0 – 25 см, то его передвижение составило всего 5 см за весь период наблюдений и исследований за ростом и развитием семечкового сада (т.е. на глубину почвенного горизонта до 30 см).

Согласно агротехнике по уходу за садом, пахотный слой почвы периодичес-

ки подвергался культивации, рыхлениям, вспашке и т.д. Этот слой активно перемешивался: поднимался механическими орудиями вверх или опускался вниз из-за оборота пласта почвы при вспашке. Какая-то часть активности радионуклида, конечно, оставалась в почвенной подошве, которая образуется в подпахотном слое. Почвенная подошва очень сильно уплотнена, тем не менее, из нее возможна вертикальная миграция загрязняющих веществ. При изучении вертикальной почвенной миграции радионуклидов следует учитывать, что скорость миграции в уплотненной почве гораздо меньше, чем в рыхлой.

Интенсивность вертикального перераспределения радионуклидов в целом определяется всей совокупностью процессов почвообразования, но в качестве ведущего фактора могут выступать разные показатели в зависимости от конкретных биоклиматических условий территории загрязнения и времени, прошедшего после аварии.

В их числе на величину сорбции или поглощения радионуклидов влияют размеры и заряд адсорбирующей поверхности, растворимость соединения адсорбируемого иона с ионом осадка и т.д. Необходимо иметь в виду, что радионуклиды в зависимости от их свойств могут находиться в растворе, из которого происходит адсорбция, в ионном и молекулярном состояниях (Елиашевич Н.В., Мацко Ц.П., 2002, Носов А.В., 2002, Шабанов В.Ф., Дегерменджи А.Г., 2004).

Так как радионуклиды поглощаются на границе раздела твердой фазы и почвенного раствора, большое значение имеет природа пленок – гелей, покрывающих минеральную частицу, и кристаллическая решетка минерала, на котором адсорбированы эти пленки.

По данным (Павлоцкой Ф.И., 1974) видно, что поглощение ^{90}Sr и прочность закрепления его в почве зависят больше от активной поверхности частиц.

Следует отметить, что экстраполяция параметров вертикальной миграции радионуклидов и прямой перенос существующих диффузионных и конвективно – диффузионных моделей миграции радионуклидов, установленных для почв опре-

деленных регионов, на другие районы даже с аналогичными типами почв неправомерна, так как различные природно-климатические условия внесут свои коррективы и повлияют на миграцию радионуклидов в почвах.

Изучение конкретной ситуации в передвижении радионуклидов в вертикальном направлении в каждом конкретном регионе имеет очень важное значение. Особенно это актуально при составлении рекомендаций ведения сельскохозяйственного производства в условиях радиоактивного загрязнения. Есть определенные особенности в миграции ^{90}Sr в плодовом ценозе, которые указаны в таблицах 27 и 28.

Таблица 28

Изучение миграции ^{90}Sr в почве после плантажной вспашки в плодовом саду (2004г)

Глубина, см	Содержание, Бк/кг
0 - 5	$8,98 \times 10^4 \pm 1,49 \times 10^2$
5 - 10	$4,58 \times 10^3 \pm 1,12 \times 10^2$
10 - 15	$3,78 \times 10^3 \pm 1,10 \times 10^2$
15 - 20	$3,50 \times 10^3 \pm 1,10 \times 10^2$
20 - 25	$3,50 \times 10^3 \pm 1,11 \times 10^2$
25 - 30	$3,29 \times 10^3 \pm 1,09 \times 10^2$
30 - 35	$3,41 \times 10^3 \pm 1,10 \times 10^2$
35 - 40	$3,46 \times 10^3 \pm 1,10 \times 10^2$
40 - 45	$9,86 \times 10^4 \pm 1,56 \times 10^2$
45 - 50	$2,13 \times 10^6 \pm 2,72 \times 10^2$
50 - 55	$2,10 \times 10^6 \pm 2,71 \times 10^2$
55 - 60	$5,91 \times 10^4 \pm 1,33 \times 10^2$
60 - 70	$3,10 \times 10^3 \pm 1,09 \times 10^2$
70 - 80	$3,05 \times 10^3 \pm 1,09 \times 10^2$
80 - 100	$3,09 \times 10^3 \pm 1,08 \times 10^2$

Значение почв, как самостоятельного природного образования, выступаю-

щего в качестве мощного депо радионуклидов техногенного происхождения после попадания их в окружающую среду, в возможности накопления радионуклидов в растениях может быть оценено с разных сторон. С одной стороны, сильная сорбция радионуклидов твердой фазой почвы обеспечивает длительное многолетнее удержание радиоактивных веществ в самых верхних слоях почвы, обеспечивая возможность накопления радионуклидов по корневому пути в растениях – одном из начальных звеньев круговорота в окружающей среде. С другой стороны, прочная сорбция радионуклидов создает барьер, ограничивающий включение радионуклидов в биологический круговорот (Булгаков А.А., Коноплев А.А., Авила П., 2000).

Одним из способов, уменьшающих доступность радионуклида растениям при поверхностном расположении их корневой системы – это выполнение плантажной вспашки. Она проводится специальными механическими орудиями (плантажным плугом) на глубину от 50 до 70 см. Верхний, загрязненный слой почвы при обороте пласта плугом перемещается вниз, а нижележащий слой перемещается вверх.

Одной из задач при этом было определение поведения ^{90}Sr в почвенном горизонте, оказавшегося, после оборота пласта плугом, на глубине 50 см (таблица 28). Учитывалось, что плантажная вспашка рекомендуется перед закладкой сада.

Конечно, как и в первом случае на миграцию радионуклида будут в той или иной мере оказывать влияние следующие природные факторы. Как указывалось ранее, определенную степень влияния окажет гумусовый слой почвы, как сорбирующий горизонт, корневой системы растений с поверхностным ее расположением. Но будут присутствовать и процессы диффузии. На величину сорбции или поглощения радионуклидов влияют размеры и заряд адсорбирующей поверхности, растворимость соединения адсорбируемого иона с ионом осадка и т.д.

На изучаемой глубине практически не будут оказывать влияние на вертикальную миграцию радионуклидов эрозионные переносы (ветровые, водные). Не

сильно будет выражена и биогенная миграция.

Исходя из полученного в течение 10 лет экспериментального материала (таблица 28) можно сделать вывод: миграция ^{90}Sr , расположенного в почве на глубине 50 см крайне мала и составляет около 5 см за весь период исследований. Причина такого поведения радионуклида объясняется, как механическим составом почвы на этой глубине так и химическими свойствами черноземов. Кроме того, на этой глубине очень мало почвенных животных, которые также играют определенную роль в миграции загрязняющих веществ.

На изучаемой глубине почвы температура ниже, чем на поверхности, а это по данным (Павлоцкой Ф.И., 1974) уменьшает вертикальную миграционную способность радионуклидов.

Определенный интерес вызывает изучение содержания радионуклида в опаде древесных пород. Как оказалось, глубина залегания радионуклида и расположения корневой системы растения оказали влияние на накопление радионуклида в листьях. Для изучаемых семечковых пород (на примере сорта «Супер Прекокс») различие в накоплении ^{90}Sr в опаде в зависимости от расположения радионуклида в почве составило 1,7 раз (таблица 29).

Больше, согласно полученным экспериментальным данным (таблица 29), накопилось радионуклида в листьях яблони при ее выращивании на участке с глубоким залеганием ^{90}Sr . Это объясняется лучшим и более продолжительным контактом радионуклида с корневой системой яблони. Листья, в свою очередь, после опадения с ветвей деревьев попадают на поверхность почвы и в той или иной степени загрязняют верхний ее горизонт.

Это обязательно следует учитывать при составлении рекомендаций ведения сельскохозяйственного производства на радиоактивно загрязненной почве.

Интенсивность миграции радионуклидов из подстилки в почву зависит от свойства подстилки.

Таблица 29

содержание ^{90}Sr в листовом опаде яблони и червях в зависимости от расположения радионуклида в почве (сорт «Супер Прекокс»), Бк/кг (2004г)

Исследуемый объект	Глубина расположения радионуклида в почве, см	
	0 – 25	50
Лист	$5,20 \times 10^5 \pm 3,10 \times 10^2$	$8,67 \times 10^5 \pm 3,10 \times 10^2$
Опад	$9,20 \times 10^5 \pm 3,21 \times 10^2$	$8,67 \times 10^5 \pm 3,10 \times 10^2$
Черви	$1,98 \times 10^6 \pm 3,10 \times 10^2$	$2,98 \times 10^3 \pm 1,14 \times 10^2$

Так, концентрация ^{90}Sr , поступающего с глобальными выпадениями, в листовых подстилках снижается от верхнего слоя к нижнему, тогда как в подстилке соснового леса, наоборот, максимум концентрации ^{90}Sr отмечается в нижнем слабогумифицированном слое подстилки (Щеглов А.И., 2000).

Высвобождение органических и неорганических соединений из опада в процессе его разложения способствует усилению подвижности радионуклидов в почве, причем так называемые «природные» экстракты из листьев оказывают большее влияние на миграцию радионуклидов, чем «природные» экстракты из хвои. Десорбирующие свойства «экстрактов» из растительного опада зависят от их химических свойств. Так в отношении ^{90}Sr полностью и ^{60}Co частично десорбция обусловлена наличием в экстракте из листьев и хвои Ca^{2+} и Mg^{2+} , в то время как для ^{59}Fe и ^{60}Co – преимущественно присутствием низкомолекулярных органических соединений (Щеглов А.И., 2000).

Анализ рядов накопления элементов в пределах каждого фитоценоза показал, что существенных отличий между опадом и подстилкой нет (Щеглов А.И., 2000). Основную массу в составе золы подстилки составляют малоподвижные элементы: Fe, Mg и Ca, что подтверждается данными почвенных анализов. Низкое содержание N и P в подстилке связано с их активным поступлением в почву.

Выщелачивание радионуклидов из подстилки зависит от её увлажнения, достигая максимума при величине атмосферных осадков 500 мм/год (Новикова С.К., 1968).

Помимо абиотических условий на подвижность радионуклидов в лесных подстилках влияют биологические факторы. Так, в результате деятельности представителей почвенной мезо- и микрофлоры микробиологическая иммобилизация ^{137}Cs в лесной подстилке может быть уменьшена более чем в два раза (в результате угнетения развития грибов). Под влиянием почвенных животных происходит измельчение опада, что увеличивает выщелачивание радионуклидов из подстилки (это было отмечено, в частности, на примере ^{134}Cs (Ильенко А.И., 1970, Криволуц-

кий Д.А., 1974). Деятельность почвенных животных может увеличивать содержание подвижных форм радионуклидов в почвах (Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И., Цветнова О.Б., 1993).

Актуальность почвенных радиоэкологических исследований была еще раз показана при ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС. Как известно, область, подвергшаяся воздействию аварийного выброса радионуклидов, расположена в зоне Украинского и Белорусского полесий, где как уже указывалось ранее, ^{137}Cs и ^{90}Sr в системе почва – растение мигрируют с повышенной интенсивностью.

Важным фактором в распределении загрязняющих веществ в почвенном горизонте является почвенная мезофауна. Из полученных экспериментальных данных (таблица 29) можно сделать вывод о содержании ^{90}Sr в червях. В животном организме содержится больше радионуклида (в 664 раза) при его поверхностном расположении на почве, чем при заглубленном.

Отмеченные биогеохимические аспекты радиоэкологических исследований тесно взаимосвязаны с чисто радиобиологическими аспектами, охватывающими вопросы влияния внешнего и внутреннего облучений на организмы и их сообщества. Эта взаимосвязь проявляется в том, что радиобиологический эффект ионизирующей радиации прежде всего зависит от дозы облучения, а величина дозы определяется уровнем содержания, скоростью миграции и типом распределения радиоизотопов в загрязненном биогеоценозе. Он, в свою очередь, в значительной мере зависит от видового состава, структуры и биомассы облучаемого сообщества.

При оценке характера и силы влияния внешнего и внутреннего облучения следует брать за основу «Общие требования к контролю и охране от загрязнения почв (ГОСТ 17.4.3.04 – 85).

Обогащение почвы органическими удобрениями ведет к усилению поглощения твердой фазой почвы многих естественных и искусственных радионуклидов и соответственно ограничению их накопления в растениях. Еще один вывод

исследований по почвенной радиоэкологии состоит в том, что химические обработки почвы (щелочные и кислотные промывки, внесение очень высоких доз фосфатов), которые одновременно снижают почвенное плодородие и ухудшают физико-химические свойства почв, малопригодны для использования с целью ограничения перехода радионуклидов в растения. Также неприемлем для дезактивации почв так называемый метод фитомелиорации, который включает возделывание видов растений-накопителей отдельных радионуклидов с последующим отчуждением фитомассы. Как показали многочисленные почвенно-радиоэкологические исследования (Гулякин И.В., 1958, Гольцев В.Ф., Коринец В.Н., Кулакова Л.А., Коневец М.М., 1973, Алексахин Р.М., 1975, Архипов Н.П., 1974, 1975, Алексахин Р.М., Нарышкин М.А., 1977, Маликов В.Г., Перепелятникова Л.В., Жуков Б.И., 1979, Маликов В.Г., Перепелятников Г.П., Алексахин Р.М., 1979, Анненков Б.Н., 1980, Маликов В.Г., 1981, 1982, Перепелятников Г.П., 1983, Рахимова Н.Н., Ефремов И.В., Янчук Е.Л., 2003), максимальное накопление радионуклидов в надземной части растений достигает только нескольких десятых процента от их валовых запасов в почве, тогда как распад таких долгоживущих радионуклидов, как ^{90}Sr и ^{137}Cs (а только для долгоживущих радионуклидов была бы целесообразна такая мелиорация), обеспечивает уменьшение их содержания примерно на 2,5 %.

Исходя из экспериментальных данных можно сделать выводы:

- Миграция ^{90}Sr от места внесения в нижележащие почвенные горизонты невелика, его передвижение составило всего 5 см за весь период наблюдений (т.е. на глубину почвенного горизонта до 30 см);
- Миграция ^{90}Sr , расположенного в почве на глубине 50 см также крайне мала и составляет около 5 см за весь период исследований;
- Глубина залегания радионуклида и расположения корневой системы растения оказали влияние на накопление радионуклида в листьях. Для изучаемых семячковых пород (на примере сорта «Супер Прекос») различие в накоплении ^{90}Sr в опаде в зависимости от расположения радионуклида в почве составило 1,7 раз.

ГЛАВА 4. ОСОБЕННОСТИ НАКОПЛЕНИЯ ^{90}Sr В ЯСЕНЕ ОБЫКНОВЕННОМ В ЗАВИСИМОСТИ ОТ ГЛУБИНЫ ЕГО РАСПОЛОЖЕНИЯ В ПОЧВЕ

На Кубани возделываются ценнейшие сельскохозяйственные растения – плодовые и орехоплодные, овощные и полевые, ягодные и зерновые.

Основной причиной, влияющей на снижение урожаев сельскохозяйственных культур, является недостаток влаги в почве, губительное действие пыльных бурь и суховеев и периодические засухи.

Поэтому в комплексе агромероприятий, направленных на создание высоких и устойчивых урожаев, первостепенное значение имеет борьба за влагу.

Создание сети садозащитных лесных полос является составной частью организации территории сада. Кроме того лесные полосы способствуют накоплению и равномерному распределению снега на полях, постепенному его таянию весной и полному впитыванию талых вод в почву. Они уменьшают силу ветров и тем самым сокращают губительное действие суховеев и развитие ветровой эрозии. Посаженные по определенной схеме полезащитные лесные полосы сводят к минимуму поверхностный сток атмосферных осадков и прекращают процессы оврагообразования, смыва почвы и выдувания посевов во время пыльных бурь (Барышман Ф.С., 1958, 1968).

В целом, лесные насаждения в значительной степени способствуют стабилизации радиоэкологической обстановки на загрязненных землях. Они играют роль накопителя радиоактивной пыли и аэрозолей, замедляя их миграцию в почве, а слабый поверхностный сток предотвращает вынос радионуклидов с лесных водосборов. С другой стороны, эти же леса представляют огромную потенциальную

опасность, так как при возникновении пожаров в воздух будет поднято и перенесено на значительные расстояния большое количество радионуклидов.

Гумусовый барьер также является очень важным в миграции долгоживущих радионуклидов. Цезий-137 заметно связывается фракцией гуминовых кислот, быстрее калия включается в решетку минералов и незначительно мигрирует вглубь почвы в растворимом состоянии. Стронций-90 более подвижен, так как в основном связан с веществами декальдината и фульвокислотами. Исключительно мала миграция радионуклидов вниз по профилю торфяных почв. В 1992 г. максимальная их концентрация отмечена на глубине 2 – 5 см. Здесь наряду с перегнойно-аккумулятивным барьером, вероятно большая роль принадлежит и сорбционному барьеру (Щеглов А.И., Цветнова О.Б., 2002).

Почва на облесенной территории всегда впитывает несравненно большее количество атмосферных осадков, поэтому лесные полосы, окаймляющие поля хозяйств, способны создавать запасы подземных вод и поднимать их уровень как непосредственно под насаждениями, так и в межполосных пространствах.

Из всей совокупности радиоактивных продуктов деления и нуклидов с наведенной активностью, образующихся в ядерных реакциях, только в отношении двух радионуклидов – ^{90}Sr и (в меньшей степени) ^{137}Cs почвенный путь поступления в растительность, в том числе и древесную, играет важную радиационно – гигиеническую (с точки зрения загрязнения растительной продукции) и радиоэкологическую (в плане поступления в растения радионуклидов как источников облучения) роль. Это связано с тем, что как показано в большом числе исследований, только ^{90}Sr может интенсивно накапливаться в растениях из почвы (Прохоров В.М., 1966, Юдинцева Е.В., 1970, Мишенков Н.Н., 1971, Гулякин И.В., Юдинцева Е.В., 1973, Гольцев В.Ф., Коринец В.Н., Кулакова Л.А., Коневец М.М., 1973, Архипов Н.П., 1974, Алексахин Р.М., 1975, Тихомиров Ф.А., 1976, Перепелятникова Л.В., Маликов В.Г., Жуков Б.И., 1979, Маликов В.Г., 1981, 1982, Елиашевич Н.В., Федоров В.Н., 1991, Федоров В.Н., 1991, Ионизирующее излучение, ..., 1999).

Вопрос о поступлении и распределении в растениях (особенно древесных) различных радиоизотопов изучен недостаточно, что объясняется отчасти трудностями определения радионуклидов в растениях вследствие незначительного их содержания. А между тем изучение поведения различных радиоактивных веществ, особенно долгоживущих, имеет немаловажное значение для лесного хозяйства, так как дает возможность оценить радиобиологические эффекты, связанные с их транспортом в системе почва – растение, и получить прогнозные данные для разработки лесохозяйственных мероприятий на загрязненных радионуклидами территориях (создание лесных культур, заготовка хвойно-витаминной муки, селекция древесных растений и т. д.).

Из выпавших в результате аварии на ЧАЭС радионуклидов наибольший интерес для лесного хозяйства представляют ^{90}Sr и ^{137}Cs , которые при соответствующих условиях могут активно включаться в древесную растительность корневым путем, в значительной мере влиять на ее жизнедеятельность и определять степень использования. Большинство других радиоактивных изотопов (^{103}Ru , ^{106}Ru , ^{144}Ce и др.) усваивается корневыми системами в небольших количествах и с точки зрения загрязнения растительной продукции несущественно. Поэтому необходимо было оценить роль основных лесобразующих древесных растений в вертикальной миграции радионуклидов по содержанию радиоактивных веществ в различных органах растений и почве в зависимости от уровня ее загрязнения, установить вклад основных продуктов распада в корневое питание опытных растений. Принималось во внимание, что динамика накопления изучаемых элементов отражает потребность растений в них. Радиоактивное загрязнение растительности Беларуси (Парфенова В.И., Якушева Б.И., 1995).

Результаты исследования показали, что из важнейших долгоживущих продуктов деления через корневые системы в надземную часть древесных растений в наибольших количествах поступали ^{137}Cs и ^{134}Cs . Они вносили основной вклад в удельную радиоактивность растений (в зависимости от их вида и плотности за-

загрязнения почвы) – от 25 до 80 % общей концентрации изучаемых элементов. Поглощение цезия-134 и цезия-137 надземными органами растений шло примерно одинаково (1 : 1). Некоторое несоблюдение этой закономерности при поступлении ^{134}Cs и ^{137}Cs в хвою второго и третьего года жизни объясняется, по нашему мнению, частичным поверхностным ее загрязнением. Наблюдается и определенная видовая специфичность в поглощении цезия-134 и цезия-137 из почвы. Максимальная аккумуляция этого элемента отмечена в листьях березы, несколько меньшая – у дуба. Близкие концентрации цезия обнаружены в фотосинтезирующих органах осины, ольхи, хвое сосны первого года жизни. Относительно высокое содержание цезия-137 и цезия-134 (по сравнению с почвой) наблюдается в хвое сосны обыкновенной второго года жизни (Парфенова В.И., Якушева Б.И., 1995).

Поглощение радионуклидов растениями определяется еще и сорбционными процессами в почве. Так, при поступлении из водного раствора в наибольших количествах поглощается ^{137}Cs , в меньшей степени – ^{90}Sr , тогда как при поступлении из почвы коэффициент накопления ^{137}Cs намного меньше, чем ^{90}Sr .

При исследовании поступления ^{90}Sr и ^{137}Cs в древесные растения из почв в Гомельской и Могилевской областях, загрязненных радионуклидами, такой закономерности не выявлено. Наоборот, в значительно больших количествах в надземную часть древесных растений поступает из почвы ^{137}Cs . Повышенная миграция ^{137}Cs отмечалась и другими исследователями. Так, известно, что ^{137}Cs из дерново-подзолистых торфяных, супесчаных и песчаных почв Белорусского Полесья поступает в травянистые растения интенсивнее, чем ^{90}Sr . На исследованных почвах наблюдается большее (в среднем в 10 раз) по сравнению с ^{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 данного региона является малая фиксирующая способность почв по отношению к этому радионуклиду, что обусловлено особенностями их минералогического состава (невысоким содержанием илистых фракций, почти полным отсут-

ствием глинистых минералов и высокой их гидроморфностью). Показано, что растениям доступен не только ^{137}Cs , находящийся в обменной форме, но и радионуклид в необменной форме (Парфенова В.И., Якушева Б.И., 1995).

Характерной чертой поглощения древесной растительностью ^{90}Sr является активное перемещение его от корневой системы в надземные части (Алексахин Р.М., Нарышкин М.А., 1977). Достоверность полученных результатов была подтверждена методами математической обработки (Доспехов Б.А., 1968, Лакин Г.Ф., 1980).

Между лесными полосами влажность приземного воздуха всегда выше, чем на территории без лесных полос, что значительно улучшает условия произрастания сельскохозяйственных культур. В условиях облесенной местности растения заметно снижают расход влаги на образование единицы урожая, то есть понижают транспирационный коэффициент и делают этот расход воды более продуктивным.

С учетом этого и других факторов вопрос накопления радионуклидов должен рассматриваться в комплексе с созданием садозащитных лесных полос и возможным накоплением радиоактивных веществ в древесных породах составляющих эти лесные полосы.

Размещение их увязывается с размещением кварталов с таким расчетом, чтобы хорошо защитить плодовые насаждения и не создавать помех для широкого использования в саду механизмов. Садозащитные насаждения обычно располагают по границам кварталов. В плодоводстве считают наиболее удобной прямоугольную форму кварталов со сторонами $450 - 600 \times 180 - 250$ м, примерная площадь квартала 8 – 12 га. Наиболее подходящее направление длинных сторон – поперек господствующих ветров, если этому не препятствует рельеф местности. Различают садозащитные опушки из 6 – 7 рядов деревьев и кустарников по внешней границе сада и 2 – 3 рядные ветроломные полосы внутри сада. Их следует закладывать, сообразуясь с величиной кварталов, лучше перпендикулярно господствующим ветрам – через 200 – 300 м, а поперек – через 500 – 600 м.

Первые ряды культурных плодовых деревьев рекомендуется высаживать на расстоянии 12 м от защитных насаждений. В садоводстве наиболее распространены ажурные конструкции лесополос.

Предъявляются следующие требования к породному составу для закладки садозащитных лесных пород: соответствие растений почвенно - климатическим условиям района посадки сада; более интенсивный рост лесных деревьев в сравнении с плодовыми; высокорослость и долговечность главных пород; компактность крон; по возможности отсутствие общих вредителей с плодовыми деревьями; хозяйственная полезность деревьев и кустарников (медоносы, сырье, для изготовления корзин, плетней, заготовки кольев и подпор и др.); отсутствие способности наступать корневыми отпрысками на сад. Поскольку сразу всеми перечисленными качествами не обладает ни одна из древесных пород, садозащитные опушки следует создавать из разных видов древесных растений, сочетая таким образом, чтобы уменьшить или свести на нет их отрицательные качества.

Для садозащитных опушек подходят в качестве главных пород дуб черешчатый, ясень обыкновенный, дуб Гартвиса, орех черный, тополь пирамидальный, тополь туркестанский, тополь канадский. Для создания ветроломных полос более всего подходят тополь туркестанский, ясень обыкновенный, орех черный (Казанов Ф.В., Барышман Ф.С., 1950, Барышман Ф.С., 1958, 1968).

В садозащитных опушках и ветроломных полосах необходимо постоянно поддерживать ажурную конструкцию (в последнем случае можно и продуваемую), иначе в саду может быть застой воздуха. Застой воздуха ведет к развитию эпифитотийных ситуаций, что непосредственно сказывается на количестве и качестве урожая плодов в саду (Казанов Ф.В., Барышман Ф.С., 1950, Барышман Ф.С., 1958, 1968).

После выпадения радионуклидов на местность и первичных взаимодействий происходит их распределение между основными компонентами наземных экосистем: почвой и биотой, преимущественно — растениями. Сформировавшееся

первичное распределение не является стабильным. Радионуклиды, подобно всем элементам, входящим в состав биосферы, включаются в биогеохимические циклы и могут, частично мигрировать за пределы экосистем.

В процессе миграции в рамках биогеохимических циклов происходит перераспределение радионуклидов по различным компонентам экосистемы и формирование основных групп, содержащих радиоактивные элементы.

Через некоторое время, обычно равное нескольким годам, состояние радионуклида в экосистеме и соотношение между группами и основными потоками относительно стабилизируются (Фокин А.Д., Лурье А.А., Торшин С.П., 2005).

Масштаб включения отдельных радионуклидов в биогеохимические циклы зависит от уровня биофильности, т.е. от обязательности его участия в процессах функционирования живых организмов.

Большинство радионуклидов – загрязнителей не являются химическими элементами, необходимыми для живых организмов. Однако некоторые из них могут активно поглощаться и участвовать в метаболизме растений, животных и человека, поскольку имеют химические аналоги среди биофильных элементов. В частности, известно биологическое поглощение и участие в метаболических процессах ^{90}Sr , являющегося химическим аналогом кальция, кадмия.

В научной литературе имеется достаточно обширный материал по накоплению радионуклидов в структурных частях древостоев в условиях глобальных выпадений и послеаварийных ситуаций (Нарышкин М.А., 1975, Тихомиров Ф.А., 1976, Алексахин Р.М., Нарышкин М.А., 1977, Елиашевич Н.В., Федоров В.Н., 1991, Марадулин И.И., Панфилов А.В., Русина Т.В., 1996, Ионизирующее излучение ..., 1999).

Однако экспериментально полученные данные отличаются значительной разностью, что говорит о непосредственном влиянии большого числа факторов на накопление радионуклидов в растения. Этими факторами могут быть как плотность загрязнения территории, условия произрастания растений, видовые их особенно-

сти, физико-химические свойства самих радионуклидов и некоторые другие.

К сожалению, эти результаты не могут быть использованы в практических целях без уточнения и дополнения в других регионах страны: например для условий лесостепной и степной черноземной биогеохимической зоны.

Для составления рекомендаций по созданию плодовых агроэкосистем в комплексе должен быть рассмотрен вопрос о накоплении радионуклидов в древесных породах, участвующих в сажозащитных лесных полосах. Кроме их основной функции – защите сада от неблагоприятных воздействий, в лесных полосах будут находиться живые организмы для которых они являются естественным местом обитания. Накопление радионуклидов в органах древесных пород может определять дополнительную дозу облучения для животных и человека. Следовательно, требуется иметь достоверную информацию о накоплении радионуклидов в различных органах растений составляющих сажозащитную лесную полосу.

Для дополнения уже имеющегося по другим регионам России научного материала по миграции радионуклидов в дикорастущих древесных породах на примере ясеня обыкновенного был получен экспериментальный материал в естественных полевых условиях Северного Кавказа (таблица 30 и 31).

Ясень – *Fraxinus*. Род насчитывает 65 видов листопадных деревьев, из которых во флоре России известно 12. Многие виды образуют крупные деревья (до 40 – 50 м) со стволом диаметром 1,5 м. Продолжительность жизни – до 300 – 350 лет. Листья сложные, непарноперистые, у ряда видов довольно крупные, расположение супротивное. Растения однодомные, с обоеполыми или раздельнополыми цветками. Цветки невзрачные, мелкие, собраны в метельчатые соцветия. Плод – крылатая семянка.

Относится к быстрорастущим породам, отличающимся высокой активностью роста в молодом возрасте. Корневая система мощная, сильно разветвленная.

Благодаря быстрому росту, стройным стволам, крупным сложным листьям обладает высокой декоративностью и широко применяется в озеленении. Ряд ви-

дов имеет важное лесохозяйственное значение, так как дает прекрасную древесину. Очень широко применяется в защитном лесоразведении.

Таблица 30

Содержание в коре ясеня обыкновенного ^{90}Sr , в зависимости от глубины его расположения в почве, Бк/кг (1992 – 2004г)

Год исследования	Глубина расположения радионуклида	
	на поверхности почвы	50 см
1992	$2,61 \times 10^3 \pm 1,11 \times 10^2$	$3,73 \times 10^3 \pm 4,11 \times 10^2$
1993	$2,77 \times 10^3 \pm 1,12 \times 10^2$	$3,33 \times 10^3 \pm 3,81 \times 10^2$
1994	$3,68 \times 10^3 \pm 1,20 \times 10^2$	$4,45 \times 10^3 \pm 3,64 \times 10^2$
1995	$2,68 \times 10^3 \pm 1,12 \times 10^2$	$5,78 \times 10^3 \pm 3,28 \times 10^2$
1996	$4,06 \times 10^3 \pm 1,27 \times 10^2$	$5,98 \times 10^3 \pm 3,31 \times 10^2$
1997	$3,72 \times 10^3 \pm 1,21 \times 10^2$	$6,65 \times 10^3 \pm 3,68 \times 10^2$
1998	$2,94 \times 10^3 \pm 1,12 \times 10^2$	$6,24 \times 10^3 \pm 3,59 \times 10^2$
1999	$2,99 \times 10^3 \pm 1,14 \times 10^2$	$6,23 \times 10^3 \pm 3,59 \times 10^2$
2000	$1,89 \times 10^3 \pm 0,82 \times 10^2$	$6,05 \times 10^3 \pm 3,58 \times 10^2$
2001	$1,27 \times 10^3 \pm 0,61 \times 10^2$	$5,81 \times 10^3 \pm 3,33 \times 10^2$
2002	$1,70 \times 10^3 \pm 0,73 \times 10^2$	$4,91 \times 10^3 \pm 3,11 \times 10^2$
2003	$2,01 \times 10^3 \pm 0,83 \times 10^2$	$5,35 \times 10^3 \pm 3,20 \times 10^2$
2004	$2,35 \times 10^3 \pm 0,94 \times 10^2$	$5,51 \times 10^3 \pm 3,21 \times 10^2$

Ясень обыкновенный – *F. excelsior* L. Мощное дерево высотой до 40 м с прямым серо – зеленым стволом и ажурной кроной. Листья состоят из 7 – 11 яйцевидных листочков. Выдерживает морозы во взрослом состоянии до -40°C .

Экспериментальные данные, представленные в таблице 30, позволяют сделать вывод о том, что разница в накоплении ^{90}Sr в коре ясеня обыкновенного определяется различным расположением радионуклида в почве.

Больше его накапливается в коре деревьев, растущих на территории с 50 см заглублением нуклида в почву. Это различие составляет, по сравнению с поверхностным нахождением на почве ^{90}Sr , за последние 2 года (по годам) в 2,7 раза и в

2,3 раза (таблица 30).

В древесине ясеня обыкновенного так же больше накопилось радионуклида на площадке при расположении радионуклида на глубине 50 см. В 2003 году это различие между вариантами составляло в 2,6 раз, а в 2004 году в 2,7 раз (таблица 31).

Таблица 31

Содержание в древесине ясеня обыкновенного ^{90}Sr , в зависимости от глубины его расположения в почве, Бк/кг (1992 – 2004г)

Год исследования	Глубина расположения радионуклида	
	на поверхности почвы	на глубине 50см
1992	$7,01 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$1,09 \times 10^3 \pm 0,41 \times 10^2$
1993	$7,22 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$1,11 \times 10^3 \pm 0,41 \times 10^2$
1994	$6,42 \times 10^2 \pm 0,17 \times 10^2$	$1,17 \times 10^3 \pm 0,49 \times 10^2$
1995	$6,62 \times 10^2 \pm 0,17 \times 10^2$	$1,22 \times 10^3 \pm 0,48 \times 10^2$
1996	$6,75 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$1,23 \times 10^3 \pm 0,49 \times 10^2$
1997	$6,95 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$1,28 \times 10^3 \pm 0,48 \times 10^2$
1998	$6,82 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$1,33 \times 10^3 \pm 0,49 \times 10^2$
1999	$5,98 \times 10^2 \pm 0,16 \times 10^2$	$1,40 \times 10^3 \pm 0,53 \times 10^2$
2000	$5,64 \times 10^2 \pm 0,15 \times 10^2$	$1,45 \times 10^3 \pm 0,52 \times 10^2$
2001	$5,17 \times 10^2 \pm 0,15 \times 10^2$	$1,46 \times 10^3 \pm 0,52 \times 10^2$
2002	$5,58 \times 10^2 \pm 0,15 \times 10^2$	$1,45 \times 10^3 \pm 0,52 \times 10^2$
2003	$6,02 \times 10^2 \pm 0,16 \times 10^2$	$1,58 \times 10^3 \pm 0,53 \times 10^2$
2004	$6,53 \times 10^2 \pm 0,17 \times 10^2$	$1,79 \times 10^3 \pm 0,54 \times 10^2$

Такое различие в накоплении радионуклида в коре и древесине исследуемого растения, можно объяснить именно расположением ^{90}Sr в почвенном горизонте. Корневая система в своем росте и развитии имеет больший контакт с радиоактивным элементом при его расположении на глубине 50 см. Следовательно, имеется и большая возможность его накопления при таком контакте.

Также можно отметить, что при поверхностном расположении радионук-

лида на почве, в коре и древесине ясеня обыкновенного содержание нуклида было примерно одинаковым во всех годовых приростах.

В листьях ясеня обыкновенного так же накапливалось разное количество ^{90}Sr в зависимости от глубины нахождения в почве. Больше его накопилось в листьях на участке с 50 см глубиной расположения в почве. Накопление в листьях при поверхностном расположении радионуклида на почве составило $1,95 \times 10^3$ Бк/кг, тогда как при расположении на 50 см глубине – $5,76 \times 10^3$ Бк/кг. Различие в 3 раза.

По данным (Щеглов А.И., 2000) на участках с низкой интенсивностью корневого поступления радионуклидов на протяжении всего послеаварийного периода максимальное загрязнение в составе древостоев остается на поверхности коры. Наиболее ярко отмеченные особенности проявляются на черноземных почвах тяжелого гранулометрического состава. В этих условиях практически у всех древесных пород загрязнение поверхности коры в несколько раз превышает удельную активность других компонентов растения.

Для лиственных пород, по данным (Щеглов А.И., 2000), характерно меньшее накопление радионуклидов в ассимилирующих органах и коре внутренней, но большее – в коре наружной, а также в ветвях. В общем плане установлено, что концентрация ^{137}Cs и ^{90}Sr от комля к вершине стволовой части дерева изменяется (Алексахин Р.М., Нарышкин М.А., 1977, Федоров В.Н., 1991, Ипатьев В.А., Булавик И.М., Багинский В.Ф., 1994).

Однако закономерности, выявленные различными исследователями, часто имеют взаимоисключающий характер, для уточнения этой информации требуется более детальная оценка данных характеристик с учетом вклада структур растения в аккумуляцию радионуклидов в древесной растительности в целом.

Анализ экспериментальных данных позволил сделать следующие выводы:

- Больше ^{90}Sr накапливается в коре деревьев, растущих на территории с 50 см заглублением нуклида в почву. Это различие составляет, по сравнению с по-

верхностным нахождением на почве ^{90}Sr , за последние 2 года (по годам) в 2,7 раза и в 2,3 раза;

- В древесине ясеня обыкновенного так же больше накопилось радионуклида на площадке при расположении радионуклида на глубине 50 см. В 2003 году это различие между вариантами составляло в 2,6 раз, а в 2004 году в 2,7 раз;

- В листьях ясеня обыкновенного так же накапливалось разное количество ^{90}Sr в зависимости от глубины нахождения в почве. Больше его накопилось в листьях на участке с 50 см глубиной расположения в почве. Различие в 3 раза.

ГЛАВА 5. ВЕДЕНИЕ ОРОШАЕМОГО СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОГО ПРОИЗВОДСТВА В УСЛОВИЯХ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Уход за садом заключается в рыхлении и мульчировании почвы, уничтожении сорняков, орошении, обрезке и формировании плодовых деревьев, борьбе с вредителями и болезнями. В молодом саду агротехнические приемы имеют свои особенности и несколько отличаются от мероприятий, проводимых в плодоносящем саду.

В первые годы после закладки сада молодые деревца полностью не используют предоставленную им площадь питания. Корневая система у них еще невелика и занимает только приствольный круг, крона не смыкается с соседними деревьями. В то же время молодой сад требует ухода и затрат средств. Поэтому целесообразно использовать междурядья в молодом саду под другие культуры. При правильном подборе культур и высокой агротехнике плодовые насаждения не будут терпеть ущерба от такого соседства, а сад с первого же года начнет давать продукцию. В междурядьях молодого сада можно выращивать овощные и бахчевые культуры, а также землянику, которая мирится с легким затенением, фацелию, если в хозяйстве имеются пчелы, и др.

Нельзя занимать междурядья высокостебельными растениями, такими, как кукуруза и подсолнечник, так как они сильно затеняют плодовые насаждения. Не рекомендуется возделывать зерновые культуры (они привлекают в сад мышей).

При использовании междурядий следует учитывать особенности роста кроны и корневой системы молодых деревьев. Крона быстрее растет вверх и медленнее в стороны, а корневая система, наоборот, сильнее распространяется в горизонтальном направлении, и уже на втором – третьем году после посадки диаметр кор-

невой системы в 1,5 – 2 раза больше диаметра кроны, а через 6 – 7 лет корни соседних деревьев смыкаются друг с другом, осваивая всю отведенную им площадь питания.

В первый год после посадки деревьев под междурядные культуры можно занимать всю площадь сада, за исключением приствольных кругов. Свободную площадь между рядами деревьев (междурядья) используют для других культур до тех пор, пока плодовые деревья не разрастутся: яблони и груши – в течение 8 – 12 лет и более, сливы и вишни – 6 – 8 лет. Для посадки в междурядьях молодого сада наиболее подходят овощные культуры – капуста, свекла, морковь, томаты и другие, а также поздний картофель, турнепс и другие корне – и клубнеплоды. Эти культуры развиваются не в ущерб плодовым растениям. К тому же вносимые под них повышенные нормы органических и минеральных удобрений способствуют росту плодовых растений. Многолетние травы снижают содержание влаги в почве, их высевают в молодых садах для улучшения структуры почвы не более чем на 1 – 2 года.

Что касается размещения культур, то это делается с учётом их требования к свету. Если говорить о теневыносливых растениях, то это салат и шпинат. Ранний картофель, тыква и огурцы менее теневыносливы. Своеобразной «золотой серединой» будут земляника, чеснок, лук, бобы, горох и поздний картофель. Полезным будет следующее чередование культур:

1 год – шпинат, салат, петрушка, укроп, щавель;

2 год – баклажаны, томаты, перец болгарский;

3 год – картофель, морковь, капуста, редис, лук, чеснок (Рыбицкий, 1960).

Для более полного использования радиоактивно загрязненной территории в первые годы по выращиванию сада нами были выполнены исследования по возможному выращиванию овощных растений в междурядьях.

5.1 Влияние способов полива и количества воды, содержащей радионуклиды, на их поступление в сельскохозяйственные растения

Потребность растений в воде в течение периода вегетации изменяется в зависимости от фазы развития растений, почвенно – гидрологических и климатических условий, уровня агротехники и физиологических особенностей растений. Для каждой конкретной культуры необходим свой режим орошения (Гаврилов А.М., 1971, Соляник Н.М., Харечкин В.И., 1988).

Способ полива является одним из важнейших факторов, влияющих на размеры перехода радионуклидов в сельскохозяйственные растения. С радиологической точки зрения способы орошения можно подразделить на несколько групп. Существуют способы, при которых поливная вода подается на всю надземную массу растений (дождевание), способы – когда контакт воды с надземной массой растений ограничен (капельное орошение, по бороздам) и способы – при которых поливная вода, содержащая радионуклиды, непосредственно не контактирует с надземной массой растений (подпочвенное орошение).

При орошении дождеванием радионуклиды частично задерживаются поверхностью растений, а частично оседают на почву. Используемые ниже показатели отражают перераспределение не объемов воды, а количество радионуклидов, оказавшихся на растениях. Кроме того, следует иметь в виду, что в процессе вегетации под воздействием, например, атмосферных осадков, отмирания и опадения листьев, возможного поедания части плодов насекомыми и птицами будет происходить вторичное перераспределение радионуклидов.

Усиление поступления радионуклидов в растения при дождевании за счет внекорневого перехода зависит от нормы полива, оросительной нормы, гидрохимического класса воды и степени ее минерализации, фазы развития растений, времени полива.

В условиях полевого опыта были изучены 4 основных способа полива сель-

скохозяйственных растений, применяемых в лесостепной и степной черноземной зоне: дождевание, капельное орошение, орошение по бороздам, подпочвенное орошение для определения их влияния на накопление радионуклидов в растениях, выращенных при поливе.

При использовании каждого способа полива изучено накопление некоторых радиологически значимых нуклидов важнейшими сельскохозяйственными растениями. Выбор концентрации радионуклидов в оросительной воде определялся чувствительностью приборов для счета радиоактивных образцов и применяемых методов исследования. Норма полива $500 \text{ м}^3/\text{га}$.

Для орошения дождеванием использовалась специальная дождевальная установка, производственные характеристики которой соответствуют современным дождевальным агрегатам короткоструйного типа (интенсивность дождя $0,7 - 1,5 \text{ мм/мин}$, размер капель $0,4 - 2 \text{ мм}$). Режим орошения и агротехника выращивания культур были оптимальными для данной зоны (Алексахин Р.М., 1985).

В результате проведенных исследований было определено, что первичное задерживание радионуклидов надземной массой томатов и моркови при поливе посевов дождеванием колебалось для обеих культур в отдельных опытах от $0,4$ до $6,8 \%$, а при капельном орошении от $0,1$ до $0,8 \%$ и (таблица 32). При капельном орошении величина коэффициента первичного задерживания радионуклидов была меньше от $1,4$ раз (^{238}U) до $7,6$ раз ($^{115\text{m}}\text{Cd}$) для томатов и от $1,5$ раз (^{238}U) до $11,3$ раз (^{65}Zn) – для моркови, чем при орошении посевов дождеванием. Способ полива оказал заметное влияние на коэффициент первичного задерживания (Кпз) и коэффициент перехода (Кп) радионуклидов в растения (таблица 32, прил.А табл.А.1).

Так, $\text{Кп } ^{134}\text{Cs}$ в растения при поливе посевов дождеванием был больше, чем при капельном орошении для томатов в $6,0$ раз, для моркови – в $2,8$ раза, ^{65}Zn соответственно – в $5,9$ и $10,1$ раза, $^{115\text{m}}\text{Cd}$ – в $7,4$ и $8,1$ раза и ^{238}U – в $1,4$ и $1,4$ раза. Накопление радионуклидов в овощных растениях зависит от способа полива.

Таблица 32

Кпз и Кп радионуклидов из поливной воды надземной массой растений при капельном орошении и дождевании овощных культур (1987 – 1991г)

Культура	Радионуклиды							
	¹³⁴ Cs		⁶⁵ Zn		^{115m} Cd		²³⁸ U	
	1	2	1	2	1	2	1	2
Орошение дождеванием								
Томаты	2,1	234,8 ± 10,3	2,8	300,8 ± 9,5	0,74	81,6 ± 7,0	0,42	47,2 ± 1,7
Морковь	2,1	121,2 ± 8,2	6,8	355,6 ± 31,3	1,7	95,1 ± 4,3	0,95	48,1 ± 2,4
Капельное орошение								
Томаты	0,35	38,9 ± 1,5	0,46	51,2 ± 0,7	0,097	11,1 ± 0,7	0,31	34,8 ± 0,9
Морковь	0,83	43,6 ± 2,9	0,60	35,1 ± 3,1	0,21	11,8 ± 0,4	0,62	34,6 ± 3,2

В графе 1 – в % от нанесенного количества;

В графе 2 – Кп (Бк / кг) / (Бк / м²) × 10⁻³

Исходя из данных (таблица 32) различие по Кп для томатов между орошением способом дождевание и капельное существенное: по ^{134}Cs $F_{\phi} > F_{\tau}$ существенные различия между вариантами при 5 % уровне значимости (прил. А, табл.А.2); ^{65}Zn разница существенная $F_{\phi} > F_{\tau}$ при 5 % уровне значимости и при 1 % уровне значимости $F_{\phi} > F_{\tau}$ (прил.А, табл.А.3); $^{115\text{m}}\text{Cd}$ разница существенная $F_{\phi} > F_{\tau}$ при 5 % уровне значимости и при 1 % уровне значимости (прил.А, табл.А.4), ^{238}U разница существенная $F_{\phi} > F_{\tau}$ при 5 % уровне значимости и при 1% уровне значимости (прил.А, табл.А.5).

Изучив различие перехода радионуклидов в вегетативную массу моркови при различных способах полива (дождевание и капельное) можно утверждать, что оно существенное: для ^{134}Cs $F_{\phi} > F_{\tau}$ существенные различия между вариантами при 5 % уровне значимости и при 1% уровне значимости (прил.А, табл.А.6); ^{65}Zn разница существенная $F_{\phi} > F_{\tau}$ при 5 % уровне значимости и при 1 % уровне значимости (прил.А, табл.А.7); $^{115\text{m}}\text{Cd}$ разница существенная при 5 % уровне значимости и при 1 % уровне значимости (прил.А, табл.А.8), ^{238}U разница существенная при 5 % уровне значимости и при 1 % уровне значимости (прил.А, прил. А.9).

