

МИНИСТЕРСТВО СЕЛЬСКОГО ХОЗЯЙСТВА РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ
Федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение
высшего образования «Кубанский государственный аграрный университет
имени И.Т. Трубилина»

На правах рукописи



МЕЛЬЧЕНКО Евгений Александрович

**ВЫРАЩИВАНИЕ ФУНДУКА И ЗЕМЛЯНИКИ ПРИ ТЕХНОГЕННОМ
ЗАГРЯЗНЕНИИ ПОЧВЫ В УСЛОВИЯХ ЮГА РОССИИ**

Специальность: 4.1.4 Садоводство, овощеводство, виноградарство и
лекарственные культуры

Диссертация на соискание ученой степени
кандидата биологических наук

Научный руководитель:
доктор биологических наук,
профессор Криворотов
Сергей Борисович

Краснодар – 2026

ОГЛАВЛЕНИЕ

ВВЕДЕНИЕ	4
1 СОСТОЯНИЕ ИЗУЧЕННОСТИ ВОПРОСА ИССЛЕДОВАНИЯ	12
1.1 Антропогенное загрязнение окружающей среды	12
1.2 Накопление загрязняющих веществ древесной, кустарниковой и травянистой растительностью в различных регионах России.....	28
2 УСЛОВИЯ, ОБЪЕКТЫ, МЕТОДЫ И МЕТОДИКИ ИССЛЕДОВАНИЙ	48
2.1 Погодно-климатические условия в период проведения исследований.....	48
2.2 Почвенные условия	55
2.3 Объекты исследований.....	58
2.4 Методы и методики исследований.....	64
3 РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ	74
3.1 Влияние фактора времени и механической обработки почвы на снижение накопления поллютанта в фундуке.....	74
3.2 Накопление загрязняющего вещества в фундуке в зависимости от сортовых различий и времени нахождения его в почве.....	89
3.3 Накопление ксенобиотика в землянике в зависимости от расположения его в почве.....	102
3.4 Влияние сортовых различий на содержание поллютанта в растениях земляники	113
3.5 Зависимость содержания ксенобиотика в фундуке и землянике от их биологических особенностей при расположении его на поверхности почвы.....	120
3.6 Накопление ксенобиотика в фундуке и землянике в зависимости от их биологических особенностей при расположении его в почве на глубине 50 см.....	126

ЗАКЛЮЧЕНИЕ	133
ПРЕДЛОЖЕНИЯ ПРОИЗВОДСТВУ	135
СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННОЙ ЛИТЕРАТУРЫ	136
ПРИЛОЖЕНИЯ	157

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность темы. Плоды, ягоды и орехи являются ценными продуктами питания для здоровья человека и имеют важное значение. Почти все орехоплодные, семечковые, косточковые и ягодные растения – хорошие медоносы.

Качество получаемой продукции во многом зависит от состояния окружающей среды. В настоящее время человечество решает очень сложную проблему – повышения благосостояния и снижение загрязнения окружающей среды.

Рост благосостояния человека невозможен без промышленного и сельскохозяйственного производства, которые в свою очередь являются основными источниками загрязнения окружающей среды.

Загрязнение компонентов окружающей среды происходит по разным причинам – нарушение нормативов использования, так и, в результате нештатных ситуаций. В зависимости от вида промышленного производства спектр загрязняющих веществ, попадающих в окружающую среду, может сильно различаться.

Современное сельское хозяйство немыслимо без применения химии, это, всевозможные средства защиты растений от вредителей и болезней, удобрения, стимуляторы роста и т.д. С каждым годом кратность обработок насаждений увеличивается, что также приводит к загрязнению окружающей среды. Причем с течением времени негативное влияние на все живые организмы, в том числе и на растения увеличивается. В конечном итоге это сказывается не только на урожайности сельскохозяйственных культур, но и на их качестве.

Надо отметить, что фрукты, как источник минеральных элементов, органических кислот и самое главное витаминов играют огромную роль в нашем питании. К этому следует добавить, что фрукты обладают лечебными свойствами и способствуют профилактике многих заболеваний.

Для предотвращения загрязнения плодовой продукции постановлением Правительства Российской Федерации от 24 июля 2000 г. № 554 были введены в

действие санитарно-эпидемиологические правила и нормативы «Гигиенические требования к безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов (СанПиН 2.3.2.1078-01)», утвержденные Главным государственным санитарным врачом Российской Федерации 06.11.2001 г. Данный документ определяет допустимые уровни загрязнения плодовой продукции, которые не должны превышать: токсические элементы 0,02 – 0,4 мг/кг, пестициды 0,05 – 0,1 мг/кг, радионуклиды 30 – 40 Бк/кг.

Тем не менее промышленные, сельскохозяйственные и энергетические производства иногда производят не запланированные выбросы загрязняющих веществ в окружающую среду. В этом случае в природные и искусственные экосистемы попадают химические, радиоактивные и биологические соединения, которые могут включаться в пищевые цепочки и таким образом попадать в организм любого живого существа, в том числе человека.

На случай возникновения подобных ситуаций должны быть предусмотрены конкретные мероприятия в области сельскохозяйственного использования загрязненных территорий.

Надо отметить, что приемы по снижению загрязнения растениеводческой продукции пестицидами и тяжелыми металлами активно разрабатываются многими научными учреждениями в различных регионах нашей страны [117, 118, 119].

Исследования по возможной миграции радиоактивных веществ по трофическим цепям, в которых участвуют сельскохозяйственные растения, выполнялись ранее [4, 10, 11, 39, 81] и продолжают выполняться в настоящее время [93, 94, 95, 179]. Однако, изучение поступления радионуклидов в системе почва-растение в различных почвенно-климатических зонах исследованы недостаточно.

Почва является основным источником перехода радионуклидов в пищевые цепи наземного характера. При выпадении осадков радионуклиды в почвенном покрове аккумулируются, включаются в биогеохимические циклы миграции и становятся новыми компонентами почвы. Радионуклиды могут вертикально и горизонтально перемещаться в почве, они поглощаются корневыми системами рас-

тений и переходят в части растений, которые могут служить пищей для людей или кормом для животных. Sr-90 является одним из основных источников загрязнения почвы с периодом полураспада 29 лет.

Черноземные почвы – золотой фонд России. Но, к сожалению, возможны их значительные потери. Причин тому может быть несколько, одна из них – выброс загрязняющих веществ от промышленных объектов. В связи с тем, что сначала происходит загрязнение атмосферы поллютантами, которые оказались в ней, имеют возможность распространяться на большие расстояния. При этом происходит загрязнение гидросферы и литосферы. Так как атмосфера не имеет границ загрязнение может коснуться территорий многих стран, которые окажутся на пути следования загрязненного воздуха.

Экспериментальные работы по изучению миграции и накопления радионуклидов из почвы в растения в условиях юга России уникальны и имеют актуальное значение. Полученный материал позволит принять обоснованное решение по использованию черноземных почв, если произойдет их радиоактивное загрязнение, для выращивания орехоплодной, ягодной и другой сельскохозяйственной продукции при решении программы по импортозамещению.

Известно, что именно с момента появления искусственных радионуклидов в окружающей среде в почве были впервые обнаружены радиоактивные элементы. Исследования миграции радиоактивных загрязнителей в условиях юга России выполнялись и раньше, но они носили отрывочный характер. Тем не менее радиоактивные вещества являются источниками искусственной радиоактивности почв, а в цепи питания начальным звеном в их накоплении в растениях.

Среди известных радиоактивных загрязнителей сельскохозяйственных угодий наиболее важную роль в биотическом цикле играют радиоактивные изотопы ^{90}Sr и ^{137}Cs . Поэтому в исследовательских центрах мира этим радионуклидам уделяется первостепенное значение. Изучаются вопросы их накопления и поведения в почвах, поступление в растительные и животные организмы.

Актуальность работы заключается в возврате радиоактивно загрязненных почв для выращивания фундука и земляники, а также в составлении прогноза ис-

пользования загрязненных почв на основе расчета коэффициентов перехода радионуклидов из почвы в растения при известной плотности загрязнения почвы.

Степень разработанности темы. Проблема возможного использования радиоактивно загрязненных почв для получения орехоплодной и ягодной продукции соответствующего качества до настоящего времени остается открытой. Тем не менее, в основу принятия решения по данной проблеме должно быть положено здоровье населения, экономическое и нравственное положение. Для условий юга России эта проблема приобретает особо важное значение, так как здесь производится более 20 % различной сельскохозяйственной продукции. И, если при загрязнении почв они будут утеряны для производства, то в целом для сельского хозяйства это будет ощутимой потерей.

Вывод из сельскохозяйственного оборота черноземов может оказать серьезные последствия при решении продовольственной программы России. Конечно, степень загрязнения сельхозугодий будет различной при нормальной работе промышленных объектов и при возможной нештатной ситуации. Уже в настоящее время эта актуальная проблема требует решения. Так, как только на основании многолетних полевых исследований можно принять решение, которое не будет нести в себе ошибок при выращивании орехоплодных и ягодных растений на загрязненных почвах.

Анализ большого количества литературных источников позволил сделать заключение – этой проблеме и раньше уделялось внимание в различных регионах нашей страны. Исследования были осуществлены не только по изучению миграции радионуклидов в звене трофической цепи «растения – животные», но и в звене «почва – растения». Этой проблемой в свое время занимались – Молчанова, Куликов, 1972, Мазель, Рачинский, Фокин, 1980, Иванов, Кашпарова, Орешич, 1991, Алексахин, Моисеев, Тихомиров, 1992 и другие.

Но и в 21 веке актуальность этой проблемы не снижается. Исследования продолжают выполнять – Сафонов, 2006, Мельченко, 2006, Погорелова, 2022. Также большое внимание было уделено и проблеме по возможному снижению радиоактивного загрязнения в пищевой продукции.

Исследования, которые выполнены для различных регионов нашей страны, позволят специалистам сельского хозяйства принять обоснованные решения по выращиванию овощных, зерновых растений и применить приемы механической обработки почвы, снижающие накопление радиоактивного загрязнения в урожае.

Однако исследований по миграции и накоплению стронция-90 в землянике и орехоплодных растениях в условиях юга России ранее не проводилось, они выполняются впервые.

Цель и задачи исследования – изучить миграцию и накопление радионуклида в звене трофической цепи «почва–растение» и определить его содержание в вегетативных и генеративных органах растений фундука и земляники в условиях юга России.

В соответствии с поставленной целью были решены **следующие задачи**:

1. Изучить влияние времени и предлагаемого приема механической обработки почвы на накопление радионуклида в вегетативных и генеративных органах фундука в возрасте 21 год и в период жизни сада 26 – 34 года.

2. Определить удельную активность ^{90}Sr в органах и частях фундука в зависимости от времени нахождения в почве и биологических особенностей сорта.

3. Изучить влияние глубины нахождения поллютанта в почве на его накопление в различных органах земляники.

4. Определить зависимость количественных параметров удельной активности ^{90}Sr от сортовых особенностей земляники.

5. Определить влияние предлагаемого приема механической обработки почвы и биологических особенностей фундука и земляники на накопление в них изучаемого радионуклида.

Научная новизна.

Впервые для условий юга России определены количественные параметры содержания радионуклида в фундуке (в возрасте 21 год и в период жизни сада 26 – 34 года), в зависимости от времени, сортовых особенностей и глубины нахождения его в почве;

экспериментально доказано, что на количественные параметры содержания,

исследуемого поллютанта в землянике, оказывает влияние глубина нахождения его в почве;

впервые установлены различия в накоплении изучаемого радионуклида в землянике в зависимости от сортовых особенностей;

впервые доказана зависимость накопления изучаемого радионуклида от биологического вида изученных растений.

Теоретическая и практическая значимость.

Данные полевого эксперимента позволяют выполнить расчет коэффициентов перехода (K_p) радионуклида из почвы в растения и на основании K_p составить прогноз его накопления в изученных растениях. В результате полевого эксперимента определен прием механической обработки почвы для выращивания фундука и земляники с наименьшим накоплением нуклида на радиоактивно загрязненной почве чернозем выщелоченный. Определены закономерности переноса, изучаемого поллютанта из почвы в орехоплодные растения и землянику.

Практическое ее применение – разработаны предложения по возврату радиоактивно загрязненной почвы чернозем выщелоченный в сельскохозяйственное производство в условиях юга России. В полевых условиях изучен прием механической обработки почвы (заглубление радионуклида в почву на 50 см) при выращивании орехоплодных и ягодных культур, которые играют важную роль для сельского хозяйства юга России.

Методология и методы исследований. В основу методологии исследований положено изучение научной литературы ученых, занимающихся данной проблемой не только нашей страны, но и за рубежом. На основе изученного научного материала было определено актуальное направление, поставлена цель исследований и разработаны задачи для достижения этой цели. В работе был применен метод полевых исследований, который включал в себя применение общепринятых агрохимических и радиационных методов для анализа почв и растений.

Основные положения, выносимые на защиту:

1. Накопление ^{90}Sr в фундуке (возраст 21 и 26 – 34 года) зависит от его возраста и приема механической обработки почвы;
2. Продолжительность нахождения радионуклида в почве и сортовые особенности фундука Луиза и Ата-баба находятся в тесной связи с накоплением его в их вегетативных и генеративных органах;
3. Количественные параметры содержания изучаемого радионуклида в землянике зависят от глубины его нахождения в почве;
4. Установлена тесная связь между накоплением ^{90}Sr в вегетативных и генеративных органах земляники и сортовыми особенностями изучаемых ягодных растений;
5. Установлено достоверное различие по удельной активности изучаемого радионуклида в вегетативных и генеративных органах растений в зависимости от их биологического вида.

Степень достоверности. В основу обработки полученного экспериментального материала положен метод дисперсионного анализа. Обработке была подвержена динамика перемещения радионуклида из почвы в фундук с 2010 по 2023 гг; из почвы в землянику с 2014 по 2023 гг. Для обработки был применен Microsoft Office Excel 2007. В процессе обработки материала получены коэффициенты корреляции, выведены уравнения регрессии, оценена достоверность разницы сравниваемых величин. Принятый уровень $P = 0,95$, $F > 3$.

Апробация работы. Результаты исследований были доложены на: 13 Международной научной конференции «Сахаровские чтения 2013 г: Экологические проблемы «21 века», Минск, 2013; Международной научно-практической конференции и школе молодых ученых «Современные тенденции в научном обеспечении АПК Верхневолжского региона», Иваново, 2018; 19 Международной научной конференции «Сахаровские чтения 2019 г: Экологические проблемы «XXI века», Минск, 2019; Ежегодной научно-практической конференции преподавателей по итогам НИР за 2022 г. Краснодар, 2023; 79 Научно-практической конференции студентов по итогам НИР за 2023 год. Научное обеспечение АПК.

Краснодар, 2024.