Динамика изменения коэффициентов перехода ^{134}Cs в плоды томатов в зависимости от способа полива и сроков уборки урожая приведена на рисунке 28, (прил. Б, табл.Б.1, Б.2,Б.4).

Согласно проведенной математической обработке результатов по снижению содержания радионуклидов в плодах томатов в зависимости от сроков уборки урожая можно утверждать, что существенное различие, $F_{\phi} > F_{\tau}$ при 5 % уровне значимости и при 1 % уровне значимости наблюдается, при поливе растений дождеванием для ^{134}Cs и ^{65}Zn на 30 сутки после попадания их на растение (прил.Б, табл. Б.2, Б.3), для $^{115\text{m}}\text{Cd}$ и ^{238}U разница существенная только при 5 % уровне значимости на 30 сутки после попадания их на растение.

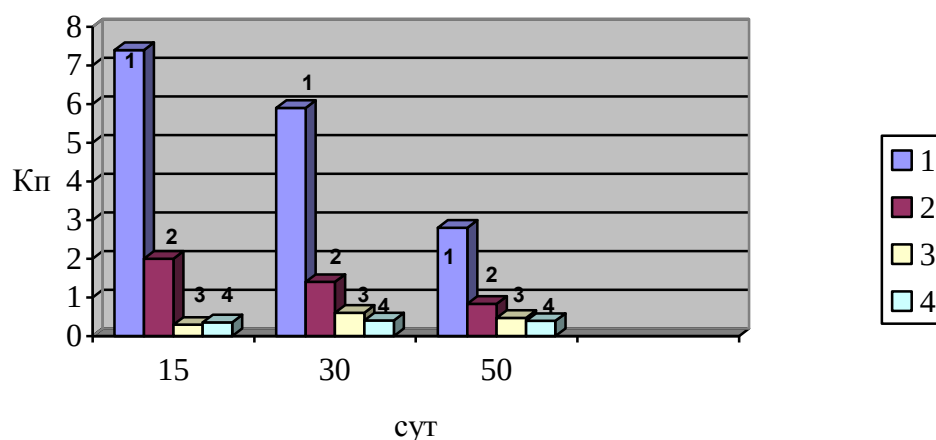


Рис. 28 Динамика содержания ^{134}Cs в плодах томатов в зависимости от способа полива (1 – дождевание, 2 – капельное орошение, 3 – по бороздам, 4 – подпочвенное орошение) (1987 – 1991г)

При поливе томатов дождеванием и капельном орошении происходит постепенное снижение содержания радионуклидов в плодах от 1 к 3 сбору урожая, за исключением $^{115\text{m}}\text{Cd}$ и ^{65}Zn (капельное орошение) (прил. Б, табл.Б.5). Содержание $^{115\text{m}}\text{Cd}$ и ^{65}Zn в плодах томатов при капельном орошении растений не изменялось. При капельном орошении большая часть поливной воды сразу попадала на поверхность почвы, минуя вегетативную часть растения. Поэтому основной путь поступления радионуклидов в растения для этого способа полива – корневой. Если для первого урожая плодов томатов поверхностное загрязнение (частичное) все же имело место быть, то следующий сбор урожая уже зависел от корневого пути поступления радионуклидов. Кадмий и цинк требуются томатам при формировании плодов, что и объясняет их постепенное накопление.

При поливе томатов дождеванием содержание радионуклидов в плодах уменьшилось в основном за счет смывания их атмосферными осадками, а также вследствие образования и формирования новых плодов.

Математическая обработка экспериментальных данных по снижению содержания радионуклидов в плодах томатов в зависимости от способов их орошения позволила определить существенное различие, $F_{\phi} > F_T$ при 5 % уровне значимости.

При подпочвенном орошении томатов и поливе по бороздам происходит обратный процесс. Накопление радионуклидов в плодах томатов со временем увеличивается при переходе их из воды в почву и через корневую систему в надземную часть, в том числе и в плоды (Рисунок 29 – 31, прил.Б, прил. Б.6, Б.7).

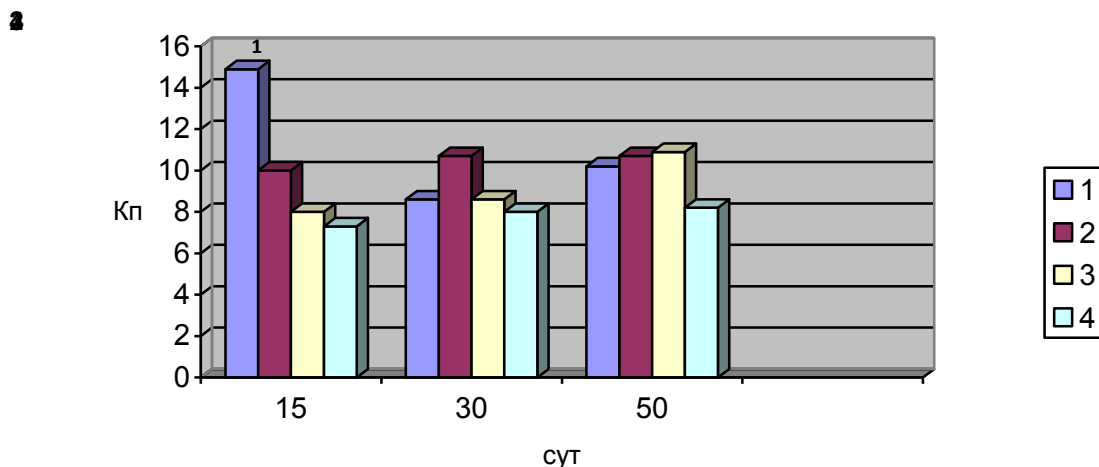


Рис. 29 Динамика содержания ^{65}Zn в плодах томатов в зависимости от способа полива (1 – дождевание, 2 – капельное орошение, 3 – по бороздам, 4 – подпочвенное орошение) (1987 – 1991г)

Исходя из данных математической обработки экспериментального материала можно утверждать, что произошло существенное изменение в накоплении ^{134}Cs и ^{238}U уже через 30 суток после попадания радионуклидов на территорию, а ^{65}Zn – через 50 суток ($F_{\phi} > F_T$ при 5 % уровне значимости) при поливе растений по бороздам и подпочвенном орошении. Для $^{115\text{m}}\text{Cd}$ различия в увеличении содержания радионуклидов в плодах томатов от сроков уборки не обнаружено.

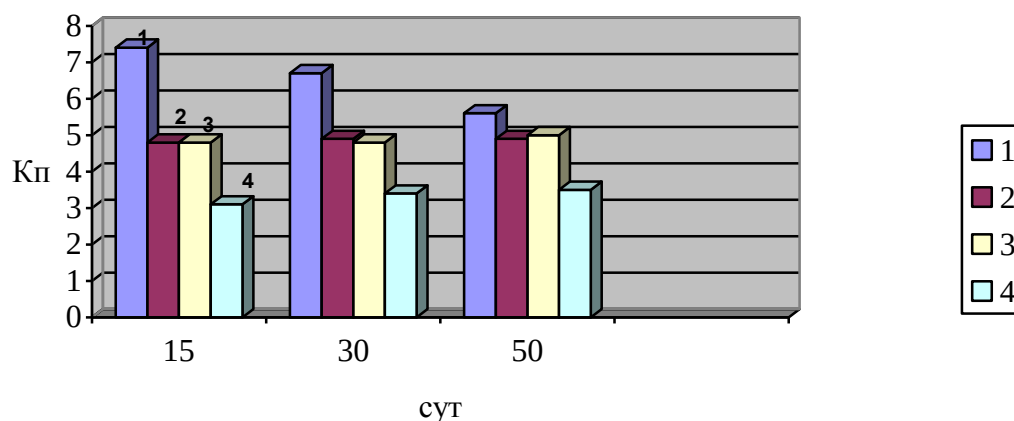


Рис. 30 Динамика содержания ^{115m}Cd в плодах томатов в зависимости от способа полива (1 – дождевание, 2 – капельное орошение, 3 – по бороздам, 4 – подпочвенное орошение) (1987 – 1991г)

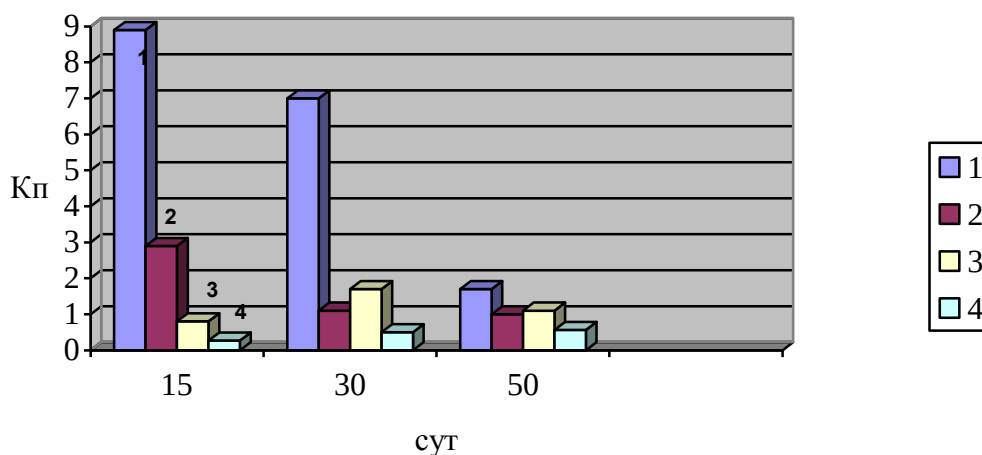


Рис. 31 Динамика содержания ^{238}U в плодах томатов в зависимости от способа полива (1 – дождевание, 2 – капельное орошение, 3 – по бороздам, 4 – подпочвенное орошение) (1987 – 1991г)

Способ орошения оказал так же существенное влияние на размеры накопления радионуклидов в корнеплодах моркови (таблица 33, прил.В). Как и в опытах с то-матами, наиболее высокое поступление изучаемых радионуклидов в корнеплод

моркови был при поливе дождеванием.

Таблица 33

Содержание радионуклидов в урожае корнеплодов моркови в зависимости от способа полива, (1987 – 1991г)

Способ орошения	Радионуклиды, (Бк/кг)/(Бк/м ²) × 10 ⁻³			
	¹³⁴ Cs	⁶⁵ Zn	^{115m} Cd	²³⁸ U
Дождевание	9,7 ± 0,26	32,3 ± 0,89	86,1 ± 3,50	3,2 ± 0,15
Капельное	3,4 ± 0,60	9,6 ± 1,50	66,7 ± 4,60	1,5 ± 0,14
По бороздам	1,9 ± 0,12	9,8 ± 1,60	49,3 ± 9,80	0,82 ± 0,046
Подпочвенное	1,9 ± 0,04	7,3 ± 0,28	13,0 ± 1,76	0,76 ± 0,06

При поливе по бороздам и подпочвенном орошении изучаемые радионуклиды в корнеплодах моркови накапливаются в меньших количествах по сравнению с капельным орошением и дождеванием.

Это связано, как было указано ранее, с тем, что вода проходит своеобразный почвенный «фильтр», на котором сорбируются значительные количества радионуклидов и только после этого происходит их контакт с корневой системой растения. То есть часть поллютанта сорбируется почвой.

Независимо от способа полива, по размерам накопления радионуклидов в корнеплодах моркови, образовался следующий убывающий ряд: ^{115m}Cd, ⁶⁵Zn, ¹³⁴Cs, ²³⁸U.

Накопление радионуклидов в надземной части растений также зависит от способа орошения: наибольшее – при поливе растений способом – дождевание, меньше – при подпочвенном. Подобная тенденция в накоплении радионуклидов отмечена и для надземной массы моркови (таблица 34, прил.Г).

Таблица 34

Содержание радионуклидов в надземной массе моркови в зависимости от способа полива в период сбора урожая корнеплодов, (1987 – 1991г)

Способ орошения	Радионуклиды, (Бк / кг) / (Бк / м ²) × 10 ⁻³			
	¹³⁴ Cs	⁶⁵ Zn	^{115m} Cd	²³⁸ U
Дождевание	67,8 ± 4,3	40,0 ± 3,6	12,2 ± 1,20	3,6 ± 0,270
Капельное	8,9 ± 0,4	21,5 ± 1,2	7,6 ± 0,30	0,67 ± 0,029
По бороздам	3,6 ± 0,3	16,5 ± 2,6	14,1 ± 1,40	0,57 ± 0,036
Подпочвенное	1,2 ± 0,2	7,3 ± 0,3	6,1 ± 0,15	0,42 ± 0,033

Следует отметить, что в вегетативной массе, как томатов, так и моркови накапливалось к периоду уборки урожая больше радиоактивных изотопов, чем в их хозяйственно – ценной части (Рисунок 32 – 35, прил.Д).

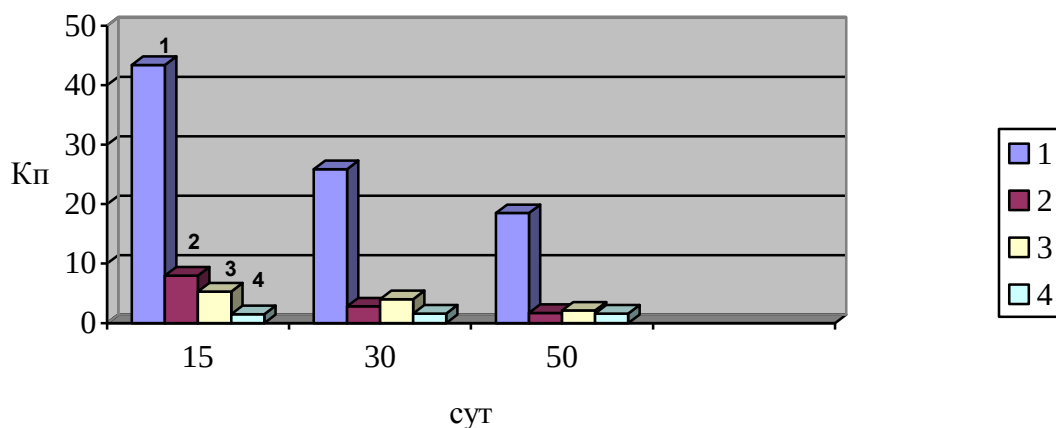


Рис. 32 Динамика содержания ¹³⁴Cs в вегетативной массе томатов в зависимости от способа полива (1 – дождевание, 2 – капельное орошение, 3 – по бороздам, 4 – подпочвенное орошение) (1987 – 1991г)

В результате выполненной экспериментальной работы можно сделать вы-

вод: наибольшее, в хозяйственно-ценной части изученных растений, накопление радионуклидов происходит при дождевании.

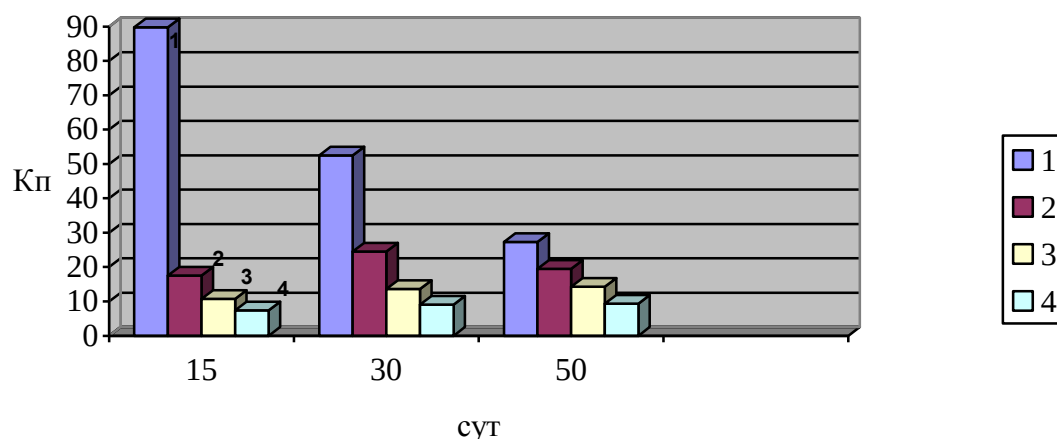


Рис. 33 Динамика содержания ^{65}Zn в вегетативной массе томатов в зависимости от способа полива (1 – дождевание, 2 – капельное орошение, 3 – по бороздам, 4 – подпочвенное орошение) (1987 – 1991г)

Особенно интенсивно процесс накопления радионуклидов идет в первый период после полива сельскохозяйственных культур радиоактивной водой. Прямой контакт радиоактивной воды с поверхностью растений вызывает большее загрязнение растений, чем способы орошения, имеющие основной путь проникновения радионуклидов в растения из почвы через корневую систему (подпочвенное и по бороздам).

При дождевании в растения радионуклиды проникают двумя путями: через корневую систему и устьица листовой пластинки.

При поливе растений способами подпочвенное и по бороздам только один путь поступления радионуклидов – через корневую систему. Поэтому накопление в изученных растениях загрязняющих радиоактивных веществ меньше, чем при дождевании.

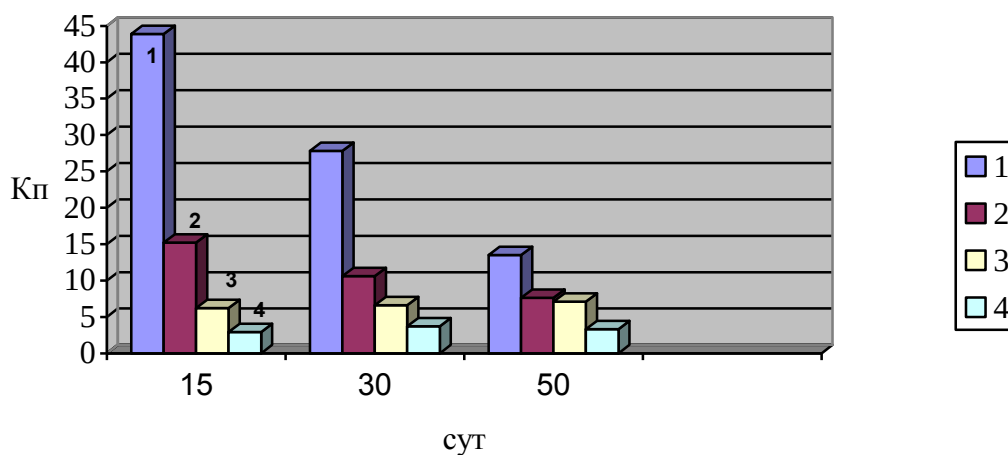


Рис. 34 Динамика содержания ^{115m}Cd в вегетативной массе томатов в зависимости от способа полива (1 – дождевание, 2 – капельное орошение, 3 – по бороздам, 4 – подпочвенное орошение) (1987 – 1991г)

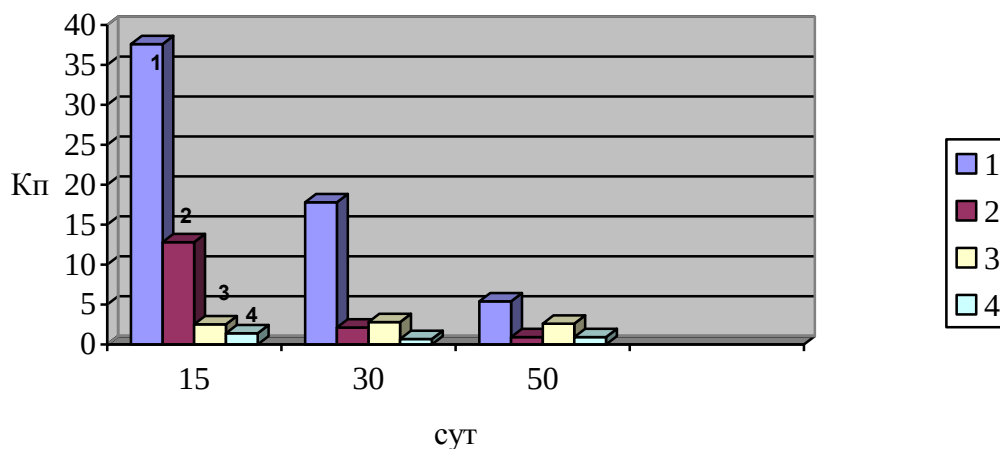


Рис. 35 Динамика содержания ^{238}U в вегетативной массе томатов в зависимости от способа полива (1 – дождевание, 2 – капельное орошение, 3 – по бороздам, 4 – подпочвенное орошение) (1987 – 1991г)

Для получения высоких урожаев некоторых сельскохозяйственных культур требуется неоднократный их полив. Примером может служить капуста белоко-

чанная.

В литературе имеются сведения о влиянии количества поливов сельскохозяйственных культур на накопление в них радиоактивных веществ (Алексахин Р.М., 1985).

При разовом поливе посевов озимой пшеницы увеличение нормы полива от 400 до 800 м³/га привело к незначительному возрастанию перехода ⁸⁹Sr из воды в растения. При поливе посевов дважды за вегетацию (2 × 400 м³/га) накопление ⁸⁹Sr в надземной массе растений оказалось выше, чем при разовых поливах (норма 400 и 800 м³/га). При шестикратном поливе посевов капусты белокочанной накопление ⁸⁹Sr было в 1,7 – 4,3 раза больше, чем при двух поливах.

Количественные параметры по накоплению ¹³⁴Cs и ²³⁸U при поливе капусты белокочанной радиоактивной водой для Северо-Кавказского региона до последнего времени оставались неизвестными. На рисунке 36 (прил.М, табл. М.1, М.2, М.3) показана динамика накопления радиоактивных веществ в ассимилирующих листьях капусты в зависимости от количества поливов водой, содержащей радионуклиды ¹³⁴Cs и ²³⁸U.

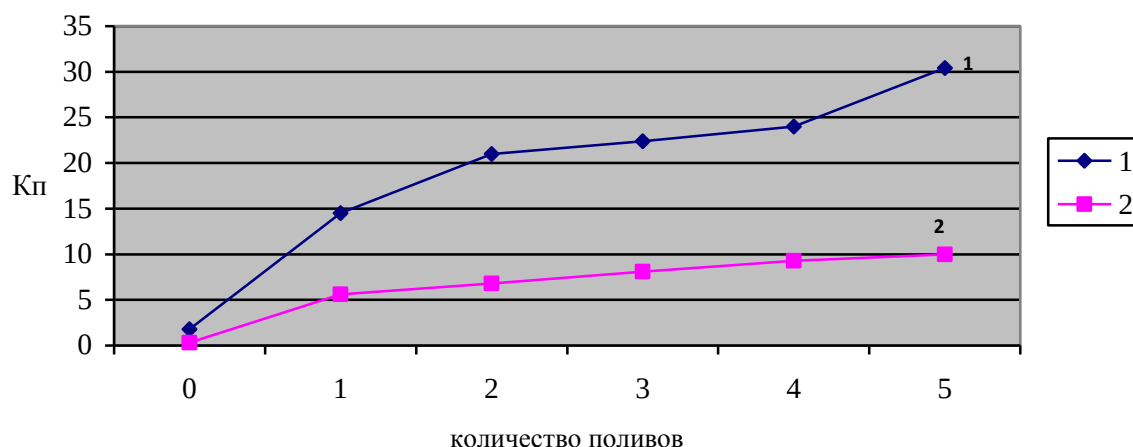


Рис.36 Динамика накопления радиоактивных веществ в ассимилирующих листьях капусты в зависимости от количества поливов водой, содержащей радионуклиды (1 – ¹³⁴Cs, 2 – ²³⁸U, Кп, (Бк/кг) / (Бк/м²) × 10⁻³) (1987 – 1991г)

Количество поливов оказало влияние на накопление ^{134}Cs и ^{238}U в ассимилирующих листьях капусты. После 2, 3, 4 и 5 полива в ассимилирующих листьях капусты содержалось ^{134}Cs в 5,6; 7,5; 9,2 и 10,1 раза больше, чем после первого.

На всех стадиях развития растения в кроющих листьях капусты содержится меньше ^{134}Cs и ^{238}U по сравнению с ассимилирующими. Это объясняется тем, что ассимилирующие листья частично закрывают собой кроющие, при орошении дождеванием водой, содержащей радионуклиды.

Как в ассимилирующих, так и в кроющих листьях капусты при дробном орошении водой, содержащей радионуклиды, ^{134}Cs накапливается больше, чем ^{238}U (Рисунок 37, прил.Н, табл.Н.1, Н.2, Н.3).

Динамика накопления ^{134}Cs в кроющих листьях капусты в зависимости от количества поливов посевов дождеванием водой, содержащей радионуклиды подчиняется геометрической прогрессии выраженной в формуле (7) (прил.Н, табл. Н.2)

$$Y = 0,898 \times x^{0,662} \quad \text{при } r = 0,958 \quad F = 56,3 \quad (7)$$

Динамика накопления ^{238}U в кроющих листьях капусты в зависимости от количества поливов посевов дождеванием водой, содержащей радионуклиды подчиняется экспоненциальной зависимости выраженной в формуле (8) (прил.Н, табл. Н.3)

$$Y = 0,343 \times e^{(0,0292 \times x)} \quad \text{при } r = 0,944 \quad F = 41,2 \quad (8)$$

В кочане капусты также больше в 15,8 раза содержится ^{134}Cs и в 1,8 раза ^{238}U при дробном поливе. На основании полученных данных можно сделать вывод, что при дробном внесении оросительной нормы, как в ассимилирующих, кроющих листьях, так и в кочане капусты, больше накапливается ^{134}Cs и ^{238}U , чем при разовом поливе капусты этой же нормой.

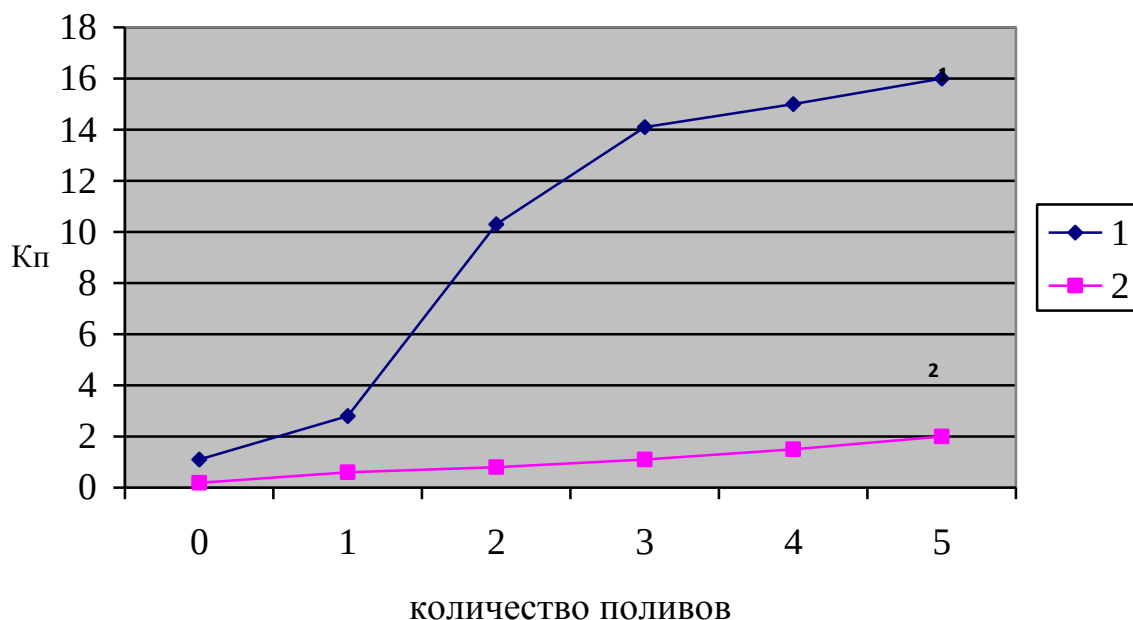


Рис.37 Динамика накопления радиоактивных веществ в кроющих листьях капусты в зависимости от количества поливов водой, содержащей радионуклиды (1 – ^{134}Cs , 2 – ^{238}U , Кп, (Бк/кг)/(Бк/м²) × 10⁻³) (1987 – 1991г)

На основании полученных данных можно сделать вывод, что при дробном внесении оросительной нормы, как в ассимилирующих, кроющих листьях, так и в кочане капусты, больше накапливается ^{134}Cs и ^{238}U , чем при разовом поливе капусты этой же нормой. Определение корреляционной связи позволило доказать существующую в природе связь между изучаемыми параметрами («тесная») (Рисунок 38 и 39, прил.П, табл.П.1, П.2).

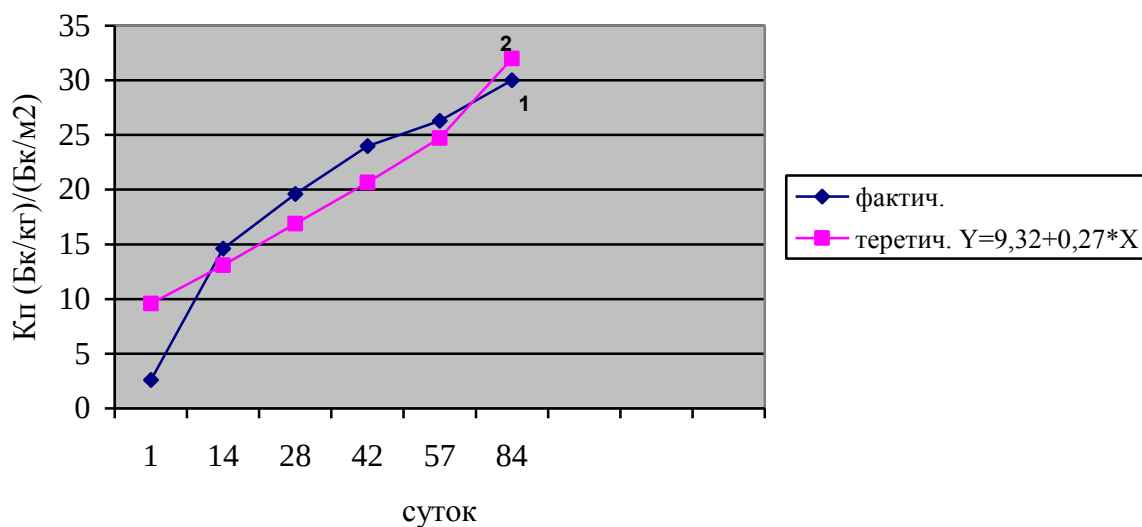


Рис.38 Эмпирическая (1) и теоретическая (2) линии регрессии между количеством полива растений и накоплением радиоактивных веществ (^{134}Cs) в ассимилирующих листьях капусты ($\text{Кп (Бк/кг)/(Бк/м}^2 \times 10^{-3})$, ($r = 0,81 \pm 0,28$) (1987 – 1991г)

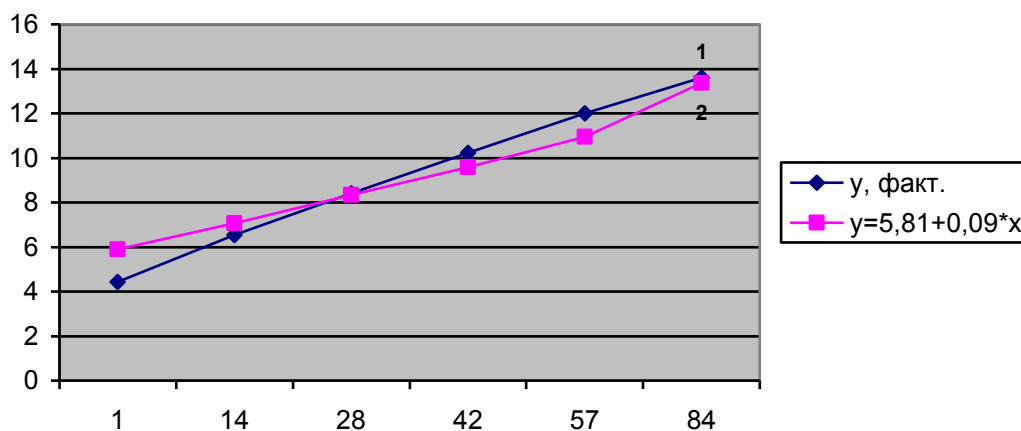


Рис.39 Эмпирическая (1) и теоретическая (2) линии регрессии между количеством полива растений и накоплением радиоактивных веществ (^{238}U) в ассимилирующих листьях капусты ($\text{Кп (Бк/кг)/(Бк/м}^2 \times 10^{-3})$, ($r = 0,82 \pm 0,28$) (1987 – 1991г)

Связь между количеством поливов и Кп оказалась также «тесной» и для кроющего листа капусты, что привело к увеличению накопления изучаемых радионуклидов при дроблении нормы полива (Рисунок 40, прил.Р).

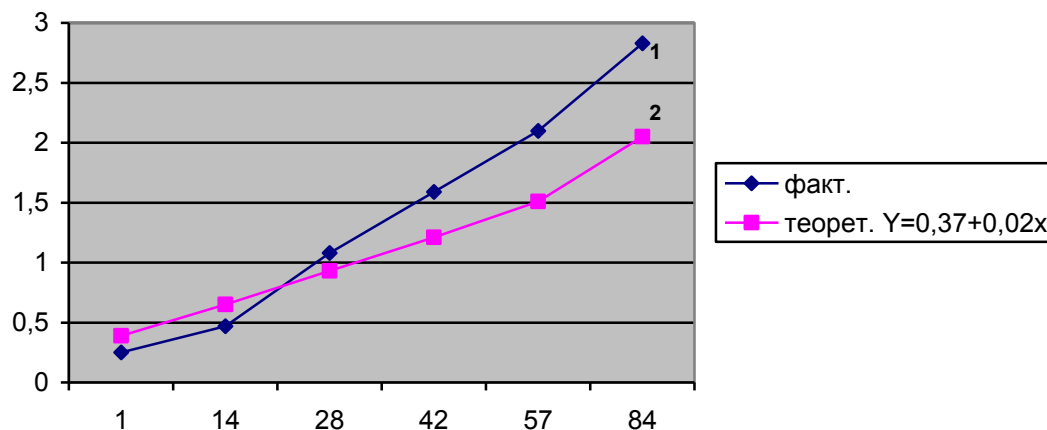


Рис.40 Эмпирическая (1) и теоретическая (2) линии регрессии между количеством полива растений и накоплением радиоактивных веществ (^{238}U) в кроющих листьях капусты ($\text{Кп (Бк/кг)} / (\text{Бк/м}^2) \times 10^{-3}$), ($r = 0,83 \pm 0,27$) (1987 – 1991г)

Следует учитывать, что при техногенных катастрофах выпадения радиоактивных осадков на сельскохозяйственные угодья представляют наибольшую опасность в летний период, когда пылевидные радиоактивные частицы свободно или с дождевыми осадками осаждаются непосредственно на поверхности интенсивно вегетирующих растений, что значительно загрязняет урожай.

Поэтому актуальность данной работы заключается еще и в том, что знание количественных параметров поступления радиоактивных веществ в органы растений позволит сделать правильные выводы о судьбе загрязненных растений и территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению.

Исходя из экспериментальных данных можно сделать выводы:

- Наибольшее радиоактивное загрязнение растений происходит при поливе

дождеванием, наименьшее – при внутрпочвенном. Разница между ними по ^{134}Cs , ^{65}Zn , $^{115\text{m}}\text{Cd}$ и ^{238}U соответственно в 5, 4, 6 и 5 раз;

- Высокий Кз, при орошении дождеванием, у салата, щавеля, петрушки, низкий – у чеснока, капусты, лука. На этот показатель влияют плотность посева, не высокое расположение листьев относительно почвы, гидрофобность;

- При дробном внесении оросительной нормы, как в ассимилирующих, кроющих листьях, так и в кочане капусты, больше накапливается ^{134}Cs и ^{238}U , чем при разовом поливе капусты этой же нормой;

- Неоднократный полив капусты белокочанной ведет к накоплению радионуклидов в кочане: ^{134}Cs и ^{238}U соответственно в 15,8 и 1,8 раза больше, чем при однократном поливе.

5.2 Накопления радионуклидов в сельскохозяйственных растениях в зависимости от их биологических особенностей и физико-химических свойств радионуклидов

Накопление радионуклидов овощными растениями, агротехника возделывания которых требует, как правило, орошения, изучено недостаточно (Караваева Е.Н., 1976, Гришин А.И., 1978, Маликов В.Г., Перепелятников Г.П., Алексахин Р.М., 1979, Маликов В.Г., 1982, Перепелятников Г.П., 1983, Кузнецов В.К., 1984, Алексахин Р.М., 1985). Из опубликованных работ известно следующее. Выполнены исследования по изучению закономерностей поступления ^{60}Co и ^{65}Zn из поливной воды в овощные культуры, в полевых условиях Е.Р. Рябовой с соавторами. Установлено, что накопление радионуклидов из поливной воды при орошении дождеванием, зависит от биологических особенностей, морфологического строения растений. Уровень накопления ^{65}Zn колеблется для различных видов овощных культур почти в 100 раз, а накопление ^{60}Co – в 600 раз (Гришин А.И., 1978).

В работах Кузнецова В.К. с соавторами изучено поступление некоторых ра-

дионуклидов в овощные культуры при поливе дождеванием и по бороздам (1984).

В условиях лесостепной и степной черноземной биогеохимической зоны проведены полевые исследования на сельскохозяйственных растениях, которые располагались в севообороте на опытных делянках следующим образом: томаты, укроп, морковь, салат листовой, перец болгарский, редис, чеснок, озимая пшеница, лук, баклажаны, петрушка, щавель, капуста.

В выполненных экспериментах Кпз радионуклидов при поливе посевов дождеванием достигал 16,8 % для ^{134}Cs и до 1,6 % – для ^{238}U (прил.Ж, табл.Ж.1, Ж.2, Ж.3). Наибольшим Кпз отличаются зеленные культуры (салат, щавель, петрушка) до 16,8 %. Несколько ниже Кпз у редиса, томатов, моркови, укропа, пшеницы, перца болгарского и баклажан – до 3,0 %. Самый низкий Кпз у культур, которые отличаются небольшой фитомассой (чеснок, лук) или гидрофобностью листьев (капуста). В целом такое процентное распределение объясняется проективным покрытием площади почвы растениями, характером морфологического строения надземной части культуры, продолжительностью вегетационного периода, массой и структурой корневой системы растений, массой плодов и расположением их на растении, количеством собираемых урожаев плодов за вегетационный период.

Как показали и наши исследования, Кпз радионуклидов надземной массой овощных культур при орошении дождеванием зависит от их видовых биологических особенностей и может различаться, согласно экспериментальным данным, в 40,2 раза для ^{134}Cs и в 97 раз – для ^{238}U . Исходя из собранного нами экспериментального материала (Рисунок 41, прил.Ж, табл.Ж.1, Ж.2, Ж.3), составлен ряд по уменьшению Кпз радионуклидов при поливе дождеванием вегетативной массой следующих сельскохозяйственных растений – салат, щавель, петрушка, редис, томаты, морковь, укроп, пшеница, перец болгарский, баклажаны, капуста, чеснок, лук – для ^{134}Cs , петрушка, салат, морковь, перец болгарский, щавель, томаты, баклажаны, чеснок, укроп, редис, лук, пшеница, капуста – для ^{238}U (Рисунок 42, прил.Ж, табл. Ж.1, Ж.2, Ж.3).

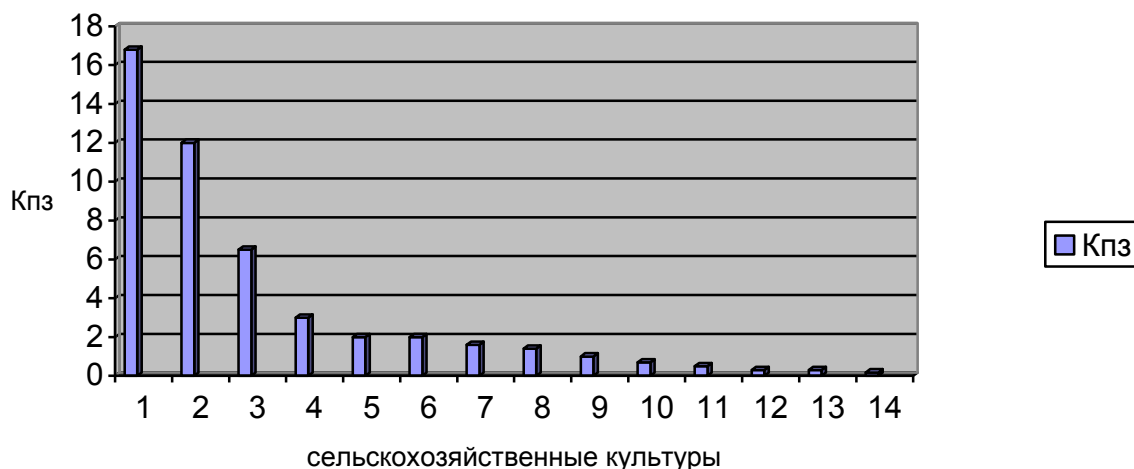


Рис.41 Первичное задерживание ^{134}Cs из поливной воды надземной массой сельскохозяйственных культур при орошении дождеванием (1 – салат, 2 – щавель, 3 – петрушка, 4 – редис, 5 – томаты, 6 – морковь, 7 – укроп, 8 – пшеница вегетативная масса, 9 – перец болгарский, 10 – баклажан, 11 – капуста ассимилирующий лист, 12 – чеснок, 13 – капуста кроющий лист, 14 – лук) 1987 – 1991г

Наибольшее первичное задерживание радионуклидов при орошении дождеванием надземной массой таких культур как салат, щавель, петрушка в первую очередь объясняется плотностью посева этих культур и невысоким расположением листьев относительно поверхности земли, что способствует загрязнению растений от подбрасываемых комочков земли при попадании на нее воды.

Радионуклиды, осевшие на почву в составе различных выпадений, могут подниматься ветром или дождем и оседать на растительность. Это явление называется вторичным радиоактивным загрязнением растений, интенсивность которого оценивается по величине коэффициента ветрового подъема, определяемого как отношение концентрации радионуклида в воздухе на высоте 1 м к плотности поверхностного загрязнения почвы. Его величина зависит, в основном, от свойств атмосферы (плотности, турбулентности, температуры, давления, влажности, ско-

рости движения воздуха над поверхностью почвы), от свойств почвы (гранулометрического и минералогического состава, влажности, плотности, структуры), от хозяйственной деятельности человека (обработка почвы, выпас скота, автомобильное движение), а также от рельефа и вида растительности. Вторичное загрязнение растительности происходит при пыльных бурях, при горении торфяников, лесов и сжигании послеуборочных остатков.

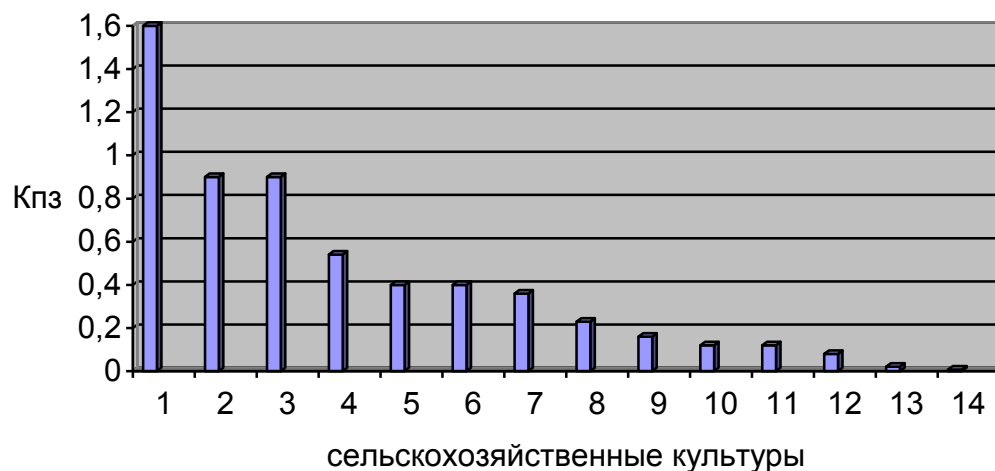


Рис.42 Первичное задерживание ^{238}U из поливной воды надземной массой сельскохозяйственных культур при орошении дождеванием (1 – петрушка, 2 – салат, 3 – морковь, 4 – перец болгарский, 5 – щавель, 6 – томаты, 7 – баклажан, 8 – чеснок, 9 – укроп, 10 – редис, 11 – лук, 12 – пшеница вегетативная масса, 13 – капуста ассимилирующий лист, 14 – капуста кроющий лист) (1987 – 1991г)

Кроме ветрового переноса причиной вторичного загрязнения может быть забрызгивание грязью нижних частей растений во время выпадения сильных дождей. Максимальная высота подъема частиц от земли около 40 см, поэтому такое загрязнение наиболее значимо для низкорослых видов растений. Вклад вторичного загрязнения в общее загрязнение может составлять 30 % и более. Значительное вторичное загрязнение товарной части овощных и листовых культур радионукли-

дами происходит в период образования и роста плодов и листьев, злаковых культур – в фазах колошения, цветения и молочной спелости. Практически не загрязняется зерно бобовых и крестоцветных культур, кукурузы, так как оно защищено створками бобов, стручков и листьями, а также клубни и корнеплоды, защищенные почвой.

Довольно высокое первичное задерживание радионуклидов надземной массой редиса объясняется имеющимся волосным покровом на листьях, подбрасыванием комочков земли при попадании на нее воды загрязняющих листья, так как они очень низко расположены над поверхностью земли. Наименьшее первичное задерживание радионуклидов надземной массой (как уже отмечалось ранее) определено для чеснока, капусты, лука, что объясняется их следующими биологическими особенностями.

Биологической особенностью капусты является гидрофобность листьев, что, несомненно, имело решающее значение для первичного задерживания радионуклидов надземной массой. Даже небольшие по объему капельки воды стекают с поверхности листа и не задерживаются на нем. Лук и чеснок не отличаются большой надземной массой. Лист у этих культур гидрофобный, кроме того, вертикальное его расположение не способствует задерживанию загрязненной радионуклидами воды.

Концентрация радионуклидов в растениях с течением времени снижается под влиянием «разбавления» вследствие прироста биомассы и удаления радионуклидов с растений под действием факторов внешней среды (ветра и дождя).

Снижение содержания ^{134}Cs в вегетативной массе сельскохозяйственных культур к периоду сбора урожая было в 1,7 раз у моркови и до 160 раз у салата (прил.К).

Такое снижение содержания ^{134}Cs в вегетативной массе салата, щавеля и укропа можно объяснить тем, что по достижении вегетативной массой товарных размеров ее срезали и оставляли стебли около 3 – 4 см высотой. За счет срезания

загрязненной и нарастания новой вегетативной массы содержание радионуклидов снизилось в в салате, щавеле и укропе соответственно в 22; 7 и 3 раза. Неоднократный сбор урожая вышеперечисленных растений является их хозяйственной особенностью по отношению к другим исследуемым культурам (морковь, лук, чеснок и т.д. Рисунок 42).