Личный вклад автора. Автор на основании проработанной научной литературы выбрал тему исследований и обосновал ее актуальность. Для постановки эксперимента автором разработана схема опыта, подобраны современные методы и методики для выполнения поставленных задач. Лично автором был заложен полевой опыт, отобраны образцы проб и проанализированы. Автор подготовил публикации в научных журналах и опубликовал накопленный им экспериментальный материал по теме исследований.

Публикации. Автором по теме диссертации опубликовано 17 научных работ (9 из которых, в журналах, рекомендованных ВАК).

Структура работы. Диссертация состоит из введения, 3 глав, заключения, предложений, библиографического списка из 206 наименований. В работе 175 страниц текста, 19 таблиц, 33 рисунка, 12 таблиц приложения.

1 СОСТОЯНИЕ ИЗУЧЕННОСТИ ВОПРОСА ИССЛЕДОВАНИЯ

1.1 Антропогенное загрязнение окружающей среды

Глобальной экологической проблемой для человечества является загрязнение окружающей среды. Приоритетными видами загрязнения, оказывающими сильное отрицательное влияние на окружающую среду на данном этапе развития человечества, являются химические и радиоактивные вещества.

Источниками практически всех видов загрязняющих веществ являются разработка природных ископаемых, использование различных видов топлива для нужд промышленного производства, энергетики, применение химических препаратов в сельском хозяйстве. Поэтому можно в целом утверждать, что загрязнение окружающей среды происходит в основном под действием антропогенного фактора. Однако вариант загрязнения окружающей природной среды под действием природных явлений так же присутствует. Такими факторами могут быть – наводнения, вулканическая деятельность, землетрясения и т.д. Причем некоторые из них так же могут загрязнять окружающую среду химическими, радиоактивными и т.д. загрязняющими веществами.

Конечно, увеличение радиационного загрязнения окружающей среды связано в первую очередь с антропогенным фактором. Можно сколько угодно обходить факты применения и испытания атомного оружия, но последствия от них на долгие десятилетия остаются.

Распространяясь в воздушном пространстве, радиоактивные вещества выпадали на различных территориях разных стран, что, конечно, приводило к глобальному загрязнению территории Земли. Поэтому и это уже доказано, постепенно увеличился радиоактивный фон географической оболочки Земли, а ведь он до этого оставался практически стабильным многие миллионы лет [19, 62, 147].

К изучению вопросов радиоактивного загрязнения пищевых продуктов следует подходить широко, их нельзя рассматривать только с точки зрения какого-

либо одного направления в науке. При широком подходе к решению возникающих вопросов практического использования пищевых продуктов, которые подверглись радиоактивному загрязнению, требуется знать общие закономерности биологического действия излучений, влияние продуктов питания на внутренне облучение человека и общее его состояние и т.д. Конечно, общий эффект, который происходит после облучения организма человека складывается от внутреннего и внешнего воздействия.

Радиоактивные изотопы, которые наиболее хорошо поглощаются тканями животных организмов являются наиболее опасными. По этой причине они будут важнейшими источниками внутреннего облучения живого организма.

Бесспорно, что основное количество радиоактивных веществ, которое поступает в организм человека, содержится, как правило в продуктах питания. Поэтому очень важно знать в каких сельскохозяйственных растениях происходит наибольшее накопление радиоактивных веществ, по какой причине, влияет ли на этот процесс вид растения, сорт, физико-химические характеристики самого радионуклида, его носителя, климатические и почвенные условия, длина вегетационного периода данного растения, глубина расположение радионуклида в почве, расположение плодов относительно почвы и т.д.

Конечно, радиоактивное загрязнение организма человека или другого живого существа может происходить и ингаляционным путем. Этот вариант возможен, когда загрязняющее вещество попадает в атмосферу. Во-первых, в этом случае загрязняющее вещество имеет возможность распространяться на огромные расстояния, во-вторых, загрязнять различные территории по их использованию. Поступление радиоактивных веществ в организм человека ингаляционным путем может иметь очень большую опасность, иногда даже больше, чем с продуктами питания, так как некоторые радиоактивные вещества, например, Pu, особенно опасны при попадании в органы дыхания. Подобные радионуклиды мало усваиваются желудочно-кишечным трактом, но при попадании в легкие большая часть их задерживается. Накапливаясь в тканях легкого они в течение длительного времени подвергают организм облучению.

Ярким представителем короткоживущих радионуклидов, которые достаточно хорошо проникают в организм человека через органы дыхания является ^{131}I . Его период полураспада составляет всего 8 суток, поэтому его опасное влияние на живые организмы во времени проявляется не так долго, как например, ^{90}Sr , ^{137}Cs или некоторых других изотопов, у которых длительный период полураспада. Конечно же не следует пренебрегать опасностью короткоживущих радионуклидов для живых организмов. Так ^{131}I избирательно накапливается в щитовидной железе человека, вызывая ее разрушение. И не важно, что у него малый период полураспада, за отведенный ему срок он может нанести большой вред для всей биоты, оказавшейся в зоне радиоактивного загрязнения [157, 175].

Существует и другая группа радионуклидов. К ним относят нуклиды с длительным периодом полураспада, это и ^{90}Sr , и ^{137}Cs , у которых период полураспада составляет соответственно 29 и 30 лет. Опасность этих нуклидов заключается в длительном временном отрезке воздействия на биотические организмы. Кроме того, при распространении их от источника на различные расстояния, эти нуклиды за счет большого периода полураспада, имеют возможность продолжать оказывать длительное во времени отрицательное действие на биоту в целом. Известно [39, 81, 93, 147], что стронций по своим химическим свойствам близок к кальцию. Поэтому он имеет возможность замещать кальций в биологических процессах обмена веществ. При накоплении ^{90}Sr в растениях, он по трофическим цепям легко может оказаться в организме животных или человека. В связи с тем, что стронций является аналогом кальция, он избирательно накапливается в костях организма, как это происходило бы в случае с кальцием. В конечном итоге, этот опасный радиоактивный загрязнитель при накоплении в организме человека может провоцировать заболевание лейкемией [110, 141, 157].

Известно, исследования были выполнены В.И. Вернадским и К.Д. Глинка, что почвы разных типов содержат различное количество кальция, поэтому при равной плотности загрязнения территории эффект для живых организмов будет различным.

В растения загрязняющие вещества могут проникать двумя путями. Первый вариант, когда радиоактивные вещества, которые оказались в атмосфере, осаждаются на поверхность растения. В дальнейшем под действием осадков в виде дождя или в утренний период, когда образуется роса, загрязняющие вещества могут растворяться и проникать в растения. Вторым вариантом уже без прямого контакта с растением. Загрязняющие вещества попадают в почву и в дальнейшем могут проникать в растения через корневую систему вместе с питательными веществами, которые требуются ему для роста и развития. Есть и еще и дополнительный вариант проникновения радиоактивных веществ в растения. При выпадении осадков капельки воды могут отскакивать от почвы и загрязнять растения дождевыми брызгами вместе с загрязненной почвой. Это так же прямое загрязнение растений радиоактивными веществами.

Если загрязнение почвы произошло радионуклидами с большим периодом полураспада, то корневой путь может играть важнейшую роль в радиоактивном загрязнении растений. В связи с этим с течением определенного времени именно корневое поступление начинает играть все более важную роль в загрязнении сельскохозяйственных зерновых, овощных и плодовых растений.

Воздушный вариант переноса загрязняющих веществ в настоящее время играет особую роль.