Не все органы и части растений одинаково самоочищаются от радиоактивного загрязнения. Снижение радиоактивного загрязнения за счет удаления частиц с поверхности растений дождями и ветром может иметь существенное значение только для вегетативных надземных органов, то есть для соломы, ботвы, листовых овощей. Очищение растений от радиоактивных частиц может быть очень значительным. Однако полное удаление их с растений до сбора урожая практически невозможно (таблица 35, прил.Л).

Однако удаление радиоактивных осадков с растений под действием погодных факторов не является единственной причиной снижения радиоактивности растительной продукции. В процессе роста и развития растений изменяется их морфологическое строение, появляются новые побеги и репродуктивные органы, отмирают и опадают старые загрязненные листья. Все это, несомненно, оказывает существенное влияние на размеры радиоактивного загрязнения урожая.

Анализируя данные таблицы 35 можно сделать вывод о том, как биологические особенности изучаемых культур оказали влияние на накопление радионуклидов в урожае надземной массы. Различие между крайними значениями Кп ^{134}Cs в изучаемые сельскохозяйственные культуры составило 87,1 раза, ^{238}U – 15,4 раза. Наименьшим накоплением ^{134}Cs и ^{238}U в урожае надземной массы отличаются те культуры, которые дают несколько урожаев за вегетационный период (щавель, салат, петрушка, укроп).

За счет 3 кратного сбора урожая перца болгарского, баклажан и томатов, а также за счет имеющегося воскового налета на плодах, содержание радионуклидов во вновь образованных плодах снизилось в 1,2 раза (томаты) до 10,8 раза (пе-

рец болгарский) – для ^{134}Cs и в 1,3 раза (томаты) до 7,6 раза (баклажаны) – для ^{238}U (таблица 36).

Таблица 35

Коэффициенты перехода (Кп) радионуклидов в надземную массу сельскохозяйственных культур в зависимости от их биологических особенностей, при уборке урожая (1987 – 1991г)

Культура	Время отбора проб после полива, сут	Радионуклиды, (Бк / кг) / (Бк / м ²) × 10 ⁻³	
		^{134}Cs	^{238}U
Томаты	50	18,4 ± 2,7	3,6 ± 0,2
Укроп	30	4,8 ± 0,4	1,1 ± 0,1
Морковь	70	69,7 ± 4,1	4,2 ± 0,3
Салат	30	2,6 ± 0,1	0,9 ± 0,1
Перец болгарский	30	0,8 ± 0,1	2,2 ± 0,2
Редис	11	66,7 ± 11,0	6,3 ± 0,5
Чеснок	30	6,5 ± 0,3	-
Пшеница	35	11,6 ± 1,5	0,8 ± 0,1
Лук	30	2,9 ± 0,1	-
Баклажаны	30	2,2 ± 0,1	0,4 ± 0,02
Петрушка	30	8,4 ± 1,9	2,2 ± 0,2
Щавель	30	9,6 ± 1,8	1,4 ± 0,1
Капуста ассимилирующий лист	110	5,1 ± 0,6	0,9 ± 0,1

Динамика изменения коэффициентов перехода радионуклидов в товарную часть овощных культур при орошении дождеванием, может быть описана уравнениями (9), (10), (11) и (12) (таблица 36):

$$\text{Перец болгарский } ^{134}\text{Cs } y = 7,85 \times e^{(-0,00332 \times x)} \quad r = 0,999 \quad F = 1430 \quad (9)$$

$$^{238}\text{U } y = 4,51 + x \times (-0,00501) \quad (10)$$

$$\text{Баклажаны } ^{134}\text{Cs } y = 5,17 + x \times (-0,00612) \quad r = 0,865 \quad F = 5,96 \quad (11)$$

$$^{238}\text{U } y = 6,67 \times e^{(-0,00282 \times x)} \quad r = 0,999 \quad F = 1,07 \times 10^3 \quad (12)$$

Таблица 36

Динамика накопления радионуклидов в товарной части овощных культур при орошении дождеванием, (1987 – 1991г)

Культура	Срок от полива, час	Радионуклиды, (Бк/кг) / (Бк/м ²) × 10 ⁻³	
		¹³⁴ Cs	²³⁸ U
Перец болгарский	2ч	7,6 ± 0,3	4,5 ± 0,3
	360	2,5 ± 0,2	2,7 ± 0,1
	720	0,7 ± 0,1	0,9 ± 0,1
Баклажаны	2ч	5,9 ± 0,9	6,8 ± 0,6
	360	1,5 ± 0,1	2,3 ± 0,3
	720	1,5 ± 0,7	0,9 ± 0,1
Томаты	360	7,4 ± 0,4	8,9 ± 1,2
	720	5,9 ± 0,4	7,0 ± 0,6

По накоплению ¹³⁴Cs в урожае плодов изучаемых культур получен следующий (в порядке убывания) ряд: редис, морковь, пшеница, чеснок, лук, томаты, баклажаны, перец болгарский, капуста; для ²³⁸U – лук, редис, морковь, чеснок, пшеница, томаты, баклажаны, перец болгарский, капуста (таблица 37).

Биологическая особенность плодов оказала влияние на накопление радионуклидов в изучаемых растениях. Различие в накоплении загрязняющих веществ между редисом, морковью, чесноком и луком с одной стороны и томатами, баклажанами и перцем болгарским с другой, объясняется расположением плодов по отношению к почве, гидрофобностью, количеством урожаев за вегетационный период.

Следует отметить, что в корнеплодах моркови и редиса, луковице чеснока и лука накопилось больше изучаемых радионуклидов (¹³⁴Cs и ²³⁸U), чем в плодах,

расположенных на поверхности почвы.

Таблица 37

Содержание радионуклидов в урожае хозяйственно – ценной части различных овощных культур, (1987 – 1991г)

Культура	Время отбора проб после полива, сут	Кп, (Бк / кг) / (Бк / м ²) × 10 ⁻³	
		¹³⁴ Cs	²³⁸ U
Редис	11	12,9 ± 0,67	3,9 ± 0,15
Лук	30	4,0 ± 0,15	
Чеснок	30	5,2 ± 0,10	1,8 ± 0,20
Перец болгарский	30	0,7 ± 0,07	0,9 ± 0,05
Баклажаны	30	0,8 ± 0,10	0,9 ± 0,10
Томаты	50	2,6 ± 0,30	1,0 ± 0,03
Морковь	70	9,8 ± 0,15	3,5 ± 0,20
Капуста	110	0,4 ± 0,04	0,2 ± 0,02
Пшеница	35	7,6 ± 0,40	1,6 ± 0,09

Накопление радионуклидов в корнеплодах и луковице происходит непосредственно из загрязненной почвы, а в плоды томатов, перца болгарского, баклажан загрязнитель попадает, проходя путь от корневой системы, через стебель к плодам. Подчеркнем, что происходит перераспределение активности радионуклида по растению в процессе его движения к плодам. Распределение активности радионуклида происходит между корневой системой растения, его стеблем, листовым аппаратом и плодами. Для луковиц чеснока и лука, корнеплодов этот путь короче, да и сам плод находится в радиоактивно загрязненной почве, что в данной ситуации имеет очень важное значение для накопления радионуклида.

Механизм усвоения радионуклидов корнями растений подобен усвоению необходимых элементов питания. Основными механизмами усвоения радионуклидов являются ионно-обменные реакции и диффузия. Главное отличие состоит в

том, что радионуклиды находятся в почве в предельно низких концентрациях, а элементы питания – в более высоких концентрациях. Основное количество радионуклидов извлекается корнями из почвенного раствора, а также из почвенно-поглощающего комплекса, с частицами которого тесно контактируют корневые волоски, или зона поглощения корня. Поглощение ионов корнями и продвижение их вверх по растению происходит в три стадии. В первой стадии происходит адсорбция ионов мембранами поглощающих клеток корней. Адсорбция носит обменный и необменный характер. Обменными ионами растений являются H^+ и CO_3^{2-} , которые образуются при диссоциации углекислоты, выделяемой при дыхании. Ион H^+ из цитоплазмы проходит с корневыми выделениями через мембрану и вступает в обмен преимущественно с одновалентными ионами почвенного раствора и частиц, где могут находиться радионуклиды. В результате этого обмена ионы радионуклидов поступают в цитоплазму клеток корневых волосков. Установлено, что ионы стабильных и радиоактивных элементов могут вступать в реакцию взаимодействия с компонентами мембран с образованием различных соединений. В связанном состоянии в составе этих соединений, которые называются веществами-переносчиками, ионы поступают в цитоплазму, где комплекс распадается с образованием иона и вещества-переносчика. Ион мигрирует дальше по растению и включается в обмен веществ. Вещество-переносчик вновь возвращается к мембране и присоединяет новый ион. Во второй стадии происходит проникновение ионов в проводящие ткани, т.е. трахеиды и сосуды ксилемы. В третьей стадии происходит восходящее движение ионов по сосудам ксилемы с ксилемным соком в клетки и ткани наземных органов. В состав ксилемного сока входит вода, органические и неорганические вещества, элементы питания и другие соединения. Ксилемный сок перемещается по растению за счет корневого давления и транспирации. При транспирации вода испаряется, а все вещества, в том числе и радионуклиды, остаются в клетках и тканях наземных органов. Скорость продвижения радионуклидов по растению зависит от интенсивности транспирации. В жаркую и

сухую погоду транспирации усиливается, поэтому может повышаться содержание радионуклидов в наземной части растений. Ионный обмен между клеточной оболочкой корневого волоска и почвенными частицами происходит труднее, чем обмен ионами из почвенного раствора. При низкой концентрации радионуклидов в почве они поступают в растения в результате ионно-обменных реакций. При высокой концентрации радионуклидов в почве основным механизмом поступления является диффузия, поэтому поступление радионуклидов может значительно возрастать.

Из корней цезий, как одновалентный элемент, выводится быстрее, чем стронций, который может связываться в корнях в трудноподвижные формы. Таким образом, радионуклиды распределяются в органах растений неравномерно. Основное количество радионуклидов концентрируется в корнях. Распределение в наземных органах растений неравномерное. Например, в созревших растениях фасоли Sr-90 распределяется следующим образом: в листьях 53 – 68 %, стеблях 15 – 28 %, створках бобов 12 – 25 % и зерне 7 – 14 %.

Размеры накопления радиоактивных элементов в растениях зависят не только от их биологических особенностей. Определенную роль в этом процессе играют физико - химические свойства самих радионуклидов. Причем при всех способах полива располагаться они будут в основном на поверхности почвы, что несомненно важно для контакта их с корневой системой сельскохозяйственных растений, располагающих ее, в основном, в пахотном слое. Преимущественно долгоживущие радиоактивные элементы будут поступать из почвы в растения и оказывать повреждающее действие на человека и животных, использующих эти растения в пищу.

Микроэлементы в основном являются функциональными элементами, так как входят в состав ферментов, витаминов и других биологически активных веществ. Микроэлементы в растениях либо входят в состав ферментов, либо активируют их работу. Поэтому если ферменты-катализаторы, то микроэлементы

можно назвать «катализаторами – катализаторов». Они необходимы растениям в ничтожно малых количествах, увеличение и уменьшение концентрации их в растворе от оптимальной приводят к угнетению и даже гибели организма. Отрицательное действие неоптимальных доз микроэлементов связано с нарушением деятельности ферментативного аппарата клеток и, следовательно, обмена веществ в растениях.

Накопление радионуклидов в большинстве своем являющихся катионами микроэлементов и характер их распределения по органам растений определяются в первую очередь потребностью в них растительных организмов. В растениях в больших количествах концентрируются радионуклиды, которые представляют элементы, необходимые для нормальной жизнедеятельности растений. Сильная степень аккумуляции характерна также для радионуклидов, макроколичества изотопных носителей которых относятся к биологически важным элементам. Эти радионуклиды отличаются высокими коэффициентами накопления.

Радионуклиды биологически инертных элементов (физиологическая роль их еще малоизучена) или фитотоксичных элементов (Ce, Hg, U, Ag) при высоких концентрациях в почвах поглощаются растениями в минимальных количествах, причем основная часть этих радионуклидов депонируется в корневой системе.

Радиоактивные вещества, попадающие в почву, могут из неё частично вымываться и попадать в грунтовые воды. Однако почва довольно прочно удерживает попадающие в неё радиоактивные вещества. Поглощение радионуклидов обуславливает очень длительное (в течение десятилетий) их нахождение в почвенном покрове и непрекращающееся поступление в сельскохозяйственную продукцию. Почва как основной компонент агроценоза оказывает определяющее влияние на интенсивность включения радиоактивных веществ в кормовые и пищевые цепи.

Поглощение почвами радионуклидов препятствует их передвижению по профилю почв, проникновению в грунтовые воды и в конечном счёте определяют их аккумуляцию в верхних почвенных горизонтах.

Радионуклиды Ru-106, Ce-144, Co-60 концентрируются преимущественно в корневой системе и в незначительных количествах передвигаются в наземные органы растений. В отличие от них стронций-90 и цезий-137 в относительно больших количествах накапливаются в наземной части растений.

Радионуклиды, поступившие в подземную часть растений, в основном концентрируются в соломе (листья и стебли), меньше – в мягкие (колосья, метёлки без зерна. Некоторые исключения из этой из этой закономерности составляет цезий, относительное содержание которого в семенах может достигать 10 % и выше общего количества его в надземной части. Цезий интенсивно передвигается по растению и относительно в больших количествах накапливается в молодых органах, чем очевидно вызвана повышенная концентрация его в зерне.

В общем накопление радионуклидов и их содержание на единицу массы сухого вещества в процессе роста растений наблюдается такая же закономерность, как и для биологически важных элементов: с возрастом растений в их надземных органах увеличивается абсолютное количество радионуклидов и снижается содержание на единицу массы сухого вещества. По мере увеличения урожая, как правило, уменьшается содержание радионуклидов на единицу массы.

Пути миграции радионуклидов в организм человека различны. Значительная их доля поступает в организм человека по пищевой цепи: почва – растения – сельскохозяйственные животные – продукция животноводства – человек. В принципе радионуклиды могут поступать в организм животных через органы дыхания, желудочно-кишечный тракт и поверхность кожи.

Так как радионуклиды поступая в организм животных и человека могут накапливаться и оказывая неблагоприятное воздействие на здоровье и генофонд человека необходимо проводить мероприятия, снижающие поступление радионуклидов в сельскохозяйственные растения, снижение накопления радиоактивных веществ в организмах сельскохозяйственных животных.

Кроме основных семи элементов (азот, фосфор, калий, кальций, магний, се-

ра и железо), растениям требуются в очень малых количествах марганец, бор, молибден, медь, цинк, кобальт, йод и др. (микроэлементы), и наконец кроме макро- и микроэлементов, в растениях присутствуют в очень малых количествах так называемые ультрамикроэлементы (Cs, Se, Cd, Hg, Ag и др.).

Важным фактором, определяющим доступность для растений их радиоактивных изотопов, являются их физико – химические свойства (Алексеев Ю.В., 1987, Анненков Б.Н., Юдинцева Е.В., 1991, Титаева Н.А., 2000).

В наши исследования было включено 11 радионуклидов различных групп таблицы Д.И. Менделеева. Результаты изучения показывают, что величина закрепления исследуемых радионуклидов на поверхности растений различна. Так, при поливе посевов дождеванием по величине первичного задерживания надземной частью овощных растений они располагаются в порядке уменьшения в следующий ряд: $^{134}\text{Cs} > ^{60}\text{Co} > ^{59}\text{Fe} > ^{22}\text{Na} > ^{65}\text{Zn} > ^{203}\text{Hg} > ^{54}\text{Mn} > ^{106}\text{Ru} > ^{110\text{m}}\text{Ag} > ^{238}\text{U}$ – для салата и $^{60}\text{Co} > ^{134}\text{Cs} > ^{65}\text{Zn} > ^{106}\text{Ru} > ^{203}\text{Hg} > ^{54}\text{Mn} > ^{238}\text{U} > ^{144}\text{Ce} > ^{59}\text{Fe} > ^{110\text{m}}\text{Ag} > ^{22}\text{Na}$ – для баклажан. Для товарной части баклажан ряд будет следующим: $^{60}\text{Co} > ^{59}\text{Fe} > ^{65}\text{Zn} > ^{134}\text{Cs} > ^{22}\text{Na} > ^{203}\text{Hg} > ^{110\text{m}}\text{Ag} > ^{106}\text{Ru} > ^{54}\text{Mn} > ^{144}\text{Ce}$ (таблица 38).

В зависимости от физико-химических свойств радиоактивных продуктов деления, представляющих набор химических элементов, их суммарное накопление растениями варьирует в диапазоне от 22,6 до 410,0 (Бк/кг)/(Бк/м²) $\times 10^{-3}$ (салат), от 30,0 до 162,1 (Бк/кг)/(Бк/м²) $\times 10^{-3}$ (вегетативная масса баклажан), от 2,0 до 7,1 (Бк/кг)/(Бк/м²) $\times 10^{-3}$ (плоды баклажан).

Исходя из данных таблицы 38 и приложения С можно утверждать, что элементы с меньшим металлическим радиусом атома (A^0) больше накапливаются в изучаемых растениях.

Таблица 38

Влияние физико-химических свойств радионуклидов на размеры первичного задерживания их растениями, (1987 – 1991г)

Культура	Орган растения	Радионуклиды, (Бк / кг) / (Бк / м ²) × 10 ⁻³										
		¹³⁴ Cs	⁶⁰ Co	¹⁴⁴ Ce	⁵⁹ Fe	²² Na	⁶⁵ Zn	²⁰³ Hg	⁵⁴ Mn	¹⁰⁶ Ru	^{110m} Ag	²³⁸ U
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Салат	Вегетативная масса	410,0 ± 13,0	400,0 ± 10,0	373,3 ± 13,0	265,0 ± 13,0	230,0 ± 9,0	228,0 ± 12,0	162,0 ± 6,0	152,0 ± 6,0	66,0 ± 4,0	57,0 ± 2,4	22,6 ± 2,0
Баклажан	Вегетативная масса	162,1 ± 10,8	178,0 ± 12,0	61,9 ± 1,6	38,0 ± 1,0	30,0 ± 0,7	90,2 ± 3,1	70,0 ± 4,6	67,0 ± 4,0	80,6 ± 2,7	37,0 ± 2,4	67,5 ± 1,5
	Плоды	4,1 ± 0,1	7,1 ± 0,4	2,0 ± 0,1	6,1 ± 0,1	4,1 ± 0,1	6,0 ± 0,3	3,1 ± 0,1	2,0 ± 0,1	2,7 ± 0,1	2,8 ± 0,1	6,8 ± 0,6

В зависимости от физико-химических свойств радиоактивных продуктов деления, представляющих набор химических элементов, их суммарное накопление растениями варьирует в диапазоне от 22,6 до 410,0 (Бк/кг)/(Бк/м²) × 10⁻³ (салат), от 30,0 до 162,1 (Бк/кг)/(Бк/м²) × 10⁻³ (вегетативная масса баклажан), от 2,0 до 7,1 (Бк/кг)/(Бк/м²) × 10⁻³ (плоды баклажан).

Способность к листовому поглощению элементов и соединений широко используется в агрономической практике применения некоторых гербицидов и внекорневой подкормки сельскохозяйственных культур. Первичное задерживание загрязняющих растение веществ в первую очередь связано с листовым аппаратом: его биологическими особенностями, пространственной ориентацией, фазой развития. Как показано раньше, в отношении радионуклидов путь их первичного поступления в растения изучен недостаточно.

Однако есть серьезные основания считать, что в некоторых случаях доминирующим механизмом первичного захвата радионуклида наземными экосистемами является их поглощение и накопление листьями растений.

Это иллюстрируют следующие экспериментальные данные (табл. 38, 39). Они, например, указывают на высокую биологическую подвижность ¹³⁴Cs. Конечно, первостепенную роль в накоплении этого элемента в растении играет то, что цезий является аналогом в биологическом отношении калия. Поэтому поведение его в растении в значительной степени определяется поведением калия в условиях вегетации. ¹⁰⁶Ru заметной биологической роли в растительном организме не играет. Поэтому большая часть его задерживается в корневой системе и лишь очень незначительное его количество накапливается в надземной массе. Часть радионуклидов наведенной активности (⁵⁴Mn, ⁶⁰Co, ⁶⁵Zn) относятся к микроэлементам. Этим и определяются их сравнительно высокая биологическая подвижность и характер распределения по органам растений. Тяжелые естественные радионуклиды для растений нужны в ультрамикроколичествах. Повышенные концентрации тяжелых естественных радионуклидов угнетают рост и развитие расте-

ний вследствие своей хемотоксичности или радиоактивного воздействия, в связи с чем, для этих радионуклидов так же характерно повышенное накопление в корнях по сравнению с надземной массой.

Относительные масштабы включения отдельных радионуклидов в биогеохимический цикл зависят от уровня биофильности соответствующего элемента, т.е. от обязательности его участия в процессах формирования и функционирования живого организма. В нашей работе к числу радионуклидов, представляющих биофильные элементы, или их аналогов отнесены ^{134}Cs , ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{54}Mn , ^{59}Fe .

В связи с тем, что с течением времени содержание радионуклидов может в растении уменьшаться, возникает практический вопрос о конкретных значениях содержания изучаемых радионуклидов через определенные промежутки времени в исследуемых растениях (таблица 39 и 40).

Так после первого сбора урожая салата содержание радионуклидов в отросшей вегетативной массе снизилось в 2, 1 – 17,1 раз, после 2 сбора – в 4,5 – 18,0 раз.

Как через 12, так и через 23 суток после полива растений водой, содержащей радионуклиды, в надземной массе салата больше содержалось ^{65}Zn и ^{203}Hg , чем других изучаемых изотопов. Менее подвижным нуклидом – оказался ^{238}U . За 3 сбора урожая салата содержание радионуклидов в надземной массе снизилось ^{65}Zn в 22,8, ^{144}Ce в 186,6 раза (таблица 39).

Содержание радионуклидов в вегетативной массе баклажан снижается в течение вегетации под воздействием факторов внешней среды и за счет прироста биомассы.

Через 30 суток после полива растений водой с радионуклидами, содержание их в биомассе снизилось в 1,9 раза ($^{110\text{m}}\text{Ag}$) до 19,3 раза (^{60}Co), а к концу вегетации – в 5,6 раза ($^{110\text{m}}\text{Ag}$) до 164,6 раза (^{238}U) (табл.40). В основном снижение содержания радионуклидов в вегетативной части баклажан происходит в первые 30 суток.

Таблица 39

Динамика содержания радионуклидов в салате в зависимости от экспозиции и их физико-химических свойств, (1987 – 1991г)

Время от полива, час	Радионуклиды, (Бк / кг) / (Бк / м ²) × 10 ⁻³										
	¹³⁴ Cs	⁶⁰ Co	¹⁴⁴ Ce	⁵⁹ Fe	²² Na	⁶⁵ Zn	²⁰³ Hg	⁵⁴ Mn	¹⁰⁶ Ru	^{110m} Ag	²³⁸ U
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
2ч	410,0 ± 13,0	400,0 ± 10,0	373,3 ± 13,0	265,0 ± 13,0	230,0 ± 9,0	228,0 ± 12,0	162,0 ± 6,0	152,0 ± 6,0	66,0 ± 4,0	57,0 ± 2,4	22,6 ± 2,0
288	24,0 ± 1,2	30,0 ± 1,3	36,0 ± 2,0	30,6 ± 1,9	14,3 ± 5,0	44,7 ± 1,6	65,0 ± 1,7	11,4 ± 0,6	12,7 ± 0,3	27,0 ± 1,0	6,4 ± 1,0
552	2,9 ± 0,1	3,0 ± 0,1	2,0 ± 0,1	2,0 ± 0,1	1,6 ± 0,1	10,0 ± 0,1	6,0 ± 0,3	2,0 ± 0,02	2,0 ± 0,1	1,8 ± 0,04	0,89 ± 0,10

Таблица 40

Динамика накопления радионуклидов в плодах баклажан в зависимости от экспозиции и их физико-химических свойств, (1987 – 1991г)

Орган растения	Время от полива, час	Радионуклиды, (Бк / кг) / (Бк / м ²) × 10 ⁻³										
		¹³⁴ Cs	⁶⁰ Co	¹⁴⁴ Ce	⁵⁹ Fe	²² Na	⁶⁵ Zn	²⁰³ Hg	⁵⁴ Mn	¹⁰⁶ Ru	^{110m} Ag	²³⁸ U
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Вегетативная масса	2ч	162,0 ± 10,8	178,0 ± 1 2,0	61,9 ± 1,6	38,0 ± 1,0	30,0 ± 0,7	90,2 ± 3,1	70,0 ± 4,6	67,0 ± 4,0	80,6 ± 2,7	37,0 ± 2,4	67,5 ± 1,5
	720	16,1 ± 0,8	9,2 ± 0,4	16,1 ± 0,9	8,4 ± 0,3	2,1 ± 0,1	7,3 ± 0,3	31,0 ± 1,4	8,5 ± 0,2	14,0 ± 0,6	19,8 ± 0,6	6,1 ± 0,1
	1320	2,5 ± 0,1	2,4 ± 0,1	4,0 ± 0,1	0,8 ± 0,1	1,3 ± 0,1	2,7 ± 0,1	6,0 ± 0,3	2,2 ± 0,1	6,0 ± 0,1	6,6 ± 0,1	0,4 ± 0,01
Плоды	2ч	4,1 ± 0,1	7,1 ± 0,4	2,0 ± 0,1	6,1 ± 0,1	4,1 ± 0,1	6,0 ± 0,2	3,1 ± 0,1	2,0 ± 0,1	2,7 ± 0,1	2,8 ± 0,1	6,8 ± 0,6
	720	2,1 ± 0,1	2,0 ± 0,1	0,8 ± 0,1	2,3 ± 0,1	3,3 ± 0,1	2,2 ± 0,1	2,2 ± 0,1	1,2 ± 0,1	1,1 ± 0,1	1,7 ± 0,1	2,35 ± 0,3
	1320	0,8 ± 0,1	1,1 ± 0,1	0,7 ± 0,1	1,1 ± 0,1	1,5 ± 0,1	2,2 ± 0,1	1,0 ± 0,1	0,5 ± 0,01	1,1 ± 0,1	0,7 ± 0,01	0,9 ± 0,01

Наибольший Кпз для вегетативной массы баклажан у ^{60}Co , ^{134}Cs , ^{65}Zn , ^{203}Hg , наименьший – у ^{22}Na , $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{59}Fe , ^{238}U . Остальные радионуклиды занимают промежуточное положение. К концу вегетации в вегетативной массе баклажан больше содержалось ^{203}Hg , ^{106}Ru , $^{110\text{m}}\text{Ag}$, меньше – ^{238}U , ^{22}Na , остальные радионуклиды заняли промежуточное положение.

В плодах баклажан в течение вегетационного периода также идет снижение содержания радионуклидов. Причем этот процесс идет более равномерно по сравнению с вегетативной массой (таблица 40). К концу вегетации содержание радионуклидов в плодах представляет собой следующий в порядке убывания концентраций ряд: ^{65}Zn , ^{22}Na , ^{60}Co , ^{59}Fe , ^{106}Ru , ^{203}Hg , ^{238}U , ^{134}Cs , ^{144}Ce , $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{54}Mn (таблица 41, стр. 266). Разница между максимальным содержанием радионуклидов в плодах баклажан (^{65}Zn) и минимальным (^{54}Mn) – в 4,4 раза. Растения в больших количествах накапливают ^{65}Zn , что связано с его сравнительно высокой биологической подвижностью и потребностью растений в цинке, как микроэлементе.

Для салата хозяйственно-ценной частью является именно лист, который в отличие от плодов баклажан содержит больше хлорофилла. У молодых тканей с высоким отношением протоплазмы к клеточным стенкам и с небольшим числом мертвых клеток интенсивность дыхания выше, чем у зрелой ткани, содержащей меньше физиологически активного материала. В связи с этим наблюдается изменение как качественного, так и количественного состава содержания радионуклидов в изучаемых растениях с периода внесения радионуклида до последнего сбора урожая (Гродзинский А.М., 1973).

Следует учитывать, как возможный антагонизм катионов, который был установлен как между отдельными микроэлементами, так и между микро- и макроэлементами (Щербаков А.П., 1957). Довольно часто одноименно заряженные катионы не конкурируют друг с другом, иногда даже наблюдается явление синергизма. Имеются данные, что взаимодействие катионов зависит также и от культуры, с которой проводятся исследования. Так, например, в опытах по поглощению химиче-

ских элементов кукурузой и шпинатом антагонизм между К и Са хорошо выражен, в то время как у овса он почти незаметен, а у лука совершенно не обнаруживается (Демолон А., 1961).

Эти и некоторые другие особенности, например, время контакта радионуклида с растением до сбора урожая, следует учитывать при составлении рекомендаций для ведения сельскохозяйственного производства в условиях радиоактивного загрязнения местности.

Эксперименты, выполненные в полевых условиях, позволили сделать выводы:

- Высокий Кз, при орошении дождеванием, у салата, щавеля, петрушки, низкий – у чеснока, капусты, лука. На этот показатель влияют плотность посева, не высокое расположение листьев относительно почвы, гидрофобность;

- В зависимости от физико-химических свойств радиоактивных продуктов деления, их накопление в растениях находится в диапазоне от 22,6 до 410,0 (Бк/кг) / (Бк/м²) × 10⁻³ (салат), от 30,0 до 162,1 (Бк/кг)/(Бк/м²) × 10⁻³ (вегетативная масса баклажан), от 2,0 до 7,1 (Бк/кг)/(Бк/м²) × 10⁻³ (плоды баклажан);

- При поливе овощных культур дождеванием, по величине первичного задерживания их надземной частью, радионуклиды располагаются в следующий убывающий ряд: для салата – ¹³⁴Cs > ⁶⁰Co > ⁵⁹Fe > ²²Na > ⁶⁵Zn > ²⁰³Hg > ⁵⁴Mn > ¹⁰⁶Ru > ^{110m}Ag > ²³⁸U и для баклажан – ⁶⁰Co > ¹³⁴Cs > ⁶⁵Zn > ¹⁰⁶Ru > ²⁰³Hg > ⁵⁴Mn > ²³⁸U > ¹⁴⁴Ce > ⁵⁹Fe > ^{110m}Ag > ²²Na;

5.3 Эффективность приемов по снижению накопления радионуклидов в овощных растениях

Задача сельскохозяйственной радиологии заключается не только в определении уровня радиоактивного загрязнения, но и в разработке мероприятий и способов по снижению накопления радионуклидов в урожае сельскохозяйственных культур. Наибольшему радиоактивному загрязнению при поливе дождеванием

или аэральном выпадении радиоактивных частиц подвергаются открытые части и органы растений: листья, стебли, соцветия. В защищенных от непосредственного загрязнения частях растений (в зерне, клубнеплодах) содержание радиоактивных веществ несколько ниже.

Под действием дождя и ветра происходит удаление радиоактивной пыли с поверхности растений. В дальнейшем для большей части полевых культур и растительности естественных лугов и пастбищ содержание радиоактивных веществ в надземной массе растений постепенно снижается.

Не все органы и части растений одинаково очищаются от радиоактивного загрязнения. Снижение радиоактивного загрязнения за счет удаления частиц с поверхности растений дождями и ветром может иметь существенное значение только для вегетативных надземных органов, то есть для соломы, ботвы, листовых овощей, травы естественных и сеяных сенокосов и пастбищ. Очищение растений от радиоактивных частиц может быть очень значительным, однако полное удаление их с растений практически невозможно.

Удаление радиоактивных осадков с растений под действием абиотических факторов тоже не является единственной причиной снижения радиоактивности растительной продукции. В процессе роста и развития растений изменяется их морфологическое строение, появляются новые побеги и репродуктивные органы, отмирают и опадают старые загрязненные листья. Все это оказывает существенное влияние на размеры радиоактивного загрязнения урожая.

Некоторые виды загрязненной продукции растениеводства достаточно эффективно могут быть дезактивированы с помощью приемов первичной технологической очистки. В диссертации рассматриваются два способа по снижению содержания радионуклидов в хозяйственно – ценной части растений: это технологический обмыв и очистка продукции.

Методика выполнения этих способов по снижению содержания радионуклидов в растениях описана в главе 2 (Объекты и методы исследований).

Эффективность от обмыва плодов томатов выше при поливе растений водой, содержащей радионуклиды, способом дождевание. Снижение содержания радионуклидов, например, ^{238}U , в плодах через 15 суток после полива в этом случае было в 3,6 раза. Наименьший эффект от обмыва плодов получен при поливе растений способом – «подпочвенное орошение» – в 1,2 раза для ^{238}U (таблица 41). В общем, с помощью обмыва наиболее эффективно снижение загрязнения плодов при их поверхностном загрязнении.

При поливе растений по бороздам и при подпочвенном орошении исключен прямой контакт воды, содержащей радионуклиды, с растением и накопление радионуклидов в плодах происходит только поглощением их из почвы. Поэтому обмыв плодов проточной водой для удаления их из растения уже менее эффективен.

При орошении растений дождеванием с помощью обмыва корнеплодов моркови в проточной воде удалось снизить содержание радионуклидов в 3,2 раза (^{134}Cs), а при капельном орошении – в 2,6 раза (^{134}Cs). При поливе растений по бороздам и подпочвенном орошении такого эффекта не наблюдали (таблица 42).

При поливе растений по бороздам и при подпочвенном орошении исключен прямой контакт воды, содержащей радионуклиды, с растением и накопление радионуклидов в плодах происходит только поглощением их из почвы. Поэтому обмыв плодов проточной водой для удаления их из растения уже менее эффективен.

При орошении растений дождеванием с помощью обмыва корнеплодов моркови в проточной воде удалось снизить содержание радионуклидов в 3,2 раза (^{134}Cs), а при капельном орошении – в 2,6 раза (^{134}Cs).

Снижение содержания радионуклидов в плодах томатов при обмыве их в проточной воде,

Кп, (Бк/кг)/(Бк/м²) × 10⁻³ (1987 – 1991г)

Время от полива до сбора урожа, сут	Способы полива							
	Дождевание		Капельное орошение		По бороздам		Подпочвенное	
	немытые	обмытые	немытые	обмытые	немытые	обмытые	немытые	обмытые
¹³⁴ Cs								
15	7,40 ± 0,40	2,60 ± 0,20	2,00 ± 0,2	0,72 ± 0,08	0,29 ± 0,01	0,25 ± 0,01	0,35 ± 0,03	0,31 ± 0,04
30	5,90 ± 0,30	3,00 ± 0,20	1,40 ± 0,05	0,90 ± 0,10	0,60 ± 0,05	0,58 ± 0,05	0,40 ± 0,02	0,37 ± 0,01
50	2,8 ± 0,10	2,50 ± 0,20	0,80 ± 0,03	0,71 ± 0,02	0,47 ± 0,01	0,45 ± 0,01	0,40 ± 0,02	0,38 ± 0,01
⁶⁵ Zn								
15	14,9 ± 0,2	11,8 ± 0,3	10,0 ± 0,4	7,7 ± 0,6	8,0 ± 1,0	7,6 ± 1,0	7,3 ± 1,1	6,5 ± 0,5
30	8,6 ± 0,2	6,3 ± 0,4	10,7 ± 0,5	8,9 ± 0,4	8,6 ± 0,5	8,2 ± 1,0	8,0 ± 0,9	7,5 ± 0,5
50	10,2 ± 0,6	8,7 ± 0,4	10,7 ± 0,6	9,6 ± 0,4	10,9 ± 0,6	10,8 ± 0,4	8,2 ± 0,6	7,8 ± 0,6
^{115m} Cd								
15	7,4 ± 0,3	5,9 ± 0,4	4,8 ± 0,4	4,1 ± 0,3	4,8 ± 0,1	3,9 ± 0,6	3,1 ± 0,1	2,7 ± 0,1
30	6,7 ± 0,3	5,6 ± 0,4	4,9 ± 0,2	4,4 ± 0,4	4,8 ± 0,2	4,2 ± 0,2	3,4 ± 0,2	3,2 ± 0,2
50	5,6 ± 0,2	5,8 ± 0,4	4,9 ± 0,2	4,7 ± 0,3	5,0 ± 0,1	4,6 ± 0,4	3,5 ± 0,2	3,3 ± 0,2
²³⁸ U								
15	8,90 ± 0,90	2,50 ± 0,30	2,90 ± 0,40	1,30 ± 0,10	0,80 ± 0,10	0,72 ± 0,06	0,27 ± 0,01	0,23 ± 0,01
30	7,00 ± 0,30	4,90 ± 0,20	1,10 ± 0,08	1,00 ± 0,07	1,10 ± 0,10	1,05 ± 0,08	0,50 ± 0,06	0,47 ± 0,02
50	1,70 ± 0,20	1,20 ± 0,01	1,00 ± 0,01	0,9 ± 0,03	1,10 ± 0,01	1,05 ± 0,02	0,56 ± 0,01	0,53 ± 0,02

Таблица 42

Снижение содержания радионуклидов в корнеплодах моркови при обмыве и очистке их в проточной воде и очистке, Кп, (Бк/кг)/(Бк/м²)× 10⁻³ (1987 – 1991г)

Варианты опыта	Способы полива			
	Дождевание	Капельное	Побороздам	Подпочвенное
¹³⁴ Cs				
Немытые	9,70 ± 0,30	3,40 ± 0,20	1,90 ± 0,10	1,90 ± 0,10
Мытые	3,00 ± 0,20	1,30 ± 0,10	1,85 ± 0,10	1,84 ± 0,20
Очищенные	1,55 ± 0,45	0,70 ± 0,10	1,50 ± 0,10	0,80 ± 0,03
⁶⁵ Zn				
Немытые	32,30 ± 0,90	9,60 ± 1,10	9,80 ± 0,90	7,30 ± 0,30
Мытые	19,50 ± 1,40	8,00 ± 0,90	9,10 ± 0,10	6,70 ± 0,20
Очищенные	10,50 ± 0,30	4,80 ± 0,70	3,90 ± 0,40	3,40 ± 0,14
^{115m} Cd				
Немытые	86,10 ± 3,50	66,70 ± 4,10	49,30 ± 3,90	13,00 ± 1,30
Мытые	52,10 ± 2,40	44,50 ± 2,90	48,80 ± 4,10	13,00 ± 1,30
Очищенные	41,60 ± 2,30	39,20 ± 2,10	34,60 ± 2,40	9,10 ± 0,24
²³⁸ U				
Немытые	3,20 ± 0,20	1,50 ± 0,10	0,82 ± 0,05	0,76 ± 0,05
Мытые	2,40 ± 0,20	0,90 ± 0,10	0,79 ± 0,06	0,72 ± 0,05
Очищенные	0,70 ± 0,05	0,41 ± 0,02	0,49 ± 0,02	0,37 ± 0,01

При поливе растений по бороздам и подпочвенном орошении такого эффекта не наблюдали.

При поливе моркови дождеванием и капельном орошением вода попадает в листовую розетку, в дальнейшем загрязняется вся верхняя часть корнеплода. В розетке загрязненная вода имеет возможность находиться длительное время, так как естественные механические способы очистки растения от радионуклидов маловероятны и менее эффективны. Это определяет большую вероятность проникнове-

ния радионуклидов внутрь растения в значимых количествах.

При поливе дождеванием с помощью очистки снизилось содержание радионуклидов в корнеплодах в 6,2 раза (^{134}Cs), при капельном орошении – в 4,8 раза (^{134}Cs), при поливе по бороздам – в 2,5 раза (^{65}Zn) и при подпочвенном орошении – в 2,4 раза (^{134}Cs).

Эффективность обмывания, как способа снижения содержания радионуклидов в хозяйственно-ценной части растений, различна для каждого вида растений из-за их биологических особенностей: расположения плода относительно земли (в земле или нет), обладает ли плод гидрофобностью, продолжительностью вегетационного периода, количеством собираемых урожаев (таблица 43). Она определяется так же временем проведения процедуры.

Эффективность в снижении содержания радионуклидов в плодах изучаемых растений различна в зависимости от времени контакта нуклида с растением (таблица 43).

Через 2 часа после полива растений водой, содержащей радионуклиды, наибольшая эффективность удаления ^{134}Cs отмечена для салата, петрушки, томатов, щавеля, укропа; ^{238}U – баклажан, перца болгарского, томатов, петрушки, салата, щавеля;

через 15 суток после полива растений удаление ^{134}Cs эффективно для: петрушки, салата, перца болгарского, щавеля, укропа; перец болгарский, томаты, щавель, салат, баклажаны – для ^{238}U ;

через 30 суток: салат, щавель, чеснок перо, лук перо, укроп, томаты – для ^{134}Cs ; салат, лук перо, чеснок перо, перец болгарский, петрушка, баклажаны – для ^{238}U .

Снижение содержания радионуклидов в растениях после обмыва их в проточной воде и очистки (1987 – 1991г)

Культура	Время отбора проб после поли- ва, сут.	Орган расте- ния	Варианты опыта	Кп, (Бк / кг) / (Бк / м ²) × 10 ⁻³	
				¹³⁴ Cs	²³⁸ U
1	2	3	4	5	6
Редис	11	Корне- плоды	немытые	12,9 ± 0,67	3,90 ± 0,15
			мытые	4,10 ± 0,30	2,40 ± 0,05
Щавель	2ч	Вегета- тивная масса	немытые	711,00 ± 6,60	26,00 ± 1,50
			мытые	283,70 ± 8,40	10,00 ± 0,50
	15		немытые	100,00 ± 8,70	3,50 ± 0,26
			мытые	73,60 ± 3,60	2,80 ± 0,10
	30		немытые	9,60 ± 1,07	1,40 ± 0,05
			мытые	7,40 ± 0,10	1,30 ± 0,06
Петрушка	2ч	Вегета- тивная масса	немытые	441,70 ± 15,20	106,70 ± 5,70
			мытые	110,20 ± 5,10	32,80 ± 3,26
	15		немытые	20,70 ± 1,60	23,00 ± 1,10
			мытые	13,10 ± 1,07	20,30 ± 0,15
	30		немытые	8,40 ± 1,09	2,20 ± 0,10
			мытые	7,10 ± 0,20	1,90 ± 0,03
Лук	2ч	Перо	немытые	22,30 ± 1,20	14,70 ± 0,20
			мытые	17,40 ± 0,30	6,10 ± 0,26
	30		немытые	2,90 ± 0,10	8,80 ± 0,10
			мытые	2,30 ± 0,07	7,30 ± 0,15
	30	Лукови- цы	неочищен.	4,00 ± 0,09	4,40 ± 0,10
			очищен.	1,20 ± 0,10	1,20 ± 0,03
Чеснок	2ч	Перо	немытые	17,70 ± 1,20	14,40 ± 0,20
			мытые	10,80 ± 0,30	4,10 ± 0,06
	30		немытые	6,50 ± 0,10	8,00 ± 0,10
			мытые	5,00 ± 0,07	6,80 ± 0,15
	30	Лукови- цы	неочищен.	5,20 ± 0,09	1,80 ± 0,10
			очищенные	4,70 ± 0,10	1,15 ± 0,03

Продолжение таблицы 43

1	2	3	4	5	6
Перец болгарский	2ч	Плоды	немытые	7,60 ± 0,20	4,50 ± 0,10
			мытые	4,50 ± 0,10	1,20 ± 0,06
	15		немытые	2,50 ± 0,10	2,70 ± 0,10
			мытые	1,80 ± 0,04	1,70 ± 0,10
	30		немытые	0,70 ± 0,05	0,90 ± 0,02
			мытые	0,60 ± 0,01	0,77 ± 0,01
Бакла-жаны	2ч	Плоды	немытые	5,90 ± 0,20	6,80 ± 0,10
			мытые	3,40 ± 0,10	1,15 ± 0,06
	15		немытые	1,50 ± 0,10	2,30 ± 0,10
			мытые	1,36 ± 0,03	1,90 ± 0,20
	30		немытые	1,50 ± 0,05	0,90 ± 0,02
			мытые	1,42 ± 0,01	0,79 ± 0,01
Укроп	2ч	Веgetативная масса	немытые	106,10 ± 2,70	11,20 ± 0,60
			мытые	50,50 ± 2,10	7,30 ± 0,60
	15		немытые	30,00 ± 1,60	5,90 ± 0,30
			мытые	22,20 ± 1,07	5,09 ± 0,15
	30		немытые	4,80 ± 0,29	1,10 ± 0,10
			мытые	4,00 ± 0,20	0,97 ± 0,03
Салат	2ч	Веgetативная масса	немытые	399,30 ± 6,40	22,50 ± 1,10
			мытые	67,10 ± 2,10	8,40 ± 1,06
	15		немытые	18,40 ± 1,10	6,70 ± 0,20
			мытые	12,30 ± 1,03	5,40 ± 0,20
	30		немытые	2,60 ± 0,05	0,90 ± 0,02
			мытые	1,90 ± 0,01	0,75 ± 0,01
Томаты	15	Плоды	немытые	7,40 ± 0,20	8,90 ± 1,10
			мытые	5,60 ± 0,10	6,50 ± 0,46
	30		немытые	5,90 ± 0,30	7,00 ± 0,10
			мытые	5,00 ± 0,04	6,20 ± 0,10
Морковь	70	Корне-плоды	немытые	9,70 ± 0,20	3,20 ± 0,15
			мытые	6,00 ± 0,20	2,70 ± 0,16
			очищен.	1,55 ± 0,05	0,71 ± 0,04

Снижение содержания в плодах радионуклидов определяется, в том числе, и различием их физико-химических свойств (таблица 44).

Через 2 часа после полива салата водой, содержащей радиоизотопы, были отобраны образцы и обмыты в проточной воде. После процедуры получен следующий ряд в порядке убывания содержания радионуклидов: $^{65}\text{Zn} > ^{59}\text{Fe} > ^{134}\text{Cs} > ^{60}\text{Co} > ^{54}\text{Mn} > ^{22}\text{Na} > ^{238}\text{U} > ^{203}\text{Hg} = ^{106}\text{Ru} > ^{144}\text{Ce} = ^{110\text{m}}\text{Ag}$.