Из тропосферы радиоактивный загрязнитель в основном удаляется за 2 – 3 месяца, чего нельзя сказать об удалении его из стратосферы. Из нее загрязняющие вещества удаляются довольно продолжительное время, которое может достигать до 10 лет. Находясь в этом слое, поллютанты могут загрязнять различные территории, в том числе сельскохозяйственные угодья, на большом расстоянии от источника выброса [195].

Масштабы антропогенного влияния на различные экосистемы приобрели глобальный характер. Загрязняющие вещества, которые в этом случае будут перенесены на большие расстояния могут оказывать на человека, как канцерогенное влияние, так и мутагенное. То есть по этой причине уже возникает вопрос о паритетном существовании человеческого общества и природы.

При глобальном переносе загрязняющих веществ воздушными потоками определены зоны наибольшего их выпадения. Загрязнение сильно различается в разных географических поясах. Но этому событию есть объяснение, например, в экваториальной зоне господствующими являются восходящие потоки воздуха. Поэтому и уровень радиоактивного загрязнения здесь оказался не большим. Но вот в зоне тропиков наоборот господствующими являются нисходящие потоки воздуха, поэтому здесь был обнаружен переход загрязнителя в большом своем объеме из стратосферы в тропосферу, то есть в нижележащий слой.

Следует подчеркнуть, что наибольшее загрязнение территории при выпадении загрязняющих веществ из воздушных масс происходит в умеренных широтах. В этих широтах наблюдается большое количество осадков, что и приводит к выпадению загрязнителя вместе с ними. В итоге – наибольшее количество радиоактивных веществ выпадает в умеренных широтах, наименьшее – в экваториальной зоне.

Кроме того, определено различие по радиоактивному загрязнению территории между северным и южным полушариями. На территории северного полушария определено большее загрязнение. Причина такого различия кроется в том, что в северном полушарии проводится больше различных испытательных мероприятий, связанных с выбросом большого спектра загрязняющих веществ. Так же было установлено различие в выпадении радиоактивного загрязнителя по временам года. Наибольшее его количество выпадает в весенний и осенний период. Может быть, это связано с более интенсивным обменом радиоактивным загрязнителем между стратосферой и тропосферой именно в эти периоды года [147].

Не менее значимым источником радиоактивного загрязнения территории является добыча и переработка радиоактивного минерального сырья [15, 67, 168].

Одним из основных критериев, который используется для оценки загрязнения рациона питания человека – количество радиоактивных веществ, поступающих в организм с растительной, животной пищей и водой которое может повысить тканевую дозу облучения до рекомендованного предела. То есть требуется знать предельное значение содержания радионуклидов в сельскохозяйственных

растениях, так как они составляют большую часть из продуктов, которые употребляет человек.

При поступлении в окружающую среду все радиоактивные вещества могут в той или иной степени загрязнять пищевые продукты. В этом случае они становятся источниками внутреннего облучения. Радионуклиды, в зависимости от физико-химических свойств, от природно-климатических, почвенных условий по-разному мигрируют и накапливаются в растениях. Причем различия в накоплении могут быть до сотен и тысяч раз.

Очень важно знать не только какие радионуклиды легко поступают в продукты питания, но и в каких конкретно количествах в них накапливаются в зависимости от территории, где они находятся.

Загрязнение растений происходит в основном двумя путями – поверхностное при выпадении загрязнителя из атмосферы и из почвы при ее загрязнении. Чаще происходит проникновение поллютанта в растительный организм комбинированным способом, то есть одновременно.

Из почвы процесс переноса радионуклидов может сильно изменяться во времени, он может быть быстрым, но и достаточно медленным. Поэтому исследованию могут быть подвержены не только долгоживущие радионуклиды и радионуклиды с малым периодом полураспада.

Тем не менее, в течение длительного периода после выпадения радиоактивных веществ на поверхность почвы основную роль в загрязнении сельскохозяйственных растений играют именно радионуклиды с большим периодом полураспада. Поэтому после загрязнения почвы в первую очередь определяют спектр радионуклидов, оказавшихся на этой территории. Затем плотность радиоактивного загрязнения и возможные в связи с этим варианты принятия решений. После выполненных в этом направлении работ определяют целесообразность мероприятий по возможному использованию таких почв в сельскохозяйственном производстве.

Плотность загрязнения территории и спектр радионуклидов определяется эмпирическим путем. Косвенным путем можно установить приближенные количественные соотношения между выпадениями загрязняющих веществ и уровнями

загрязнения рациона питания человека. Но такой путь не достаточно точен, что может привести к негативным последствиям для здоровья человека.

При составлении прогноза последствий загрязнения территории очень важно точно установить накопление загрязняющих веществ при различных вариантах их поступления в растения. Конечно, такие решения в первую очередь зависят от понимания процессов, которые происходят при накоплении загрязнителя в растении и от способов возможного снижения их аккумуляции.

Проблема определения влияния радиоактивных веществ на качество сельскохозяйственной продукции изучается мировой наукой в контексте с развитием атомной энергетики.

Развитие любой отрасли народного хозяйства не может происходить без энергетической составляющей. Сельскохозяйственное производство – один из главных потребителей энергии. Этот вид деятельности человека связан с миграцией больших объемов разнообразных загрязняющих веществ техногенного характера. Они практически всегда находятся в контакте с природными компонентами окружающей среды. Для того, чтобы изготовить удобрения требуются промышленные объекты, полученные химические препараты требуется транспортировать, хранить, внесение под различные сельскохозяйственные растения все это требует энергии, а также одновременно является источником загрязнения окружающей среды.

Агроэкосистемы в начале их создания имели довольно устойчивый уровень. В них происходили процессы самоочищения, стабильности в развитии, высокий уровень устойчивости. Самоочищение происходило полностью и круговорот веществ не нарушался. Постепенно устойчивость этих экосистем нарушалась, происходили изменения, однако человек мало придавал этому внимания.

В 20 веке эти изменения уже были настолько заметными, что не обращать на них внимание уже было невозможно. Интенсивные технологии, используемые в сельском хозяйстве, применение монокультур, агрохимикаты, высокопродуктивные сорта растений и пород животных, усиленное использование энергоносителей в конечном итоге все это проявилось в спектре негативных явлений. К ним

можно отнести – ветровая и водная эрозия почв, почвоутомление, деградация, обеднение эдафона и мезофауны, рост распаханности, снижение лесистости, химическое и радиоактивное загрязнение, причем многие из перечисленных факторов носят длительный характер по возможному восстановлению, если он вообще возможен.

По этому поводу, еще в 1923 г было сказано В.И. Вернадским, что деятельность человека стала постоянным сильнодействующим антропогенным фактором, влияющим на круговорот веществ в биосфере. Но наиболее остро последствия воздействия человека на природу стали ощущаться в последние 30 – 40 лет.

Не редко человек для решения своих нескончаемых потребностей, иногда совершенно не обязательных, нарушает законы природы, общества, взаимоотношений природы и общества. Это, конечно, обязательно ведет к многочисленным локальным, а иногда и региональным экологическим кризисам, даже катастрофам. В итоге человек сам приближает глобальный экологический кризис, со всеми вытекающими последствиями.

Иногда причины деградации биосферы не осознаются, так как последствия часто происходят с большим запаздыванием во времени. В данном случае есть некоторая аналогия с заболеванием человека – начальная стадия у него уже есть, но он этого не ощущает и только после инкубационного периода болезнь проявилась во всем своем масштабе.