Таблица 44

Снижение содержания радионуклидов плодах растений после обмыва их в проточной воде (1987 – 1991г)

Культура	Отбор проб после полива, сут	Вариант. опыта	Кп, (Бк / кг) / (Бк / м ²) × 10 ⁻³				
			⁵⁹ Fe	²⁰³ Hg	⁶⁵ Zn	¹⁴⁴ Ce	⁵⁴ Mn
1	2	3	4	5	6	7	8
Салат	2ч	Немытый	265,0±13,0	162,0±6,0	228,0±12,0	373,0±19,0	152,0±6,0
		Мытый	34,0 ± 2,0	114,0 ±6,0	24,4 ± 1,6	27,0 ± 1,0	30,5 ± 1,5
	12	Немытый	31,0 ± 2,0	65,0 ± 2,0	45,0 ± 2,0	36,0 ± 2,0	11,4 ± 0,6
		Мытый	9,8 ± 0,4	13,3 ± 0,7	34,8 ± 2,3	10,2 ± 0,4	5,1 ± 0,3
	23	Немытый	2,0 ± 0,1	6,0 ± 0,3	10,0 ± 0,5	2,0 ± 0,1	2,0 ± 0,1
		Мытый	2,0 ± 0,1	3,0 ± 0,1	8,7 ± 0,4	1,1 ± 0,1	1,4 ± 0,1
Баклажаны	2ч	Немытый	6,1 ± 0,1	3,1 ± 0,1	6,0 ± 0,3	2,0 ± 0,1	2,0 ± 0,1
		Мытый	2,0 ± 0,1	2,0 ± 0,1	2,0 ± 0,1	0,7 ± 0,01	1,00 ±0,03
	30	Немытый	2,3 ± 0,1	2,2 ± 0,1	2,2 ± 0,1	0,8 ± 0,1	1,2 ±0,03
		Мытый	0,8 ± 0,1	2,0 ± 0,1	1,40 ± 0,03	0,40 ± 0,01	1,2 ± 0,1
	55	Немытый	1,10 ±0,03	1,00 ±0,04	2,2 ± 0,1	0,70 ± 0,04	0,50 ±0,02
		Мытый	1,0 ± 0,1	1,00 ±0,04	1,2 ± 0,1	0,30 ± 0,01	0,30 ±0,01

Продолжение таблицы 44

1	2	3	9	10	11	12	13	14
			¹⁰⁶ Ru	²² Na	^{110m} Ag	⁶⁰ Co	¹³⁴ Cs	²³⁸ U
Салат	2ч	Немытый	66,0 ± 4,0	230,0±9,0	410,0 ± 13,0	400,0±10,0	57,0 ± 2,4	22,6 ± 2,0
		Мытый	47,1 ± 2,2	57,0 ± 3,0	69,0 ± 2,0	71,0 ± 3,8	43,0 ± 1,0	8,4 ± 2,3
	12	Немытый	12,7 ± 0,3	14,3 ± 5,0	24,0 ± 1,2	30,0 ± 1,3	27,0 ± 1,0	6,4 ± 1,0
		Мытый	12,2 ± 0,2	5,1 ± 0,7	15,0 ± 0,3	16,0 ± 0,5	22,0 ± 0,9	2,4 ± 0,1
	23	Немытый	2,0 ± 0,1	1,6 ± 0,03	2,9 ± 0,1	3,0 ± 0,1	1,8 ± 0,02	0,9 ± 0,02
		Мытый	1,7 ± 0,1	0,5 ± 0,02	1,9 ± 0,1	2,0 ± 0,1	1,6 ± 0,1	0,65 ± 0,02
Бак- лажа- ны	2ч	Немытый	2,7 ± 0,1	4,1 ± 0,03	4,1 ± 0,03	7,1 ± 0,2	2,8 ± 0,1	6,8 ± 0,02
		Мытый	1,5 ± 0,1	1,4 ± 0,1	2,1 ± 0,1	1,8 ± 0,05	1,40 ± 0,03	1,2 ± 0,1
	30	Немытый	1,10 ± 0,01	3,3 ± 0,1	2,1 ± 0,1	2,0 ± 0,1	1,7 ± 0,04	2,4 ± 0,1
		Мытый	0,8 ± 0,1	2,7 ± 0,1	1,10 ± 0,01	1,20 ± 0,01	1,00 ± 0,01	1,9 ± 0,1
	55	Немытый	1,10±0,03	2,00±0,04	0,8 ± 0,03	1,10 ± 0,04	0,70 ± 0,02	0,90 ± 0,03
		Мытый	1,0 ± 0,01	1,50±0,04	0,70 ± 0,01	0,90 ± 0,01	0,50 ± 0,01	0,65 ± 0,03

Анализ экспериментального материала позволил сделать выводы:

- через 12 суток после полива салата при помощи обмывания растений снижение содержания радионуклидов было незначительным и получен следующий ряд: $^{203}\text{Hg} > ^{144}\text{Ce} > ^{59}\text{Fe} > ^{22}\text{Na} > ^{238}\text{U} > ^{54}\text{Mn} > ^{60}\text{Co} > ^{134}\text{Cs} > ^{65}\text{Zn} > ^{110\text{m}}\text{Ag} > ^{106}\text{Ru}$, а через 23 суток он имел следующий вид: $^{22}\text{Na} > ^{203}\text{Hg} > ^{144}\text{Ce} > ^{134}\text{Cs} = ^{60}\text{Co} > ^{54}\text{Mn} = ^{238}\text{U} > ^{106}\text{Ru} > ^{65}\text{Zn} = ^{110\text{m}}\text{Ag} > ^{59}\text{Fe}$.

- наибольший эффект от обмыва хозяйственно-ценной части растений получается в первые часы и сутки после полива их водой, содержащей радионуклиды. Через 2 часа после полива растений содержание радионуклидов в салате с помощью обмыва удалось снизить в 9,3 раза (^{65}Zn). Так же как и у салата, наибольший эффект от обмыва плодов баклажана получен в первые часы после полива растений водой, содержащей радионуклиды.

- Эффективность от обмыва плодов томатов выше при поливе растений водой, содержащей радионуклиды, способом дождевание. Снижение содержания радионуклидов, например, ^{238}U , в плодах через 15 суток после полива в этом случае было в 3,6 раза. Наименьший эффект от обмыва плодов получен при поливе растений способом – «подпочвенное орошение» – в 1,2 раза для ^{238}U .

ВЫВОДЫ

1. На основании экспериментальных данных получены сведения о качественных и количественных закономерностях переноса радиоактивных веществ в агроэкосистемах, накоплении радионуклидов по трофическим цепям в рационе питания человека, что является необходимым условием оценки степени экологической опасности проживания населения на территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению.

2. Впервые для условий лесостепной и степной черноземной биогеохимической зоны разработано и экспериментально апробировано новое направление использования сельскохозяйственных земель подвергшихся радиоактивному загрязнению – плодоводство (семечковые и орехоплодные культуры):

- видовое различие между плодовыми и орехоплодными породами оказывает влияние на накопление ^{90}Sr в изучаемых растениях при поверхностном расположении радионуклида на почве;

- в вегетативных органах и плодах семечковых пород больше накапливается ^{90}Sr в варианте с заглублением радионуклида на 50 см, чем при поверхностном его расположении, в садозащитной лесной полосе в ясене обыкновенном отмечена такая же закономерность;

- заглубление радионуклида в почву на 50 см уменьшает накопление стронция – 90 в вегетативных и генеративных органах фундука, но увеличивает накопление его в соответствующих органах яблони;

- сортовые особенности оказали влияние на накопление ^{90}Sr в коре, древесине, листьях и плодах семечковых и орехоплодных пород;

- миграция ^{90}Sr от места внесения в нижележащие почвенные горизонты невелика: всего 5 см за весь период наблюдений, как при поверхностном его расположении на почве, так и при заглублении на 50 см;

3. Наибольшее радиоактивное загрязнение растений происходит при поливе дождеванием, наименьшее – при подпочвенном. Высокий коэффициент задерживания, при орошении дождеванием, у салата, щавеля, петрушки, низкий – у чеснока, капусты, лука.

4. Установлена закономерность накопления ^{134}Cs и ^{238}U в кроющих, ассимилирующих листьях капусты и кочане в зависимости от количества поливов посевов дождеванием водой, содержащей радионуклиды.

5. Выведены уравнения, наиболее точно описывающие динамику изменения коэффициентов перехода радионуклидов (^{134}Cs и ^{238}U) в товарную часть овощных культур при орошении дождеванием.

6. Биологические особенности изучаемых культур оказали влияние на накопление ^{134}Cs , получен убывающий ряд: редис, морковь, пшеница, чеснок, лук, томаты, баклажаны, перец болгарский, капуста; для ^{238}U – редис, морковь, чеснок, пшеница, томаты, баклажаны, перец болгарский, капуста.

7. Первичное задерживание надземной частью овощных растений зависит от физико-химических свойств радионуклидов, для изученных радионуклидов получен убывающий ряд: $^{134}\text{Cs} > ^{60}\text{Co} > ^{59}\text{Fe} > ^{22}\text{Na} > ^{65}\text{Zn} > ^{203}\text{Hg} > ^{54}\text{Mn} > ^{106}\text{Ru} > ^{110\text{m}}\text{Ag} > ^{238}\text{U}$ – для салата и для товарной части баклажан: $^{60}\text{Co} > ^{59}\text{Fe} > ^{65}\text{Zn} > ^{134}\text{Cs} > ^{22}\text{Na} > ^{203}\text{Hg} > ^{110\text{m}}\text{Ag} > ^{106}\text{Ru} > ^{54}\text{Mn}$.

8. Эффективность приемов по снижению содержания радионуклидов в овощных культурах зависит от способа полива, времени контакта с растением и от физико-химических свойств радионуклида: через 12 суток после полива салата при помощи обмывания был получен следующий ряд снижения содержания радионуклидов: $^{203}\text{Hg} > ^{144}\text{Ce} > ^{59}\text{Fe} > ^{22}\text{Na} > ^{238}\text{U} > ^{54}\text{Mn} > ^{60}\text{Co} > ^{134}\text{Cs} > ^{65}\text{Zn} > ^{110\text{m}}\text{Ag} > ^{106}\text{Ru}$, через 23 суток: $^{22}\text{Na} > ^{203}\text{Hg} > ^{144}\text{Ce} > ^{134}\text{Cs} = ^{60}\text{Co} > ^{54}\text{Mn} = ^{238}\text{U} > ^{106}\text{Ru} > ^{65}\text{Zn} = ^{110\text{m}}\text{Ag} > ^{59}\text{Fe}$. Наименьший эффект от обмыва плодов овощной продукции получен при поливе растений способом – «подпочвенное орошение».

9. Впервые составлены, научно обоснованы и экспериментально апробиро-

ваны в полевых условиях рекомендации по ведению плодовогодства и выращиванию орехоплодных культур в условиях лесостепной и степной черноземной биогеохимической зоны юга России.

ПРИЛОЖЕНИЕ . РЕКОМЕНДАЦИИ ПО ВЕДЕНИЮ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОГО ПРОИЗВОДСТВА В УСЛОВИЯХ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТЕРРИТОРИИ

Размеры радиоактивного загрязнения урожая зависят от следующих факторов:

плотности радиоактивных выпадений;

величины первичного удерживания радиоактивных осадков в момент их выпадения на поверхность растений, которые зависят от вида растений, размеров и растворимости частиц осадков;

потерь радиоактивных частиц с загрязненных растений, которые обусловлены смыванием частиц с растений дождевыми осадками, стряхиванием ветровыми потоками, опадом отмерших загрязненных частей растений.

Принятие решений о мерах защиты населения в случае крупной радиационной аварии с радиоактивным загрязнением территории проводится на основании сравнения прогнозируемой дозы, предотвращаемой защитным мероприятием, и уровней загрязнения с уровнями А и Б, приведенными в таблице 45.

В диссертационной работе приведены научно обоснованные и экспериментально подтвержденные коэффициенты перехода, коэффициенты накопления, коэффициенты первичного задерживания благодаря которым можно рассчитать конкретное содержание радионуклида в продукте, сравнить значение с критериями НРБ – 99 (табл.45) и принять решение. Таким же образом можно зная конкретное

радиоактивное загрязнение площади, используя экспериментальным путем полученные коэффициенты перехода, накопления и первичного задерживания рассчитать содержание радионуклида в будущей продукции. Коэффициенты приведены в главах 3 – 5.

Таблица 45

Критерии для принятия решений об ограничении потребления загрязненных продуктов питания в первый год после возникновения аварии (НРБ – 99)

Радионуклиды	Удельная активность радионуклида в пищевых продуктах, кБк/кг	
	Уровень А	Уровень Б
^{131}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs	1	10
^{90}Sr	0,1	1,0
^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{241}Am	0,01	0,1

При выращивании овощных культур рекомендуется:

- Использовать для томатов и моркови полив по бороздам и внутривпочвенное орошение, как наименее загрязняющие;
- В севооборот включать сельскохозяйственные культуры с учетом их биологических особенностей, влияющих на накопление радионуклида. По накоплению ^{134}Cs в урожае изучаемых культур получен следующий убывающий ряд: редис, морковь, пшеница, капуста, чеснок, лук, томаты, баклажаны, перец болгарский; по накоплению ^{238}U – лук, редис, морковь, чеснок, пшеница, томаты, перец болгарский, баклажаны, капуста;
- Особое внимание уделить биофильным элементам. К таковым, согласно экспериментальных данных, следует отнести ^{134}Cs (как аналог в биологическом отношении калия), ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{54}Mn , ^{59}Fe ;
- Определить способность комплексов, содержащих радиоактивные элемен-

ты, к растворимости. Менее растворимые вещества в меньшем количестве обнаруживаются в растении и находятся на поверхности почвы. Однако следует учитывать, что они могут в дальнейшем проникать внутрь растения, по мере подкисления ризосферы корневой системой;

- Перед использованием как пищевой продукт обмывать плоды томатов и зеленных культур (салат, петрушка, щавель, укроп) после орошения их дождеванием, особенно в первые сутки после попадания радионуклида на плоды;

- Очищать корнеплоды для снижения содержания радионуклидов в растениях;

- Обмывать плоды баклажан и салат для уменьшения содержания радионуклидов ($^{203}\text{Hg} = ^{106}\text{Ru} > ^{110\text{m}}\text{Ag}$) в первые часы после поверхностного загрязнения;

Не рекомендуется выращивать на загрязненных сельскохозяйственных полях культуры, которые требуют многократного их полива для получения высоких урожаев (капуста белокочанная).

В комплексе важнейших мероприятий интенсивного ведения плодоводства главное место должны занимать: ускоренная замена старых садов на новые; подбор почв, площадей по их состоянию; использование сортов и подвоев, повышающих урожайность и качество плодов, скороплодность насаждений, выносливость их к неблагоприятным факторам внешней среды, радиационного загрязнения территории, а также устойчивость к вредителям и болезням; увеличение плотности насаждений за счет рационального размещения деревьев в квартале, формирование малогабаритных крон и их ограничения; механизация и рационализация приемов обрезки деревьев, орошения насаждений и уборки плодов; применение прогрессивных систем содержания почвы с оптимальными режимами орошения и удобрения садов; выращивание и использование для закладки садов безвирусного элитного посадочного материала.

Исследована возможность использования радиоактивно загрязненных территорий лесостепной и степной черноземной биогеохимической зоны под плодо-

вые ценозы.

При создании и эксплуатации сада фундука рекомендуется:

- Высаживать в первые годы после загрязнения территории (до 3 Ки/км² ⁹⁰Sr – НРБ-99), в связи с меньшим накоплением радионуклидов в ядре по сравнению с накоплением их в съедобной части других плодов;
- Заглубить радионуклид в почву на 50 см, поскольку в этом случае в ядре фундука меньше накапливается ⁹⁰Sr, лист также меньше накапливает радионуклида, что в свою очередь уменьшает дополнительную дозу облучения рабочих в саду;
- Использовать сорта с малой порослеобразовательной способностью.

При создании и эксплуатации яблоневого сада рекомендуется:

- В условиях лесостепной и степной черноземной биогеохимической зоны плантажную вспашку не выполнять, поскольку она способствует большему накоплению ⁹⁰Sr;
- Использовать слаборослые сорта, как наименее загрязняющиеся в процессе вегетации. Содержание радионуклида в листьях слаборослого сорта в 1,6 раза меньше, чем в сильнорослом, в околоплоднике – в 1,7 раз, в семенной камере – в 1,6 раз, в семенах – в 1,5 раза.

Не рекомендуется оставлять загрязненную почву без растений, так как на свободной территории могут развиваться почвенные эрозионные процессы, как под действием ветра, так и под действием осадков, если этому способствует рельеф местности, что способствует рассеянию радионуклидов.

Не рекомендуется для создания лесных полос выполнять плантажную вспашку почвы, так как древесные породы в лесной полосе будут больше загрязнены.

Так как миграция радионуклида из пахотного слоя почвы за 14 лет составила 5 см, не рекомендуется на подобных площадях выращивать сельскохозяйственные культуры с поверхностной корневой системой. Такие участки могут быть ис-

пользованы для закладки сада.

Миграция в почве радионуклида на глубине 50 см за 14 лет составила около 5 см. В случае такого расположения радионуклида рекомендуется выращивать на подобных площадях сельскохозяйственные культуры с поверхностной корневой системой.

Рекомендуется в качестве эффективного радиационно-защитного мероприятия – облесение выведенных из сферы агропромышленного производства земель с высокими уровнями загрязнения, особенно на эрозионно-опасных участках.

Актуальность почвенных радиоэкологических исследований была еще раз показана при ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС.

СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННЫХ ИСТОЧНИКОВ

1. Абрамова, Ю.В. Актуальные вопросы радиационной гигиены/ Ю.В. Абрамова, М. М. Голутвина. – М., 1983. – С.205-206.
2. Агрохимия: учеб. пособие/ В.М. Ключковский, А.В. Петербургский. – М.: «Колос», 1967. – 584с.
3. Агрохимия: учеб. пособие/ П.М. Смирнова, А.В. Петербургский; изд. 3-е, перераб. и доп. – М.: «Колос», 1975. – 512с.
4. Алекин, О.А. Основы гидрохимии/ О.А. Алекин. – Л.: Гидрометеиздат, 1953. – 196с.
5. Александрова, О.Н. Построение аналитической модели миграции стронция в слое донных отложений специального промышленного водоема ПО «Маяк» Старое Болото/ В.И. Мигунов, А.В. Трапезников// Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. – 2006. – №9. – 185с.
6. Алексахин, Р.М. Некоторые актуальные вопросы почвенной химии естественных и искусственных радионуклидов и их накопления сельскохозяйственными растениями// Почвоведение. – 1975. – №11. – С.15-18.
7. Алексахин, Р.М. Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах/ Р.М. Алексахин, М.А. Нарышкин. – М.: Наука, 1977. – 144с.
8. Алексахин, Р.М. Радиоактивное загрязнение почвы и растений/ Р.М. Алексахин. – М.: Изд – во АН СССР, 1963. – 161с.
9. Алексахин, Р.М. Ядерная энергия и биосфера/ Р.М. Алексахин. – М.: Энергоиздат, 1982. – 216с.
10. Алексахин, Р.М. Поведение Cs-137 в системе почва - растение и влияние внесения удобрений на накопление радионуклида в урожае/ Р.М. Алексахин, И.Т. Моисеев, Ф.А. Тихомиров// Агрохимия, М., 1992. – №8. – С.127-138.
11. Алексеев, Ю.В. Тяжелые металлы в почвах и растениях/ Ю.В. Алексеев. – Л.: ВО «Агропромиздат», 1987. – С.30-56.

12. Алексеев, Ю.В. Тяжелые металлы в почвах и растениях/ Ю.В. Алексеев. – Л.: ВО «Агропромиздат», 1987. – С.20-29.
13. Алипбеков, О.А. Миграция ^{147}Pm и ^{90}Sr в почве под влиянием диффузионных процессов/ О. А. Алипбеков, Б.И. Жуков// Тезисы докладов Второй Всесоюзной конф. по сельскохозяйственной радиологии, Обнинск. – 1984. – Т.1. – С.28.
14. Основы агрономии и ботаники: учеб. пособие/ Н.Г. Андреев, Л.Н. Андреев – М.: «Колос», 1968. – 487с.
15. Ананян, В.Л. О распределении и миграции ^{137}Cs в почвах Армении/ В.Л. Ананян// «Радиобиология». – 1971. – №13. – С.31.
16. Анненков, Б.Н. Миграция ^{90}Sr , ^{137}Cs и ^{131}I по цепи корм – сельскохозяйственные животные – продукты животноводства/ Б.Н. Анненков// Проблемы и задачи радиозэкологии животных. – М., 1980. – С.131-144.
17. Анненков, Б.Н. Основы сельскохозяйственной радиологии / Б.Н. Анненков, Е.В. Юдинцева. – М.: Агропромиздат, 1991. – 288с.
18. Апплби, А. Пути миграции искусственных радионуклидов в окружающей среде/ А. Апплби, Л. Девелл, Ю. К. Мишра. – М.: Мир, 1999. – 512 с.
19. Арустамов, Э.А. Экологические основы природопользования: учеб. пособие/ Э.А. Арустамов, И.В. Левакова, Н.В. Баркалова. – М.: Издательский Дом «Дашков и К⁰», 2002. – 236с.
20. Архипов, Н.П. Почвенная химия и корневое накопление искусственных радионуклидов в урожае сельскохозяйственных растений/ Н.П. Архипов// Почвоведение. – 1975. – №11. – С.11-14.
21. Архипов, Н.П. Прогнозирование размеров накопления ^{90}Sr в урожае сельскохозяйственных растений при поступлении его из почвы/ Н.П. Архипов// Почвоведение. – 1974. – № 7. – С. 61-68.
22. Бакунов, Н.А. Миграция Sr-90 в толще нарушенного сложения: идентификация механизма переноса/ Н.А. Бакунов// Почвоведение. – 1998. – №11. – С. 1356-1361.

23. Бандарэнка, Э. Назапашванне цэзію-137 і стронцыю-90 рознымі відамі сельскагаспадарчых культур з выкарыстаннем на іх пасевах гербіцыдаў ва ўмовах пауднева-усходняй часткі Беларусі/ Э. Бандарэнка// Весці АНБ. Сер. біял. нав. –1994. – №3. – С. 37-42. (Бел.яз.).
24. Баранов, В.И. Распределение стронция – 90 в поверхностном горизонте почв Советского Союза в 1959 – 1960гг./ В.И. Баранов, Ф.И. Павлоцкая, Г.А. Федосеев// Атомная энергия. – М., 1965. – Т.18. – №3. – С.246.
25. Барышман, Ф.С. Основы защитного лесоразведения на Кубани / Ф.С. Барышман. – Краснодарское книжное изд-во, 1968. – 188с.
26. Барышман, Ф.С. Правильное сочетание древесных пород – основа хороших лесонасаждений / Ф.С. Барышман// изд. «Советская Кубань», 1958. – 125с.
27. Барышман, Ф.С. Высокая эффективность продуваемых лесных полос/ Ф.С. Барышман// изд. «Советская Кубань», 1958. – 134с.
28. Белова, Е.И. Распределение ^{90}Sr и ^{144}Ce по профилю почв/ Е.И. Белова// Гигиена и санитария. – 1970. – №2. – С.110.
29. Белов, А.Д. Ветеринарная радиобиология/ А.Д. Белов, В.А. Киршин. – М.: Агропромиздат, 1987. – 287с.
30. Бейлин, В.А. Радиация, жизнь, разум: научно-популярное издание/ В.А. Бейлин, А.С. Боровик, В.С. Малышевский. – Ростов н/Д, 2001. – 66с.
31. Белоус, Н.М. Способы уменьшения содержания радионуклидов в кормах/ Н.М. Белоус, Ф.В. Моисеенко, В.Ф. Шаповалов, М.А. Духанин// Химия в сельском хозяйстве. – 1996. – №1. – С. 26.
32. Бешанов, А.В. Борьба с сорняками овощных культур/ А.В. Бешанов, И.И. Адигезалов. – Л.: «Колос», 1979. – 96с.
33. Биологическое действие внешних и внутренних источников радиации/ под ред. Ю.И. Москалевой. – М., 1972. – 354с.
34. Биохимия культурных растений/ под ред. Н.Н. Иванова. – М., Сельхозгиз., 1940. – Т.7. – 561с.

35. Бойко, В.И. Что необходимо знать каждому человеку о радиации/ В.И. Бойко, Ф.П. Кошелев. – Томск, 1993. – 40с.
36. Бондарь, П.Ф. Оценка эффективности калийных удобрений как средства снижения загрязнения урожая радиоцезием/ П.Ф. Бондарь// Агрохимия. – 1994. – №1. – С.76-84.
37. Бондарь, П.Ф. Накопление цезия-137 в урожае сельскохозяйственных культур на дерново-подзолистой супесчаной почве Полесья Украины/ П.Ф. Бондарь, Н.А. Лощилов, Н.Р. Терещенко, А.В. Масло// Агрохимия. – 1994. – №5. – С.74-79.
38. Бочкарев, В.М. Миграция ^{90}Sr и ^{144}Ce в почвах различного механического состава/ В.М. Бочкарев// Почвоведение. – 1964. – №9. – С.56.
39. Бойко, В.И. Аргументы и проблемы атомной энергетики. Безопасность, экономика и экология ядерных технологий/ В.И. Бойко, Ф.П. Кошелев. – Томск: изд-во ООО «Компания Янсон», 2001. – 80с.
40. Брендаков, В.Ф. Вертикальное распределение и оценка подвижности продуктов деления в почвах/ В.Ф. Брендаков// Радиобиология. – 1971. – №13. – С.20.
41. Будко, Л.Н. Влияние некоторых физико-химических и физиологических факторов на распределение стронция-89 и стронция-90 в организме животных: сб. рефер. Работ/ Л.Н. Будко. – М., 1959. – С.16-17.
42. Булатов, В.И. Россия: экология и армия. Геоэкологические проблемы ВПК и военно-оборонной деятельности/ В.И. Булатов. – Новосибирск: ЦЭРИС, 1999. – 168с.
43. Булгаков, А.А. Механизм вертикальной миграции долгоживущих радионуклидов в почвах 30 – километровой зоны ЧАЭС/ А.А. Булгаков// Почвоведение. – 1990. – №10. – С.14-19.
44. Булгаков, А.А. Моделирование накопления Cs-137 и Sr-90 при различном вертикальном распределении радионуклида в почве/ А.А. Булгаков, А.А.

- Коноплев, П. Авила// Проблемы экологии лесов и лесопользования в Полесье Украины, 2000. – С.11-14.
45. Булдаков, Л.А. Проблемы распределения и экспериментальной оценки допустимых уровней ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{106}Ru / Л.А. Булдаков, Ю.И. Москалев. – М., 1968. – 295с.
46. Булдаков, Л.А. 15 лет после аварии на Чернобыльской АЭС/ Л.А. Булдаков, А.К. Гуськова// Радиационная биология. Радиоэкология. – 2002. – Т.42. – №2. – С. 228-233.
47. Бушмин, В.В. Меры по радиационной безопасности при работах на загрязненных территориях/ В.В. Бушмин, В.П. Солдатов, Ю. Колин// Химия в сельском хозяйстве. – 1996. – №1. – С.6-8.
48. Быстрицкий, В.С. Особенности минерального питания сельскохозяйственных растений в условиях радионуклидного загрязнения почв Полесья Украины/ В.С. Быстрицкий, Е.А. Головки, С.А. Устюк, Л.Т. Стройванс// Физиология и биохимия культурных растений. – 1994. – Т.26. – №2. – С.160-165.
49. Вадюнина, А.Ф. Методы исследования физических свойств почв и грунтов/ А.Ф. Вадюнина, З.Н. Корчагина. – М.: Высш. шк., 1973. – 399с.
50. Варшал, Г.М. О возможных формах миграции рутения в поверхностных водах и почвах/ Г.М. Варшал// Геохимия. – 1972. – №8. – С.12-14.
51. Василенко, И.Я. Миграция радионуклидов в почвах/ И.Я. Василенко// Гигиена и санитария. – 1989. – №7. – С.55-58.
52. Василенко, И.Я. Токсикология продуктов ядерного деления/ И.Я. Василенко. – М.: Медицина, 1999. – 200с.
53. Василенко, И.Я. Радиация: источники, нормирование облучения/ И.Я. Василенко// Природа. – 2001. – №4. – С.16.
54. Вечер, А.С. Основы физической биохимии/ А.С. Вечер. – Минск: Высшая школа, 1966. – 352с.
55. Вильямс, В.Р. Почвоведение/ В.Р. Вильямс. – М.: ГИСХЛ, 1949. – Т.2. – С.394-

417.

56. Виноградов, А.П. Геохимия редких и рассеянных химических элементов в почвах/ А.П. Виноградов. – М.: АН СССР, 1957. – 236с.
57. Вредные химические вещества. Радиоактивные вещества: справочник / под ред. В.А. Филатова. – Л.: Химия, 1990. – 464с.
58. Вредные химические вещества: справочник / под ред. Л.А. Ильина. – Л.:Химия, 1990. – 466с.
59. Водовозова, И. Г. О роли органического вещества почв в миграции радиоизотопов /И.Г. Водовозова// Материалы Всесоюзного симпозиума «Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующей радиации». – г. Сыктывкар, 4 – 6 сентября 1973. – С.118-119.
60. Войнар А.И. Микроэлементы в живой природе. – М.: «Высшая школа»,1962. – 92с.
61. Войнар, А.И. Биологическая роль микроэлементов в организме животных и человека/ А.И. Войнар. – М., 1960. – 102с.
62. Волькенштейн, М.В. Строение и физические свойства молекул/ М.В. Волькенштейн. – М., 1955. – 134с.
63. Гаврилов, А.М. Интенсивное использование орошаемых земель / А.М. Гаврилов. – М.: «Колос», 1971. – 311с.
64. Галибин, Г.П. Токсикология промышленных соединений урана/ Г.П. Галибин, Ю.В. Новиков. – М., 1976. – С.91-95.
65. Галицкий, Э.А. Радиобиология: курс лекций/ Э.А. Галицкий. – Гродно: ГрГУ, 2001. – 204 с.
66. Гаркуша, И.Ф. Почвоведение/ И.Ф. Гаркуша. – Л.-М.: Сельхозиздат, 1962. – 276с.
67. Гегамян, Г.В. Поведение радиоактивных изотопов стронция, церия и цезия в почвах (Методы радиозэкологических исследований)/ Г.В. Гегамян, Н.И. Олешева, А.Н. Тюрюканов; под общ.ред. И.Н. Верховской. – М.: Атомиздат, 1971. –

С.45.

68. Геденов, Л.И. К вопросу о накоплении ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Ленинградской области (Радиоактивные изотопы в атмосфере и их использование в метеорологии)/ Л.И. Геденов, В.К. Виноградова. – М.: Атомиздат, 1965. – С.345.
69. Геденов, Л.И. О распределении и миграции стронция – 90/ Л.И. Геденов, С.П. Росянов// Труды ин – та экспериментальной метеорологии. – М., 1971. – №21– С.80.
70. Гедройц, К.К. Учение о поглотительной способности почв/ К.К. Гедройц. – М.: Сельхозгиз, 1955. – Т.1. – С.241-384.
71. Гильденскиольд, Р.С. Биологическое действие золы ГРЭС, работающей на бурых углях средне - сибирского месторождения/ Р.С. Гильденскиольд// Гигиена и санитария. – 1984. – №1. – С.17-19.
72. Гиляров, М.С. Действие ионизирующей радиации на биогеоценоз / М.С. Гиляров, Р.М. Алексахин. – М.: Наука, 1988. – С.13.
73. Глинка, Н.Л. Общая химия/ Н.Л. Глинка. – Л.: Химия, 1977. – 720с.
74. Глобальные выпадения продуктов ядерных взрывов как фактор облучения человека/ А.Н. Марей, Р.М. Бархударов, В.А. Книжников. – М.: Атомиздат, 1980. – 188с.
75. Голубцов, А.М. Рациональное применение удобрений на орошаемых землях/ А.М. Голубцов. – Краснодар, 1980. – 131с.
76. Гольцев, В. Ф. Накопление стронция – 90 сельскохозяйственными культурами в зависимости от физико-химических свойств почв/ В.Ф. Гольцев, В.Н. Коринец, Л.А. Кулакова, М.М. Коневец// Тезисы докладов научной конф. «Состояние и перспективы совершенствования мероприятий гражданской обороны по защите сельскохозяйственного производства от оружия массового поражения». – Краснодар, 1973. – С.133-138.

77. Гонсалес, А. Радиационная безопасность: новые международные достижения. Медицинская радиобиология и радиационная безопасность. – 1995. – Т.40. – №5. – С.26-42.
78. ГОСТ Р 50801 – 95. Древесное сырье, лесоматериалы, полуфабрикаты и изделия из древесины и древесных материалов. Допустимая удельная активность радионуклидов, отбор проб и методы измерения удельной активности радионуклидов. – М.: Госстандарт России.
79. Гофман, Дж. Чернобыльская авария: радиационные последствия для настоящего и будущих поколений/ Дж. Гофман. – Минск: Вышэйша школа, 1994. – 574с.
80. Гребенщикова, Н.В., Самусев Н.И., Новик А.А. Поведение радионуклидов ^{137}Cs в дерново-подзолистых почвах Гомельской области/ Н.В. Гребенщикова, Н.И. Самусев, А.А. Новик// Тез.докл.3-ей Всесоюзн. конф. по с.-х. радиологии. – Обнинск, 1983. – Т.1. – С.18-19.
81. Гришин, А.И. Закономерности накопления ^{60}Co и ^{65}Zn из поливной воды овощными растениями/ А.И. Гришин//Агрохимия. – 1978. – №10. – С.113-117.
82. Гродзинский, А.М. Краткий справочник по физиологии растений/ А.М. Гродзинский, Д.М. Гродзинский. – Киев: Наукова думка, 1973. – 591с.
83. Гулякин, И.В. О поведении радиоактивных продуктов деления в почвах, их поступлении в растения и накопление в урожае/ И.В. Гулякин// Почвоведение. – 1958. – №3. – С.9-12.
84. Гулякин, И.В. Сельскохозяйственная радиобиология/ И.В. Гулякин, Е.В. Юдинцева. – М.: «Колос», 1973. – С.138-139.
85. Гулякин, И.В. Система применения удобрений/ И.В. Гулякин. – М.: «Колос», 1970. – 208с.
86. Гусев, Н.Г. Радиоактивные выбросы в биосфере/ Н.Г. Гусев, В.А. Беляев. – М.: Энергоатомиздат, 1986. – С.15-27.
87. Гуськова, В.Н. Уран. Радиационно-гигиеническая характеристика/ В.Н. Гуськова. – М., 1972. – С.38-62.

88. Давыдов, А.И. К вопросу о содержании стронция – 90 в скелете овец в условиях различных вертикальных зон/ А.И. Давыдов// Сб. науч.работ Даг. н.-и.вет.ин-та. – Махачкала, 1968. – С.398-401.
89. Действие ионизирующей радиации на биогеоценоз/ М.С. Гиляров, Р.М. Алексин. – М.: Наука, 1988. – С.13-63.
90. Демолон, А. Рост и развитие культурных растений/ А. Демолон. – М.: Сельхозгиз., 1961. – 231с.
91. Доклад «О состоянии природопользования и об охране окружающей среды Краснодарского края в 2006г.». – Краснодар: Пересвет, 2007. – 380с.
92. Дорошенко, Т.Н. Особенности подбора сортов и подвоев яблони для ландшафтов с различными почвенными характеристиками/ Т.Н. Дорошенко, Н.И. Кондратенко// Труды Куб.ГАУ. – Краснодар, 1998. – Вып. 363 (391). – С.5-12.
93. Доспехов, Б.А. Методика полевого опыта/ Б.А. Доспехов. – М.: «Колос», 1968. – 336с.
94. Дробков, А.А. Микроэлементы и естественные радиоактивные элементы в жизни растений и животных/ А.А. Дробков. – М., 1958. – 208с.
95. Дубравина, И.В. Сортоведение яблони/ И.В. Дубравина, Т.Н. Дорошенко, Г.В. Еремин. – Краснодар, 2004. – 67с.
96. Дубовая, В.Г. Система радиационного контроля почв и с.- х. продукции в Калужской области/ В.Г. Дубовая, И.Ф. Горюнов, Н.К. Логошин// Химия в сельском хозяйстве. – 1996. – №1. – С.27-29.
97. Елиашевич, Н.В. Накопление стронция - 90 плодово - ягодными культурами/ Н. В. Елиашевич, В.Н. Федоров// Всесоюзная конф. Радиобиологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС. – Минск, 30октября – 1 ноября 1991. – 40с.
98. Елиашевич, Н.В. Верховые болота как радионуклидные миграционные аномалии/ Н.В. Елиашевич, Ц.П. Мацко. – Брест, 2002. – 134с.

99. Ефремов, И.В. Профильная миграция стронция-90 и цезия-137 в почвах естественных экосистем степных ландшафтов/ И.В. Ефремов, Н.Н. Рахимова// III съезд биофизиков России. – Воронеж, 2004. – Т.2.– С.640-642.
100. Жигарева, Т.Л. Эффективность минеральных удобрений на радиоактивно загрязненных территориях/ Т.Л. Жигарева, А.Н. Ратников, Г.И. Попова, Н.И. Санжарова, К.В. Петров, Н.М. Белоус// Химия в сельском хозяйстве. – 1996. – №1. – С.35-37.
101. Забазный, П.А. Краткий справочник агронома/ П.А. Забазный. – М.: «Колос», 1983. – 320с.
102. Закономерности распределения и миграция радионуклидов в долине реки Енисей / под ред. В.Ф. Шабанов, А.Г. Дегерменджи. – М., 2004. – 286с.
103. Зимон, А.Д. Радиоактивные загрязнения. Дезактивация: учеб. пособие – 2-е изд., перераб. и доп./ А.Д. Зимон. – М.: Военные знания, 2001. – 56с.
104. Израэль, Ю.А. Гамма-излучение радиоактивных выпадений/ Ю.А. Израэль, Е. Д. Струкин. – М.: Атомиздат, 1967. – 224с.
105. Израэль, Ю.А. Возможность широкого мирного использования атомной энергии при обеспечении радиационной безопасности населения. – Вена, 1972. – 122с.
106. Ильин, Л.А. Ожидаемые величины дозовых нагрузок на население СССР, при реализации планов развития атомной энергетики страны/ Л.А. Ильин, О.А. Павловский// Тезисы докл. 2 Междунар.конф.стран – членов СЭВ. – Вильнюс, 18 – 23 мая 1982. – С.11-12.
107. Ильин, В.Б. Тяжелые металлы в окружающей среде/ В.Б. Ильин, М.Д. Степанова. – М., 1980. – 158с.
108. Ильенко, А.И. Закономерности миграции стронция – 90 и цезия – 137 в разных звеньях пищевых цепей в зооценозе/ А.И. Ильенко// Общ.биологии. – 1970. – Т.3. – №6. – С. 698-708.
109. «Инструкция по отбору проб почвы при радиационном обследовании загряз-

- ненности местности», утвержденная Госкомгидрометом, 1987. – 45с.
110. Информация об аварии на Чернобыльской АЭС и ее последствиях, подготовленная для МАГАТЭ. – М.: Атомная энергия, 1986. – Т.61. – Вып.5. – С.301-320.
 111. Ионизирующее излучение, радиационная безопасность. Допустимые уровни содержания Cs-137 и Sr-90 в продукции лесного хозяйства. Санитарные правила. СП 2.6.1.759-99. – М.: Минздрав России, 1999.
 112. Ипатьев, В.А. Лес и Чернобыль/ В.А. Ипатьев, И.М. Булавик, В.Ф. Багинский. – Минск:МНПП Стенер, 1994. – 248с.
 113. Источники и действие ионизирующей радиации. Научный комитет ООН по действию атомной радиации, 1978. – Т.1. – 56с.
 114. Казанов, Ф.В. Полезащитное лесоразведение на Кубани/ Ф.В. Казанов, Ф.С. Барышман. – Краснодарское книжное изд-во, 1950. – 162с.
 115. Калацкий С. Чернобыль и Брянщина / С. Калацкий// Химия в сельском хозяйстве. – 1996. – №1. – С.15-16.
 116. Калашникова, З.В. Накопление кобальта и кадмия в урожае некоторых с.-х. культур при облучении растений на почвах, загрязненных тяжелыми металлами/ З.В. Калашникова// Агрохимия. – 1991. – № 9. – С.77-79.
 117. Кальвин, М. Горизонты биохимии/ М. Кальвин. – М., 1964. – С. 22-48.
 118. Караваева, Е.Н. Экспериментальное изучение влияния влажности почвы на поведение радиоизотопов стронция, цезия и церия в модельных системах почва – раствор и почва – растение/ Е.Н. Караваева// Автореф. канд. дис. – Свердловск, 1973.
 119. Караваева, Е.Н. Поведение радиоактивных и стабильных изотопов Са в системе почва – раствор – растение при различном почвенном увлажнении/ Е.Н. Караваева// Экология. – 1976. – №2. – С.19-21.
 120. Катылов, М.В. Микроэлементы и микроудобрения/ М.В. Катылов. – М.: Химия, 1965. – 332с.
 121. Кварацхелиа, Н.Т. О миграции ⁹⁰Sr в почвах Грузии/ Н.Т. Кварацхелиа// Поч-

воведение. – 1965. – №10. – С.64.

122. Кварацхелиа, Н.Т. Поведение радиостронция в почвах Грузии/ Н.Т. Кварацхелиа// Радиобиология. – 1966. – №9. – С.16.
123. Кириллов, В.Ф. Радиационная гигиена/ В.Ф. Кириллов, Е.Ф. Черкасов. – М., 1982. – С.68-70.
124. Ковальский, В.В. Геохимическая экология/ В.В. Ковальский. – М.:Знание, 1973. – С.11.
125. Ковальский, В.В. Микроэлементы в почвах СССР/ В.В. Ковальский, Г.А. Андрианова. – М.: Наука, 1970. – 180с.
126. Козлов, В.Б. Энергетика и природа/ В.Б. Козлов. – М.: Мысль, 1982. – 34с.
127. Козубов, Г.М. Радиобиологические и радиозэкологические исследования древесных растений/ Г.М. Козубов, А.И. Таскаев. – СПб.: Наука, 1994. – 256с.
128. Козубов, Г.М. Радиационное воздействие на хвойные леса в районе аварии на Чернобыльской АЭС/ Г.М. Козубов, А.И. Таскаев, Е.Г. Игнатенко. – Сыктывкар, 1990. – 136с.
129. Козубов, Г.М. Радиозэкологические исследования хвойных лесов в 30 – км зоне ЧАЭС/ Г.М. Козубов, А.И. Таскаев// Всесоюз.конф. Радиобиологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС. – Минск, 30 октября – 1 ноября 1991. – 54с.
130. Колесников, В.А. Корневая система плодовых и ягодных растений/ В.А. Колесников. – М.: «Колос», 1974. – 508с.
131. Колпаков, В.В. Сельскохозяйственные мелиорации/ В.В. Колпаков. – М.: Агропромиздат, 1988. – С.150-152.
132. Комплекс универсальный спектрометрический «Гамма Плюс»// Техническое описание и инструкция по эксплуатации. – М.: Экспертцентр. – 1995.– 57с.
133. Кондратенко, Н.И. Урожай и качество плодов перспективных сортов яблони в зависимости от доз минеральных удобрений/ Н.И. Кондратенко, И.В. Дубравина, С.И. Митракова// Биологические основы плодоводства. – Краснодар, 2000. –

- Вып. 380 (480). – С.126 -131.
134. Кондратенко, Н.И. Влияние минерального питания на продуктивность сорто – подвойных комбинаций яблони в богарных условиях Прикубанской зоны/ Н.И. Кондратенко, В.М. Яковук// Биологические основы плодоводства. – Краснодар, 2000. – Вып. 380 (480). – С.131-142.
 135. Кононович, А.Л. Радиационная емкость объектов внешней среды/ А.Л. Кононович, Л.П. Хамьянов. – М.: Атом. электр. ст., 1987. – С.171-174.
 136. Копылова, В.Д. Применение ионообменных материалов для улучшения качества и повышения безопасности продовольственных товаров и окружающей природной среды/ В.Д. Копылова// Вестник ВГУ. Серия: Химия. Биология. Фармация. – 2004. – №2. – С.34.
 137. Корнеев, Н.А. Глина – естественный сорбент цезия-137/ Н.А. Корнеев, А.А. Романенко, А.В. Васильев// Аграрная наука. – 1995. – №1. – С.24.
 138. Корнеев, Н.А. Роль чернозема в проблемах радиоэкологии/ Н.А. Корнеев// Аграрная наука. – 1996. – №3. – С.20-21.
 139. Корнеев, Н.А. Задачи и перспективы сельскохозяйственной радиологии/ Н.А. Корнеев// Вестн. сельскохозяйственной науки. – 1978. – №1. – С.108-114.
 140. Корнеев, Н.А. Основы радиоэкологии сельскохозяйственных животных/ Н.А. Корнеев, А.Н. Сироткин. – М.: Энергоатомиздат, 1987. – С.11.
 141. Корнилов, И.И. Развитие исследований в области металлохимии/ И.И. Корнилов. – М., 1965. – 122с.
 142. Косенко, И.С. Определитель высших растений Северо – Западного Кавказа и Предкавказья/ И.С. Косенко. – М.: «Колос», 1970. – 614с.
 143. Кретович, В.Л. Основы биохимии растений/ В.Л. Кретович. – М.: Высшая школа, 1961. – 351с.
 144. Криволуцкий, Д.А. Роль почвенных животных в биогенной миграции кальция и ^{90}Sr / Д.А. Криволуцкий// Общ. биология. – 1974. – №2. – С.263-269.
 145. Криволуцкий, Д.А. Действие ионизирующей радиации на биогеоценоз/ Д.А.

- Криволуцкий, Ф.А. Тихомиров, Е.А. Федоров. – М.: Наука, 1988. – 240с.
146. Кузин, А.М. Природный радиоактивный фон и его значение для биосферы Земли/ А.М. Кузин. – М.: Наука, 1991. – 116с.
 147. Кузнецов, В.К. Поступление искусственных радионуклидов в овощные культуры при орошении/ В.К. Кузнецов// Агрохимия. – 1984. – №10. – С.110.
 148. Куколев, Н.И. Повышение почвенного плодородия углублением пахотного слоя/ Н.И. Куколев. – Краснодар, 1950. – 54с.
 149. Куликов, Н.В. Континентальная радиоэкология/ Н.В. Куликов, И.В. Молчанова. – М.: Наука, 1975. – 184с.
 150. Куликов, Н.В. О роли растений в вертикальной миграции стронция – 90 и цезия – 137/ Н.В. Куликов// Агрохимия. – 1970. – №7. – С.115.
 151. Куликов, И.В. Радиоэкология почв и растительных покровов/ И.В. Куликов, И.В. Молчанова, Е.Н. Караваева. – Свердловск: АН СССР, 1990. – С.187.
 152. Кулландер, С. Жизнь после Чернобыля. Взгляд из Швеции/ С. Кулландер, Б. Ларссон. – М.: Энергоатомиздат, 1991. – 48с.
 153. Кульский, А.А. Справочник по свойствам, методам анализа и очистки вод/ А.А. Кульский. – Киев: Наукова думка, 1980. – С.364-367.
 154. Лакин, Г.Ф. Биометрия/ Г.Ф. Лакин. – М.: Высшая школа, 1980. – 294с.
 155. Лес. Человек. Чернобыль/ под ред. В.А. Ипатьева. – Гомель, 1999. – 454с.
 156. Летавет, А.А. Радиоактивные кобальт, натрий, фосфор, золото/ А.А. Летавет, Э.Б. Курляндская// Матер. по токсикологии радиоактивных веществ. – М., 1960. – Вып. 2. – 171с.
 157. Ливенский, В.М. Программно-целевое управление природно - антропогенными системами загрязненных радионуклидами территорий/ В.М. Ливенский, А. С. Судас. – Брест, 2002. – 87с.
 158. Лось, И.П. Авария на Чернобыльской АЭС: прогноз радиоэкологической обстановки по результатам четырехлетнего изучения ее динамики/ И.П. Лось,

- И.Ю. Комариков и др.// Проблемы радиационной медицины: Сб. науч. тр. – Киев, 1992. – С.131-136.
159. Майсурян, Н.А. Растениеводство/ Н.А. Майсурян. – М.: «Колос», 1964. – 399с.
160. Макаров, А.А. Топливо-энергетический комплекс/ А.А. Макаров, А.Г. Вигдорчук. – М.: Наука, 1979. – 280с.
161. Маликов, В.Г. Влияние минеральных удобрений и промышленных отходов на размеры поступления радиоактивных изотопов в урожай растений в условиях Северного Кавказа/ В.Г. Маликов// Агрохимия. – 1982. – №8. – С.114-117.
162. Маликов, В.Г. Накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в урожае сельскохозяйственных культур в зависимости от физико - химических свойств почв Северного Кавказа/ В.Г. Маликов// Агрохимия. – 1982. – №7. – С.117-119.
163. Маликов, В.Г. Определение возможных уровней накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs сельскохозяйственными культурами в условиях Северного Кавказа/ В.Г. Маликов// Агрохимия. – 1981. – №6. – С.98-101.
164. Маликов, В.Г. Поведение радионуклидов в почвах Северного Кавказа/ В.Г. Маликов// Агрохимия. – 1988. – №3. – С.76-79.
165. Маликов, В.Г. Накопление ^{90}Sr в урожае сельскохозяйственных культур в зависимости от физико – химических свойств почв Северного Кавказа/ В.Г. Маликов, Л.В. Перепелятникова, Б.И. Жуков// Всесоюзной конф. сельскохозяйственной радиологии. – Обнинск, 1979. – С.153.
166. Маликов, В.Г. Накопление ^{90}Sr в растениях пшеницы, кукурузы, люцерны и капусты из почвы и воды при орошении/ В.Г. Маликов, Г.П. Перепелятников, Р. М. Алексахин// Всесоюзной конф. сельскохозяйственной радиологии. – Обнинск, 1979. – 151с.
167. Маликов, В.Г. Накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в урожае сельскохозяйственных культур в зависимости от физико-химических свойств почвы/ В.Г. Маликов// Агрохимия. – 1982. – №7. – С.114-117.

168. Маликов, В.Г. Накопление радиостронция в растениях кукурузы, люцерны и капусты в условиях орошения/ / В.Г. Маликов// Сельскохозяйственная биология. – 1982. – №3. – С.23-25.
169. Марадулин, И.И. Лесное хозяйство России, подвергшееся радиоактивному воздействию/ И.И. Марадулин, А.В. Панфилов, Т.В. Русина// Химия в сельском хозяйстве. – 1996. – №1. – С.11-13.
170. Маслов, В.И. Влияние жизнедеятельности мышевидных грызунов на перераспределение нуклидов урана, тория и радия в биогеоценозах повышенной радиоактивности/ В.И. Маслов// Материалы Всесоюзного симпозиума. Миграция и биологическое действие естественных радионуклидов в условиях северных биогеоценозов. – Сыктывкар, 1980. – С.25-42.
171. Марей, А.Н. Некоторые гигиенические аспекты атомной энергетики/ А.Н. Марей// Гигиена и санитария. – 1981. – №2. – С.35-37.
172. Маргулис, У.Я. Атомная энергия и радиационная безопасность. – 2-е изд., перераб. и доп./ У.Я. Маргулис. – М.: Энергоатомиздат, 1988. – 224с.
173. Маркина, З.Н. Радиоэкологическое состояние агроландшафтов юго-запада России и их реабилитация. Дис... доктора наук. / З.Н. Маркина. – Брянск, 1999. – 276 с.
174. Маслов, Б.С. Сельскохозяйственная мелиорация/ Б.С. Маслов. – М.: «Колос», 1984. – С.90-115.
175. Материалы по токсикологии радиоактивных веществ/ под ред. А. А. Летавета. – Л., 1989. – 140с.
176. Махонько, К.П. Контроль за радиоактивным загрязнением природной среды в окрестностях АЭС/ К.П. Махонько, А.Н. Силантьев, И.Г. Шкуратова. – Л.: Гидрометеиздат, 1985. – 136с.
177. Мельченко, А.И. Миграция радионуклидов в орошаемом агрофитоценозе: автореф. дис. ... канд. биол. наук/ А.И. Мельченко. – Краснодар, 1994. – 28с.

178. Мельченко, А.И. Зависимость миграции радионуклидов в плодовом ценозе в почвенном горизонте чернозема выщелоченного от глубины их залегания/А.И. Мельченко// Труды Кубанского государственного аграрного университета. – 2008. – вып. 2(11). – С.165-170.
179. Мельченко, А.И. Миграция радионуклидов при орошении/ А.И. Мельченко, В. Г. Маликов, Р.М. Алексахин// Третья Всесоюзная конф. по сельскохозяйственной радиации. – Обнинск, 2-7 июля 1990. – С.69-72.
180. Мельченко, А.И. Поступление искусственных и тяжёлых естественных радионуклидов в овощные культуры при орошении/ А.И. Мельченко// Агрохимия. – 1990. – №8. – С.110-115.
181. Мельченко, А.И. Миграция радионуклидов в орошаемом агрофитоценозе при использовании сбросных вод ПЯТЦ/ А.И. Мельченко// Всесоюзная конф. «Проблемы ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС в агропромышленном производстве – пять лет спустя: итоги, проблемы и перспективы». – Обнинск, 1991. – Т.1. – С.57.
182. Мельченко, А. И. Миграция радионуклидов и тяжёлых металлов в орошаемом агрофитоценозе при использовании сбросных вод предприятий полного ядерного топливного цикла/ А.И. Мельченко, В.Г. Маликов// Международный симпозиум. – Пущино, 1996. – С.34-35.
183. Мельченко, А.И. Содержание радионуклидов в некоторых сельскохозяйственных растениях/ А.И. Мельченко// 8 Международный симпозиум. – Симферополь, 1999. – С.28-34.
184. Мельченко, А.И. Изучение миграционных особенностей ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах плодового ценоза/ А.И. Мельченко, В.А. Мельченко, А.А. Подгорная// 33 научная конф. студентов и молодых ученых вузов Южного Федерального округа. – Краснодар, 2006. – С.101.
185. Мельченко, А.И. Оценка влияния биологических особенностей семечковых и

- орехоплодных пород на накопление радионуклидов в различных их органах и частях/ А.И. Мельченко// Труды Кубанского государственного аграрного университета 2 (6). – Краснодар, 2007. – С. 71-74.
186. Мельченко, А.И. Накопление ^{90}Sr в органах орехоплодных пород в зависимости от их сортовых особенностей / А.И. Мельченко// Труды Кубанского государственного аграрного университета 2(11). – Краснодар, 2008. – С.154-159.
187. Мельченко, А.И. Накопление радионуклидов в сельскохозяйственных культурах в зависимости от времени их контакта с растениями/ А.И. Мельченко// Труды Кубанского государственного аграрного университета 4(31). – Краснодар, 2011. – С.157-162.
188. Мельченко, А.И. Влияние кратности полива водой, содержащей радионуклиды, на накопление их в разных органах сельскохозяйственных растений/ А.И. Мельченко// Труды Кубанского государственного аграрного университета 4(31). – Краснодар, 2011. – С.181-186.
189. Мельченко, А.И. Накопление радионуклидов в сельскохозяйственных растениях в зависимости от их биологических особенностей/ А.И. Мельченко// Труды Кубанского государственного аграрного университета 6(33). – Краснодар, 2011. – С.83-89.
190. Мельченко, А.И. Влияние способов полива водой, содержащей радионуклиды, на накопление их в разных органах сельскохозяйственных растений/ А.И. Мельченко// Труды Кубанского государственного аграрного университета 6(33). – Краснодар, 2011. – С.100-106.
191. Мельченко, А.И. Накопление радионуклидов в сельскохозяйственных растениях в зависимости от физико – химических свойств радионуклидов / А.И. Мельченко// Труды Кубанского государственного аграрного университета 1(34). – Краснодар, 2012. – С.91-99.
192. Мельченко, А.И. Эффективность очистки сельскохозяйственных растений от радиоактивного загрязнения в зависимости от способа их полива водой, содер-

- жащей радионуклиды/ А.И. Мельченко// Труды Кубанского государственного аграрного университета 1(34). – Краснодар, 2012. – С.166-173.
193. Мельченко, А.И. Эффективность очистки сельскохозяйственных растений от радиоактивного загрязнения в зависимости от их биологических особенностей при поливе водой, содержащей радионуклиды/ А.И. Мельченко// Труды Кубанского государственного аграрного университета 2(35). – Краснодар, 2012. – С.182-189.
194. Мельченко, А.И. Влияние физико – химических свойств радионуклидов на эффективность очистки сельскохозяйственных растений от радиоактивного загрязнения при орошении их радиоактивной водой/ А.И. Мельченко// Труды Кубанского государственного аграрного университета 2(35). – Краснодар, 2012. – С.295-301.
195. Меркулов, В.Г. Использование пылеаэрозольных выпадений для радиационного мониторинга окружающей среды/ В.Г. Меркулов, Г.Г. Глухов, В.И. Резчиков// Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Материалы Международ. конф. – Томск: Изд-во ТПУ, 1996. – С.464-467.
196. Метлицкий, Л.В. Биохимия плодов и овощей/ Л.В. Метлицкий. – М.: Экономика, 1970. – 271с.
197. Метлицкий, З.А. Агротехника плодовых культур/ З.А. Метлицкий. – М.: «Колос», 1973. – 519с.
198. Методические рекомендации по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объектах внешней среды/ под ред. А.Н. Мареев. – М., 1980. – 336с.
199. Методические указания по мониторингу сельскохозяйственных угодий в зоне воздействия АЭС/ В.Г. Маликов, О.И. Буфатин, А.И. Мельченко. – Краснодар, 1989. – 31с.
200. Методика измерения активности бета - излучающих радионуклидов в счетных образцах с использованием программного обеспечения «Прогресс»/ Мето-

- дика разработана ГП ВНИИФТРИ и утверждена ГосСтандартом России. – 05.05.1996. – 28с.
201. «Методика экспрессного определения объемной и удельной активности бета - нуклидов в воде, продуктах питания, продукции растениеводства и животноводства методом «прямого» измерения проб (переработанные и дополненные)» /утвержденная Госстандартом, Госагропромом и СЭС Минздрава СССР. – 1987.
202. Методические рекомендации ГНМЦ ВНИИФТРИ Госстандарта России Центр Метрологии Ионизирующих Излучений. Использование компьютеризованных гамма-, бета-спектрометрических комплексов с программным обеспечением «Прогресс» для испытаний проб продовольствия на соответствие требованиям критериев радиационной безопасности. – М.: Экспертцентр». – 1998. – 24с.
203. Методические указания по определению содержания стронция – 90 и цезия – 137 в почвах и растениях. – М.: ЦИНАО. – 1985.
204. Минеев, В.Г. Почвы, климат, удобрения и урожай/ В.Г. Минеев, В.Д. Панников. – М.: Агропромиздат, 1987. – 512 с.
205. Мишенков, Н.Н. Поглощение ^{90}Sr , стабильного стронция и кальция сеянцами древесных пород/ Н.Н. Мишенков// Лесоведение. – 1971. – №2. – С.85-89.
206. Моисеев, И.Т. Оценка параметров накопления ^{137}Cs многолетними травами в зависимости от их видовых особенностей, внесения удобрений и свойств почв/ И.Т. Моисеев, Ф.А. Тихомиров, Л.А. Рерих// Агрохимия. – 1982. – №2. – С.94-99.
207. Моисеев, И.Т. Изучение поведения ^{137}Cs в почвах и его поступление в сельскохозяйственные культуры в зависимости от различных факторов/ И.Т. Моисеев, Г.И. Агапкина, Л.А. Рерих// Агрохимия. – 1994. – №2. – С.103-118.
208. Моисеев, А.А. Цезий-137 в биосфере/ А.А. Моисеев, П.В. Рамзаев. – М., 1975. – С.35-40.
209. Моисеев, И.Т. О влиянии влажности почвы на поступление ^{137}Cs в сельскохозяйственные растения/ И.Т. Моисеев// Агрохимия. – 1974. – №7. – С.124-127.

210. Моисеев, И.Т. Поведение ^{137}Cs в почвах и его накопление в сельскохозяйственных растениях/ И.Т. Моисеев// Почвоведение. – 1976. – №7. – С.45-52.
211. Молчанова, И.В. О распределении ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвенно – растительном покрове тундры/ И.В. Молчанова, Н.В. Куликов// Докл. АН СССР. – М., 1970. – Т.195. – №4. – С.959.
212. Молчанова, И.В. Методика экспериментального изучения миграции ^{90}Sr в естественных лесных биогеоценозах/ И.В. Молчанова, Б.А. Миронов. – М.: Атомиздат, 1971. – С.34.
213. Молчанова, И.В. Распределение ^{90}Sr в почвенно – геохимических ландшафтах Северного и Южного Урала/ И.В. Молчанова // Радиобиология. – 1971. – №3. – С.26.
214. Молчанова, И.В. Эколого-геохимические аспекты миграции радионуклидов в почвенно - растительном покрове/ И.В. Молчанова, Е.Н. Караваева. – Екатеринбург, 2001. – 161с.
215. Москалев, Ю.И. Радиобиология инкорпорированных радионуклидов/ Ю.И. Москалев. – М.: Энергоатомиздат, 1989. – 264с.
216. Муромцев, И.А. Активная часть корневой системы плодовых растений/ И.А. Муромцев. – М.: Колос, 1969. – 245с.
217. Муханова, Ю.И. Зеленные культуры/ Ю.И. Муханова. – М, 1989. – 176с.
218. Найдин, П.Г. Удобрение зерновых и зернобобовых культур/ П.Г. Найдин. – М.: Сельхозиздат, 1963. – 263с.
219. Нарышкин, М.А. Закономерности распределения радиоактивных продуктов деления глобальных выпадений в лесах севера Европейской части СССР/ М.А. Нарышкин// Лесоведение. – 1975. – №4. – С.104-106.
220. Наумкин, В.Н. Сельскохозяйственное производство в условиях радиоактивного загрязнения почв/ В.Н. Наумкин, Н.А. Лоначев, Е.С. Мурахтанов, Н.Л. Кочегарова// Достижения науки и техники АПК. – 1999. – №10. – С.10-13.
221. Несмеянов, А.Н. Прошлое и настоящее радиохимии/ А.Н. Несмеянов. – Л.:

- Химия, 1985. – 168с.
222. Никоненко, Е.М. Распределение кадмия по клетке/ Е.М. Никоненко, В.И. Коробков// Научн. докл. высш. школы. Биол. науки. – М., 1984. – №9. – С.64-69.
 223. Новиков, Ю.В. Экология, окружающая среда и человек / Ю.В. Новиков. – М., 1999. – 203с.
 224. Новикова, С.К. Распределение стронция – 90 в почвах лугово – степной зоны/ С.К. Новикова// Почвоведение. – 1968. – №12. – С.46.
 225. Нормы радиационной безопасности НРБ – 76/87 и основные санитарные правила работы с радиоактивными веществами и другими источниками ионизирующих излучений ОСП – 72/87. – М.: Энергоатомиздат, 1988. – 160с.
 226. Нормы радиационной безопасности НРБ – 76 и основные санитарные Правила работы с радиоактивными веществами и другими источниками ионизирующих излучений ОСП – 72/80. – М.: Энергоатомиздат, 1981. – 95с.
 227. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99). Санитарные правила СП 2.6.1.758-99. – Минздрав России, 1999. – 113с.
 228. Носов, А.В. Использование двумерной стационарной модели миграции радионуклидов для прогноза содержания ^{137}Cs в речной системе Енисея/ А.В. Носов // Атомная энергия. – 2002. – Т.93. – вып.2. – С.137-143.
 229. Овощеводство и плодоводство/ под ред. А.С. Симонова. – М.: Агропромиздат», 1986. – 398с.
 230. Овощеводство/ под ред. И.Т. Трубилина. – Краснодар: Сов. Кубань, 1988. – 384с.
 231. О поведении радиоактивных продуктов деления в почвах, их поступлении в растения и накоплении в урожае/ состав.: В.М.Клечковский. – М., 2006. – 177с.
 232. Определитель сортов яблони европейской части СССР: справочник/ под ред. В.П. Семакин – М.: Агропромиздат, 1991. – 320с.
 233. О радиационной безопасности населения: Федеральный закон от 9 января 1996. – №3 – ФЗ.

234. О режиме территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению/ Постановление Госкомитета РФ по социальной защите граждан и реабилитации территорий, пострадавшей от Чернобыльской и других радиационных катастроф № ПР-4-81 от 10.07.1992.
235. Организационно - деятельностный семинар/ Росатом совместно с ФГУП: ЦНИИАтоминформ. – М., 8 – 11 декабря 2008.
236. Орлова, Е.И. Поведение долгоживущих радиоактивных изотопов в почвенном растворе, содержащем гуминовые кислоты/ Е.И. Орлова, В.А. Смиренная// Материалы Всесоюзного симпозиума. – Сыктывкар, 4 – 6 сентября 1973. – С.116-117.
237. Орлова, А.И. Радиоактивность и экология/ А.И. Орлова// Бюлл. Центра обществ. информ. по атомной энергии. – 1994. – №10. – С.54-76.
238. Основные мероприятия, обеспечивающие снижение поступления радионуклидов в продукцию растениеводства, и их эффективность/ Радиоактивное загрязнение почв Брянской области. – Брянск, 1994. – С.43-45.
239. Основы радиационной безопасности: учеб. пособие/ И.Я. Гапанович, Н.И. Дорожко, Н.П. Корольчук и др.; под ред. И.Я. Гапановича. – Мн.: БГЭУ, 2002. – 138с.
240. Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности (ОСПОРБ-99). СП 2.6.1.799-99. – М.: Минздрав России, 2000. – 98с.
241. Основы очистки воды от радиоактивных загрязнений/ Ю.В. Кузнецов, В.Н. Щебетовский, А.Г. Трусов; под ред. Ю.В. Кузнецова. – М.: Атомиздат, 1974. – 360с.
242. ОСТ Р 10070 – 95. Почвы. Методика определения стронция – 90 в почвах сельхозугодий.
243. Отчет радиоэкологического подразделения государственного центра агрохимслужбы «Ростовский»/ Ростов-на-Дону. – 2001.
244. Охрана природных вод от радиоактивного загрязнения в районах расположе-

- ния АЭС/ Г.В. Лисиченко.– М., 1989. – С.210-211.
245. Павлоцкая, Ф. И. Формы нахождения и миграции радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах/ Ф.И. Павлоцкая. – М., 1981. – 50с.
246. Павлоцкая, Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах/ Ф.И. Павлоцкая. – М.: Атомиздат, 1974. – 215с.
247. Павлоцкая, Ф.И. О роли органического вещества почв в миграции стронция – 90/ Ф.И. Павлоцкая, М.И. Блохина// Мат. Всесоюзного симпозиума. – Сыктывкар, 4 – 6 сентября 1973. – 120с.
248. Павлоцкая, Ф.И. О роли органического вещества почв в миграции стронция – 90/ Ф.И. Павлоцкая, М.И. Блохина// Мат. Всесоюзного симпозиума. – Сыктывкар, 4 – 6 сентября 1973. – С.114-115.
249. Павлоцкая, Ф.И. О подвижности и формах нахождения стронция – 90, стабильного стронция и кальция в дерново - подзолистой и черноземной почвах/ Ф. И. Павлоцкая, Л.Н. Зацепина, Э.Б. Тюрюканова. – М.: Наука, 1965. – С.22.
250. Павлоцкая, Ф.И. К вопросу о методике определения стронция – 90, стабильного стронция и кальция в почвах и растительных остатках/ Ф.И. Павлоцкая// Почвоведение. – 1964. – №2. – С.105.
251. Павлоцкая, Ф.И. Определение обменных форм кальция и стронция в почвах/ Ф.И. Павлоцкая// Аналит. химия. – 1966. – Т.21. – №2. – С.157.
252. Павлоцкая, Ф.И. О поступлении ⁹⁰Sr в растения/ Ф.И. Павлоцкая, Э.Б. Тюрюканова, Е.В. Бабичева. – М.: Наука, 1966. – С.174.
253. Панов, А.В. Использование компьютерных систем при внедрении защитных мероприятий в сельском хозяйстве после аварии на ЧАЭС/ А.В. Панов, С.В. Фесенко, Р.М. Алексахин// Радиационная биология. Радиозэкология. – 2005. – Т.45. – №1. – С.16-25.
254. Пархоменко, В.П. Миграция радиоцезия в лесной экосистеме/ В.П. Пархоменко, А.С. Симонов// Тезисы докладов координационного совещания и меж-

- дународной научно-практической конференции по современным проблемам древесиноведения. – Брянск, 1995. – С.14-15.
255. Пастернак, П.С. Радиоэкологические аспекты ведения сельского хозяйства на территории, загрязненной в результате аварии на ЧАЭС/ П.С. Пастернак, П.И. Молодков, Н.Д. Кучма // Радиационные аспекты Чернобыльской аварии. – СПб., 1993. – Т.2. – С.282-286.
256. Пантиелев, Я.Х. Зеленные культуры/ Я.Х. Пантиелев. – М.: Россельхозиздат, 1979. – 56с.
257. Перепелятникова, Л.В. Накопление сельскохозяйственными культурами ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвенно – климатических условиях Северного кавказа/ Л.В. Перепелятникова, В.Г. Маликов, Б.И. Жуков// Первая Всесоюзной конф. Сельскохозяйственной радиологии. – Обнинск, 1979. – С.154.
258. Перепелятников, Г.П. Накопление стронция- 90 и цезия-134 в озимой пшенице при орошении дождеванием/ Г.П. Перепелятников// Всесоюзная научн. конф. молодых ученых по сельскохозяйственной радиологии. – Обнинск.,1983. – С.7.
259. Перцов, Л.А. Биологические аспекты радиоактивного загрязнения моря/ Л.А. Перцов. – М.: Атомиздат, 1978. – 160с.
260. Пестряков, А.М., Панухник В.Н. Агроприемы по снижению поступления радионуклидов в растения, применяемые в Рязанской области/ А.М. Пестряков, В.Н. Панухник// Химия в сельском хозяйстве. – 1996. – № 1. – С.34-35.
261. Петербургский, А.В. Агрохимия и физиология питания растений/ А.В. Петербургский. – М.: Россельхозиздат, 1971. – 334с.
262. Петросян, А.А. Лучшие сорта грецкого ореха и фундука на Кубани/ А.А. Петросян, Г.А. Антоненко. – Краснодар, 1980. – С.15
263. Пищалов, В.Н. О возможных путях снижения перехода радионуклидов в животноводческую продукцию/ В.Н. Пищалов, В.С. Аверин, А.Ф. Мирончик, А.Ф. Карпенко// Труды Могилевского врачебного общества Беларуси. Ч. 2. «Медико-

- экологические проблемы здоровья населения. Профилактика заболеваний». – Могилев, 1993. – С.209-213.
264. Плешков, Б.П. Биохимия сельскохозяйственных растений/ Б.П. Плешков. – М.: Колос, 1975. – 496с.
265. Плющиков, В.Г. Современные подходы к реабилитации радиоактивно загрязненных территорий/ В.Г. Плющиков// Аграрная наука. – 1996. – №5. – С.14-15.
266. Плодоводство/ под ред. В.И. Якушева. – М.: Колос, 1982. – 415с.
267. Плодоводство/ под ред. В.А. Колесникова. – М.: Колос, 1979. – 415с.
268. Поведение радионуклидов в почве и переход их в растениеводческую продукцию// Беларусь ЭКСПО 2000/ Чернобыль (Агропромышленное производство в условиях радиоактивного загрязнения) Режим доступа [http://expo2000.Bsu.by/main document](http://expo2000.Bsu.by/maindocument), свободный.
269. Погодин, Р.И. Физико – химические процессы, обуславливающие миграцию и биологическую доступность ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвенной системе/ Р.И. Погодин // Матер. Всесоюзного симпозиума. – Сыктывкар, 1973. – С.37-41.
270. Подгорный, П.И. Растениеводство/ П.И. Подгорный. – М., 1963. – 480с.
271. Поликарпова, Т.М. Роль органического вещества и минеральной части торфов в сорбции радиоцезия/ Т.М. Поликарпова, В.Н. Ефимов, В.Ф. Дричко, М.Е. Рябцева// Почвоведение. – 1995. – №9. – С.109-110.
272. Попов, Е.Г. Оценка состояния природных популяций отдельных видов травянистых растений в аварийной зоне Чернобыльской АЭС/ Е.Г. Попов, Н.П. Фролова, А.И. Таскаев// Всесоюзная конф. «Радиобиологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС». – Минск, 30октября – 1 ноября 1991. – 110с.
273. Пристер, Б.С. Пост-аварийные сельскохозяйственные проблемы на Украине/ Б.С. Пристер, Ю.А. Иванов, Л.В. Перепелятникова, В.А. Проневич// Аграрная наука. – 1996. – №3. – С.8-11.
274. Приемы, ограничивающие поступление радионуклидов в растения// Беларусь ЭКСПО 2000/ Чернобыль (Агропромышленное производство в условиях радио-

- активного загрязнения) Режим доступа [http://expo2000.bsu.by/main document](http://expo2000.bsu.by/main_document), свободный.
275. Проблемы лесной радиоэкологии/ под ред. Р.М. Алексахина. – М., 1979. – С.83-96.
276. Прокошев, В.Н. Агрономия с основами ботаники/ В.Н. Прокошев. – М.: Колос, 1973. – 446с.
277. Промышленная технология производства овощей/ под ред. В.А. Брызгалова. – Л.: Колос, 1982. – 235с.
278. Прохоров, В.М. Связь между адсорбцией и скоростью диффузии микроколичеств стронция в почве/ В.М. Прохоров// Радиохимия. – 1966. – Т.8. – №6. – С.695.
279. Прохоров, В.М. Влияние известкования почвы на скорость диффузии в ней ^{90}Sr / В.М. Прохоров// Агрохимия. – 1970. – №2. – С.40.
280. Прохоров, В.М. Зависимость скорости диффузии стронция-90 от влажности почв/ В.М. Прохоров// Почвоведение. – 1965. – №10. – С.61.
281. Прохоров, В.М. Адсорбция ^{90}Sr влажными почвами/ В.М. Прохоров, А.С. Фрид// Сб. Радиоактивные изотопы в почвах и растениях. – М., 1969. – вып.18. – С.35-42.
282. Прохоров, В.М. Влияние гумуса на скорость диффузии ^{90}Sr в кварцевом песке/ В.М. Прохоров// Почвоведение. – 1966. – №3. – С.68.
283. Прянишников, Д.Н. Агрохимия/ Д.Н. Прянишников. – М.: Колос, 1965. – 767с.
284. 15 лет после Чернобыльской катастрофы: последствия в Республике Беларусь и их преодоление/ Национальный доклад. – Мн., 2001. – 251с.
285. Радиационная безопасность и защита АЭС/ Ю.А. Егоров. – М.: Энергоатомиздат, 1987. – вып.12. – 224с.
286. Радиационно-экологическая обстановка Брянской области/ Е.С. Мурахтанов, С.А. Ахременко, Н.В. Акименков. – Брянск. – 1994. – 80с.

287. Радиоактивное загрязнение растительности Беларуси (в связи с аварией на Чернобыльской АЭС)/ под общей ред. В.И. Парфенова, Б.И. Якушева. – Мн.: Наука и техника, 1995. – 582с.
288. Радиоэкология орошаемого земледелия/ под ред. Р.М. Алексахина. – М.: Энергоатомиздат, 1985. – 224с.
289. Радиоэкологические последствия Чернобыльской аварии/ под ред. И. И. Крышева. – М.: ИАЭ им. И.В. Курчатова, 1991. – 190с.
290. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2000 г./ Ежегодник. – Санкт-Петербург: Гидрометеиздат, 2001.
291. Радиационный контроль. Стронций-90 и цезий-137. Пищевые продукты. Отбор проб, анализ и гигиеническая оценка. Методические указания по методам контроля. МУК 2.6.1.1194-03. – М.: Минздрав РФ, 2003.
292. Радиоактивные «дары» леса // Деловой Брянск. – 2002. – №8.
293. Рассел, Э. Почвенные условия и рост растений/ Э. Рассел. – М.: Иностранная литература, 1955. – 624с.
294. Ратников, А.Н. Агрохимические способы уменьшения поступления радионуклидов в растения/ А.Н. Ратников, М.И. Бокова// Агропромышленное производство: опыт, проблемы и тенденции. – М., 1994. – С.34-39.
295. Ратников, А.Н. Эффективность снижения ^{137}Cs в сельскохозяйственной продукции/ А.Н. Ратников, Н.А. Корнеев, Г.И. Попова, Т.Л. Жигарева// Аграрная наука. – 1998. – №1. – С.20-22.
296. Рахимова, Н.Н. Исследование характера профильной миграции и биологического накопления цезия-137 и стронция-90/ Н.Н. Рахимова, И.В. Ефремов, Е.Л. Янчук// Научные труды первой Всероссийской научно-практической конференции «Здоровьесберегающие технологии в образовании». – Оренбург, 2003. – С.199-202.
297. Рахимова, Н.Н. Оценка влияния физико-химических свойств почвы на коэффициент накопления цезия-137 в растениях/ Н.Н. Рахимова// Материалы науч-

- но-практической конференции молодых ученых и специалистов Оренбуржья. Ч. 2. – Оренбург, 2002. – С.84-86.
298. Рачинский, В.В. Курс основ атомной техники в сельском хозяйстве/ В.В. Рачинский. – М.: Атомиздат, 1986. – 384с.
299. Рекомендации по выращиванию фундука в Черноморской зоне РСФСР/ Н.В. Коваленко, С.А. Загайный, И.П. Ложеницын. – Сочи, 1979. – 43с.
300. Республиканские допустимые уровни содержания радионуклидов цезия-137 и стронция-90 в пищевых продуктах и питьевой воде (РДУ-99). – Мн.,1999. – 6с.
301. Родионова, Л.Ф. Радиационная гигиена/ Л.Ф. Родионова. – Л., 1982. – С.67-68.
302. Романов, Г.Н. Поведение радиоактивных веществ в окружающей среде/ Г.Н. Романов// Природа. – 1990. – №5. – С.53-58.
303. Росянов, С.П. О миграции стронция-90 по профилю почв/ С.П. Росянов// Почвоведение. – 1971. – №6. – С.29-34.
304. Росянов, С.П. Об оценке кумулятивного отложения ^{137}Cs на земную поверхность/С.П. Росянов// Радиобиология. – 1971. – №13. – С.40.
305. Руднев, М.И. Радиопротекторы / М.И. Руднев, В.И. Малюк// Правда о Чернобыле. – Режим доступа <http://stopatom.slavutich.kiev.ua/2-6-6.htm>, свободный.
306. Рузер, Л.С. Радиоактивные аэрозоли/ Л.С. Рузер. – М.: Энергоатомиздат, 2001. – 232с.
306. Рыбицкий, Н.А. Плодовый и ягодный сад/ Н.А. Рыбицкий. – Лениздат, 1960. – 121с.
307. Саввин, С.Б. Арсеназо III/ С.Б. Саввин. – М.: Атомиздат, 1966. – 256с.
308. Сапрыкин, Ф.Я. Геохимия почв и охрана природы/ Ф.Я Сапрыкин. – Л.: Недра, 1984. – 231с.
309. Сборник методик по определению радиоактивности окружающей среды. Методики радиохимического анализа / под ред. Г.А. Середы. – М.: Гидрометеоиздат, 1966. – 118с.

310. Свенсон, К. Клетка/ К. Свенсон, П.Л. Уэбстер. – М., 1980. – 156с.
311. Светов, В.А. Проблемы Чернобыля в агропромышленном комплексе России/ В.А. Светов// Химия в сельском хозяйстве. – 1996. – №1. – С.2-3.
312. Сельскохозяйственная радиология: учебник для вузов/ А.Д. Фокин, А.А. Лурье, С.П. Торшин. – М.: Дрофа, 2005. – 367с.
313. Сельскохозяйственная радиэкология / Р.М. Алексахин, А.В. Васильев, В.Г. Дикарев; под ред.Р.М.Алексахина, Н.А.Корнеева. – М.: Экология, 1991. – 396с.
314. Сизенко, Е.И. Технологии пищевых продуктов с радиорезистентными свойствами/ Е.И. Сизенко// Аграрная наука. – 1996. – №5. – С.12-14.
315. Силаев, А.Л. Особенности загрязнения травостоев пойменных экосистем Брянской области ^{137}Cs : Дис. ... канд. Наук/ А.Л. Силаев. – Брянск, 1999. – 108с.
316. Силантьев, А.Н. Определение выпадений радионуклидов на почву на фоне имевшихся загрязнений/ А.Н. Силантьев, К.А. Силантьев, И.Г. Шкуратова// Атомная энергия. – 1998. – Т.84. – вып.6. – С.551-555.
317. Симакин, А.И. Агрохимическая характеристика кубанских черноземов и удобрения/ А.И. Симакин. – Краснодар, 1969. – С.16.
318. Симакин, А.И. Удобрение, плодородие почв и урожай/ А.И. Симакин. – Краснодар, 1988. – 270с.
319. Симонов, А.С. Овощеводство и плодоводство/ А.С. Симонов. – М.: Агропромиздат, 1988. – 398с.
320. Скурлатов, Ю.И. Введение в экологическую химию/ Ю.И. Скурлатов, Г.Г. Дука, А. Мизити. – М.: Высшая школа, 1994. – 400с.
321. Соляник, Н.М. Системы орошаемого земледелия Северного Кавказа/ Н.М. Соляник, В.И. Харечкин. – М.: Росагропромиздат, 1988. – 176с.
322. Сорта семечковых пород: рекомендации/ Л.С. Наумова, Е.И. Костецкая, С.Ф. Русак. – Краснодар, 1979. – 38с.
323. Спиридонов, С.И. Прогнозирование поведения ^{137}Cs в системе почва-растения на территории Семипалатинского испытательного полигона/ С.И. Спиридонов,

- М.К. Мукушева, И.А. Гонтаренко, С.В. Фесенко, С.А. Баранов// Радиационная биология. Радиоэкология. – 2005. – Т.45. – №4. – С.488-497.
324. Спиридонов, С.И. Разработка модели и оценка параметров переноса радионуклида ^{90}Sr в системе почва-растение на территории, прилегающей к технической площадке «Опытное поле»/ С.И. Спиридонов, М.К. Мукушева, И.А. Гонтаренко, А.В. Панов// Вестник Евразийского Национального Университета им. Л.Н. Гумилева, Серия естественно-технических наук. – 2005. – №2. – С.60-71.
325. Спиридонов, С.И. Разработка стратегии проведения защитных мероприятий, направленных на устранение последствий радиоактивного загрязнения лесных экосистем/ С.И. Спиридонов, С.В. Фесенко, И.А. Гонтаренко// Радиационная биология. Радиоэкология. – 2004. – Т.44. – вып.1. – С.104-112.
326. Спирин, Е.В. Контрольные уровни загрязнения сельскохозяйственных угодий Cs-137 на территории Калужской области/ Е.В. Спирин, А.Д. Куринов// Почвоведение. – 1995. – № 9. – С.1089-1095.
327. Спиридонов, С.И. Моделирование поведения ^{137}Cs в лесных экосистемах и прогнозирование его накопления в лесной продукции/ С.И. Спиридонов, С.В. Фесенко, Р. Авила, И.А. Гонтаренко// Радиационная биология. Радиоэкология. – 2001. – Т.41. – №2. – С.217-225.
328. Спицин, В.И. Поглощение радиоактивного стронция некоторыми минералами почв и грунтов/ В.И. Спицин// Почвоведение. – 1959. – №12. – С.12-16.
329. Справочник по ядерной технологии/ Ф. Ран, А. Адамантиадес, Дж. Кентон, Ч. Браун. – М.: Энергоатомиздат, 1989. – 752с.
330. Справочник овощевода/ под ред. О.В. Ильина. – М.: Россельхозиздат, 1979. – 224с.
331. Справочник овощевода/ под ред. Ильина О.В. – М.: Россельхозиздат, 1985. – 240с.
332. Стрельников, В.В. Миграция и накопление радионуклидов в окружающей

- среде (монография)/ В.В. Стрельников, И.П. Прохоров, А.И. Мельченко. – М.: МСХА им.К.А. Тимирязева, 2006. – 190с.
333. Стрельченко, В.П. Как ограничить миграцию радионуклидов в зоне заражения Чернобыльской АЭС/ В.П. Стрельченко, В.В. Заика// Земледелие. – 1992. – №5. – С.14-16.
334. Субботин, В.И. Размышления об атомной энергетике/ В.И. Субботин. – СПб., 1996. – 195с.
335. Суолз, Дж. Промышленное выращивание яблок/ Дж. Суолз. – М.: Колос, 1977. – 119с.
336. Тарасенко, Б.И. Повышение плодородия почв Кубани / Б.И. Тарасенко. – Краснодар, 1981. – 146с.
337. Таскаев, А.И. Комплексная оценка морфофункциональных изменений в тканях популяций грызунов из 30 – км зоны Чернобыльской АЭС/ А.И. Таскаев, А. Г. Кудряшева, Л.Д. Материй, О.В. Ермакова// Всесоюзная конф. Радиобиологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС. – Минск, 30октября – 1 ноября 1991г. – 133с.
338. Тимофеев, А.Ф. Мелиорация сельскохозяйственных земель/ А.Ф. Тимофеев. – М.: Колос, 1982. – 240с.
339. Тимофеев, А.Ф. Мелиорация сельскохозяйственных земель/ А.Ф. Тимофеев. – М.: Колос, 1982. – С.185-199.
340. Титлянова, А.А. Поведение цезия в почвах и слоистых минералах и накопление его растениями/ А.А. Титлянова. – Свердловск, 1963. – С.44-49.
341. Титлянова, А.А.О подвижности соединений Co, Sr, Cs в почве/ А.А. Титлянова// Почвоведение. – 1959. – №3. – С.86.
342. Титаева, Н.А. Ядерная геохимия/ Н.А. Титаева. – М.: МГУ., 2000. – 272с.
343. Тихая, М.Г. Уран. Радиационно-гигиеническая характеристика/ М.Г. Тихая// Медицинская радиология. – 1965. – №10. – С.50-54.
344. Тихонов, М.Н. Изотопы и радиационные технологии: постижение реальности

- и взгляд в будущее/ М.Н. Тихонов// Экологическая экспертиза. – 2006. – №6. – С.38-99.
345. Тихонов, М.Н. Системный взгляд на атомную энергетику и радиацию сквозь призму общественного сознания/ М.Н. Тихонов// Безопасность жизнедеятельности. – 2004. – №2. – С.2-9.
346. Тихомиров, Ф.А. Вопросы радиоэкологии лесных биогеоценозов/ Ф.А. Тихомиров// Проблемы радиоэкологии и биологического действия малых доз ионизирующей радиации. – Сыктывкар, 1976. – С.70-85.
347. Тихомиров, Ф.А. Накопление Sr – 90 дикорастущими растениями лугового и лесного биогеоценозов/ Ф.А. Тихомиров// Лесоведение. – 1976. – №2. – С.22-27.
348. Тихомиров, Ф.А. Радиационно - защитные мероприятия в лесах зоны радиоактивного отчуждения ЧАЭС и оценка их эффективности/ Ф.А. Тихомиров// Лесное хозяйство. – 1993. – №4. – С.30-32.
349. Тихомиров, Ф.А. Распределение и миграция радионуклидов в лесах в зоне радиоактивного загрязнения/ Ф.А. Тихомиров, А.И. Щеглов, О.Б. Цветнова. – СПб.: Гидрометеиздат, 1993. – С.41-47.
350. Тихомиров, Ф.А. Геохимическая миграция радионуклидов в лесных экосистемах зоны радиоактивного загрязнения ЧАЭС/ Ф.А. Тихомиров// Почвоведение. – 1990. – №10. – С.41-50.
351. Тихомиров, Ф.А. Теоретические и практические вопросы охраны почвенно – растительного покрова от радиоактивного загрязнения/ Ф.А. Тихомиров// Научные доклады высшей школы. Биологические науки. – М., 1980. – №4. – С.18-28.
352. Тихомиров, Ф.А. Радионуклиды в составе вертикального внутрипочвенного стока в лесных почвах ближней зоны Чернобыльской АЭС/ Ф.А. Тихомиров, А.Л. Кляшторин, А.И. Щеглов// Почвоведение. – 1992. – №6. – С.38-44.
353. Тонконоженко, Е.В. Микроэлементы в почвах Кубани и применение микроэлементов/ Е.В. Тонконоженко. – Краснодар: Кн. изд-во, 1973. – 122с.
354. Трегубенко, И.П. Теоретические вопросы минерального обмена/ И.П. Трегу-

- бенко. – Свердловск, 1970. – С.23-30.
355. Трефилов, В.И. Чем заполнить «атомную паузу»/ В.И. Трефилов// Вестник Академии наук СССР. – 1990. – №12. – С.49-58.
356. Трусевич, Г.В. Подвой плодовых пород/ Г.В. Трусевич. – М.:Колос, 1974. – 492с.
357. Тюрюканова, Э.Б. Особенности распределения ^{90}Sr в различных типах почв Европейской части СССР в 1961г./ Э.Б. Тюрюканова, Ф.И. Павлоцкая, В.И. Баранов. – М.: Наука, 1966. – С.36.
358. Тюрюканова, Э.Б. Исследование поведения радиоактивного стронция в почвах различных геохимических ландшафтов/ Э.Б. Тюрюканова. – М.:Атомиздат, 1971. – С.16.
359. Тюрюканова, Э.Б. К методике исследования поведения радиоактивного стронция в почвах различных геохимических ландшафтов/ Э.Б. Тюрюканова. – М.: Атомиздат, 1968. – 95с.
360. Удобрения/ под ред. А.В. Петербургского. – М.: Колос, 1965. – 503с.
361. Усманов, С.М. Радиация: Справочные материалы/ С.М. Усманов. – М.: Владос, 2001. – 176с.
362. Ушаков, Б.А. Радиоактивное загрязнение лесов Брянской области/ Б.А. Ушаков//Лесное хозяйство. – 1992. – №1. – С.29-30.
363. Фатеева, М.Н. Резорбция изотопов цезия/ М.Н. Фатеева// Медицинская радиология. – 1960. – №7. – С.14-18.
364. Федоров, Е.А. Поступление йода – 131 в сельскохозяйственные растения корневым и внекорневым путем/ Е.А. Федоров. – М.: Медицина, 1970. – С.11.
365. Федоров, Е.А. Накопление Sr– 90 в годичных слоях березы бородавчатой/ Е.А. Федоров// Экология. – 1991. – №1. – С.79-80.
366. Фесенко, С.В. Сравнительная оценка биологической доступности ^{137}Cs в почвах лесных экосистем различного типа/ С.В. Фесенко, Н.И. Санжарова, С.И. Спиридонов, Н.В. Сухова, Р. Авила, Д. Клейн// Радиационная биология. Радиоэкология.

- гия. – 2002. – Т.42. – №4. – С.440-447.
367. Физиология сельскохозяйственных растений/ под ред. Б.А. Рубина. – М.: МГУ. – Т.8. – 1970. – 520с.
368. Физиология сельскохозяйственных растений/ под ред. Б.А. Рубина. – М.: МГУ. – Т.10. – 1968. – 327с.
369. Филатов, Н.Д. Работа агрохимической службы по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС в Тульской области/ Н.Д. Филатов, Л.Н. Балло, О.З. Лихачева// Химия в сельском хозяйстве. – 1996. – №1. – С.30-32.
370. Фирсакова, С.К. Луговые биогеоценозы как критические радиоэкологические системы и принципы ведения луговодства в условиях радиоактивного загрязнения (на примере Белорусского Полесья после аварии на Чернобыльской АЭС): Автореф. дис. ... докт. наук./ С.К. Фирсакова. – Обнинск, 1992. – 54с.
371. Фирсакова, С.К. Накопление радионуклидов сельскохозяйственными культурами на землях, выведенных из оборота в результате аварии ЧАЭС/ С.К. Фирсакова, С.Ф. Тимофеев, А.Г. Подоляк// Матер. Международ. науч. симп. «Медицинские аспекты радиоактивного воздействия на население, проживающее на загрязненной территории после аварии на Чернобыльской АЭС». – Гомель, 1994. – С.80.
372. Хандогина, Е.К. О радиации популярно/ Е.К. Хандогина, Р.М. Бархударов, Е.М. Мелихова, М.Ю. Иванов. – М.: Комтехпринт, 2006. – 50с.
373. Хефеле, В. Проблемы и перспективы ядерной энергетики/ В. Хефеле// Вестник Академии наук СССР. – 1990. – №12. – С.82.
374. Холл, Э. Дж. Радиация и жизнь/ Э.Дж. Холл. – М.: Медицина, 1989. – 256с.
375. Хомченко, Г.П. Неорганическая химия/ Г.П. Хомченко. – М., 1987. – 464с.
376. Цвылев, О.П. Эколого-токсикологические аспекты загрязнения морской среды/ О.П. Цвылев, В.Н. Ткаченко. – Л., 1985. – С.9-26.
377. Церевитинов, Ф.В. Химия и товароведение свежих плодов и овощей/ Ф.В. Церевитинов. – М.: Госторгиздат, 1949. – 145с.

378. Цинк/ А.А. Каспаров, Г.Н. Красовский, Н.Н. Севрюков. – М.: СЭ, 1973. – С.570-571.
379. Чекрыгин, В.В. Выращивание яблони на подвое м-9 без орошения/ В.В. Чекрыгин// Биологические основы плодоводства. – Краснодар: КГАУ. – вып.380 (480), 2000. – С.150-159.
380. Чернобыльская катастрофа/ под ред. В.Г. Барьяхтар. – Киев: Наук. Думка, 1995. – 560с.
381. Щеглов, А.И. Чернобыль и проблемы радиобиологии/ А.И. Щеглов// Природа. – 2001. – №4. – С.23-32.
382. Чернобыль не отпускает/ А.И. Щеглов. – Сыктывкар, 2009. – 120с.
383. Чтения памяти В.М. Ключковского// Экология. – 1986. – №3. – С.96.
384. Чулков, Н.И. Овощеводство/ Н.И. Чулков, В.С. Чулкова. – Волгоград, 1966. – 342с.
385. Чулков, П.М. Содержание ^{90}Sr в почве и растительном покрове в окрестностях Москвы/ П.М. Чулков// Почвоведение. – 1957. – №4. – С.28.
386. Чуркин, В.Н. Обобщенные характеристики радиоактивного загрязнения почвенно – растительного покрова Советского Союза в 1963г./ В.Н. Чуркин// Радиобиология. – 1966. – №9. – С.11.
387. Шестопалов, В.М. Барьерная и автореабилитационная функция геологической среды (на примере чернобыльской зоны отчуждения/ В.М. Шестопалов, А.С. Богуславский, В.Н. Бублясь, И.П. Онищенко// Современные проблемы гидрогеологии и гидрогеомеханики. – СПб, 2002. – 175с.
388. Шеуджен, А.Х. Биогеохимия/ А.Х. Шеуджен. – Майкоп, 2003. – 1028с.
389. Шитт, П.Г. Избранные сочинения/ П.Г. Шитт. – М.: «Колос», 1968. – 583с.
390. Шульц, В. Радиоэкологические методы/ В. Шульц, Ф. Уикер. – М.: Мир, 1985. – 312с.
391. Щеглов, А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах/ А.И. Щеглов. – М., 2000. – 268с.