Человеку надо понять, что инкубационный период для биосферы уже идет «заболевание уже случилось». Если и дальше будут все воздействия на биосферу происходить ему в угоду, «болезнь» проявится. Требуется, как можно быстрее прекратить не рациональное использование природных ресурсов, снизить загрязнение окружающей среды загрязняющими веществами, которое ведет к деградации всех компонентов окружающей среды.

Новые технологии и более совершенные механизмы призваны решать проблемы по сохранению биосферы. Однако, чем более сложный механизм, тем чаще он выходит из строя из-за поломок.

Нештатные ситуации возникают практически на всех существующих объектах производства. Масштабы распространения загрязняющих веществ и последствия для окружающей среды в настоящее время часто носят глобальный характер. При этом действию всегда происходит загрязнение главного компонента сельскохозяйственного производства – почвы. В современных условиях национальная безопасность страны оказывается напрямую связанной с сохранением ее национального достояния – почв и земельных ресурсов.

Поэтому важнейшей задачей современности является разработка способов возврата загрязненных земель в сельскохозяйственное производство. Эти задачи с каждым годом становятся все более актуальными, но решений по этой проблеме пока недостаточно. Научные работы, направленные на решение этих проблем, должны иметь приоритетный характер для государственных органов управления.

Получение энергии в 21 веке возможно при работе различных электростанций: тепловые, атомные, ветряные, солнечные и т.д. Очень важной особенностью эксплуатации атомных электростанций является дешевизна полученной энергии по сравнению с тепловыми – различие в цене (МВт/ч) составляет до 2 раз. Поэтому, несмотря на спад в экономике, атомные электростанции работают довольно надежно и устойчиво, и снабжают электроэнергией регионы России, наиболее удаленные от месторождений органического топлива [150 – 152, 163].

В недалеком будущем потребности в электроэнергии еще больше увеличатся. Существуют прогнозы, в которых утверждается, что уже к 2050 годам эти потребности увеличатся примерно в 2 раза. Причем эти прогнозы уже мало кого удивляют.

Причин здесь много, например, рост численности населения на Земном шаре, рост потребления энергии во всех развивающихся странах, как для промышленных и сельскохозяйственных нужд, так и для бытовых целей [3, 37, 116, 133, 147].

В опубликованной «Программе развития атомной энергетики» определены перспективы и задачи ее развития.

Наиболее важные из них:

- увеличение темпов производства электроэнергии на атомных электростанциях;
- для России на современном этапе развития атомной энергетики важнейшей задачей является разработка вариантов модернизации энергоблоков для увеличения сроков их эксплуатации.

Поэтому в России развитию атомных электростанций и получению на них энергии в настоящее время уделяется повышенное внимание.

Тем не менее учеными разных стран ведутся работы по получению энергии от альтернативных источников. Например, солнечная энергия, ветровые электростанции и т.д. Но человек еще не научился использовать энергетическую мощь солнца. Простые расчеты, выполненные для солнечных электростанций, показывают, что получаемого от солнечных лучей количества энергии человечеству на его нужды не хватит.

Это не значит, что альтернативные виды энергии должны быть исключены. В некоторых случаях полезно переходить на альтернативные источники. Например, для обеспечения электричеством жилых секторов, мини-заводов, предприятий и организаций, ферм, мастерских и т.д.

Использование тепловых электростанций так же способствует загрязнению окружающей среды.

При сжигании угля большая часть природного урана перераспределяется или в твердую фракцию, или в газообразную. Загрязнение окружающей среды от тепловых электростанций происходит различными путями: сжигание угля и вынос пылеватой фракции угля ветром из хранилищ. В процессе сжигания угля часть его плавится и переходит в зольный шлак. В нем остается наиболее тяжелая фракция, однако высокодисперсная фракция выносится вместе с дымом в окружающую среду. Оборудование по очистке газов на тепловой электростанции практически не улавливает высокодисперсную фракцию и «летучая зола» вместе с дымом улетучивается в окружающую среду, загрязняя ее. Поэтому дымовые га-

зы являются одними из основных загрязнителей окружающей среды, в том числе и радиоактивным компонентом.

Работа тепловых электростанций на угле вызывает большие опасения, так как в окружающей среде диагностируется наибольшее загрязнение (Таблица 1).

Таблица 1 – Среднегодовые выбросы радионуклидов от тепловой электростанции

Радионуклид	Бк/ГВт×ч	Период полураспада
^{220}Rn	$4,07 \times 10^9$	55,6 с
^{222}Rn	$8,14 \times 10^9$	3,8 сут
^{238}U	$5,55 \times 10^7$	4,5 млрд лет
^{234}U	$5,55 \times 10^7$	245 тыс лет
^{226}Ra	$4,44 \times 10^7$	1600 лет
^{218}Po	$1,41 \times 10^8$	3 мин
^{214}Pb	$1,41 \times 10^8$	27 мин
^{214}Po	$1,41 \times 10^8$	0,00016 с
^{210}Pb	$1,41 \times 10^8$	22 года
^{210}Po	$1,41 \times 10^8$	138 сут
^{216}Po	$8,88 \times 10^7$	0,15 с
^{212}Pb	$8,88 \times 10^7$	11 час
^{40}K	$1,96 \times 10^8$	1,3 млрд лет

Установлено, что индивидуальные дозы облучения в районе расположения тепловых электростанций мощностью 1 ГВт/год составляют до 60 мкЗв/год, а от выбросов АЭС – до 0,13 мкЗв/год [15, 67, 71, 110, 141, 157].

При сжигании природного топлива органического происхождения на тепловых электростанциях происходит радиоактивное загрязнение территории самой тепловой электростанции, а также и прилегающей площади. Повышенные концентрации естественных радионуклидов обнаружены и на расстоянии около 40 высот труб станции. Причем в основном превышение естественного радиационного фона, примерно на порядок, на этих территориях определяется в слое почвы около 3 – 4 см. Образующаяся при сжигании топлива летучая зола, представляет

опасность для всей биоты, во-первых, по причине свободного распространения на большие расстояния, во-вторых, она довольно легко может проникать в легкие живого существа, в-третьих, она довольно долго может находиться во взвешенном состоянии в воздухе.

Исследования, выполненные [147], позволили утверждать, что летучая зола имеет в своем составе большой спектр загрязняющих окружающую среду вредных веществ. В составе разных фракций золы обнаружены тяжелые металлы, различные микроэлементы и, конечно, радиоактивные вещества.

При работе тепловых электростанций радионуклиды в результате их выброса вместе с дымовыми газами могут распространяться на большие расстояния. Дальность этого распространения зависит от высоты трубы, рельефа местности, погодных условий, носителя, на котором находится загрязнитель и т.д. Было рассчитано, что от тепловых электростанций, имеющих высоту трубы до 300 м угнетение и полная гибель растительности наблюдается на расстоянии до 15 км. Не следует забывать, что речь идет не только о гибели растений, но и о радиоактивном загрязнении территории.

Средние значения годового выброса основных радионуклидов, плотность загрязнения территории и концентрация радионуклидов в воздухе в расчете на 1 ГВт/ч в районе расположения номинальной тепловой электростанции приведены в таблице 2.

Одним из важнейших критериев, который может указывать на различие по радиоактивной составляющей между атомной и тепловой электростанцией, это влияние на здоровье человека. По этому показателю атомные электростанции находятся примерно во втором десятке, тогда, как тепловые электростанции оказывают сильное негативное действие на человека. Это происходит даже при нормальной работе ТЭС.