392. Щеглов, А.И. Экологическая роль лесных подстилок в миграции техногенных загрязнителей/ А.И. Щеглов, О.Б. Цветнова. – М., 2002. – 126с.
393. Щербаков, А.П. ^{65}Zn гигиенические нормативы/ А.П. Щербаков// Изв. АН СССР. – 1957. – №3. – 105с.
394. Эдельштейн, В.И. Овощеводство/ В.И. Эдельштейн. – М., 1962. – 440с.
395. Экология, здоровье и природопользование в России/ под ред. В.Ф. Протасова. – М.: Финансы и статистика, 1995. – 528с.
396. Юдин, Ф.А. Методика агрохимических исследований/ Ф.А. Юдин. – М.: «Колос», 1971. – 272с.
397. Юдинцева, Е.В. Поступление в растения стронция – 90 и цезия – 137 в зависимости от сорбции их механическими фракциями почв/ Е.В. Юдинцева// Агрохимия. – 1970. – №2. – С.30-39.
398. Яблоков, А.В. Атомная мифология. Заметки эколога об атомной индустрии/ А.В. Яблоков. М.: Наука, 1997. – 271с.
399. Ядерная энергетика, человек и окружающая среда/ под ред. А.П. Александрова. – М.: Энергоатомиздат, 1984. – 312с.
400. Amphlett, C.B. Soil chemistry and the uptake of fission products/ C.B. Amphlett.– «Research», 1995. – P.335.
401. Bair, W.F. Uranium, plutonium, transplutonic elements/ W.F. Bair. – Berlin, 1993. – P.107-110.
402. Boothe, G. The Need for Radiation Controls in the Phosphate and Related Industries/ G. Boothe// Health Physics. – 1977. – V.32. – N 4. – P.285-290.
403. Helt, R.E. e.a. – Nuclear Technology/ R.E. Helt. – 2001. – V.II. – №3. – P.413.
404. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in temperate environment. IAEA Technical Reports Series, Vienna, Austria. – 1994. – N 364. – 74P.

405. Ionizing radiation: sources and biological effects, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation 1982 Report to the General Assembly. United Nations, New York, 1982. – 99P.
406. International Atomic Energy Agency. Power Reactors in Member States, 1976 edition. IAEA publication STI / PUB 423/2. – Vienna, 1976.
407. Jacobson, L. The uptake of plutonium and some products of nuclear fission absorbed on soil colloids/ L. Jacobson// Soil Sci.. – 1948. – V.65. – №2.
408. Kahn, B. Leaching of some fission products from soil/ B. Kahn// Analyt.Chem.- 1996. – V.28. – №2.
409. Menzel, R. Transport of Sr – 90 in runoff/ R. Menzel// Sci. – 1960. – № 3390. – V. 131.
410. McHenry, J. Ion-exchange properties of strontium in a calcareous soil/ J. McHenry// Soil Sci. Soc. Amer. Proc. – 1958. – №6. – V.22.
411. Neel, J. Biological availability of strontium – 90 to small native animals in fallout patterns from the Nevada Test Site/ J. Neel// Ibid. – 1963. – P.45-49
412. Nuclear notes// Atom. Energy Clearing House. – 2003. – №8. – P.9.
413. Patel, B. Man-made radionuclides and their cycling in aquatic biosphere. A review «7 IAPP Conf. Radiat. Environ. Life and Earth Sci., Baroda, 1980, Program. and Synops»/ B. Patel. – Bombay, 1980. – 64.
414. Selders, A. The absorption and translocation by plants of radioactive elements from “Jangle” soil A.E.C./ A. Selders, J. Rediske, R. Palmer. Document NW – 27629. (unclassified) (Feb.1953).
415. Shcheglov, A.I. Biogeochemical migration of technogenic radionuclides in forest ecosystems / A.I. Shcheglov, O.B. Tsvetnova, A.L. Klyashtorin. – M.: Nauka, 2001.
416. Sousselier, Y. La gestion des dechets radioactifs et leur stockage a long terme/ Y. Sousselier// 4 Международная конф. по мирному использованию атомной энергии. – New York. IAEA, 1972. – 11. – 445.
417. Schulz, R.K. On the soilchemistry of cesium/ R.K. Schulz// Soil Sci. – 1960. – V.

89. – N1.
418. Schulz, R.K. On soilchemistry of radio-Strontium/ R.K. Schulz, R. Oversfreet, K.L. Babcock. Hilgardia. – V. 27, 333. – 1958.
419. Styro, S.D. Distribution of long – live radionuclides in the common Pine wood/ S.D. Styro, A.I. Shcheglov// Seminar on the dynamic behaviour of radionuclides In forests: Book of abstracts. – Stockholm, 1992. – P.26.
420. Takijma, Y. Cadmium contamination of soils and rice plants caused by zinemining. I. Use of soil amendment material for the control of Cd uptake by plants/ Y. Takijma// Soil Sci. and Plant Nutr. – 1993. – N 4. – V. 19. – P.235-244.
421. Tensho, K. Absorption of radioactive strontium by soil, especially in relation to native calcium/ K. Tensho// Soil Sci. and Plant Nutr. – 1961. – N 4. – V.7.

Приложение

Математическая обработка экспериментального материала

Приложение А

Таблица А.1

Первичное задерживание радионуклидов из поливной воды надземной
 массой растений при капельном орошении и дождевании овощных культур
 (1987– 1991г)

Культура	Радионуклиды							
	^{134}Cs		^{65}Zn		$^{115\text{m}}\text{Cd}$		^{238}U	
	1	2	1	2	1	2	1	2
1	2	3	4	5	6	7	8	9
1987г.								
Орошение дождеванием								
Томаты	2,1	237,1 ± 10,3	2,8	305,3 ± 9,5	0,74	83,0 ± 7,0	0,42	47,9 ± 1,7
Морковь	2,1	122,1 ± 8,2	6,8	357,4 ± 31,3	1,7	96,2 ± 4,3	0,95	48,7 ± 2,4
Капельное орошение								
Томаты	0,36	40,4 ± 1,5	0,46	54,2 ± 0,7	0,097	12,1 ± 0,7	0,31	35,3 ± 0,9
Морковь	0,83	44,6 ± 2,9	0,60	36,1 ± 3,1	0,21	12,0 ± 0,4	0,62	35,3 ± 3,2
1988г.								
Орошение дождеванием								
Томаты	2,0	228,1 ± 10,3	2,8	301,1 ± 9,5	0,74	81,6 ± 7,0	0,42	48,1 ± 1,7
Морковь	1,9	122,1 ± 8,2	6,8	356,3 ± 31,3	1,7	95,0 ± 4,3	0,95	48,5 ± 2,4
Капельное орошение								
Томаты	0,36	39,5 ± 1,5	0,46	51,8 ± 0,7	0,097	10,8 ± 0,7	0,31	35,0 ± 0,9
Морковь	0,83	43,8 ± 2,9	0,60	35,0 ± 3,1	0,21	12,0 ± 0,4	0,62	34,8 ± 3,2
1989г.								
Орошение дождеванием								
Томаты	2,1	236,0 ± 10,3	2,8	297,2 ± 9,5	0,74	81,1 ± 7,0	0,42	46,2 ± 1,7
Морковь	2,1	120,6 ± 8,2	6,8	354,2 ± 31,3	1,7	94,6 ± 4,3	0,95	48,1 ± 2,4
Капельное орошение								
Томаты	0,36	37,9 ± 1,5	0,46	49,5 ± 0,7	0,097	10,7 ± 0,7	0,31	34,4 ± 0,9
Морковь	0,83	42,8 ± 2,9	0,60	34,7 ± 3,1	0,21	11,4 ± 0,4	0,62	34,0 ± 3,2

Продолжение таблицы А.1

1	2	3	4	5	6	7	8	9
1990г.								
Орошение дождеванием								
Томаты	2,1	238,0 ± 10,3	2,8	299,5 ± 9,5	0,74	80,7 ± 7,0	0,42	46,6 ± 1,7
Морковь	2,1	120,1 ± 8,2	6,8	354,5 ± 31,3	1,7	94,7 ± 4,3	0,95	47,1 ± 2,4
Капельное орошение								
Томаты	0,32	37,9 ± 1,5	0,46	49,2 ± 0,7	0,097	10,9 ± 0,7	0,31	34,4 ± 0,9
Морковь	0,83	43,1 ± 2,9	0,60	34,6 ± 3,1	0,21	11,6 ± 0,4	0,62	34,2 ± 3,2
1991г.								
Орошение дождеванием								
Томаты	2,1	234,8 ± 10,3	2,8	300,8 ± 9,5	0,74	81,6 ± 7,0	0,42	47,2 ± 1,7
Морковь	2,1	121,2 ± 8,2	6,8	355,6 ± 31,3	1,7	95,1 ± 4,3	0,95	48,1 ± 2,4
Капельное орошение								
Томаты	0,35	38,9 ± 1,5	0,46	51,2 ± 0,7	0,097	11,1 ± 0,7	0,31	34,8 ± 0,9
Морковь	0,83	43,6 ± 2,9	0,60	35,1 ± 3,1	0,21	11,8 ± 0,4	0,62	34,6 ± 3,2

В графе 1 – в % от нанесенного количества;

В графе 2 – $Kп (Бк / кг) / (Бк / м^2) \times 10^{-3}$

Приложение А

Таблица А.2

Разница содержания ^{134}Cs в вегетативной массе томатов в зависимости от способа орошения

Вариант	повторения						Суммы по вариантам V	$\bar{x}$
	1	2	3	4	5	6		
1 дожд	228,1	231,5	245,1	229,0	238,2	236,9	1408,8	234,8
2 капель	39,5	42,1	37,8	37,9	38,0	38,1	233,4	38,9
Суммы по повторениям Р	267,6	273,6	282,9	266,9	276,2	275,0	1642,2	$\bar{X}_0 = 136,85$

Произвольное начало $A = 137$

Общее число наблюдений $l \times n = 2 \times 6 = 12$

Корректирующий фактор $C = \frac{[\text{сумма } (X - A)]^2}{l \times n} = \frac{3,24}{12} = 0,27$

Виды варьирования: (общее) $C_y = \text{сумма } (X - A)^2 - C = (8299,2 + 8930,25 + 11685,61 + 8464,0 + 10241,44 + 99800,1 + 9506,25 + 9006,01 + 9840,64 + 9820,8 + 9801,0 + 9781,21) - 0,27 = 186354,95$

(повторений) $C_p = \text{сумма } P_A^2 : l - C = (40,96 + 0,16 + 79,21 + 50,41 + 4,84 + 1,0) = 88,02$

(вариантов) $C_v = \text{сумма } V_A^2 : n - C = 690784,2 : 6 - 0,27 = 115130,43$

(остаточное) $C_z = C_y - (C_p + C_v) = 186354,95 - (88,02 + 115130,43) = 71136,5$

Отклонения и квадраты отклонений от произвольного начала $A = 137$

Вар	$X - A$						V_A	Квадраты отклонений						V_A^2
	1	2	3	4	5	6		1	2	3	4	5	6	
1	91,1	94,5	108,1	92,0	101,2	99,9	586,8	8299,2	8930,25	11685,61	8464,0	10241,44	99800,1	344334,24
2	-97,5	-94,9	-99,2	-99,1	-99,0	-98,9	-588,6	9506,25	9006,01	9840,64	9820,8	9801,0	9781,21	346449,96
P_A	-6,4	-0,4	8,9	-7,1	2,2	1,0	Сумма ($X-A$)= -1,8	40,96	0,16	79,21	50,41	4,84	1,0	[сумма ($X-A$)] ² =3,24

Таблица дисперсионного анализа

Вид рассеяния	Сумма квадратов	Число степеней свободы u	Средний квадрат S^2	F		
				фактическое	теоретическое	
					0,05	0,01
общее	186354,95	$l \times n - 1 = 11$				
повторений	88,02	$n - 1 = 5$				
вариантов	115130,43	$l - 1 = 1$	$S_v^2 = C_v : (l - 1) = 115130,43$	8,09	6,6	16,3
остаточное	71136,5	$(l-1) \times (n-1) = 5$	$S_z^2 = C_z : (l - 1) \times (n - 1) = 14227,3$			

$F_{\phi} > F_{\tau}$ $8,09 > 6,6$ существенные различия между вариантами при 5 % уровне значимости.

Приложение А

Таблица А.3

Разница содержания ^{65}Zn в вегетативной массе томатов в зависимости от способа орошения

Вариант	повторения						Суммы по вариантам V	$\bar{x}$
	1	2	3	4	5	6		
1 дожд	305,3	301,0	297,1	298,6	299,4	303,4	1804,8	300,8
2 капел	54,2	51,0	49,3	49,5	50,8	52,4	307,2	51,2
Суммы по повторениям Р	359,5	352,0	346,4	348,1	350,2	355,8	2112,0	$\bar{X}_0 = 176,0$

Произвольное начало $A = 176$

Общее число наблюдений $l \times n = 2 \times 6 = 12$

Корректирующий фактор $C = \frac{[\text{сумма } (X - A)]^2}{l \times n} = 0$

Виды варьирования: (общее) $C_y = \text{сумма } (X - A)^2 - C = (16718,5 + 15625 + 14665,2 + 15030,8 + 15227,5 + 16230,7 + 14835,2 + 15625 + 16052,9 + 16002,3 + 15675,0 + 15276,9) - 0 = 186965,0$

(повторений) $C_p = \text{сумма } P_A^2 : l - C = (56,25 + 0 + 31,36 + 15,21 + 3,24 + 14,44) : 2 - 0 = 60,25$

(вариантов) $C_v = \text{сумма } V_A^2 : n - C = 1121402,8 : 6 - 0 = 186900,46$

(остаточное) $C_z = C_y - (C_p + C_v) = 186965,0 - (60,25 + 186900,46) = 4,3$

Отклонения и квадраты отклонений от произвольного начала $A = 176$

Вар	X – A						V_A	Квадраты отклонений						V_A^2
	1	2	3	4	5	6		1	2	3	4	5	6	
1	129,3	125,0	121,1	122,6	123,4	127,4	748,8	16718,5	15625	14665,2	15030,8	15227,5	16230,7	344334,24
2	-121,8	-125,0	-126,7	-126,5	-125,2	-123,6	-748,8	14835,2	15625	16052,9	16002,3	15675,0	15276,9	346449,96
P_A	-6,4	-0,4	8,9	-7,1	2,2	1,0	Сумма (X-A)= =0	56,25	0	31,36	15,21	3,24	14,44	[сумма (X-A)] ² =0

Таблица дисперсионного анализа

Вид рассеяния	Сумма квадратов	Число степеней свободы u	Средний квадрат S^2	F		
				Фактическое	теоретическое	
					0,05	0,01
общее	186965,0	$l \times n - 1 = 11$				
повторений	60,25	$n - 1 = 5$				
вариантов	186900,46	$l - 1 = 1$	$S_v^2 = C_v : (l - 1) = 186900,46$	217326,11	6,6	16,3
остаточное	4,3	$(l-1) \times (n-1) = 5$	$S_z^2 = C_z : (l - 1) \times (n - 1) = 0,86$			

$F_\phi > F_T$ $217326,11 > 6,6$ существенные различия между вариантами при 5 % уровне значимости.

$F_\phi > F_T$ $217326,11 > 16,3$ существенные различия между вариантами при 1 % уровне значимости.

Приложение А

Таблица А.4

Разница содержания ^{115m}Cd в вегетативной массе томатов в зависимости от способа орошения

Вариант	повторения						Суммы по вариантам V	$\bar{x}$
	1	2	3	4	5	6		
1 дожд	83,0	82,5	80,1	80,4	80,6	83,0	489,6	81,6
2 капель	12,1	11,5	10,4	10,6	10,7	11,3	66,6	11,1
Суммы по повторениям Р	95,1	94,0	90,5	91,0	91,3	94,3	556,2	$\bar{X}_0 = 46,4$

Произвольное начало $A = 46$

Общее число наблюдений $l \times n = 2 \times 6 = 12$

Корректирующий фактор $C = \frac{[\text{сумма } (X - A)]^2}{l \times n} = \frac{17,6}{12} = 1,5$

Виды варьирования: (общее) $C_y = \text{сумма } (X - A)^2 - C = (1369+1332,3+1162,8+1183,4+1197,2+1369+1149,2+1190,2+1267,4+1253,2+1246,1+1204,1) - 1,5 = 14922,4$

(повторений) $C_p = \text{сумма } P_A^2 : l - C = (9,6+4,0+2,25+1,0+0,49+5,3) : 2 - 1,5 = 9,82$

(вариантов) $C_v = \text{сумма } V_A^2 : n - C = 14910,7$

(остаточное) $C_z = C_y - (C_p + C_v) = 14922,4 - (9,82+14910,7) = 1,9$

Отклонения и квадраты отклонений от произвольного начала $A = 46$

Вар	X-A						V_A	Квадраты отклонений						V_A^2
	1	2	3	4	5	6		1	2	3	4	5	6	
1	37,0	36,5	34,1	34,4	34,6	37,0	213,6	1369	1332,3	1162,8	1183,4	1197,2	1369	45625
2	-33,9	-34,5	-35,6	-35,4	-35,3	-34,7	-209,4	1149,2	1190,2	1267,4	1253,2	1246,1	1204,1	43848,4
P_A	3,1	2,0	-1,5	-1,0	-0,7	2,3	Сумма (X-A)= =4,2	9,6	4,0	2,25	1,0	0,49	5,3	[сумма (X-A)] ² = =17,6

Таблица дисперсионного анализа

Вид рассеяния	Сумма квадратов	Число степеней свободы и	Средний квадрат S^2	F		
				Фактическое	теоретическое	
					0,05	0,01
общее	14922,4	$l \times n - 1 = 11$				
повторений	9,82	$n - 1 = 5$				
вариантов	14910,7	$l - 1 = 1$	$S_v^2 = C_v : (l - 1) = 14910,7$	39238,7	6,6	16,3
остаточное	1,9	$(l-1) \times (n-1) = 5$	$S_z^2 = C_z : (l - 1) \times (n - 1) = 0,38$			

$F_{\phi} > F_{\tau}$ 39238,7 > 6,6 существенные различия между вариантами при 5 % уровне значимости.

$F_{\phi} > F_{\tau}$ 39238,7 > 16,3 существенные различия между вариантами при 1 % уровне значимости.

Приложение А

Таблица А.5

Разница содержания ^{238}U в вегетативной массе томатов в зависимости от способа орошения

Вариант	повторения						Суммы по вариантам V	$\bar{x}$
	1	2	3	4	5	6		
1 дожд	47,9	48,0	46,8	46,5	46,5	47,5	283,2	47,2
2 капел	35,4	35,1	34,9	34,5	34,1	34,8	208,8	34,8
Суммы по повторениям Р	83,3	83,1	81,7	81,0	80,6	82,3	492,0	$\bar{X}_0 = 41$

Произвольное начало $A = 41$

Общее число наблюдений $l \times n = 2 \times 6 = 12$

Корректирующий фактор $C = \frac{[\text{сумма } (X - A)]^2}{l \times n} = 0$

Виды варьирования: (общее) $C_y = \text{сумма } (X - A)^2 - C = (47,61 + 49,0 + 33,64 + 30,25 + 30,25 + 42,25 + 31,36 + 34,81 + 37,21 + 42,25 + 47,61 + 38,44) - 0 = 464,68$

(повторений) $C_p = \text{сумма } P_A^2 : l - C = (1,69 + 1,21 + 0,09 + 1,0 + 1,96 + 0,09) : 2 - 0 = 3,02$

(вариантов) $C_v = \text{сумма } V_A^2 : n - C = (1383,8 + 1383,8) : 6 - 0 = 461,3$

(остаточное) $C_z = C_y - (C_p + C_v) = 464,68 - (3,02 + 461,3) = 0,36$

Отклонения и квадраты отклонений от произвольного начала $A = 41$

Вар	$X - A$						V_A	Квадраты отклонений						V_A^2
	1	2	3	4	5	6		1	2	3	4	5	6	
1	6,9	7,0	5,8	5,5	5,5	6,5	37,2	47,61	49,0	33,64	30,25	30,25	42,25	1383,8
2	-5,6	-5,9	-6,1	-6,5	-6,9	-6,2	-37,2	31,36	34,81	37,21	42,25	47,61	38,44	1383,8
P_A	3,1	2,0	-1,5	-1,0	-0,7	2,3	Сумма ($X-A$)= $= 0$	1,69	1,21	0,09	1,0	1,96	0,09	[сумма ($X-A$)] ² = $= 0$

Таблица дисперсионного анализа

Вид рассеяния	Сумма квадратов	Число степеней свободы и	Средний квадрат S^2	F		
				Фактическое	теоретическое	
					0,05	0,01
общее	464,68	$l \times n - 1 = 11$				
повторений	3,02	$n - 1 = 5$				
вариантов	461,3	$l - 1 = 1$	$S_v^2 = C_v : (l - 1) = 461,3$	6590	6,6	16,3
остаточное	0,36	$(l-1) \times (n-1) = 5$	$S_z^2 = C_z : (l - 1) \times (n - 1) = 0,07$			

$F_\phi > F_\tau$ $6590 > 6,6$ существенные различия между вариантами при 5 % уровне значимости.

$F_\phi > F_\tau$ $6590 > 16,3$ существенные различия между вариантами при 1 % уровне значимости.

Приложение А

Таблица А.6

Разница содержания ^{134}Cs в вегетативной массе моркови в зависимости от способа орошения

Вариант	повторения						Суммы по вариантам V	$\bar{x}$
	1	2	3	4	5	6		
1 дожд	122,9	122,0	121,0	120,2	120,1	121,0	727,2	121,2
2 капел	44,8	43,9	42,5	42,5	42,9	45,0	261,6	43,6
Суммы по повторениям Р	167,7	165,9	163,5	162,7	163,0	166,0	988,8	$\bar{X}_0 = 82,4$

Произвольное начало $A = 82$

Общее число наблюдений $l \times n = 2 \times 6 = 12$

Корректирующий фактор $C = \frac{[\text{сумма } (X - A)]^2}{l \times n} = 1,92$

Виды варьирования: (общее) $C_y = \text{сумма } (X - A)^2 - C = (1672,8 + 1600 + 1521 + 1459,2 + 1451,6 + 1521 + 1383,8 + 1451,6 + 1560,2 + 1560,2 + 1528,8 + 1369) - 1,92 = 18077,3$

(повторений) $C_p = \text{сумма } P_A^2 : l - C = (13,69 + 3,61 + 0,25 + 1,69 + 1,0 + 4,0) : 2 - 1,92 = 10,2$

(вариантов) $C_v = \text{сумма } V_A^2 : n - C = (55319,0 + 53084,2) : 6 - 1,92 = 18065,3$

(остаточное) $C_z = C_y - (C_p + C_v) = 18077,3 - (10,2 + 18065,3) = 1,8$

Отклонения и квадраты отклонений от произвольного начала $A = 41$

Вар	$X - A$						V_A	Квадраты отклонений						V_A^2
	1	2	3	4	5	6		1	2	3	4	5	6	
1	40,9	40,0	39,0	38,2	38,1	39,0	235,2	1672,8	1600	1521	1459,2	1451,6	1521	55319,0
2	-37,2	-38,1	-39,5	-39,5	-39,1	-37,0	-230,4	1383,8	1451,6	1560,2	1560,2	1528,8	1369	53084,2
P_A	3,7	1,9	-0,5	-1,3	-1,0	2,0	Сумма ($X-A$)= = 4,8	13,69	3,61	0,25	1,69	1,0	4,0	[сумма ($X-A$)] ² = = 23,04

Таблица дисперсионного анализа

Вид рассеяния	Сумма квадратов	Число степеней свободы u	Средний квадрат S^2	F		
				Фактическое	теоретическое	
					0,05	0,01
общее	18077,3	$l \times n - 1 = 11$				
повторений	10,2	$n - 1 = 5$				
вариантов	18065,3	$l - 1 = 1$	$S_v^2 = C_v : (l - 1) = 18065,3$	50181,4	6,6	16,3
остаточное	1,8	$(l-1) \times (n-1) = 5$	$S_z^2 = C_z : (l - 1) \times (n - 1) = 0,36$			

$F_{\phi} > F_{\tau}$ 50181,4 > 6,6 существенные различия между вариантами при 5 % уровне значимости.

$F_{\phi} > F_{\tau}$ 50181,4 > 16,3 существенные различия между вариантами при 1 % уровне значимости.

Приложение А

Таблица А.7

Разница содержания ^{65}Zn в вегетативной массе моркови в зависимости от способа орошения

Вариант	повторения						Суммы по вариантам V	$\bar{x}$
	1	2	3	4	5	6		
1 дожд	360,1	361,4	353,4	353,1	354,5	351,1	2133,6	355,6
2 капел	37,0	35,6	34,7	34,3	34,9	34,1	210,6	35,1
Суммы по повторениям Р	397,1	397,0	388,1	387,4	389,4	385,2	2344,2	$\bar{X}_0 = 195,4$

Произвольное начало $A = 195$

Общее число наблюдений $l \times n = 2 \times 6 = 12$

Корректирующий фактор $C = \frac{[\text{сумма } (X - A)]^2}{l \times n} = 1,47$

Виды варьирования: (общее) $C_y = \text{сумма } (X - A)^2 - C = (27258+27689+25091+24996+25440+24367+24964+25408+25696+25824+25632+25889) - 1,47 = 308254,0$

(повторений) $C_p = \text{сумма } P_A^2 : l - C = (50,41+49,0+3,61+6,76+0,36+23,04) : 2 - 1,47 = 65,12$

(вариантов) $C_v = \text{сумма } V_A^2 : n - C = 308160,2$

(остаточное) $C_z = C_y - (C_p + C_v) = 29,7$

Отклонения и квадраты отклонений от произвольного начала $A = 41$

Вар	$X - A$						V_A	Квадраты отклонений						V_A^2
	1	2	3	4	5	6		1	2	3	4	5	6	
1	165,1	166,4	158,4	158,1	159,5	156,1	963,6	27258	27689	25091	24996	25440	24367	928525
2	-158,0	-159,4	-160,3	-160,7	-160,1	-160,9	-959,4	24964	25408	25696	25824	25632	25889	920448
P_A	7,1	7,0	-1,9	-2,6	-0,6	-4,8	Сумма ($X-A$)= = 4,2	50,41	49,0	3,61	6,76	0,36	23,04	[сумма ($X-A$)] ² = = 17,64

Таблица дисперсионного анализа

Вид рассеяния	Сумма квадратов	Число степеней свободы u	Средний квадрат S^2	F		
				Фактическое	теоретическое	
					0,05	0,01
общее	308254,0	$l \times n - 1 = 11$				
повторений	65,12	$n - 1 = 5$				
вариантов	308160,2	$l - 1 = 1$	$S_v^2 = C_v : (l - 1) = 308160,2$	51878,8	6,6	16,3
остаточное	29,7	$(l-1) \times (n-1) = 5$	$S_z^2 = C_z : (l - 1) \times (n - 1) = 5,94$			

$F_{\phi} > F_T$ 51878,8 > 6,6 существенные различия между вариантами при 5 % уровне значимости.

$F_{\phi} > F_T$ 51878,8 > 16,3 существенные различия между вариантами при 1 % уровне значимости.

Приложение А

Таблица А.8

Разница содержания ^{115m}Cd в вегетативной массе моркови в зависимости от способа орошения

Вариант	повторения						Суммы по вариантам V	$\bar{x}$
	1	2	3	4	5	6		
1 дожд	97,4	96,2	94,8	93,5	94,2	94,5	570,6	95,1
2 капел	12,3	12,4	11,5	11,1	10,9	12,6	70,8	11,8
Суммы по повторениям Р	109,7	108,6	106,3	104,6	105,1	107,1	641,4	$\bar{X}_0 = 53,45$

Произвольное начало $A = 54$

Общее число наблюдений $l \times n = 2 \times 6 = 12$

Корректирующий фактор $C = \frac{[\text{сумма } (X - A)]^2}{l \times n} = \frac{17,6^2}{12} = 3,63$

Виды варьирования: (общее) $C_y = \text{сумма } (X - A)^2 - C = 20830$

(повторений) $C_p = \text{сумма } P_A^2 : l - C = 9,83$

(вариантов) $C_v = \text{сумма } V_A^2 : n - C = 20817$

(остаточное) $C_z = C_y - (C_p + C_v) = 14922,4 - (9,82 + 14910,7) = 3,0$

Отклонения и квадраты отклонений от произвольного начала $A = 41$

Вар	$X - A$						V_A	Квадраты отклонений						V_A^2
	1	2	3	4	5	6		1	2	3	4	5	6	
1	43,4	42,2	40,8	39,5	40,2	40,5	246,6	1883,6	1780,8	1664,6	1560,3	1616,0	1640,3	60811,6
2	-41,7	-41,6	-42,5	-42,9	-43,1	-41,4	-253,2	1738,9	1730,6	1806,3	1840,4	1857,6	1714	64110,2
P_A	1,7	0,6	-1,7	-3,4	-2,9	-0,9	Сумма ($X-A$)= = -6,6	2,89	0,36	2,89	11,56	8,41	0,81	[сумма ($X-A$)] ² = = 43,56

Таблица дисперсионного анализа

Вид рассеяния	Сумма квадратов	Число степеней свободы и	Средний квадрат S^2	F		
				Фактическое	теоретическое	
					0,05	0,01
общее	20830	$l \times n - 1 = 11$				
повторений	9,83	$n - 1 = 5$				
вариантов	20817	$l - 1 = 1$	$S_v^2 = C_v : (l - 1) = 20817$	34695	6,6	16,3
остаточное	3,0	$(l-1) \times (n-1) = 5$	$S_z^2 = C_z : (l - 1) \times (n - 1) = 0,6$			

$F_\phi > F_T$ 34695 > 6,6 существенные различия между вариантами при 5 % уровне значимости.

$F_\phi > F_T$ 34695 > 16,3 существенные различия между вариантами при 1 % уровне значимости.

Приложение А

Таблица А.9

Разница содержания ^{238}U в вегетативной массе моркови в зависимости от способа орошения

Вариант	повторения						Суммы по вариантам V	$\bar{x}$
	1	2	3	4	5	6		
1 дожд	50,9	49,0	48,0	47,0	47,3	46,4	288,6	48,1
2 капел	37,0	35,3	33,3	34,0	34,0	34,0	207,6	34,6
Суммы по повторениям Р	87,9	84,3	81,3	81,0	81,3	80,4	496,2	$\bar{X}_0 = 41,35$

Произвольное начало $A = 41$

Общее число наблюдений $l \times n = 2 \times 6 = 12$

Корректирующий фактор $C = \frac{[\text{сумма } (X - A)]^2}{l \times n} = \frac{17,6}{12} = 1,5$

Виды варьирования: (общее) $C_y = \text{сумма } (X - A)^2 - C = 569,14$

(повторений) $C_p = \text{сумма } P_A^2 : l - C = 20,8$

(вариантов) $C_v = \text{сумма } V_A^2 : n - C = 546,8$

(остаточное) $C_z = C_y - (C_p + C_v) = 14922,4 - (9,82 + 14910,7) = 1,5$

Отклонения и квадраты отклонений от произвольного начала $A = 41$

Вар	$X - A$						V_A	Квадраты отклонений						V_A^2
	1	2	3	4	5	6		1	2	3	4	5	6	
1	9,9	8,0	7,0	6,0	6,3	5,4	42,6	98,01	64	49	36	39,69	29,16	1815
2	-4,0	-5,7	-7,7	-7,0	-7,0	-7,0	-38,4	16	32,49	59,29	49	49	49	1475
P_A	5,9	2,3	-0,7	-1,0	-0,7	-1,6	Сумма ($X-A$)= = 4,2	34,8	5,29	0,49	1,0	0,49	2,6	[сумма ($X-A$)] ² = = 17,6

Таблица дисперсионного анализа

Вид рассеяния	Сумма квадратов	Число степеней свободы u	Средний квадрат S^2	F		
				Фактическое	теоретическое	
					0,05	0,01
общее	569,14	$l \times n - 1 = 11$				
повторений	20,8	$n - 1 = 5$				
вариантов	546,8	$l - 1 = 1$	$S_v^2 = C_v : (l - 1) = 546,8$	1822,7	6,6	16,3
остаточное	1,5	$(l-1) \times (n-1) = 5$	$S_z^2 = C_z : (l - 1) \times (n - 1) = 0,3$			

$F_\phi > F_\tau$ $1822,7 > 6,6$ существенные различия между вариантами при 5 % уровне значимости.

$F_\phi > F_\tau$ $1822,7 > 16,3$ существенные различия между вариантами при 1 % уровне значимости.

Приложение Б

Таблица Б.1

Динамика накопления радионуклидов в плодах томатов в зависимости от способа полива

Время отбора проб после полива, сут	Кп, (Бк / кг) / (Бк / м ²) × 10 ⁻³			
	дождевание	капельное ор.	по бороздам	подпочвенное ор.
1	2	3	4	5
1987г. ¹³⁴ Cs				
15	6,9 ± 0,4	2,2 ± 0,2	0,32 ± 0,007	0,35 ± 0,03
30	5,9 ± 0,6	1,5 ± 0,05	0,7 ± 0,2	0,40 ± 0,038
50	2,8 ± 0,2	0,9 ± 0,07	0,48 ± 0,03	0,41 ± 0,03
⁶⁵ Zn				
15	14,7 ± 0,16	10,0 ± 0,36	7,9 ± 1,0	7,2 ± 1,4
30	8,7 ± 0,17	10,9 ± 0,4	8,8 ± 1,3	8,1 ± 1,4
50	10,3 ± 0,8	10,9 ± 0,6	10,8 ± 2,0	8,3 ± 1,4
^{115m} Cd				
15	7,7 ± 0,3	4,9 ± 0,36	4,9 ± 0,09	3,1 ± 0,3
30	6,9 ± 0,4	4,9 ± 0,15	4,9 ± 0,35	3,4 ± 0,3
50	5,7 ± 0,15	5,2 ± 0,33	4,8 ± 0,04	3,4 ± 0,3
²³⁸ U				
15	9,0 ± 1,15	3,0 ± 0,57	0,9 ± 0,1	0,29 ± 0,04
30	7,3 ± 0,58	1,2 ± 0,2	1,8 ± 0,1	0,49 ± 0,1
50	1,7 ± 0,3	0,9 ± 0,2	1,1 ± 0,2	0,55 ± 0,1
1988г. ¹³⁴ Cs				
15	7,6 ± 0,4	2,0 ± 0,2	0,30 ± 0,007	0,34 ± 0,03
30	5,8 ± 0,6	1,6 ± 0,05	0,7 ± 0,2	0,40 ± 0,038
50	2,9 ± 0,2	0,8 ± 0,07	0,48 ± 0,03	0,40 ± 0,03

Продолжение таблицы Б.1

1	2	3	4	5
⁶⁵ Zn				
15	14,8 ± 0,16	10,1 ± 0,36	7,9 ± 1,0	7,2 ± 1,4
30	8,8 ± 0,17	10,8 ± 0,4	8,7 ± 1,3	8,1 ± 1,4
50	10,5 ± 0,8	10,8 ± 0,6	10,8 ± 2,0	8,3 ± 1,4
^{115m} Cd				
15	7,5 ± 0,3	4,9 ± 0,36	4,9 ± 0,09	3,0 ± 0,3
30	6,9 ± 0,4	5,0 ± 0,15	4,9 ± 0,35	3,4 ± 0,3
50	5,7 ± 0,15	5,0 ± 0,33	4,8 ± 0,04	3,5 ± 0,3
²³⁸ U				
15	9,0 ± 1,15	3,1 ± 0,57	0,8 ± 0,1	0,28 ± 0,04
30	7,1 ± 0,58	1,2 ± 0,2	1,9 ± 0,1	0,49 ± 0,1
50	1,8 ± 0,3	1,0 ± 0,2	1,2 ± 0,2	0,56 ± 0,1
^{1989r.} ¹³⁴ Cs				
15	7,6 ± 0,4	1,9 ± 0,2	0,27 ± 0,007	0,35 ± 0,03
30	6,0 ± 0,6	1,4 ± 0,05	0,6 ± 0,2	0,39 ± 0,038
50	2,9 ± 0,2	0,7 ± 0,07	0,49 ± 0,03	0,39 ± 0,03
⁶⁵ Zn				
15	15,0 ± 0,16	10,1 ± 0,36	7,9 ± 1,0	7,2 ± 1,4
30	8,5 ± 0,17	10,6 ± 0,4	8,6 ± 1,3	7,9 ± 1,4
50	10,0 ± 0,8	10,6 ± 0,6	11,0 ± 2,0	8,4 ± 1,4
^{115m} Cd				
15	7,2 ± 0,3	4,7 ± 0,36	4,7 ± 0,09	3,1 ± 0,3
30	6,8 ± 0,4	4,9 ± 0,15	4,7 ± 0,35	3,3 ± 0,3
50	5,8 ± 0,15	4,7 ± 0,33	5,0 ± 0,04	3,5 ± 0,3
²³⁸ U				
15	9,1 ± 1,15	3,0 ± 0,57	0,8 ± 0,1	0,26 ± 0,04
30	6,9 ± 0,58	1,0 ± 0,2	1,6 ± 0,1	0,50 ± 0,1
50	1,8 ± 0,3	1,1 ± 0,2	1,0 ± 0,2	0,55 ± 0,1

Продолжение таблицы Б.1

1	2	3	4	5
$^{1990}\text{r.}$ ^{134}Cs				
15	$7,4 \pm 0,4$	$2,0 \pm 0,2$	$0,28 \pm 0,007$	$0,36 \pm 0,03$
30	$6,0 \pm 0,6$	$1,2 \pm 0,05$	$0,5 \pm 0,2$	$0,38 \pm 0,038$
50	$2,7 \pm 0,2$	$0,8 \pm 0,07$	$0,43 \pm 0,03$	$0,38 \pm 0,03$
^{65}Zn				
15	$15,0 \pm 0,16$	$9,8 \pm 0,36$	$8,0 \pm 1,0$	$7,3 \pm 1,4$
30	$8,3 \pm 0,17$	$10,6 \pm 0,4$	$8,5 \pm 1,3$	$8,1 \pm 1,4$
50	$9,9 \pm 0,8$	$10,6 \pm 0,6$	$10,9 \pm 2,0$	$8,1 \pm 1,4$
$^{115\text{m}}\text{Cd}$				
15	$7,1 \pm 0,3$	$4,7 \pm 0,36$	$4,8 \pm 0,09$	$3,0 \pm 0,3$
30	$6,4 \pm 0,4$	$4,7 \pm 0,15$	$4,8 \pm 0,35$	$3,3 \pm 0,3$
50	$5,3 \pm 0,15$	$4,8 \pm 0,33$	$5,1 \pm 0,04$	$3,5 \pm 0,3$
^{238}U				
15	$8,6 \pm 1,15$	$2,7 \pm 0,57$	$0,7 \pm 0,1$	$0,26 \pm 0,04$
30	$6,9 \pm 0,58$	$1,1 \pm 0,2$	$1,6 \pm 0,1$	$0,50 \pm 0,1$
50	$1,4 \pm 0,3$	$1,1 \pm 0,2$	$1,0 \pm 0,2$	$0,55 \pm 0,1$
$^{1991}\text{r.}$ ^{134}Cs				
15	$7,4 \pm 0,4$	$2,0 \pm 0,2$	$0,29 \pm 0,007$	$0,36 \pm 0,03$
30	$5,7 \pm 0,6$	$1,4 \pm 0,05$	$0,6 \pm 0,2$	$0,39 \pm 0,038$
50	$2,6 \pm 0,2$	$0,8 \pm 0,07$	$0,47 \pm 0,03$	$0,39 \pm 0,03$
^{65}Zn				
15	$14,9 \pm 0,16$	$10,0 \pm 0,36$	$8,2 \pm 1,0$	$7,5 \pm 1,4$
30	$8,6 \pm 0,17$	$10,7 \pm 0,4$	$8,5 \pm 1,3$	$8,0 \pm 1,4$
50	$10,2 \pm 0,8$	$10,7 \pm 0,6$	$11,0 \pm 2,0$	$7,9 \pm 1,4$
$^{115\text{m}}\text{Cd}$				
15	$7,4 \pm 0,3$	$4,8 \pm 0,36$	$4,7 \pm 0,09$	$3,1 \pm 0,3$
30	$6,7 \pm 0,4$	$4,9 \pm 0,15$	$4,7 \pm 0,35$	$3,4 \pm 0,3$
50	$5,6 \pm 0,15$	$4,9 \pm 0,33$	$5,2 \pm 0,04$	$3,4 \pm 0,3$

Продолжение таблицы Б.1

^{238}U				
15	$8,9 \pm 1,15$	$2,9 \pm 0,57$	$0,8 \pm 0,1$	$0,26 \pm 0,04$
30	$7,0 \pm 0,58$	$1,1 \pm 0,2$	$1,6 \pm 0,1$	$0,51 \pm 0,1$
50	$1,7 \pm 0,3$	$1,0 \pm 0,2$	$1,1 \pm 0,2$	$0,56 \pm 0,1$

Приложение Б

Таблица Б.2

Разница содержания ^{134}Cs в плодах томатов в зависимости от срока уборки урожая при поливе растений дождеванием

Вариант	повторения						Суммы по вариантам V	$\bar{x}$
	1	2	3	4	5	6		
1 (15 _{сут})	6,8	7,6	7,5	7,4	7,5	7,6	44,4	7,4
2 (30 _{сут})	5,6	6,0	5,9	5,9	5,9	6,1	35,4	5,9
Суммы по повторениям Р	12,4	13,6	13,4	13,3	13,4	13,7	79,8	$\bar{X}_0 = 6,65$

Произвольное начало $A = 7$

Общее число наблюдений $l \times n = 2 \times 6 = 12$

Корректирующий фактор $C = \frac{[\text{сумма } (X - A)]^2}{l \times n} = \frac{17,6}{12} = 1,47$

Виды варьирования: (общее) $C_y = \text{сумма } (X - A)^2 - C = 7,35$

(повторений) $C_p = \text{сумма } P_A^2 : l - C = 0,54$

(вариантов) $C_v = \text{сумма } V_A^2 : n - C = 6,75$

(остаточное) $C_z = C_y - (C_p + C_v) = 14922,4 - (9,82 + 14910,7) = 0,06$

Отклонения и квадраты отклонений от произвольного начала $A = 7$

Вар	X – A						V_A	Квадраты отклонений						V_A^2
	1	2	3	4	5	6		1	2	3	4	5	6	
1	-0,2	0,6	0,5	0,4	0,5	0,6	2,4	0,04	0,36	0,25	0,16	0,25	0,36	5,76
2	-1,4	-1,0	-1,1	-1,1	-1,1	-0,9	-6,6	1,96	1,0	1,21	1,21	1,21	0,81	43,56
P_A	-1,6	-0,4	-0,6	-0,7	-0,6	-0,3	Сумма (X-A)= = -4,2	2,56	0,16	0,36	0,49	0,36	0,09	[сумма (X-A)] ² = = 17,64

Таблица дисперсионного анализа

Вид рассеяния	Сумма квадратов	Число степеней свободы u	Средний квадрат S^2	F		
				Фактическое	теоретическое	
					0,05	0,01
общее	7,35	$l \times n - 1 = 11$				
повторений	0,54	$n - 1 = 5$				
вариантов	6,75	$l - 1 = 1$	$S_v^2 = C_v : (l - 1) = 6,75$	562,5	6,6	16,3
остаточное	0,06	$(l-1) \times (n-1) = 5$	$S_z^2 = C_z : (l - 1) \times (n - 1) = 0,012$			

$F_\phi > F_\tau$ $562,5 > 6,6$ существенные различия между вариантами при 5 % уровне значимости.

$F_\phi > F_\tau$ $562,5 > 16,3$ существенные различия между вариантами при 1 % уровне значимости.

Приложение Б

Таблица Б.3

Разница содержания ^{65}Zn в плодах томатов в зависимости от срока уборки урожая при поливе растений дождеванием

Вариант	повторения						Суммы по вариантам V	$\bar{x}$
	1	2	3	4	5	6		
1 (15 _{сут})	14,5	14,8	14,9	15,0	14,9	15,3	89,4	14,9
2 (30 _{сут})	8,1	8,5	8,8	8,8	8,8	8,6	51,6	8,6
Суммы по повторениям Р	22,6	23,3	23,7	23,8	23,7	23,9	141,0	$\bar{X}_0 = 11,75$

Произвольное начало $A = 12$

Общее число наблюдений $l \times n = 2 \times 6 = 12$

Корректирующий фактор $C = \frac{[\text{сумма } (X - A)]^2}{l \times n} = 0,75$

Виды варьирования: (общее) $C_y = \text{сумма } (X - A)^2 - C = 119,79$

(повторений) $C_p = \text{сумма } P_A^2 : l - C = 0,59$

(вариантов) $C_v = \text{сумма } V_A^2 : n - C = 119,7$

(остаточное) $C_z = C_y - (C_p + C_v) = 14922,4 - (9,82 + 14910,7) = 0,13$

Отклонения и квадраты отклонений от произвольного начала $A = 12$

Вар	X – A						V_A	Квадраты отклонений						V_A^2
	1	2	3	4	5	6		1	2	3	4	5	6	
1	2,5	2,8	2,9	3,0	2,9	3,3	17,4	6,25	7,84	8,41	9,00	8,41	10,89	302,76
2	-3,9	-3,5	-3,2	-3,2	-3,2	-3,4	-20,4	15,21	12,25	10,24	10,24	10,24	11,56	416,16
P_A	-1,6	-0,4	-0,6	-0,7	-0,6	-0,3	Сумма (X-A)= = -4,2	2,56	0,16	0,36	0,49	0,36	0,09	[сумма (X-A)] ² = = 9,00

Таблица дисперсионного анализа

Вид рассеяния	Сумма квадратов	Число степеней свободы и	Средний квадрат S^2	F		
				Фактическое	теоретическое	
					0,05	0,01
общее	119,79	$l \times n - 1 = 11$				
повторений	0,59	$n - 1 = 5$				
вариантов	119,07	$l - 1 = 1$	$S_v^2 = C_v : (l - 1) = 119,07$	4579,6	6,6	16,3
остаточное	0,13	$(l-1) \times (n-1) = 5$	$S_z^2 = C_z : (l - 1) \times (n - 1) = 0,026$			

$F_\phi > F_\tau$ $4579,6 > 6,6$ существенные различия между вариантами при 5 % уровне значимости.

$F_\phi > F_\tau$ $4579,6 > 16,3$ существенные различия между вариантами при 1 % уровне значимости.

Приложение Б

Таблица Б.4

Динамика накопления радионуклидов в плодах томатов при поливе
дождеванием, Кп, (Бк/кг) / (Бк/м²) $\times 10^{-3}$ (по повторностям)

Время отбо- ра проб пос- ле полива, сут	Повторность					
	1	2	3	4	5	6
¹³⁴ Cs						
15	6,8 ± 0,4	7,6 ± 0,4	7,5 ± 0,4	7,4 ± 0,4	7,5 ± 0,4	7,6 ± 0,4
30	5,6 ± 0,6	6,0 ± 0,6	5,9 ± 0,6	5,9 ± 0,6	5,9 ± 0,6	6,1 ± 0,6
50	2,8 ± 0,2	3,0 ± 0,2	2,9 ± 0,2	2,7 ± 0,2	2,7 ± 0,2	2,7 ± 0,2
⁶⁵ Zn						
15	14,5 ± 0,16	14,8 ± 0,21	14,9 ± 0,16	15,0 ± 0,16	14,9 ± 0,16	15,3 ± 0,16
30	8,1 ± 0,17	8,5 ± 1,3	8,8 ± 1,3	8,8 ± 1,3	8,8 ± 1,3	8,6 ± 1,3
50	10,2 ± 0,8	10,7 ± 0,6	10,9 ± 2,0	10,6 ± 0,8	10,8 ± 0,6	10,7 ± 2,0
^{115m} Cd						
15	7,4 ± 0,3	7,9 ± 0,3	8,1 ± 0,3	6,9 ± 0,3	7,1 ± 0,3	7,0 ± 0,3
30	6,7 ± 0,4	7,1 ± 0,4	7,3 ± 0,4	6,2 ± 0,4	6,3 ± 0,4	6,6 ± 0,4
50	5,6 ± 0,15	6,0 ± 0,15	5,9 ± 0,15	5,2 ± 0,15	5,5 ± 0,15	5,5 ± 0,15
²³⁸ U						
15	8,9 ± 1,15	9,5 ± 1,15	9,2 ± 1,15	8,6 ± 1,15	8,6 ± 1,15	8,6 ± 1,15
30	7,0 ± 0,58	7,9 ± 0,58	7,7 ± 0,58	6,2 ± 0,58	6,5 ± 0,58	6,7 ± 0,58
50	1,7 ± 0,3	2,2 ± 0,3	2,0 ± 0,3	1,4 ± 0,3	1,4 ± 0,3	1,5 ± 0,3

Приложение Б

Таблица Б.5

Динамика накопления радионуклидов в плодах томатов при капельном орошении, Кп, (Бк/кг)/(Бк/м²) × 10⁻³

Время отбора проб после полива, сут	Повторность					
	1	2	3	4	5	6
¹³⁴ Cs						
15	2,0 ± 0,2	2,6 ± 0,2	2,3 ± 0,2	1,7 ± 0,2	1,6 ± 0,2	1,7 ± 0,2
30	1,4 ± 0,05	1,9 ± 0,05	1,7 ± 0,05	1,1 ± 0,05	1,1 ± 0,05	1,2 ± 0,05
50	0,83 ± 0,07	0,83 ± 0,07	0,83 ± 0,07	0,83 ± 0,07	0,83 ± 0,07	0,83 ± 0,07
⁶⁵ Zn						
15	10,0 ± 0,4	10,7 ± 0,4	10,3 ± 0,4	9,5 ± 0,4	9,7 ± 0,4	9,8 ± 0,4
30	10,7 ± 0,4	11,3 ± 0,4	11,3 ± 0,4	10,2 ± 0,4	10,3 ± 0,4	10,4 ± 0,4
50	10,7 ± 0,6	11,1 ± 0,6	11,0 ± 0,6	10,4 ± 0,6	10,4 ± 0,6	10,6 ± 0,6
^{115m} Cd						
15	4,8 ± 0,36	5,6 ± 0,36	5,2 ± 0,36	4,3 ± 0,36	4,4 ± 0,36	4,5 ± 0,36
30	4,9 ± 0,15	5,3 ± 0,15	5,4 ± 0,15	4,4 ± 0,15	4,7 ± 0,15	4,7 ± 0,15
50	4,9 ± 0,33	5,2 ± 0,33	5,4 ± 0,33	4,6 ± 0,33	4,5 ± 0,33	4,1 ± 0,33
²³⁸ U						
15	2,9 ± 0,57	3,5 ± 0,57	3,3 ± 0,57	2,5 ± 0,57	2,5 ± 0,57	2,7 ± 0,57
30	1,1 ± 0,2	1,6 ± 0,2	1,4 ± 0,2	0,8 ± 0,2	0,9 ± 0,2	0,8 ± 0,2
50	1,0 ± 0,04	1,3 ± 0,04	1,2 ± 0,04	0,9 ± 0,04	0,9 ± 0,04	0,7 ± 0,04

Приложение Б

Таблица Б.6

Динамика накопления радионуклидов в плодах томатов при поливе по бороздам, Кп, $(\text{Бк/кг})/(\text{Бк/м}^2) \times 10^{-3}$

Время отбора проб после полива, сут	Повторность					
	1	2	3	4	5	6
^{134}Cs						
15	$0,29 \pm 0,007$	$0,35 \pm 0,007$	$0,33 \pm 0,007$	$0,25 \pm 0,007$	$0,26 \pm 0,007$	$0,26 \pm 0,007$
30	$0,6 \pm 0,2$	$0,9 \pm 0,2$	$0,9 \pm 0,2$	$0,3 \pm 0,2$	$0,5 \pm 0,2$	$0,4 \pm 0,2$
50	$0,47 \pm 0,03$	$0,54 \pm 0,03$	$0,52 \pm 0,03$	$0,42 \pm 0,03$	$0,44 \pm 0,03$	$0,43 \pm 0,03$
^{65}Zn						
15	$8,0 \pm 1,0$	$8,9 \pm 1,0$	$8,8 \pm 1,0$	$7,5 \pm 1,0$	$7,4 \pm 1,0$	$7,4 \pm 1,0$
30	$8,6 \pm 1,3$	$9,3 \pm 1,3$	$9,3 \pm 1,3$	$8,1 \pm 1,3$	$8,1 \pm 1,3$	$8,2 \pm 1,3$
50	$10,9 \pm 2,0$	$11,4 \pm 2,0$	$11,5 \pm 2,0$	$10,6 \pm 2,0$	$10,5 \pm 2,0$	$10,5 \pm 2,0$
$^{115\text{m}}\text{Cd}$						
15	$4,8 \pm 0,09$	$4,5 \pm 0,09$	$4,2 \pm 0,09$	$5,2 \pm 0,09$	$5,1 \pm 0,09$	$5,0 \pm 0,09$
30	$4,8 \pm 0,35$	$5,4 \pm 0,35$	$5,3 \pm 0,35$	$4,3 \pm 0,35$	$4,4 \pm 0,35$	$4,6 \pm 0,35$
50	$5,0 \pm 0,04$	$5,7 \pm 0,04$	$5,6 \pm 0,04$	$5,4 \pm 0,04$	$5,5 \pm 0,04$	$5,4 \pm 0,04$
^{238}U						
15	$0,8 \pm 0,1$	$0,7 \pm 0,1$	$0,8 \pm 0,1$	$0,7 \pm 0,1$	$0,6 \pm 0,1$	$0,6 \pm 0,1$
30	$1,7 \pm 0,1$	$1,6 \pm 0,1$	$1,8 \pm 0,1$	$1,7 \pm 0,1$	$1,6 \pm 0,1$	$1,8 \pm 0,1$
50	$1,1 \pm 0,2$	$1,4 \pm 0,2$	$1,3 \pm 0,2$	$0,9 \pm 0,2$	$0,9 \pm 0,2$	$0,9 \pm 0,2$

Приложение Б

Таблица Б.7

Динамика накопления радионуклидов в плодах томатов при подпочвенном орошении, Кп, (Бк/кг) / (Бк/м²) × 10⁻³

Время отбора проб после полива, сут	Повторность					
	1	2	3	4	5	6
¹³⁴ Cs						
15	0,35 ± 0,03	0,38 ± 0,03	0,39 ± 0,03	0,33 ± 0,03	0,32 ± 0,03	0,33 ± 0,03
30	0,40 ± 0,038	0,44 ± 0,038	0,44 ± 0,038	0,37 ± 0,038	0,37 ± 0,038	0,38 ± 0,038
50	0,39 ± 0,03	0,45 ± 0,03	0,44 ± 0,03	0,34 ± 0,03	0,35 ± 0,03	0,37 ± 0,03
⁶⁵ Zn						
15	7,3 ± 1,4	8,0 ± 1,4	8,1 ± 1,4	6,7 ± 1,4	6,9 ± 1,4	6,8 ± 1,4
30	8,0 ± 1,4	8,6 ± 1,4	8,5 ± 1,4	7,7 ± 1,4	7,7 ± 1,4	7,6 ± 1,4
50	8,2 ± 1,4	9,0 ± 1,4	9,1 ± 1,4	7,6 ± 1,4	7,6 ± 1,4	7,7 ± 1,4
^{115m} Cd						
15	3,1 ± 0,3	3,4 ± 0,3	3,4 ± 0,3	2,8 ± 0,3	2,9 ± 0,3	3,0 ± 0,3
30	3,4 ± 0,3	3,6 ± 0,3	3,7 ± 0,3	3,2 ± 0,3	3,2 ± 0,3	3,3 ± 0,3
50	3,5 ± 0,3	3,7 ± 0,3	3,7 ± 0,3	3,4 ± 0,3	3,4 ± 0,3	3,3 ± 0,3
²³⁸ U						
15	0,27 ± 0,04	0,29 ± 0,04	0,30 ± 0,04	0,25 ± 0,04	0,25 ± 0,04	0,26 ± 0,04
30	0,5 ± 0,1	0,6 ± 0,1	0,5 ± 0,1	0,6 ± 0,1	0,4 ± 0,1	0,4 ± 0,1
50	0,56 ± 0,1	0,60 ± 0,1	0,59 ± 0,1	0,54 ± 0,1	0,54 ± 0,1	0,53 ± 0,1

Приложение В

Коэффициенты перехода (Кп) радионуклидов в урожай корнеплодов
моркови в зависимости от способа полива

Способ орошения	Радионуклиды, (Бк/кг) / (Бк/м ²) × 10 ⁻³			
	¹³⁴ Cs	⁶⁵ Zn	^{115m} Cd	²³⁸ U
1987г.				
Дождевание	9,7 ± 0,26	32,3 ± 0,89	86,8 ± 3,50	3,5 ± 0,15
Капельное	3,4 ± 0,60	9,5 ± 1,50	65,9 ± 4,60	1,6 ± 0,14
По бороздам	1,8 ± 0,12	10,0 ± 1,60	49,9 ± 9,80	0,85 ± 0,046
Подпочвенное	1,9 ± 0,04	7,7 ± 0,28	13,7 ± 1,76	0,78 ± 0,06
1988г.				
Дождевание	9,4 ± 0,26	32,0 ± 0,89	85,6 ± 3,50	3,0 ± 0,15
Капельное	3,4 ± 0,60	9,7 ± 1,50	67,9 ± 4,60	1,2 ± 0,14
По бороздам	1,9 ± 0,12	9,7 ± 1,60	49,5 ± 9,80	0,82 ± 0,046
Подпочвенное	1,9 ± 0,04	7,2 ± 0,28	12,7 ± 1,76	0,75 ± 0,06
1989г.				
Дождевание	9,5 ± 0,26	32,1 ± 0,89	86,1 ± 3,50	3,1 ± 0,15
Капельное	3,7 ± 0,60	9,3 ± 1,50	67,0 ± 4,60	1,6 ± 0,14
По бороздам	1,9 ± 0,12	9,8 ± 1,60	49,0 ± 9,80	0,80 ± 0,046
Подпочвенное	1,7 ± 0,04	7,2 ± 0,28	12,6 ± 1,76	0,77 ± 0,06
1990г.				
Дождевание	9,8 ± 0,26	32,7 ± 0,89	86,3 ± 3,50	3,2 ± 0,15
Капельное	3,2 ± 0,60	9,8 ± 1,50	66,5 ± 4,60	1,5 ± 0,14
По бороздам	1,9 ± 0,12	9,7 ± 1,60	49,0 ± 9,80	0,81 ± 0,046
Подпочвенное	1,9 ± 0,04	7,3 ± 0,28	13,0 ± 1,76	0,75 ± 0,06
1991г.				
Дождевание	9,9 ± 0,26	32,5 ± 0,89	85,9 ± 3,50	3,3 ± 0,15
Капельное	3,2 ± 0,60	9,6 ± 1,50	66,2 ± 4,60	1,6 ± 0,14
По бороздам	2,0 ± 0,12	9,8 ± 1,60	49,2 ± 9,80	0,82 ± 0,046
Подпочвенное	2,0 ± 0,04	7,2 ± 0,28	13,1 ± 1,76	0,76 ± 0,06

Приложение Г Коэффициенты перехода радионуклидов в надземную массу
моркови в зависимости от способа полива в период сбора
урожая корнеплодов (1987 – 1991г)

Способ орошения	Радионуклиды, (Бк / кг) / (Бк / м ²) × 10 ⁻³			
	¹³⁴ Cs	⁶⁵ Zn	^{115m} Cd	²³⁸ U
1987г.				
Дождевание	67,3 ± 4,3	40,5 ± 3,6	11,7 ± 1,20	3,8 ± 0,270
Капельное	9,2 ± 0,4	21,9 ± 1,2	7,9 ± 0,30	0,69 ± 0,029
По бороздам	3,8 ± 0,3	16,9 ± 2,6	14,8 ± 1,40	0,60 ± 0,036
Подпочвенное	1,4 ± 0,2	7,6 ± 0,3	6,4 ± 0,15	0,44 ± 0,033
1988г.				
Дождевание	67,1 ± 4,3	40,1 ± 3,6	12,0 ± 1,20	3,9 ± 0,270
Капельное	9,0 ± 0,4	21,0 ± 1,2	7,5 ± 0,30	0,63 ± 0,029
По бороздам	3,7 ± 0,3	16,7 ± 2,6	14,2 ± 1,40	0,59 ± 0,036
Подпочвенное	1,2 ± 0,2	7,4 ± 0,3	6,2 ± 0,15	0,42 ± 0,033
1989г.				
Дождевание	68,1 ± 4,3	39,6 ± 3,6	12,4 ± 1,20	3,5 ± 0,270
Капельное	8,7 ± 0,4	21,3 ± 1,2	7,5 ± 0,30	0,66 ± 0,029
По бороздам	3,4 ± 0,3	16,2 ± 2,6	13,7 ± 1,40	0,56 ± 0,036
Подпочвенное	1,2 ± 0,2	7,1 ± 0,3	6,0 ± 0,15	0,41 ± 0,033
1990г.				
Дождевание	68,4 ± 4,3	39,7 ± 3,6	12,6 ± 1,20	3,3 ± 0,270
Капельное	8,6 ± 0,4	21,6 ± 1,2	7,4 ± 0,30	0,68 ± 0,029
По бороздам	3,5 ± 0,3	16,2 ± 2,6	13,8 ± 1,40	0,56 ± 0,036
Подпочвенное	1,1 ± 0,2	7,1 ± 0,3	6,0 ± 0,15	0,41 ± 0,033
1991г.				
Дождевание	67,9 ± 4,3	40,0 ± 3,6	12,3 ± 1,20	3,5 ± 0,270
Капельное	8,8 ± 0,4	21,6 ± 1,2	7,6 ± 0,30	0,68 ± 0,029
По бороздам	3,7 ± 0,3	16,4 ± 2,6	14,0 ± 1,40	0,55 ± 0,036
Подпочвенное	1,2 ± 0,2	7,2 ± 0,3	6,0 ± 0,15	0,41 ± 0,033

Приложение Д Динамика накопления радионуклидов в вегетативной массе
томатов в зависимости от способа полива

Время отбора проб после по- лива, сут	Кп, (Бк / кг) / (Бк / м ²) × 10 ⁻³			
	дождевание	капельное ор.	по бороздам	подпочв.ор.
1	2	3	4	5
1987г. ¹³⁴ Cs				
15	43,6 ± 2,96	8,2 ± 0,88	5,7 ± 0,3	1,5 ± 0,19
30	27,0 ± 0,58	3,0 ± 0,33	4,3 ± 0,3	1,6 ± 0,14
50	18,9 ± 2,6	1,8 ± 0,3	2,3 ± 0,07	1,6 ± 0,3
⁶⁵ Zn				
15	91,3 ± 3,19	18,1 ± 1,6	11,2 ± 0,58	7,7 ± 1,3
30	53,3 ± 3,3	24,8 ± 1,8	14,0 ± 0,3	9,3 ± 1,66
50	28,1 ± 0,6	20,3 ± 0,3	14,7 ± 0,59	9,3 ± 1,4
^{115m} Cd				
15	45,0 ± 2,3	15,6 ± 0,3	6,3 ± 0,3	3,0 ± 0,19
30	29,0 ± 1,3	10,9 ± 1,1	6,7 ± 0,3	3,3 ± 0,3
50	13,9 ± 1,2	7,9 ± 0,3	7,2 ± 0,2	3,3 ± 0,1
²³⁸ U				
15	38,4 ± 1,4	13,2 ± 2,0	2,6 ± 0,3	1,5 ± 0,15
30	18,2 ± 2,3	2,3 ± 0,1	2,6 ± 0,06	0,8 ± 0,019
50	5,7 ± 0,7	1,0 ± 0,04	2,6 ± 0,06	0,8 ± 0,1
1988г. ¹³⁴ Cs				
15	43,8 ± 2,96	8,3 ± 0,88	5,6 ± 0,3	1,6 ± 0,19
30	26,4 ± 0,58	3,0 ± 0,33	4,1 ± 0,3	1,5 ± 0,14
50	18,8 ± 2,6	1,8 ± 0,3	2,2 ± 0,07	1,5 ± 0,3
⁶⁵ Zn				
15	90,9 ± 3,19	17,8 ± 1,6	11,0 ± 0,58	7,5 ± 1,3
30	53,1 ± 3,3	24,7 ± 1,8	13,8 ± 0,3	9,2 ± 1,66
50	27,6 ± 0,6	20,0 ± 0,3	14,6 ± 0,59	9,2 ± 1,4

Продолжение приложения Д

1	2	3	4	5
^{115m} Cd				
15	44,7 ± 2,3	15,4 ± 0,3	6,4 ± 0,3	3,1 ± 0,19
30	28,9 ± 1,3	10,9 ± 1,1	6,8 ± 0,3	3,3 ± 0,3
50	13,9 ± 1,2	7,7 ± 0,3	7,3 ± 0,2	3,3 ± 0,1
²³⁸ U				
15	38,2 ± 1,4	13,1 ± 2,0	2,7 ± 0,3	1,4 ± 0,15
30	18,0 ± 2,3	2,2 ± 0,1	2,7 ± 0,06	0,7 ± 0,019
50	5,6 ± 0,7	0,9 ± 0,04	2,6 ± 0,06	0,7 ± 0,1
1989г. ¹³⁴ Cs				
15	43,0 ± 2,96	7,8 ± 0,88	5,0 ± 0,3	1,5 ± 0,19
30	25,1 ± 0,58	2,6 ± 0,33	3,8 ± 0,3	1,5 ± 0,14
50	18,2 ± 2,6	1,6 ± 0,3	2,0 ± 0,07	1,5 ± 0,3
⁶⁵ Zn				
15	89,0 ± 3,19	17,3 ± 1,6	1 0,3 ± 0,58	7,2 ± 1,3
30	52,1 ± 3,3	24,6 ± 1,8	13,4 ± 0,3	9,3 ± 1,66
50	27,8 ± 0,6	20,0 ± 0,3	14,1 ± 0,59	9,3 ± 1,4
^{115m} Cd				
15	43,3 ± 2,3	15,4 ± 0,3	6,1 ± 0,3	2,8 ± 0,19
30	27,0 ± 1,3	10,8 ± 1,1	6,7 ± 0,3	3,2 ± 0,3
50	13,3 ± 1,2	7,7 ± 0,3	7,0 ± 0,2	3,3 ± 0,1
²³⁸ U				
15	38,2 ± 1,4	12,6 ± 2,0	2,4 ± 0,3	1,4 ± 0,15
30	18,0 ± 2,3	2,0 ± 0,1	2,4 ± 0,06	0,8 ± 0,019
50	5,1 ± 0,7	0,8 ± 0,04	2,4 ± 0,06	0,8 ± 0,1
1990г. ¹³⁴ Cs				
15	43,3 ± 2,96	7,8 ± 0,88	5,0 ± 0,3	1,4 ± 0,19
30	25,4 ± 0,58	2,7 ± 0,33	3,8 ± 0,3	1,6 ± 0,14
50	18,2 ± 2,6	1,7 ± 0,3	2,0 ± 0,07	1,6 ± 0,3

Продолжение приложения Д

1	2	3	4	5
⁶⁵ Zn				
15	89,4 ± 3,19	17,4 ± 1,6	10,4 ± 0,58	7,3 ± 1,3
30	52,0 ± 3,3	24,2 ± 1,8	13,3 ± 0,3	8,8 ± 1,66
50	26,5 ± 0,6	18,6 ± 0,3	14,0 ± 0,59	8,8 ± 1,4
^{115m} Cd				
15	43,2 ± 2,3	14,8 ± 0,3	6,1 ± 0,3	2,8 ± 0,19
30	26,9 ± 1,3	10,2 ± 1,1	6,5 ± 0,3	3,2 ± 0,3
50	13,2 ± 1,2	7,4 ± 0,3	6,9 ± 0,2	3,2 ± 0,1
²³⁸ U				
15	36,5 ± 1,4	12,6 ± 2,0	2,4 ± 0,3	1,3 ± 0,15
30	17,4 ± 2,3	2,0 ± 0,1	2,6 ± 0,06	0,8 ± 0,019
50	5,3 ± 0,7	0,8 ± 0,04	2,6 ± 0,06	0,8 ± 0,1
¹⁹⁹ Ir. ¹³⁴ Cs				
15	43,4 ± 2,96	8,0 ± 0,88	5,3 ± 0,3	1,5 ± 0,19
30	25,5 ± 0,58	2,8 ± 0,33	4,0 ± 0,3	1,6 ± 0,14
50	18,4 ± 2,6	1,6 ± 0,3	2,0 ± 0,07	1,6 ± 0,3
⁶⁵ Zn				
15	88,3 ± 3,19	17,0 ± 1,6	10,4 ± 0,58	7,3 ± 1,3
30	52,0 ± 3,3	24,2 ± 1,8	13,5 ± 0,3	8,9 ± 1,66
50	26,6 ± 0,6	18,7 ± 0,3	14,1 ± 0,59	8,9 ± 1,4
^{115m} Cd				
15	43,3 ± 2,3	14,9 ± 0,3	6,1 ± 0,3	2,8 ± 0,19
30	27,3 ± 1,3	10,2 ± 1,1	6,4 ± 0,3	3,3 ± 0,3
50	13,3 ± 1,2	7,4 ± 0,3	7,0 ± 0,2	3,3 ± 0,1
²³⁸ U				
15	36,6 ± 1,4	12,6 ± 2,0	2,4 ± 0,3	1,3 ± 0,15
30	17,5 ± 2,3	2,0 ± 0,1	2,6 ± 0,06	0,8 ± 0,019
50	5,2 ± 0,7	0,9 ± 0,04	2,6 ± 0,06	0,8 ± 0,1

Приложение Ж

Таблица Ж.1 Коэффициент первичного задерживания радионуклидов и
загрязнение надземной массы овощных культур и пшеницы из
поливной воды при поливе посевов дождеванием

Культура	^{134}Cs		^{238}U	
	Кпз	Кп	Кпз	Кп
1	2	3	4	5
1987г.				
Редис	3,2	$402,0 \pm 25,4$	0,13	$15,9 \pm 0,3$
Щавель	12,4	$722,0 \pm 6,6$	0,4	$28,0 \pm 1,5$
Петрушка	6,7	$449,2 \pm 25,2$	1,7	$110,7 \pm 5,7$
Лук	0,18	$23,7 \pm 1,6$	0,12	$15,6 \pm 0,7$
Чеснок	0,3	$18,2 \pm 1,9$	0,25	$15,1 \pm 0,7$
Перец болгар.	1,1	$87,5 \pm 2,6$	0,63	$47,9 \pm 2,6$
Баклажан	0,7	$133,4 \pm 15,5$	0,38	$70,5 \pm 1,7$
Укроп	1,8	$109,1 \pm 2,7$	0,17	$12,3 \pm 0,6$
Салат	17,2	$410,1 \pm 6,4$	0,9	$24,0 \pm 1,9$
Томаты	2,1	$231,2 \pm 15,3$	0,4	$48,9 \pm 1,9$
Морковь	2,0	$118,6 \pm 11,8$	0,9	$54,7 \pm 1,6$
Пшеница вегет. масса	1,5	$50,7 \pm 7,1$	0,08	$3,1 \pm 0,4$
Капуста ассим. лист	0,5	$76,3 \pm 2,5$	0,02	$2,70 \pm 0,07$
Капуста кроющ. лист	0,3	$53,8 \pm 2,2$	0,007	$1,1 \pm 0,04$
1988г.				
Редис	3,2	$399,0 \pm 25,4$	0,12	$15,9 \pm 0,3$
Щавель	12,4	$719,0 \pm 6,6$	0,4	$29,0 \pm 1,5$
Петрушка	6,7	$448,1 \pm 25,2$	1,7	$108,7 \pm 5,7$
Лук	0,20	$23,7 \pm 1,6$	0,12	$15,4 \pm 0,7$
Чеснок	0,3	$18,1 \pm 1,9$	0,24	$14,9 \pm 0,7$
Перец болгар.	1,1	$86,5 \pm 2,6$	0,60	$47,5 \pm 2,6$

Продолжение таблицы Ж.1

1	2	3	4	5
Баклажан	0,7	133,2 ± 15,5	0,37	69,5 ± 1,7
Укроп	1,1	108,1 ± 2,7	0,17	12,2 ± 0,6
Салат	17,1	408,6 ± 6,4	0,9	23,9 ± 1,9
Томаты	2,0	231,1 ± 15,3	0,4	48,8 ± 1,9
Морковь	2,0	118,5 ± 11,8	0,9	54,6 ± 1,6
Пшеница вегет. масса	1,4	50,7 ± 7,1	0,08	3,0 ± 0,4
Капуста асс. лист	0,5	76,0 ± 2,5	0,02	2,69 ± 0,07
Капуста кроющ. лист	0,3	53,5 ± 2,2	0,007	1,1 ± 0,04
1989г.				
Редис	2,9	385,0 ± 25,4	0,12	15,7 ± 0,3
Щавель	11,7	705,0 ± 6,6	0,3	28,0 ± 1,5
Петрушка	6,7	436,9 ± 25,2	1,5	108,7 ± 5,7
Лук	0,17	21,2 ± 1,6	0,11	14,2 ± 0,7
Чеснок	0,3	17,4 ± 1,9	0,22	14,0 ± 0,7
Перец болгар.	0,9	86,5 ± 2,6	0,49	44,3 ± 2,6
Баклажан	0,7	130,0 ± 15,5	0,38	69,5 ± 1,7
Укроп	1,5	104,1 ± 2,7	0,16	12,2 ± 0,6
Салат	16,6	392,5 ± 6,4	0,8	21,3 ± 1,9
Томаты	2,0	227,5 ± 15,3	0,4	48,7 ± 1,9
Морковь	1,9	114,6 ± 11,8	0,8	54,6 ± 1,6
Пшеница вегет. масса	1,4	50,5 ± 7,1	0,08	2,6 ± 0,4
Капуста асс. лист	0,4	71,0 ± 2,5	0,02	2,64 ± 0,07
Капуста кроющ. лист	0,3	51,2 ± 2,2	0,007	1,0 ± 0,04
1990г.				
Редис	2,8	382,0 ± 25,4	0,11	15,2 ± 0,3
Щавель	11,7	705,0 ± 6,6	0,4	22,0 ± 1,5
Петрушка	6,2	437,8 ± 25,2	1,6	102,7 ± 5,7
Лук	0,17	21,5 ± 1,6	0,12	14,1 ± 0,7

Продолжение таблицы Ж.1

1	2	3	4	5
Чеснок	0,3	17,4 ± 1,9	0,22	14,1 ± 0,7
Перец болгар.	1,0	81,5 ± 2,6	0,49	44,3 ± 2,6
Баклажан	0,6	130,2 ± 15,5	0,33	64,5 ± 1,7
Укроп	1,6	104,1 ± 2,7	0,15	9,7 ± 0,6
Салат	16,6	392,7 ± 6,4	0,9	21,6 ± 1,9
Томаты	1,9	227,6 ± 15,3	0,4	46,1 ± 1,9
Морковь	2,0	114,8 ± 11,8	0,9	50,8 ± 1,6
Пшеница вегет. масса	1,3	47,8 ± 7,1	0,07	2,7 ± 0,4
Капуста асс. лист	0,5	71,2 ± 2,5	0,02	2,64 ± 0,07
Капуста кроющ. лист	0,3	51,4 ± 2,2	0,007	1,1 ± 0,04
1991г.				
Редис	2,9	381,0 ± 25,4	0,12	15,2 ± 0,3
Щавель	11,7	705,0 ± 6,6	0,4	22,0 ± 1,5
Петрушка	6,3	436,9 ± 25,2	1,5	103,7 ± 5,7
Лук	0,17	21,5 ± 1,6	0,12	14,2 ± 0,7
Чеснок	0,3	17,4 ± 1,9	0,22	14,0 ± 0,7
Перец болгар.	0,9	81,5 ± 2,6	0,50	44,5 ± 2,6
Баклажан	0,7	130,1 ± 15,5	0,33	64,5 ± 1,7
Укроп	1,5	104,1 ± 2,7	0,16	9,8 ± 0,6
Салат	16,6	392,7 ± 6,4	0,9	21,6 ± 1,9
Томаты	2,0	227,7 ± 15,3	0,4	46,1 ± 1,9
Морковь	2,0	114,9 ± 11,8	0,9	51,9 ± 1,6
Пшеница вегет. масса	1,4	47,9 ± 7,1	0,08	2,7 ± 0,4
Капуста асс.лист	0,5	71,5 ± 2,5	0,02	2,64 ± 0,07
Капуста кроющ. лист	0,3	51,4 ± 2,2	0,007	1,1 ± 0,04

Примечание: в графе 2,4 – Кпз, %; в графе 3,5 – Кп, (Бк / кг) / (Бк / м²) × 10⁻³. Пробы отобраны через 2 часа после полива растений водой, содержащей радионуклиды.

Таблица Ж.2 Кп ^{134}Cs надземной массой овощных культур и пшеницы из
поливной воды при поливе посевов дождеванием, (Бк/ кг)/(Бк/м²) $\times 10^{-3}$

Культура	Повторность					
	1	2	3	4	5	6
Редис	390,0 $\pm$ 25,4	380,0 $\pm$ 25,4	385,0 $\pm$ 25,4	391,0 $\pm$ 25,4	400,0 $\pm$ 25,4	395,0 $\pm$ 25,4
Щавель	711,0 $\pm$ 6,6	699,0 $\pm$ 6,6	701,0 $\pm$ 6,6	710,0 $\pm$ 6,6	724,0 $\pm$ 6,6	721,0 $\pm$ 6,6
Петрушка	441,7 $\pm$ 25,2	427,7 $\pm$ 25,2	432,7 $\pm$ 25,2	441,7 $\pm$ 25,2	453,7 $\pm$ 25,2	452,7 $\pm$ 25,2
Лук	22,3 $\pm$ 1,6	20,3 $\pm$ 1,6	19,3 $\pm$ 1,6	22,3 $\pm$ 1,6	25,3 $\pm$ 1,6	24,3 $\pm$ 1,6
Чеснок	17,7 $\pm$ 1,9	16,2 $\pm$ 1,9	17,4 $\pm$ 1,9	17,7 $\pm$ 1,9	19,4 $\pm$ 1,9	17,8 $\pm$ 1,9
Перец болгар.	84,5 $\pm$ 2,6	82,2 $\pm$ 2,6	86,0 $\pm$ 2,6	87,0 $\pm$ 2,6	83,0 $\pm$ 2,6	84,2 $\pm$ 2,6
Баклажан	131,4 $\pm$ 15,5	126,3 $\pm$ 15,5	127,3 $\pm$ 15,5	131,6 $\pm$ 15,5	137,2 $\pm$ 15,5	134,6 $\pm$ 15,5
Укроп	106,1 $\pm$ 2,7	99,1 $\pm$ 2,7	102,1 $\pm$ 2,7	110,1 $\pm$ 2,7	112,1 $\pm$ 2,7	107,1 $\pm$ 2,7
Салат	399,3 $\pm$ 6,4	387,3 $\pm$ 6,4	389,3 $\pm$ 6,4	409,3 $\pm$ 6,4	413,3 $\pm$ 6,4	397,3 $\pm$ 6,4
Томаты	229,0 $\pm$ 15,3	220,0 $\pm$ 15,3	217,0 $\pm$ 15,3	235,0 $\pm$ 15,3	235,0 $\pm$ 15,3	238,0 $\pm$ 15,3
Морковь	116,3 $\pm$ 11,8	113,3 $\pm$ 11,8	110,3 $\pm$ 11,8	122,3 $\pm$ 11,8	121,3 $\pm$ 11,8	114,3 $\pm$ 11,8
Пшеница вегет. масса	49,5 $\pm$ 7,1	46,5 $\pm$ 7,1	45,5 $\pm$ 7,1	52,5 $\pm$ 7,1	53,5 $\pm$ 7,1	49,5 $\pm$ 7,1
Капуста асс. лист	73,2 $\pm$ 2,5	69,2 $\pm$ 2,5	68,2 $\pm$ 2,5	76,2 $\pm$ 2,5	75,2 $\pm$ 2,5	77,2 $\pm$ 2,5
Капуста кроющ. лист	52,2 $\pm$ 2,2	49,2 $\pm$ 2,2	48,2 $\pm$ 2,2	55,2 $\pm$ 2,2	51,2 $\pm$ 2,2	55,2 $\pm$ 2,2

Таблица Ж.3 Кп ^{238}U надземной массой овощных культур и пшеницы из поливной воды при поливе посевов дождеванием, $(\text{Бк/кг})/(\text{Бк/м}^2) \times 10^{-3}$

Культура	Повторность					
	1	2	3	4	5	6
Редис	15,6 ± 0,3	12,5 ± 0,3	14,3 ± 0,3	14,8 ± 0,3	16,7 ± 0,3	18,7 ± 0,3
Щавель	26,0 ± 1,5	22,0 ± 1,5	24,0 ± 1,5	29,0 ± 1,5	30,0 ± 1,5	25,0 ± 1,5
Петрушка	106,7 ± 5,7	99,5 ± 5,7	103,0 ± 5,7	111,6 ± 5,7	111,7 ± 5,7	107,7 ± 5,7
Лук	14,7 ± 0,7	13,7 ± 0,7	12,7 ± 0,7	13,7 ± 0,7	15,7 ± 0,7	17,7 ± 0,7
Чеснок	14,4 ± 0,7	12,4 ± 0,7	13,4 ± 0,7	15,4 ± 0,7	15,4 ± 0,7	15,4 ± 0,7
Перец болгар.	45,7 ± 2,6	39,5 ± 2,6	42,0 ± 2,6	49,6 ± 2,6	50,7 ± 2,6	46,7 ± 2,6
Баклажан	67,5 ± 1,7	60,1 ± 1,7	71,7 ± 1,7	63,8 ± 1,7	68,4 ± 1,7	73,2 ± 1,7
Укроп	11,2 ± 0,6	10,1 ± 0,6	11,2 ± 0,6	11,5 ± 0,6	12,0 ± 0,6	11,2 ± 0,6
Салат	22,5 ± 1,9	19,8 ± 1,9	21,3 ± 1,9	26,4 ± 1,9	21,5 ± 1,9	23,5 ± 1,9
Томаты	47,7 ± 1,9	43,9 ± 1,9	46,8 ± 1,9	44,7 ± 1,9	52,5 ± 1,9	50,6 ± 1,9
Морковь	53,5 ± 1,6	49,5 ± 1,6	50,5 ± 1,6	57,5 ± 1,6	55,5 ± 1,6	54,5 ± 1,6
Пшеница вегет. масса	2,8 ± 0,4	2,5 ± 0,4	3,0 ± 0,4	2,9 ± 0,4	2,9 ± 0,4	2,7 ± 0,4
Капуста асс. лист	2,66 ± 0,07	2,52 ± 0,07	2,63 ± 0,07	2,78 ± 0,07	2,68 ± 0,07	2,69 ± 0,07
Капуста кроющ. лист	1,1 ± 0,04	0,9 ± 0,04	1,0 ± 0,04	1,4 ± 0,04	1,2 ± 0,04	1,0 ± 0,04

Приложение К Коэффициенты перехода (Кп) радионуклидов в надземную массу сельскохозяйственных культур в зависимости от их биологических особенностей, при уборке урожая (1987 – 1991г)

Культура	Время отбора проб после полива, сут	Радионуклиды, (Бк / кг) / (Бк / м ²) × 10 ⁻³	
		¹³⁴ Cs	²³⁸ U
1	2	3	4
1987г.			
Томаты	50	19,5 ± 2,7	3,8 ± 0,2
Укроп	30	5,0 ± 0,4	1,2 ± 0,1
Морковь	70	71,5 ± 4,1	4,5 ± 0,3
Салат	30	2,7 ± 0,1	1,0 ± 0,1
Перец болгарский	30	0,9 ± 0,1	2,4 ± 0,2
Редис	11	68,6 ± 11,0	6,6 ± 0,5
Чеснок	30	6,8 ± 0,3	
Пшеница	35	12,7 ± 1,5	0,9 ± 0,1
Лук	30	3,1 ± 0,1	
Баклажаны	30	2,4 ± 0,1	0,5 ± 0,02
Петрушка	30	9,6 ± 1,9	2,3 ± 0,2
Щавель	30	10,0 ± 1,8	1,5 ± 0,1
Капуста ассимилирующий лист	110	5,5 ± 0,6	1,0 ± 0,1
1988г.			
Томаты	50	19,4 ± 2,7	3,7 ± 0,2
Укроп	30	5,0 ± 0,4	1,2 ± 0,1
Морковь	70	71,3 ± 4,1	4,4 ± 0,3
Салат	30	2,7 ± 0,1	0,9 ± 0,1
Перец болгарский	30	0,9 ± 0,1	2,3 ± 0,2
Редис	11	68,4 ± 11,0	6,6 ± 0,5
Чеснок	30	6,6 ± 0,3	

1	2	3	4
Пшеница	35	12,6 ± 1,5	0,8 ± 0,1
Лук	30	3,1 ± 0,1	
Баклажаны	30	2,2 ± 0,1	0,4 ± 0,02
Петрушка	30	9,5 ± 1,9	2,2 ± 0,2
Щавель	30	9,8 ± 1,8	1,4 ± 0,1
Капуста ассими- лирующий лист	110	5,3 ± 0,6	0,9 ± 0,1
1989г.			
Томаты	50	17,8 ± 2,7	3,7 ± 0,2
Укроп	30	4,7 ± 0,4	1,0 ± 0,1
Морковь	70	68,7 ± 4,1	4,0 ± 0,3
Салат	30	2,5 ± 0,1	0,9 ± 0,1
Перец болгарский	30	0,8 ± 0,1	2,1 ± 0,2
Редис	11	65,6 ± 11,0	6,5 ± 0,5
Чеснок	30	6,4 ± 0,3	
Пшеница	35	12,5 ± 1,5	0,8 ± 0,1
Лук	30	3,0 ± 0,1	
Баклажаны	30	2,1 ± 0,1	0,4 ± 0,02
Петрушка	30	7,7 ± 1,9	2,2 ± 0,2
Щавель	30	9,4 ± 1,8	1,4 ± 0,1
Капуста ассими- лирующий лист	110	4,9 ± 0,6	0,9 ± 0,1
1990г.			
Томаты	50	17,7 ± 2,7	3,5 ± 0,2
Укроп	30	4,6 ± 0,4	1,0 ± 0,1
Морковь	70	68,4 ± 4,1	4,0 ± 0,3
Салат	30	2,6 ± 0,1	0,8 ± 0,1
Перец болгарский	30	0,7 ± 0,1	2,1 ± 0,2
Редис	11	65,5 ± 11,0	6,0 ± 0,5
Чеснок	30	6,3 ± 0,3	
Пшеница	35	10,2 ± 1,5	0,8 ± 0,1
Лук	30	2,7 ± 0,1	
Баклажаны	30	2,1 ± 0,1	0,4 ± 0,02

1	2	3	4
Петрушка	30	7,6 ± 1,9	2,1 ± 0,2
Щавель	30	9,3 ± 1,8	1,3 ± 0,1
Капуста ассими- лирующий лист	110	5,0 ± 0,6	0,8 ± 0,1
1991г.			
Томаты	50	17,7 ± 2,7	3,5 ± 0,2
Укроп	30	4,6 ± 0,4	1,0 ± 0,1
Морковь	70	68,5 ± 4,1	4,0 ± 0,3
Салат	30	2,5 ± 0,1	0,8 ± 0,1
Перец болгарский	30	0,8 ± 0,1	2,0 ± 0,2
Редис	11	65,5 ± 11,0	6,0 ± 0,5
Чеснок	30	6,3 ± 0,3	
Пшеница	35	10,1 ± 1,5	0,7 ± 0,1
Лук	30	2,7 ± 0,1	
Баклажаны	30	2,2 ± 0,1	0,4 ± 0,02
Петрушка	30	7,6 ± 1,9	2,1 ± 0,2
Щавель	30	9,4 ± 1,8	1,4 ± 0,1
Капуста ассими- лирующий лист	110	4,9 ± 0,6	0,9 ± 0,1

Приложение Л Коэффициенты перехода (Кп) радионуклидов в товарную часть
овощных культур, (1987 – 1991г)

Культура	Время отбора проб после по- лива, сут	Кп, (Бк / кг) / (Бк / м ²) × 10 ⁻³	
		¹³⁴ Cs	²³⁸ U
1	2	3	4
1987г.			
Редис	11	14,0 ± 0,67	4,1 ± 0,15
Лук	30	4,2 ± 0,15	
Чеснок	30	5,3 ± 0,10	1,9 ± 0,20
Перец болгарский	30	0,7 ± 0,07	1,0 ± 0,05
Баклажаны	30	0,9 ± 0,10	0,9 ± 0,10
Томаты	50	2,8 ± 0,30	1,0 ± 0,03
Морковь	70	10,6 ± 0,15	3,7 ± 0,20
Капуста	110	0,4 ± 0,04	0,2 ± 0,02
Пшеница	35	7,9 ± 0,40	1,7 ± 0,09
1988г.			
Редис	11	13,7 ± 0,67	4,1 ± 0,15
Лук	30	4,1 ± 0,15	
Чеснок	30	5,4 ± 0,10	1,9 ± 0,20
Перец болгарский	30	0,7 ± 0,07	0,9 ± 0,05
Баклажаны	30	0,8 ± 0,10	0,8 ± 0,10
Томаты	50	2,7 ± 0,30	1,0 ± 0,03
Морковь	70	10,4 ± 0,15	3,6 ± 0,20
Капуста	110	0,4 ± 0,04	0,2 ± 0,02
Пшеница	35	7,8 ± 0,40	1,7 ± 0,09
1989г.			
Редис	11	12,4 ± 0,67	4,0 ± 0,15
Лук	30	4,1 ± 0,15	
Чеснок	30	5,3 ± 0,10	1,7 ± 0,20
Перец болгарский	30	0,7 ± 0,07	0,9 ± 0,05

1	2	3	4
Баклажаны	30	0,8 ± 0,10	0,9 ± 0,10
Томаты	50	2,5 ± 0,30	1,0 ± 0,03
Морковь	70	10,4 ± 0,15	3,6 ± 0,20
Капуста	110	0,4 ± 0,04	0,2 ± 0,02
Пшеница	35	7,4 ± 0,40	1,6 ± 0,09
1990г.			
Редис	11	12,3 ± 0,67	3,7 ± 0,15
Лук	30	3,9 ± 0,15	
Чеснок	30	5,1 ± 0,10	1,7 ± 0,20
Перец болгарский	30	0,7 ± 0,07	0,9 ± 0,05
Баклажаны	30	0,8 ± 0,10	0,9 ± 0,10
Томаты	50	2,5 ± 0,30	1,0 ± 0,03
Морковь	70	9,0 ± 0,15	3,4 ± 0,20
Капуста	110	0,4 ± 0,04	0,2 ± 0,02
Пшеница	35	7,4 ± 0,40	1,5 ± 0,09
1991г.			
Редис	11	12,2 ± 0,67	3,6 ± 0,15
Лук	30	3,8 ± 0,15	
Чеснок	30	5,0 ± 0,10	1,7 ± 0,20
Перец болгарский	30	0,6 ± 0,07	0,8 ± 0,05
Баклажаны	30	0,7 ± 0,10	0,8 ± 0,10
Томаты	50	2,5 ± 0,30	0,9 ± 0,03
Морковь	70	8,7 ± 0,15	3,3 ± 0,20
Капуста	110	0,3 ± 0,04	0,2 ± 0,02
Пшеница	35	7,4 ± 0,40	1,5 ± 0,09

Приложение М

Таблица М.1 Динамика накопления радиоактивных веществ в ассимилирующих листьях капусты в зависимости от количества полива посевов дождеванием водой, содержащей радионуклиды

Межполивной период, сут	Кп, (Бк / кг) / (Бк / м ²)×10 ⁻³	
	¹³⁴ Cs	²³⁸ U
1	2	3
1987г.		
1	2,8 ± 0,3	4,73 ± 0,07
14	15,5 ± 1,7	6,90 ± 1,4
28	20,6 ± 1,3	8,79 ± 1,2
42	25,5 ± 2,05	11,42 ± 1,28
57	28,6 ± 2,01	13,60 ± 1,2
1	2	3
84	32,8 ± 0,5	13,60 ± 1,4
1988г.		
1	2,7 ± 0,3	4,64 ± 0,07
14	5,4 ± 1,7	6,89 ± 1,4
28	20,7 ± 1,3	8,70 ± 1,2
42	25,2 ± 2,05	11,32 ± 1,28
57	28,3 ± 2,01	13,50 ± 1,2
84	32,5 ± 0,5	13,50 ± 1,4
1989г.		
1	2,5 ± 0,3	4,28 ± 0,07
14	15,4 ± 1,7	6,86 ± 1,4
28	18,9 ± 1,3	8,59 ± 1,2
42	23,1 ± 2,05	11,32 ± 1,28
57	24,7 ± 2,01	10,90 ± 1,2
84	28,1 ± 0,5	10,90 ± 1,4
1990г.		
1	2,5 ± 0,3	4,24 ± 0,07
14	13,4 ± 1,7	6,76 ± 1,4