Согласно данным [147, 157] по России дополнительная смертность людей от проживания вблизи от угольных тепловых электростанций составляет от 8 до 10 тыс чел в год. Достаточно сказать, что по данным медицинских комиссий, работающих по обследованию рабочих на предмет профзаболеваний, на ведущем

месте расположена угольная промышленность, с большим отставанием от нее расположилась атомная промышленность. И это вполне объяснимая информация, доказывает еще одно важнейшее преимущество по развитию атомной энергетики.

Таблица 2 – Значения годового выброса основных радионуклидов, плотность загрязнения территории и концентрация радионуклидов в воздухе в расчете на 1 ГВт/ч в районе расположения номинальной тепловой электростанции

Показатели	Радионуклиды					
	^{226}Ra	^{228}Ra	^{210}Pb	^{210}Po	^{232}Th	^{40}K
Годовой выброс, 10^{10} Бк	1,96	1,11	8,14	7,40	1,96	19,61
Плотность загрязнения территории, 10^7 Бк/км ²	38,85	9,25	114,70	70,30	–	388,5
Концентрация в воздухе, 10^{-8} Бк/л	6,29	4,07	14,80	14,43	6,29	–

В связи с продолжающейся эксплуатацией уже существующих и строительством новых атомных электростанций, даже при наличии новейших форм защиты все же возможны нештатные ситуации и последствия от них не предсказуемы.

Масштабы загрязнения территорий в таких случаях могут быть очень большими, загрязнению могут быть подвержены различные регионы, в том числе и территория Краснодарского края. Нет сомнений в том, что исследования по возможному использованию радиоактивно загрязненной площади носят актуальный характер, как с точки зрения экономических позиций, так и стратегических, производственных.

В атомной энергетике существует еще одна проблема, которая оказывает влияние на возможное загрязнение территорий и требует скорейшего решения – радиоактивные отходы. В настоящее время это проблема номер один для стран, имеющих в эксплуатации атомные электростанции.

И все же перспективы развития атомных электростанций в целом в мире различны. Анализируя приведенные выше факторы, можно заметить, что они во многом будут зависеть от количества требуемой энергии для отдельно взятой страны, занимаемой территории, так как для хранения радиоактивных отходов, как уже было сказано, требуется большая площадь, которая со временем будет увеличиваться, финансовых возможностей, запасов органического топлива. Известно, что при строительстве атомная электростанция требует больших финансовых вложений, однако они довольно быстро окупаются. Отдельным фактором, который может повлиять на перспективы развития атомной энергетики является общественное мнение.

При исследованиях радиоактивного загрязнения территории следует учитывать естественный радиационный фон. В зависимости от региона он может отличаться, так как на него в определенной степени оказывают влияние промышленное и сельскохозяйственное производство, природно-климатические условия, рельеф местности и т.д.

Например, производство минеральных удобрений на химических комбинатах сопряжено с выбросом загрязняющих веществ в окружающую среду. Сырье, которое используют для выпуска удобрений, содержит в себе природный уран. Поэтому при работе химического комбината происходит радиоактивное загрязнение территории, при производстве фосфорных удобрений.

Известно, что основу угля составляют растительные остатки, которые находились на Земле многие миллионы лет назад. Правда, это природные радиоактивные вещества уранового, актиноуранового или ториевого семейства. Одной из основных их отличий – это очень большой период полураспада, который может исчисляться тысячами, миллионами и миллиардами лет. К этим природным естественным радионуклидам отнесен и ^{40}K , который так же имеет большой период полураспада.

Радиационный естественный фон формируется на основе естественных радионуклидов. Конечно, по своим свойствам естественные радионуклиды отличаются друг от друга. Так, например, природный уран принимает участие в окисли-

тельных процессах, которые происходят на земле. Он в почве находится в виде хорошо растворимых соединений, по этой причине довольно хорошо мигрирует и более широко рассеян, чем, например, торий [147]. В Краснодарском крае исследования по миграции урана в почве и растениях выполнены в очень малом масштабе [97, 98, 99, 100, 101], а по торью их еще меньше [85]. Этому вопросу так же следует уделить большое внимание и, по возможности выполнить исследования.

Примерно 80 % эффективной эквивалентной дозы облучения, которую получает человек от естественных источников радиации, поступает от радиоактивных веществ, попавших в организм с пищей, водой и воздухом [147, 171].

Человек действительно, как говорил В.И. Вернадский, стал мощной геологической силой. Благодаря развитию науки он может выполнять работы, которые не под силу ни одному другому живому организму. В связи этим возник еще один дополнительный источник радиоактивного загрязнения территории – горные породы, которые человек интенсивно использует. Использует он их чаще в виде строительных материалов. То есть происходит их перераспределение по большим территориям. Известно, что горные породы имеют в своем составе естественные радиоактивные элементы, такие, как уран, торий и т.д.

Таким образом, радиоактивное загрязнение занимает особенное место среди различных загрязнителей окружающей среды. Особенность заключается даже в том, что для вызова каких-либо ответных реакций от живого организма, например, человека, не требуется от источника большого его веса, объема и т.д. Сильное радиоактивное влияние на организм может произойти и от источника по своим меркам очень маленьким, но имеющим высокую энергию излучения. Эффект от таких источников может быть очень сильным, даже вызывающем смерть.

Известно, что основную отрицательную роль для человека при его облучении все-таки играет гамма-облучение. Конечно, ясно, что воздействие на живой организм происходит комплексно, при этом все виды излучения оказывают влияние. Однако установлено, что радиационное поражение, например, растений все же больше зависит от бета-лучей. Известно, что бета-лучи обладают меньшей проникающей способностью, чем, например, гамма-лучи. Так же известно, что

именно бета-лучи лучше поглощаются растениями, что и вызывает определенный эффект после такого контакта.

Вклад бета-излучения в общую поглощенную растениями дозу излучения может в 10 – 15 и более раз превышать вклад гамма-излучения в зависимости от вида растений.

Опасность ионизирующего излучения для биоты общеизвестна. Дополняя некоторые представления об опасности радиации для живых организмов можно сказать еще и том, что облучение в целом может оказывать влияние сразу на большое количество особей, видов. Важной особенностью этого вида загрязнения окружающей среды является то, что при ее воздействии живой объект практически не ощущает никаких признаков. Нет ни жжения, покалывания или каких-либо других проявлений этого воздействия. Но уже через некоторое время, в зависимости от того какую дозу получил биотический организм, начинаются проявления действия радиации. Они могут проявляться не только по внешним признакам – ожоги и т.д., но и по воздействию на генотип с неясными отдаленными последствиями.

Даже незначительные дозы радиации могут оказывать заметное влияние на физиолого-биохимическое состояние различных пород деревьев [92].

С самого начала развития атомной энергетики этой проблеме стали уделять пристальное внимание [1, 2, 23, 53, 57, 138, 183].

Исследования по влиянию ионизирующего излучения на растительные организмы проводили в разных регионах нашей страны, чаще с использованием источников с низким уровнем излучения.

В ходе научных изысканий определяли влияние радиации на метаболические и мутационные процессы на молекулярном и клеточном уровнях, накопление и распределение различных радионуклидов в структурных частях древесных растений [24, 25, 146, 176, 181, 182].

Были начаты и потом продолжены исследования по определению аномалий развития и морфологических особенностей репродуктивных органов растений [7, 51, 86, 149, 160].

Для более точной оценки возможного накопления радиоактивного загрязнителя в изучаемых растениях в работе приведено их биологическое описание.

В последние десятилетия увеличилось количество научных работ по изучению последствий радиоактивного загрязнения биоценозов. Однако их пока очень мало и, они носят разрозненный характер.

Анализ литературных источников позволил доказать, что техногенные источники радиоактивного загрязнения территорий существуют и имеют тенденцию к увеличению. Следовательно, угроза возможного радиоактивного загрязнения сельскохозяйственных угодий и сельскохозяйственных растений установлена.

Исследований по возможному использованию радиоактивно загрязненных почв для нужд садоводства юга России выполнено недостаточно, чтобы иметь возможность составить точные и полные рекомендации для данного направления в агропромышленном комплексе.

В настоящей работе приведены экспериментальные данные о возможном выращивании фундука и земляники на радиоактивно загрязненной территории, с различной агротехникой их возделывания.

1.2 Накопление загрязняющих веществ древесной, кустарниковой и травянистой растительностью в различных регионах России

При производстве промышленной и сельскохозяйственной продукции всегда происходит техногенное загрязнение всех компонентов окружающей среды. В дальнейшем загрязняющие вещества имеют возможность вступать в процессы метаболизма растений и животных. В сельскохозяйственном производстве особенно выражен контакт загрязняющих веществ со всеми природными компонентами. При использовании удобрений загрязнение окружающей среды происходит из-за несовершенства форм организации и транспортировки, недостаточно аккуратного хранения, нарушения агрохимической технологии внесения удобрений в севообороте, а также под отдельные культуры, несовершенство самих удобрений, их химической составляющей т.д. Существующие биологические варианты защи-

ты растений мало разработаны и столь же мало применяются, что так же ведет к дополнительному загрязнению почвы, воды, воздуха. Это в свою очередь позволяет им накапливаться в сельскохозяйственных растениях и по цепи питания проникать в организмы животных и человека. Причем загрязняющие вещества от промышленного и сельскохозяйственного производства могут быть и радиоактивными.

В области общественного здравоохранения лишь немногие проблемы настолько же трудны для решения, как проблема загрязнения пищевых продуктов радиоактивными веществами. Среди основных причин следует указать на: 1 – еще неясную роль биологического действия излучения в небольших дозах, 2 – отсутствием сведений о количественных параметрах передвижения радиоактивных загрязнителей в растениях.

Для условий юга России практически отсутствуют научные сведения в этом направлении, слабо изучена зависимость от свойств радионуклидов, почвенных и климатических условий, спектра выращиваемых сельскохозяйственных растений, агротехники выращивания и т.д.

По происхождению радионуклиды бывают – естественные и искусственные (техногенные). Естественные радионуклиды – семейства урана и тория и т.д. земного происхождения, космогенного – углерод-14 и т.д. Искусственные радионуклиды, такие как стронций-90, цезий-137 и т.д. это дело рук человека. Они находятся под его контролем, но иногда они выходят из-под контроля и наносят большой ущерб окружающей среде.

При выпадении радиоактивных веществ из атмосферы и загрязнении почвы и воды, главными источниками радиоактивности в рационе человека будут сельскохозяйственные растения, а также по цепи питания, продукты животноводства.

Поэтому важнейшей задачей на современном этапе жизни человека является изучить характер накопления радионуклидов в сельскохозяйственных плодовых, орехоплодных, ягодных, овощных и зерновых растениях, определить способы по снижению содержания нуклидов в вегетативных и генеративных их органах.

При проведении большого количества исследований и создании банка экспериментальных данных возможна работа по составлению прогноза о возможном накоплении загрязнителя в растениях и составлении рекомендаций о дальнейшей участи радиоактивно загрязненных почв. Одним из таких показателей, работающих на составление прогноза, является коэффициент перехода радионуклида в растения.

Коэффициенты перехода дают возможность не только точно указать на содержание радиоактивно загрязняющих веществ в растениях, но и при известной плотности загрязнения почвы позволить рассчитать точное содержание радионуклида в растениях, то есть составить прогноз возможного выращивания, например, плодовых орехоплодных, ягодных растений, а также составить рекомендации по использованию плодов в пищу человеку.

Исследования по наработке коэффициентов перехода для сельскохозяйственных растений выполнялись и ранее в разных регионах нашей страны. Однако исследований по орехоплодным и землянике ранее не выполнялось. Кроме того, исследования, которые выполнены в одних регионах страны не могут дать точный ответ для других регионов. Обязательно должны быть проведены исследования, которые должны или подтвердить эти результаты, или их опровергнуть. То есть при определенных почвенно-климатических условиях, на конкретных территориях должны быть проведены соответствующие исследования. И только после этого на основе проведенных экспериментов может быть рассчитан коэффициент перехода радионуклидов в растения, а в дальнейшем и составлены рекомендации и прогноз.

Коэффициент перехода для различных почв зависит от свойств самого радионуклида, форм его нахождения в почве, вида растения, сорта, характеристик почвы, а также расположения его в почвенном горизонте [10, 13, 15, 95, 120 – 122].

Проблема радиоактивного загрязнения растительности возникла сразу же после использования атома, как в военных целях, так и в народном хозяйстве. В дальнейшем эта проблема продолжала актуализироваться. В связи с тем, что ра-

диоактивное загрязнение окружающей среды приобрело глобальный характер и происходит накопление радиоактивных веществ в растениях, в том числе и сельскохозяйственных, остро возникла проблема по изучению содержания в них радиоактивного загрязнителя и возможных вариантах по снижению его в продукции.

Загрязнения территорий при нештатных ситуациях могут иметь глобальный характер. На способность миграции и накопления радиоактивных веществ сельскохозяйственных растений, животных и организме человека в большей степени окажут влияние природно-климатические условия. При нештатных ситуациях в атмосфере окажутся радионуклиды с различными характеристиками. Одна из них, которая имеет очень важное для окружающей среды значение – период полураспада. Особое значение имеют биогенные радионуклиды с большим периодом полураспада, например, ^{137}Cs и ^{90}Sr [22].

Составленные отчеты для Международной организации атомной энергетики показали, что на территории, которая подверглась радиоактивному загрязнению в результате выброса радиоактивных веществ в атмосферу, проживало примерно около 5 млн человек [26]. После выполненных исследований, проведенных расчетов стало ясно, что для выхода почвы по радиационному признаку на до аварийный уровень потребуются несколько десятилетий. Этот период будет зависеть от плотности радиоактивного загрязнения и спектра радионуклидов, составляющих его. Так же было установлено, что для зоны отчуждения в 30 км этот период будет больше и составит примерно около 350 – 360 лет по ^{137}Cs , но это примерные расчеты. Для ^{90}Sr этот период составит, по предварительным расчетам, около 180 – 220 лет [109, 126, 127, 140, 148, 184, 190, 191].

Менее масштабной чрезвычайной ситуацией, но также с радиоактивным загрязнением окружающей среды случилась в Японии.

В связи с указанными причинами, а также перспективой развития атомной энергетики возросли масштабы самих исследований, а также объемы получаемого экспериментального материала. Улучшилось качество материально-технической

базы, произошло значительное увеличение финансирования научных работ [180].

В конечном итоге была разработана и утверждена концепция радиационной защиты окружающей среды. Наибольший вклад в развитие современной радиобиологии внесли такие ученые, как Алексахин, Архипов, Богачев, Булавик, Гродзинский, Дворник, Жуков, Израэль, Козубов, Криволицкий, Кудряшов, Лурье, Покаржевский, Тихомиров, Торшин, Фокин и др.