28	$18,9 \pm 1,3$	$8,00 \pm 1,2$
42	$23,0 \pm 2,05$	$8,62 \pm 1,28$
57	$24,9 \pm 2,01$	$10,90 \pm 1,2$
84	$28,0 \pm 0,5$	$10,90 \pm 1,4$
1991г.		
1	$2,5 \pm 0,3$	$4,27 \pm 0,07$
14	$13,4 \pm 1,7$	$6,75 \pm 1,4$
28	$19,0 \pm 1,3$	$7,97 \pm 1,2$
42	$23,2 \pm 2,05$	$8,52 \pm 1,28$
57	$25,1 \pm 2,01$	$11,00 \pm 1,2$
84	$28,5 \pm 0,5$	$11,00 \pm 1,4$

Таблица М.2 Динамика накопления (Кп) ^{238}U в ассимилирующих

листьях капусты в зависимости от количества полива

посевов дождеванием водой, содержащей радионуклиды,

 $(\text{Бк/кг})/(\text{Бк/м}^2) \times 10^{-3}$

Межполивной период, сут	Повторность					
	1	2	3	4	5	6
1	4,43 ± 0,07	4,13 ± 0,07	4,13 ± 0,07	4,63 ± 0,07	4,73 ± 0,07	4,53 ± 0,07
14	6,83 ± 1,4	6,43 ± 1,4	6,53 ± 1,4	7,03 ± 1,4	7,03 ± 1,4	7,13 ± 1,4
28	8,41 ± 1,2	8,01 ± 1,2	7,91 ± 1,2	8,81 ± 1,2	8,71 ± 1,2	8,61 ± 1,2
42	10,22 ± 1,28	9,12 ± 1,28	9,02 ± 1,28	10,22 ± 1,28	10,92 ± 1,28	11,22 ± 1,28
57	12,00 ± 1,2	11,03 ± 1,2	12,00 ± 1,2	11,04 ± 1,2	13,00 ± 1,2	13,00 ± 1,2
84	13,60 ± 1,4	12,60 ± 1,4	14,60 ± 1,4	12,60 ± 1,4	13,60 ± 1,4	14,60 ± 1,4

Таблица М.3 Динамика накопления (Кп) ^{134}Cs в ассимилирующих

листьях капусты в зависимости от количества полива

посевов дождеванием водой, содержащей радионуклиды,

 $(\text{Бк/кг})/(\text{Бк/м}^2) \times 10^{-3}$

Межполивной период, сут	Повторность					
	1	2	3	4	5	6
1	2,6 ± 0,3	2,2 ± 0,3	2,3 ± 0,3	2,8 ± 0,3	2,8 ± 0,3	2,9 ± 0,3
14	14,6 ± 1,7	12,9 ± 1,7	13,8 ± 1,7	14,6 ± 1,7	16,1 ± 1,7	15,6 ± 1,7
28	19,6 ± 1,3	16,9 ± 1,3	17,8 ± 1,3	21,2 ± 1,3	20,6 ± 1,3	21,5 ± 1,3
42	24,0 ± 2,05	22,9 ± 2,05	22,3 ± 2,05	25,0 ± 2,05	25,2 ± 2,05	24,7 ± 2,05
57	26,3 ± 2,01	23,9 ± 2,01	23,8 ± 2,01	28,0 ± 2,01	28,8 ± 2,01	27,0 ± 2,01
84	30,0 ± 0,5	27,9 ± 0,5	29,0 ± 0,5	31,5 ± 0,5	30,7 ± 0,5	30,9 ± 0,5

Приложение Н

Таблица Н.1 Динамика накопления радиоактивных веществ в кроющих листьях
капусты в зависимости от количества полива посевов
дождеванием водой, содержащей радионуклиды

Межполивной период, сут	Кп, (Бк / кг) / (Бк / м ²)×10 ⁻³	
	¹³⁴ Cs	²³⁸ U
1	2	3
1987г.		
1	1,7 ± 0,1	0,27 ± 0,024
14	3,3 ± 0,09	0,51 ± 0,08
28	10,0 ± 0,4	1,14 ± 0,08
42	15,9 ± 0,64	1,68 ± 0,09
57	14,5 ± 0,92	2,13 ± 0,05
84	14,5 ± 0,95	2,91 ± 0,1
1988г.		
1	1,6 ± 0,1	0,26 ± 0,024
14	3,1 ± 0,09	0,50 ± 0,08
28	9,8 ± 0,4	1,12 ± 0,08
42	15,8 ± 0,64	1,68 ± 0,09
57	14,5 ± 0,92	2,12 ± 0,05
84	14,5 ± 0,95	2,91 ± 0,1
1989г.		
1	1,2 ± 0,1	0,26 ± 0,024
14	2,9 ± 0,09	0,48 ± 0,08
28	9,4 ± 0,4	1,05 ± 0,08
42	14,2 ± 0,64	1,54 ± 0,09
57	14,3 ± 0,92	2,12 ± 0,05
84	14,3 ± 0,95	2,79 ± 0,1
1990г.		
1	1,2 ± 0,1	0,23 ± 0,024
14	2,8 ± 0,09	0,44 ± 0,08

1	2	3
28	$9,4 \pm 0,4$	$1,05 \pm 0,08$
42	$14,2 \pm 0,64$	$1,53 \pm 0,09$
57	$13,7 \pm 0,92$	$2,08 \pm 0,05$
84	$13,7 \pm 0,95$	$2,77 \pm 0,1$
1991г.		
1	$1,3 \pm 0,1$	$0,24 \pm 0,024$
14	$2,9 \pm 0,09$	$0,43 \pm 0,08$
28	$9,4 \pm 0,4$	$1,05 \pm 0,08$
42	$14,0 \pm 0,64$	$1,52 \pm 0,09$
57	$13,6 \pm 0,92$	$2,06 \pm 0,05$
84	$13,6 \pm 0,95$	$2,77 \pm 0,1$

Таблица Н.2 Динамика накопления (Кп) ^{134}Cs в кроющих листьях
 капусты в зависимости от количества полива посевов
 дождеванием водой, содержащей радионуклиды,
 $(\text{Бк/кг})/(\text{Бк/м}^2) \times 10^{-3}$

Межполивной период, сут	Повторность					
	1	2	3	4	5	6
1	$1,4 \pm 0,1$	$1,2 \pm 0,1$	$1,3 \pm 0,1$	$1,4 \pm 0,1$	$1,6 \pm 0,1$	$1,5 \pm 0,1$
14	$3,0 \pm 0,09$	$2,9 \pm 0,09$	$2,9 \pm 0,09$	$3,0 \pm 0,09$	$3,0 \pm 0,09$	$3,2 \pm 0,09$
28	$9,6 \pm 0,4$	$9,3 \pm 0,4$	$9,5 \pm 0,4$	$9,6 \pm 0,4$	$9,8 \pm 0,4$	$9,8 \pm 0,4$
42	$14,8 \pm 0,64$	$13,8 \pm 0,64$	$15,8 \pm 0,64$	$13,8 \pm 0,64$	$14,8 \pm 0,64$	$15,8 \pm 0,64$
57	$14,1 \pm 0,92$	$12,1 \pm 0,92$	$14,1 \pm 0,92$	$15,1 \pm 0,92$	$14,1 \pm 0,92$	$15,1 \pm 0,92$
84	$14,1 \pm 0,95$	$13,1 \pm 0,95$	$13,1 \pm 0,95$	$14,1 \pm 0,95$	$14,1 \pm 0,95$	$15,1 \pm 0,95$

Таблица Н.3 Динамика накопления (Кп) ^{238}U в кроющих листьях

капусты в зависимости от количества полива посевов

дождеванием водой, содержащей радионуклиды,

 $(\text{Бк/кг})/(\text{Бк/м}^2) \times 10^{-3}$

Межполивной период, сут	Повторность					
	1	2	3	4	5	6
1	0,25±0,024	0,23±0,024	0,24±0,024	0,25±0,024	0,27±0,024	0,26±0,024
14	0,47±0,08	0,43±0,08	0,44±0,08	0,49±0,08	0,49±0,08	0,50±0,08
28	1,08±0,08	1,04±0,08	1,04±0,08	1,11±0,08	1,10±0,08	1,11±0,08
42	1,59±0,09	1,42±0,09	1,49±0,09	1,69±0,09	1,69±0,09	1,66±0,09
57	2,10±0,05	2,02±0,05	2,05±0,05	2,13±0,05	2,16±0,05	2,14±0,05
84	2,83±0,1	2,68±0,1	2,63±0,1	2,91±0,1	2,95±0,1	2,98±0,1

Приложение П

Таблица П.1 Эмпирическая (1) и теоретическая (2) линии регрессии между количеством полива растений и накоплением радиоактивных веществ (^{134}Cs) в ассимилирующих листьях капусты, $K_p (\text{Бк/кг})/(\text{Бк/м}^2) \times 10^{-3}$, ($r = 0,81 \pm 0,28$)

Межполивной период, сут	$K_p, (\text{Бк} / \text{кг}) / (\text{Бк} / \text{м}^2) \times 10^{-3}$
	^{134}Cs
1	$1,4 \pm 0,1$
14	$3,0 \pm 0,09$
28	$9,6 \pm 0,4$
42	$14,8 \pm 0,64$
57	$14,1 \pm 0,92$
84	$14,1 \pm 0,95$

Значение признака		Отклон. от средней		Квадр. отклонен.		$(x-x_{cp.}) \times (y-y_{cp.})$
X, сут	Y, КП	$(x-x_{cp.})$	$(y-y_{cp.})$	$(x-x_{cp.})^2$	$(y-y_{cp.})^2$	
1	2,6	-36,7	-16,9	1346,9	285,6	638,8
14	14,6	-23,7	-4,9	561,7	24,0	121,5
28	19,6	-9,7	0,1	94,1	0,01	1,1
42	24,0	4,3	4,5	18,5	20,2	19,4
57	26,3	19,3	6,8	372,5	46,2	123,8
84	30,0	46,3	10,5	2143,7	110,2	548,1
Сумма x =226	Сумма y =226	0,2	0,0	Сумма $(x-x_{cp.})^2 =$ 4537,4	Сумма $(y-y_{cp.})^2 =$ 486,2	Сумма $(x-x_{cp.}) \times (y-y_{cp.})$ = 1448

$$x_{cp.} = 37,7 \quad y_{cp.} = 19,5 \quad S_x = 30 \quad S_y = 9,86$$

Сумма $(x-x_{cp.}) \times (y-y_{cp.})$

$$r = \frac{\text{Сумма } (x-x_{cp.}) \times (y-y_{cp.})}{n \times S_x \times S_y} = 0,82$$

$$S_r = 0,28 \quad t_{r(\phi)} = 2,93 \quad t_{05} = 2,8 \quad t_{r(\phi)} > t_{05} \quad 2,93 > 2,8$$

$$b_{yx} = 0,82 \frac{9,86}{30} = 0,27 \quad y = a + bx \quad a = y_{cp.} + b \times x_{cp.} = 9,32$$

$$y = 9,32 + 0,27x$$

Таблица П.2 Эмпирическая (1) и теоретическая (2) линии регрессии
 между количеством полива растений и накоплением
 радиоактивных веществ (^{238}U) в ассимилирующих листьях
 капусты Кп (Бк/кг)/(Бк/м²) $\times 10^{-3}$), ($r = 0,81 \pm 0,28$)

Межполивной период, сут	Кп, (Бк / кг) / (Бк / м ²) $\times 10^{-3}$
	^{238}U
1	$4,43 \pm 0,024$
14	$6,83 \pm 0,08$
28	$8,41 \pm 0,08$
42	$10,22 \pm 0,09$
57	$12,00 \pm 0,05$
84	$13,60 \pm 0,1$

Значение признака		Отклон. от средней		Квадр. отклонен.		$(x-x_{cp.}) \times (y-y_{cp.})$
X, сут	Y, КП	$(x-x_{cp.})$	$(y-y_{cp.})$	$(x-x_{cp.})^2$	$(y-y_{cp.})^2$	
1	4,43	-36,7	-4,77	1346,9	22,75	175,06
14	6,83	-23,7	-2,67	561,7	7,13	63,28
28	8,41	-9,7	-0,79	94,1	0,62	7,66
42	10,22	4,3	1,02	18,5	1,04	4,39
57	12,00	19,3	2,80	372,5	7,84	54,04
84	13,60	46,3	4,40	2143,7	19,36	203,72
Сумма $x = 226$	Сумма $y = 55,19$	0,2	0,0	Сумма $(x-x_{cp.})^2 = 4537,4$	Сумма $(y-y_{cp.})^2 = 58,74$	Сумма $(x-x_{cp.}) \times (y-y_{cp.}) = 508,15$

$$x_{cp.} = 37,7 \quad y_{cp.} = 9,2 \quad S_x = 30 \quad S_y = 3,43$$

$$r = \frac{\text{Сумма } (x-x_{cp.}) \times (y-y_{cp.})}{n \times S_x \times S_y} = 0,82$$

$$S_r = 0,28 \quad t_{r(\phi)} = 2,93 \quad t_{05} = 2,8 \quad t_{r(\phi)} > t_{05} \quad 2,93 > 2,8$$

$$b_{yx} = 0,82 \frac{3,43}{30} = 0,09 \quad y = a + bx \quad a = y_{cp.} + b \times x_{cp.} = 5,81$$

$$y = 5,81 + 0,09 \times x$$

Приложение Р Эмпирическая (1) и теоретическая (2) линии регрессии
 между количеством полива растений и накоплением
 радиоактивных веществ в кроющих листьях
 капусты Кп (Бк/кг)/(Бк/м²)×10⁻³, (r = 0,83±0,28)

Межполивной период, сут	Кп, (Бк / кг) / (Бк / м ²)×10 ⁻³
	²³⁸ U
1	0,25 ± 0,024
14	0,47 ± 0,08
28	1,08 ± 0,08
42	1,59 ± 0,09
57	2,10 ± 0,05
84	2,83 ± 0,1

Значение признака		Отклон. от средней		Квадр. отклонен.		$(x-x_{cp.}) \times (y-y_{cp.})$
X, сут	Y, КП	$(x-x_{cp.})$	$(y-y_{cp.})$	$(x-x_{cp.})^2$	$(y-y_{cp.})^2$	
1	0,25	-36,7	-1,14	1346,9	1,29	41,8
14	0,47	-23,7	-0,92	561,7	0,84	21,8
28	1,08	-9,7	-0,31	94,1	0,09	3,0
42	1,59	4,3	0,20	18,5	0,04	0,86
57	2,10	19,3	0,71	372,5	0,50	13,7
84	2,83	46,3	1,44	2143,7	2,07	66,67
Сумма $x = 226$	Сумма $y = 8,32$	0,2	0,2	Сумма $(x-x_{cp.})^2 = 4537,4$	Сумма $(y-y_{cp.})^2 = 4,83$	Сумма $(x-x_{cp.}) \times (y-y_{cp.}) = 147,83$

$$x_{cp.} = 37,7 \quad y_{cp.} = 1,39 \quad S_x = 30 \quad S_y = 0,98$$

$$r = \frac{\text{Сумма } (x-x_{cp.}) \times (y-y_{cp.})}{n \times S_x \times S_y} = 0,83$$

$$S_r = 0,27 \quad t_{r(\phi)} = 3,07 \quad t_{05} = 2,8 \quad t_{r(\phi)} > t_{05} \quad 3,07 > 2,8$$

$$b_{yx} = 0,83 \frac{0,98}{30} = 0,027 \quad y = a + bx \quad a = y_{cp.} + b \times x_{cp.} = 0,37$$

$$y = 0,37 + 0,027 \times x$$

Приложение С Некоторые физико – химические свойства изучаемых
радионуклидов (Шеуджен, 2003)

Показа- тели	Химические элементы										
	Cs	Co	Ce	Fe	Na	Zn	Hg	Mn	Ru	Ag	U
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Атомная масса	132,9	58,9	140,2	55,8	22,99	65,4	200,6	54,9	101,1	107,9	238
Поряд- ковый номер	55	27	58	26	11	30	80	25	44	47	92
Атомный радиус	265,4	125,3	182,5	124,1	153,7	133,2	160	124	134	144,4	138,5
Ионный радиус	165	82	94	67	98	83	112	91	77	89	89
Кова- лентный радиус	235	116	165	116,5	-	125	144	117	124	134	-
Электро- отрица- тель- ность по Полингу	0,79	1,88	1,12	1,83	0,93	1,65	2,00	1,55	2,20	1,93	1,38
Электро- отрица- тель- ность по Оллреду	0,86	1,70	1,06	1,64	1,01	1,66	1,44	1,60	1,42	1,42	1,22
Эффек- тивный заряд яд- ра по Слейтеру	2,20	3,40	2,85	3,75	2,20	4,35	4,35	3,69	3,75	4,20	5,20
Эффек- тивный заряд яд- ра по Клемен- ти	6,36	5,58	10,80	5,43	2,51	5,97	11,15	5,23	7,45	8,03	5,10

Продолжение прил.С											
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Эффек- тивный заряд яд- ра по Фрезе – Фишеру	8,56	7,63	10,57	7,40	3,21	8,28	16,22	7,17	10,57	11,35	4,61
Метал- лический радиус атома, A^0	2,68	2,25	1,83	1,26	1,89	1,39	1,60	1,30	1,34	1,44	1,53

Приложение III Накопление ^{90}Sr в приросте биомассы при поверхностном его
расположении на почве, Бк/кг

Годы исследований	Семечковые породы (яблоня сорт – «Супер Прекокс»)	
	Кора	Древесина
1992	$1,01 \times 10^4 \pm 0,99 \times 10^2$	$0,80 \times 10^4 \pm 0,88 \times 10^2$
1993	$1,91 \times 10^4 \pm 1,01 \times 10^2$	$1,08 \times 10^4 \pm 0,91 \times 10^2$
1994	$3,02 \times 10^4 \pm 1,11 \times 10^2$	$1,50 \times 10^4 \pm 0,92 \times 10^2$
1995	$5,31 \times 10^4 \pm 1,12 \times 10^2$	$1,99 \times 10^4 \pm 1,01 \times 10^2$
1996	$7,92 \times 10^4 \pm 1,56 \times 10^2$	$2,12 \times 10^4 \pm 1,01 \times 10^2$
1997	$9,20 \times 10^4 \pm 1,71 \times 10^2$	$2,59 \times 10^4 \pm 1,10 \times 10^2$
1998	$6,57 \times 10^4 \pm 1,69 \times 10^2$	$2,28 \times 10^4 \pm 1,10 \times 10^2$
1999	$5,99 \times 10^4 \pm 1,41 \times 10^2$	$1,91 \times 10^4 \pm 1,02 \times 10^2$
2000	$4,91 \times 10^4 \pm 1,38 \times 10^2$	$1,65 \times 10^4 \pm 0,98 \times 10^2$
2001	$4,00 \times 10^4 \pm 1,15 \times 10^2$	$1,60 \times 10^4 \pm 0,95 \times 10^2$
2002	$3,99 \times 10^4 \pm 0,99 \times 10^2$	$1,60 \times 10^4 \pm 0,94 \times 10^2$
2003	$3,98 \times 10^4 \pm 0,99 \times 10^2$	$1,60 \times 10^4 \pm 0,96 \times 10^2$
2004	$3,90 \times 10^4 \pm 1,02 \times 10^2$	$1,48 \times 10^4 \pm 0,95 \times 10^2$

Приложение Ю Накопление ^{90}Sr в приросте биомассы при заглублении его
в почву на глубину 50см, Бк/кг

Годы исследований	Семечковые породы (яблоня сорт – «Супер Прекокс»)	
	Кора	Древесина
1992	$0,95 \times 10^4 \pm 4,30 \times 10^2$	$0,80 \times 10^4 \pm 1,05 \times 10^2$
1993	$1,29 \times 10^4 \pm 4,58 \times 10^2$	$0,91 \times 10^4 \pm 1,35 \times 10^2$
1994	$2,99 \times 10^4 \pm 4,60 \times 10^2$	$1,55 \times 10^4 \pm 2,00 \times 10^2$
1995	$4,11 \times 10^4 \pm 5,01 \times 10^2$	$2,81 \times 10^4 \pm 2,01 \times 10^2$
1996	$6,12 \times 10^4 \pm 5,00 \times 10^2$	$4,99 \times 10^4 \pm 2,02 \times 10^2$
1997	$10,01 \times 10^4 \pm 6,38 \times 10^2$	$6,02 \times 10^4 \pm 2,12 \times 10^2$
1998	$2,38 \times 10^5 \pm 6,39 \times 10^2$	$9,31 \times 10^4 \pm 2,41 \times 10^2$
1999	$3,60 \times 10^5 \pm 6,41 \times 10^2$	$1,25 \times 10^5 \pm 2,59 \times 10^2$
2000	$4,01 \times 10^5 \pm 7,01 \times 10^2$	$1,99 \times 10^5 \pm 3,01 \times 10^2$
2001	$4,90 \times 10^5 \pm 7,11 \times 10^2$	$2,55 \times 10^5 \pm 3,02 \times 10^2$
2002	$6,12 \times 10^5 \pm 7,12 \times 10^2$	$2,85 \times 10^5 \pm 3,12 \times 10^2$
2003	$6,80 \times 10^5 \pm 7,32 \times 10^2$	$2,80 \times 10^5 \pm 3,51 \times 10^2$
2004	$6,20 \times 10^5 \pm 7,32 \times 10^2$	$2,80 \times 10^5 \pm 3,49 \times 10^2$

Приложение Я Накопление ^{90}Sr в приросте биомассы при поверхностном его
расположении на почве, Бк/кг

Годы исследований	Орехоплодные породы (фундук сорт – «Ата – баба»)	
	Кора	Древесина
1992	$1,12 \times 10^3 \pm 0,25 \times 10^2$	$4,88 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
1993	$1,58 \times 10^3 \pm 0,5 \times 10^2$	$5,96 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
1994	$1,99 \times 10^3 \pm 0,7 \times 10^2$	$6,62 \times 10^2 \pm 0,15 \times 10^2$
1995	$1,99 \times 10^3 \pm 0,7 \times 10^2$	$0,79 \times 10^3 \pm 0,20 \times 10^2$
1996	$1,92 \times 10^3 \pm 0,6 \times 10^2$	$0,72 \times 10^3 \pm 0,18 \times 10^2$
1997	$1,63 \times 10^3 \pm 0,6 \times 10^2$	$0,59 \times 10^3 \pm 0,12 \times 10^2$
1998	$1,49 \times 10^3 \pm 0,4 \times 10^2$	$0,46 \times 10^3 \pm 0,15 \times 10^2$
1999	$1,25 \times 10^3 \pm 0,3 \times 10^2$	$0,44 \times 10^3 \pm 0,12 \times 10^2$
2000	$1,06 \times 10^3 \pm 0,2 \times 10^2$	$0,44 \times 10^3 \pm 0,13 \times 10^2$
2001	$1,09 \times 10^3 \pm 0,2 \times 10^2$	$0,44 \times 10^3 \pm 0,12 \times 10^2$
2002	$1,09 \times 10^3 \pm 0,2 \times 10^2$	$0,40 \times 10^3 \pm 0,12 \times 10^2$
2003	$1,09 \times 10^3 \pm 0,2 \times 10^2$	$0,40 \times 10^3 \pm 0,12 \times 10^2$
2004	$1,12 \times 10^3 \pm 0,2 \times 10^2$	$0,40 \times 10^3 \pm 0,12 \times 10^2$

Приложение АА Накопление ^{90}Sr при поверхностном его расположении на почве
в хозяйственно – ценной части фундука и его органах, Бк/кг
(сорт – «Ата – баба»)

Околоплодник	ядро	сережки	листья	почки
1994г.				
$1,14 \times 10^2 \pm 20$	$8,79 \times 10^2 \pm 20$	фон	$11,12 \times 10^2 \pm 40$	$9,81 \times 10^2 \pm 20$
1995г.				
$1,14 \times 10^2 \pm 20$	$8,72 \times 10^2 \pm 20$	фон	$10,99 \times 10^2 \pm 40$	$9,76 \times 10^2 \pm 20$
1996г.				
$1,13 \times 10^2 \pm 20$	$8,66 \times 10^2 \pm 20$	фон	$10,83 \times 10^2 \pm 40$	$9,69 \times 10^2 \pm 20$
1997г.				
$1,12 \times 10^2 \pm 20$	$8,59 \times 10^2 \pm 20$	фон	$10,61 \times 10^2 \pm 40$	$9,60 \times 10^2 \pm 20$
1998г.				
$1,10 \times 10^2 \pm 20$	$8,55 \times 10^2 \pm 20$	фон	$10,45 \times 10^2 \pm 40$	$9,52 \times 10^2 \pm 20$
1999г.				
$1,08 \times 10^2 \pm 20$	$8,50 \times 10^2 \pm 20$	фон	$10,40 \times 10^2 \pm 40$	$9,41 \times 10^2 \pm 20$
2000г.				
$1,06 \times 10^2 \pm 20$	$8,50 \times 10^2 \pm 20$	фон	$10,36 \times 10^2 \pm 40$	$9,28 \times 10^2 \pm 20$
2001г.				
$1,02 \times 10^2 \pm 20$	$8,50 \times 10^2 \pm 20$	фон	$10,25 \times 10^2 \pm 40$	$9,21 \times 10^2 \pm 20$
2002г.				
$1,02 \times 10^2 \pm 20$	$8,45 \times 10^2 \pm 20$	фон	$10,20 \times 10^2 \pm 40$	$9,15 \times 10^2 \pm 20$
2003г.				
$1,03 \times 10^2 \pm 20$	$8,45 \times 10^2 \pm 20$	фон	$10,20 \times 10^2 \pm 40$	$9,15 \times 10^2 \pm 20$
2004г.				
$1,03 \times 10^2 \pm 20$	$8,45 \times 10^2 \pm 20$	фон	$10,20 \times 10^2 \pm 40$	$9,15 \times 10^2 \pm 20$

Ядро $y = 876 \times e^{(-0,00385 \times x)} \quad r = 0,940 \quad F = 76,5$

Приложение ББ Накопление ^{90}Sr при поверхностном его расположении на
почве в хозяйственно – ценной части яблони и ее органах, Бк/кг
(сорт – «Супер Прекокс»)

Околоплодник	Семен.камера	Семена	листья	Плод.образов.
1	2	3	4	5
1997г.				
$1,69 \times 10^4 \pm 1,12 \times 10^2$	$2,64 \times 10^4 \pm 0,90 \times 10^2$	$3,08 \times 10^4 \pm 0,85 \times 10^2$	$4,51 \times 10^4 \pm 3,10 \times 10^2$	$1,70 \times 10^4 \pm 0,90 \times 10^2$
1998г.				
$1,55 \times 10^4 \pm 1,12 \times 10^2$	$2,56 \times 10^4 \pm 0,90 \times 10^2$	$2,99 \times 10^4 \pm 0,85 \times 10^2$	$4,45 \times 10^4 \pm 3,10 \times 10^2$	$1,63 \times 10^4 \pm 0,90 \times 10^2$
1999г.				
$1,46 \times 10^4 \pm 1,12 \times 10^2$	$2,49 \times 10^4 \pm 0,90 \times 10^2$	$2,94 \times 10^4 \pm 0,85 \times 10^2$	$4,36 \times 10^4 \pm 3,10 \times 10^2$	$1,58 \times 10^4 \pm 0,90 \times 10^2$
2000г.				
$1,39 \times 10^4 \pm 1,12 \times 10^2$	$2,37 \times 10^4 \pm 0,90 \times 10^2$	$2,90 \times 10^4 \pm 0,85 \times 10^2$	$4,30 \times 10^4 \pm 3,10 \times 10^2$	$1,54 \times 10^4 \pm 0,90 \times 10^2$
2001г.				
$1,26 \times 10^4 \pm 1,12 \times 10^2$	$2,23 \times 10^4 \pm 0,90 \times 10^2$	$2,82 \times 10^4 \pm 0,85 \times 10^2$	$4,22 \times 10^4 \pm 3,10 \times 10^2$	$1,49 \times 10^4 \pm 0,90 \times 10^2$
2002г.				
$1,09 \times 10^4 \pm 1,12 \times 10^2$	$2,15 \times 10^4 \pm 0,90 \times 10^2$	$2,75 \times 10^4 \pm 0,85 \times 10^2$	$4,12 \times 10^4 \pm 3,10 \times 10^2$	$1,42 \times 10^4 \pm 0,90 \times 10^2$
2003г.				
$0,86 \times 10^4 \pm 1,12 \times 10^2$	$1,98 \times 10^4 \pm 0,90 \times 10^2$	$2,67 \times 10^4 \pm 0,85 \times 10^2$	$4,06 \times 10^4 \pm 3,10 \times 10^2$	$1,35 \times 10^4 \pm 0,90 \times 10^2$
2004г.				
$0,80 \times 10^4 \pm 1,12 \times 10^2$	$1,98 \times 10^4 \pm 0,90 \times 10^2$	$2,64 \times 10^4 \pm 0,85 \times 10^2$	$3,98 \times 10^4 \pm 3,10 \times 10^2$	$1,29 \times 10^4 \pm 0,90 \times 10^2$

Приложение ВВ Накопление в хозяйственно – ценной части яблони и ее
органах (сорт – «Супер Прекокс») ^{90}Sr при заглублении его на 50см

Околоплодник	Семен.камера	Семена	Листья	Плод.образов.
1	2	3	4	5
1997г.				
$3,85 \times 10^4 \pm 6,20 \times 10^2$	$7,77 \times 10^4 \pm 7,25 \times 10^2$	$8,90 \times 10^4 \pm 7,12 \times 10^2$	$3,66 \times 10^5 \pm 11,70 \times 10^2$	$2,43 \times 10^5 \pm 13,21 \times 10^2$
1998г.				
$3,90 \times 10^4 \pm 6,20 \times 10^2$	$7,90 \times 10^4 \pm 7,25 \times 10^2$	$8,96 \times 10^4 \pm 7,12 \times 10^2$	$3,70 \times 10^5 \pm 11,70 \times 10^2$	$2,51 \times 10^5 \pm 13,21 \times 10^2$
1999г.				
$3,94 \times 10^4 \pm 6,20 \times 10^2$	$7,96 \times 10^4 \pm 7,25 \times 10^2$	$9,01 \times 10^4 \pm 7,12 \times 10^2$	$3,77 \times 10^5 \pm 11,70 \times 10^2$	$2,59 \times 10^5 \pm 13,21 \times 10^2$
2000г.				
$3,99 \times 10^4 \pm 6,20 \times 10^2$	$7,98 \times 10^4 \pm 7,25 \times 10^2$	$9,08 \times 10^4 \pm 7,12 \times 10^2$	$3,83 \times 10^5 \pm 11,70 \times 10^2$	$2,65 \times 10^5 \pm 13,21 \times 10^2$
2001г.				
$4,08 \times 10^4 \pm 6,20 \times 10^2$	$8,01 \times 10^4 \pm 7,25 \times 10^2$	$9,14 \times 10^4 \pm 7,12 \times 10^2$	$3,90 \times 10^5 \pm 11,70 \times 10^2$	$2,70 \times 10^5 \pm 13,21 \times 10^2$
2002г.				
$4,20 \times 10^4 \pm 6,20 \times 10^2$	$8,09 \times 10^4 \pm 7,25 \times 10^2$	$9,24 \times 10^4 \pm 7,12 \times 10^2$	$4,04 \times 10^5 \pm 11,70 \times 10^2$	$2,82 \times 10^5 \pm 13,21 \times 10^2$
2003г.				
$4,29 \times 10^4 \pm 6,20 \times 10^2$	$8,17 \times 10^4 \pm 7,25 \times 10^2$	$9,35 \times 10^4 \pm 7,12 \times 10^2$	$4,12 \times 10^5 \pm 11,70 \times 10^2$	$2,91 \times 10^5 \pm 13,21 \times 10^2$
2004г.				
$4,39 \times 10^4 \pm 6,20 \times 10^2$	$8,22 \times 10^4 \pm 7,25 \times 10^2$	$9,44 \times 10^4 \pm 7,12 \times 10^2$	$4,18 \times 10^5 \pm 11,70 \times 10^2$	$2,99 \times 10^5 \pm 13,21 \times 10^2$

Приложение ГГ Накопление ^{90}Sr в приросте биомассы при поверхностном его
расположении на почве, Бк/кг

Годы исследований	Орехоплодные породы (фундук сорт – «Луиза»)	
	Кора	Древесина
1992	$7,81 \times 10^2 \pm 0,15 \times 10^2$	$2,99 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
1993	$7,81 \times 10^2 \pm 0,15 \times 10^2$	$3,01 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
1994	$1,03 \times 10^3 \pm 0,6 \times 10^2$	$3,99 \times 10^2 \pm 0,15 \times 10^2$
1995	$1,83 \times 10^3 \pm 0,9 \times 10^2$	$4,88 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$
1996	$1,05 \times 10^3 \pm 0,6 \times 10^2$	$4,48 \times 10^2 \pm 0,18 \times 10^2$
1997	$0,90 \times 10^3 \pm 0,4 \times 10^2$	$4,39 \times 10^2 \pm 0,12 \times 10^2$
1998	$0,85 \times 10^3 \pm 0,4 \times 10^2$	$3,46 \times 10^2 \pm 0,15 \times 10^2$
1999	$0,90 \times 10^3 \pm 0,3 \times 10^2$	$3,05 \times 10^2 \pm 0,12 \times 10^2$
2000	$1,06 \times 10^3 \pm 0,2 \times 10^2$	$2,99 \times 10^2 \pm 0,13 \times 10^2$
2001	$1,09 \times 10^3 \pm 0,2 \times 10^2$	$2,93 \times 10^2 \pm 0,12 \times 10^2$
2002	$1,09 \times 10^3 \pm 0,2 \times 10^2$	$2,90 \times 10^2 \pm 0,12 \times 10^2$
2003	$1,09 \times 10^3 \pm 0,2 \times 10^2$	$2,86 \times 10^2 \pm 0,12 \times 10^2$
2004	$1,02 \times 10^3 \pm 0,2 \times 10^2$	$2,78 \times 10^2 \pm 0,12 \times 10^2$

Приложение ДД Накопление в приросте биомассы ^{90}Sr при заглублении его
в почву на 50см, Бк/кг

Годы исследований	Орехоплодные породы (фундук сорт – «Луиза»)	
	Кора	Древесина
1992	$6,81 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$4,99 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$
1993	$6,62 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$4,16 \times 10^2 \pm 0,18 \times 10^2$
1994	$5,84 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$4,18 \times 10^2 \pm 0,23 \times 10^2$
1995	$5,08 \times 10^2 \pm 0,18 \times 10^2$	$4,02 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$
1996	$5,05 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$4,01 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
1997	$5,06 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$4,00 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$
1998	$5,91 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$3,82 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$
1999	$5,89 \times 10^2 \pm 1,12 \times 10^2$	$3,81 \times 10^2 \pm 0,21 \times 10^2$
2000	$5,01 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$3,80 \times 10^2 \pm 0,18 \times 10^2$
2001	$4,91 \times 10^2 \pm 0,17 \times 10^2$	$3,80 \times 10^2 \pm 0,16 \times 10^2$
2002	$4,92 \times 10^2 \pm 0,16 \times 10^2$	$3,80 \times 10^2 \pm 0,15 \times 10^2$
2003	$4,96 \times 10^2 \pm 0,15 \times 10^2$	$3,91 \times 10^2 \pm 0,15 \times 10^2$
2004	$4,91 \times 10^2 \pm 1,12 \times 10^2$	$3,98 \times 10^2 \pm 0,15 \times 10^2$

Приложение ЖЖ Накопление ^{90}Sr при поверхностном его расположении на почве
в хозяйственно – ценной части фундука и его органах
(сорт – «Луиза»)

Околоплодник	Ядро	Сережки	Листья	Почки
1994г.				
$0,44 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$6,18 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	фон	$7,84 \times 10^2 \pm 0,40 \times 10^2$	$7,10 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$
1995г.				
$0,46 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$6,24 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	фон	$7,87 \times 10^2 \pm 0,40 \times 10^2$	$7,13 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$
1996г.				
$0,50 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$6,29 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	фон	$7,95 \times 10^2 \pm 0,40 \times 10^2$	$7,17 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$
1997г.				
$0,57 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$6,36 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	фон	$8,00 \times 10^2 \pm 0,40 \times 10^2$	$7,23 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$
1998г.				
$0,62 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$6,42 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	фон	$8,10 \times 10^2 \pm 0,40 \times 10^2$	$7,29 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$
1999г.				
$0,64 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$6,43 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	фон	$8,13 \times 10^2 \pm 0,40 \times 10^2$	$7,33 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$
2000г.				
$0,66 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$6,47 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	фон	$8,17 \times 10^2 \pm 0,40 \times 10^2$	$7,35 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$
2001г.				
$0,68 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$6,48 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	фон	$8,20 \times 10^2 \pm 0,40 \times 10^2$	$7,36 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$
2002г.				
$0,72 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$6,51 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	фон	$8,24 \times 10^2 \pm 0,40 \times 10^2$	$7,38 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$
2003г.				
$0,76 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$6,61 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	фон	$8,28 \times 10^2 \pm 0,40 \times 10^2$	$7,40 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$
2004г.				
$0,77 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$6,63 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	фон	$8,31 \times 10^2 \pm 0,40 \times 10^2$	$7,45 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$

Для ядра

$$y = 616 + x \times 4,25$$

$$r = 0,986$$

$$F = 338$$

Приложение КК Накопление в хозяйственно – ценной части фундука и его
органах (сорт – «Луиза») ^{90}Sr при заглублении его на 50см

Околоплодник	Ядро	Сережки	Листья	Почки
1994г.				
$0,77 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$4,37 \times 10^2 \pm 0,26 \times 10^2$	фон	$7,34 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	фон
1995г.				
$0,76 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$4,35 \times 10^2 \pm 0,26 \times 10^2$	фон	$7,33 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	фон
1996г.				
$0,73 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$4,34 \times 10^2 \pm 0,26 \times 10^2$	фон	$7,30 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	фон
1997г.				
$0,68 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$4,33 \times 10^2 \pm 0,26 \times 10^2$	фон	$7,26 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	фон
1998г.				
$0,66 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$4,31 \times 10^2 \pm 0,26 \times 10^2$	фон	$7,23 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	фон
1999г.				
$0,64 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$4,29 \times 10^2 \pm 0,26 \times 10^2$	фон	$7,22 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	фон
2000г.				
$0,62 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$4,27 \times 10^2 \pm 0,26 \times 10^2$	фон	$7,21 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	фон
2001г.				
$0,57 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$4,24 \times 10^2 \pm 0,26 \times 10^2$	фон	$7,17 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	фон
2002г.				
$0,50 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$4,20 \times 10^2 \pm 0,26 \times 10^2$	фон	$7,12 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	фон
2003г.				
$0,45 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$4,15 \times 10^2 \pm 0,26 \times 10^2$	фон	$7,08 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	фон
2004г.				
$0,44 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$4,12 \times 10^2 \pm 0,26 \times 10^2$	фон	$7,05 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	фон

Для ядра

$$y = 442 + x \times (-2,45)$$

$$r = 0,972$$

$$F = 172$$

Приложение ЛЛ Накопление ^{90}Sr в приросте биомассы при поверхностном его
расположении на почве, Бк/кг

Годы исследований	Семечковые породы (яблоня сорт – «Ред Мелба»)	
	Кора	Древесина
1992	$0,87 \times 10^3 \pm 1,1 \times 10^2$	$0,59 \times 10^3 \pm 0,88 \times 10^2$
1993	$0,93 \times 10^3 \pm 1,1 \times 10^2$	$0,60 \times 10^3 \pm 0,91 \times 10^2$
1994	$1,59 \times 10^3 \pm 1,1 \times 10^2$	$0,80 \times 10^3 \pm 0,92 \times 10^2$
1995	$3,00 \times 10^3 \pm 1,4 \times 10^2$	$0,85 \times 10^3 \pm 1,01 \times 10^2$
1996	$4,18 \times 10^3 \pm 2,3 \times 10^2$	$0,89 \times 10^3 \pm 1,01 \times 10^2$
1997	$3,50 \times 10^3 \pm 1,5 \times 10^2$	$0,90 \times 10^3 \pm 1,10 \times 10^2$
1998	$2,6 \times 10^3 \pm 2,0 \times 10^2$	$1,2 \times 10^3 \pm 1,10 \times 10^2$
1999	$2,0 \times 10^3 \pm 2,1 \times 10^2$	$1,5 \times 10^3 \pm 1,02 \times 10^2$
2000	$1,1 \times 10^3 \pm 1,3 \times 10^2$	$0,90 \times 10^3 \pm 0,9 \times 10^2$
2001	$0,75 \times 10^3 \pm 1,1 \times 10^2$	$0,65 \times 10^3 \pm 0,95 \times 10^2$
2002	$0,70 \times 10^3 \pm 0,99 \times 10^2$	$0,60 \times 10^3 \pm 0,94 \times 10^2$
2003	$0,69 \times 10^3 \pm 0,99 \times 10^2$	$0,60 \times 10^3 \pm 0,96 \times 10^2$
2004	$0,63 \times 10^3 \pm 1,0 \times 10^2$	$0,50 \times 10^3 \pm 0,95 \times 10^2$

Приложение ММ Накопление ^{90}Sr в приросте биомассы при поверхностном его
расположении на почве, Бк/кг

Годы исследований	Семечковые породы (яблоня сорт – «Слава Победителям»)	
	Кора	Древесина
1992	$1,12 \times 10^3 \pm 1,16 \times 10^2$	$5,49 \times 10^2 \pm 0,38 \times 10^2$
1993	$1,26 \times 10^3 \pm 1,12 \times 10^2$	$6,20 \times 10^2 \pm 0,45 \times 10^2$
1994	$1,99 \times 10^3 \pm 1,25 \times 10^2$	$7,06 \times 10^2 \pm 0,48 \times 10^2$
1995	$3,94 \times 10^3 \pm 1,42 \times 10^2$	$6,99 \times 10^2 \pm 0,47 \times 10^2$
1996	$4,25 \times 10^3 \pm 1,56 \times 10^2$	$8,90 \times 10^2 \pm 0,50 \times 10^2$
1997	$5,01 \times 10^3 \pm 1,60 \times 10^2$	$1,59 \times 10^3 \pm 0,53 \times 10^2$
1998	$5,25 \times 10^3 \pm 1,60 \times 10^2$	$1,63 \times 10^3 \pm 0,55 \times 10^2$
1999	$5,42 \times 10^3 \pm 1,69 \times 10^2$	$2,61 \times 10^3 \pm 0,59 \times 10^2$
2000	$5,66 \times 10^3 \pm 1,70 \times 10^2$	$2,05 \times 10^3 \pm 0,61 \times 10^2$
2001	$4,99 \times 10^3 \pm 1,58 \times 10^2$	$1,89 \times 10^3 \pm 0,57 \times 10^2$
2002	$4,01 \times 10^3 \pm 1,52 \times 10^2$	$9,91 \times 10^2 \pm 0,49 \times 10^2$
2003	$3,89 \times 10^3 \pm 1,41 \times 10^2$	$9,50 \times 10^2 \pm 0,49 \times 10^2$
2004	$3,60 \times 10^3 \pm 1,38 \times 10^2$	$8,50 \times 10^2 \pm 0,38 \times 10^2$

Приложение НН Накопление в яблоне ^{90}Sr , в зависимости от сортовых особенностей, при поверхностном его расположении на почве, Бк/кг (2000 – 2004г)

Органы растения	Сорт	
	«Слава Победителям»	«Ред Мелба»
1	2	3
2000г.		
Листья	$13,2 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$8,6 \times 10^2 \pm 0,11 \times 10^2$
Околоплодник	$6,9 \times 10^2 \pm 0,11 \times 10^2$	$4,1 \times 10^2 \pm 0,09 \times 10^2$
Семенная камера	$9,3 \times 10^2 \pm 0,08 \times 10^2$	$5,80 \times 10^2 \pm 0,09 \times 10^2$
Семена	$10,5 \times 10^2 \pm 0,9 \times 10^2$	$6,9 \times 10^2 \pm 0,08 \times 10^2$
Плодовые образования	$9,06 \times 10^2 \pm 0,16 \times 10^2$	$6,9 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$
2001г.		
Листья	$13,0 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$8,4 \times 10^2 \pm 0,11 \times 10^2$
Околоплодник	$6,7 \times 10^2 \pm 0,11 \times 10^2$	$4,1 \times 10^2 \pm 0,09 \times 10^2$
Семенная камера	$9,3 \times 10^2 \pm 0,08 \times 10^2$	$5,70 \times 10^2 \pm 0,09 \times 10^2$
Семена	$10,3 \times 10^2 \pm 0,9 \times 10^2$	$6,7 \times 10^2 \pm 0,08 \times 10^2$
Плодовые образования	$9,02 \times 10^2 \pm 0,16 \times 10^2$	$6,7 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$
2002г		
Листья	$12,7 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$8,0 \times 10^2 \pm 0,11 \times 10^2$
Околоплодник	$6,5 \times 10^2 \pm 0,11 \times 10^2$	$3,8 \times 10^2 \pm 0,09 \times 10^2$
Семенная камера	$8,9 \times 10^2 \pm 0,08 \times 10^2$	$5,50 \times 10^2 \pm 0,09 \times 10^2$
Семена	$9,8 \times 10^2 \pm 0,9 \times 10^2$	$6,3 \times 10^2 \pm 0,08 \times 10^2$
Плодовые образования	$8,99 \times 10^2 \pm 0,16 \times 10^2$	$6,3 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$
2003г		
Листья	$12,6 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$7,8 \times 10^2 \pm 0,11 \times 10^2$
Околоплодник	$6,5 \times 10^2 \pm 0,11 \times 10^2$	$3,8 \times 10^2 \pm 0,09 \times 10^2$

1	2	3
Семенная камера	$8,8 \times 10^2 \pm 0,08 \times 10^2$	$5,50 \times 10^2 \pm 0,09 \times 10^2$
Семена	$9,7 \times 10^2 \pm 0,9 \times 10^2$	$6,3 \times 10^2 \pm 0,08 \times 10^2$
Плодовые образования	$8,99 \times 10^2 \pm 0,16 \times 10^2$	$6,3 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$
2004г		
Листья	$12,5 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$7,7 \times 10^2 \pm 0,11 \times 10^2$
Околоплодник	$6,4 \times 10^2 \pm 0,11 \times 10^2$	$3,7 \times 10^2 \pm 0,09 \times 10^2$
Семенная камера	$8,8 \times 10^2 \pm 0,08 \times 10^2$	$5,50 \times 10^2 \pm 0,09 \times 10^2$
Семена	$9,7 \times 10^2 \pm 0,9 \times 10^2$	$6,3 \times 10^2 \pm 0,08 \times 10^2$
Плодовые образования	$8,99 \times 10^2 \pm 0,16 \times 10^2$	$6,3 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$