Наибольшее внимание, было обращено на лесные биогеоценозы. Не мало работ было направлено на обследование лесных ценозов в связи с их острым гамма-облучением [34, 35, 42 – 44, 46 – 48, 55 – 59, 60 – 65, 130, 137, 145]. В результате исследований оказалось, что в первую очередь под действием высоких доз радиации погибли сосны. Было определено, что поглощенная доза в 50 Гр является губительной для этого древесного растения, то есть сосна оказалась наименее устойчивой к воздействию радиации.

На радиоактивно загрязненных территориях развернулись широкомасштабные научные исследования. Было получено много важной научной информации, которая может быть использована, как в народном, так и в сельскохозяйственном производстве. Установлено, что для древесных растений наибольшая чувствительность к ионизирующему излучению определяется в апикальных точках роста. В целом, если растение осталось живым после действия радиации, то может наблюдаться так называемая «метельчатость». Это происходит потому, что главная почка под действием радиации может погибнуть, но просыпаются замещающие, причем все, а их может быть около 9 шт. Количество замещающих почек зависит от вида растения. Так же было установлено, что наиболее устойчивыми к действию радиации оказались камбиальные слои древесины, отмирание которых зафиксировано при дозе радиации в пределах 100 – 200 Гр [143, 172].

В связи с тем, что действию радиации подверглись лесные сообщества, после чрезвычайной ситуации на атомной электростанции в Чернобыле, были выполнены исследования на лиственных древесных породах и травянистой растительности. При этом удалось определить, что древесные лиственные растения, ку-

старники, лишайники и мхи более устойчивы к действию радиации, чем сосна. Так же было установлено, что при высоких уровнях радиации наиболее чувствительной является апикальная часть растения. То есть, определена одинаковая тенденция поражения древесных лиственных и хвойных растений – их апикальная часть. На травянистой растительности, особенно в первый год вегетации, наблюдались повреждения даже репродуктивных органов, а также наблюдалось сильное угнетение ростовых процессов [167, 173, 174].

В целом авторы исследований лесных ценозов всё же отмечали сильное обеднение видового разнообразия флоры и фауны в зоне воздействия радиации.

Лес – это сложившаяся за многие сотни и тысячи лет природная экосистема. Она отличается большим видовым разнообразием растительных и животных организмов. Экологические ниши лесных экосистем в основном заняты и, свободная энергия здесь приближается к нулю. Миграция радионуклидов в лесных экосистемах, распределение и накопление в растениях отличается от поведения нуклидов в луговых экосистемах или агроэкосистемах. При выпадении радионуклидов из атмосферы на лесной массив сначала определенная их часть задерживается кроной древесных и кустарниковых растений. Через определенное время, на которое влияют – видовое растительное разнообразие, плотность стояния растений, погодные условия, происходит постепенная миграция нуклидов в нижнюю часть кроны растений и, в дальнейшем, на лесную подстилку и почву. Следующий этап – это накопление радионуклидов в лесной подстилке и верхнем слое почвы. Затем наступает периода миграции нуклидов из лесной подстилки в верхние слои почвы.

Есть причины, которые могут изменить интенсивность миграции радионуклидов вглубь почвы:

- одной из первых можно указать плотность радиоактивного загрязнения лесной территории;
- следующей причиной изменения скорости передвижения радионуклида вглубь почвы можно назвать его химические свойства (скорость передвижения

^{90}Sr в почве выше, чем ^{137}Cs . Причина известна – стронций-90 находится дольше в обменном состоянии);

- конечно, вертикальное перемещение радионуклида в почву во многом будет зависеть еще и от толщины лесной подстилки, которая формируется в лесу; (в старых лесах с мощной лесной подстилкой скорость миграции снижается);

- наблюдается тесная связь между типом почвы и миграцией радионуклидов в почвенные горизонты (в черноземах она идет со скоростью гораздо меньшей, чем на легких песчаных);

- влажность почв, так же оказывает влияние на миграцию нуклидов (при увлажнении почв скорость миграции радионуклидов увеличивается).

В миграции радионуклидов почве большую роль, наряду с другими, играет временной фактор [169, 177, 180].

Стронций для исследований представляет особый интерес. Он отличается от другого биогенного радионуклида – цезия, еще и тем, что находится в почве в легкодоступной для растений форме. Так же следует отметить, что стронций по своим поведенческим характеристикам и его накоплению в растениях практически идентичен кальцию. Подвижность стронция выше в сравнении с кальцием, объясняется это более высокой растворимостью бикарбоната стронция, поэтому мобильность этого элемента выше [121 – 125].

В результате экспериментальных исследований был установлен ионообменный характер поведения ^{90}Sr в почве и получен большой материал о его подвижности и поступлении в растения [40, 165, 166, 200].

Продолжая исследования по территории, где после экологической катастрофы в Чернобыле было выпадение значительной части осадков [55, 86 – 90, 173, 180] пришли к выводу о том, что за последние несколько лет значительных изменений в состоянии форм нахождения радионуклидов в почве не наблюдается. Можно сделать предварительный вывод – практически установилось динамическое равновесие.

Для изучения миграционных способностей радионуклидов большую роль играет носитель, на котором он расположен. Однако носитель со временем под-

вержен деструкции и происходит высвобождение радионуклида. При освобождении ^{137}Cs происходит быстрый процесс перехода его в фиксированную форму. Стронций-90 длительный период находится в почве в подвижном состоянии и может долгое время накапливаться в растениях.

Исследование по накоплению радионуклидов в древесной, кустарниковой и травянистой растительности имеют практическое и научное значение. Вегетативные и генеративные органы растений могут использоваться в пищу, как животными и птицами, так и человеком. Во многих технологических производствах растительное сырье используется для приготовления пищевых продуктов. Древесина некоторых лиственных и хвойных пород применяется в строительстве, мебельной промышленности, медицине, сельском хозяйстве. Радиоактивному загрязнению могут быть подвержены растения, как в природных экосистемах, так и в искусственно созданных человеком: сады, виноградники, ягодные плантации, луговая растительность, овощные и пропашные растения.

Знать количество накопившегося нуклида в растении, в различных его органах, очень важно для предложений дальнейшего их использования. Кроме того, при определении количества накопившего в растении нуклида с учетом известной плотности загрязнения почвы, можно рассчитать коэффициент перехода его растения, что в свою очередь позволит в дальнейшем составить прогноз возможного использования земельных площадей, подвергшихся радиоактивному загрязнению. Конечно, составить прогноз содержания нуклида в растениях невозможно, если не выполнить полевую работу и не собрать экспериментальный материал по накоплению радионуклидов в растениях.

В растения радионуклиды могут проникнуть различными путями: через вегетативные органы, в основном этот вариант возможен при выпадении радионуклидов из атмосферы и, второй путь – через корни. Во втором случае накопление радионуклидов в растении происходит из почвы. Накопление нуклидов в растении при выпадении их из воздуха зависит от ряда факторов: одним из является количество выпавших осадков, формы выпавших осадков, очень важным фактором является дисперсность частиц, свойства самих радионуклидов, размера рас-

тения, его расположения относительно почвы, густоты кроны, фазы развития растения, времени года и т.д.

В целом механизм поступления радионуклидов в растения при аэральном загрязнении основан на ионообменных реакциях и диффузии. Проникновение в растения происходит через устьица. В дальнейшем происходит загрязнение различных органов растения с током питательных веществ.

Радиоактивное загрязнение растений происходит не только при поступлении нуклидов внутрь. При выпадении из атмосферы они могут оказаться не только на различных его органах и листовой подстилке, но и на почве. Дождевые осадки и ветер способствуют вторичному загрязнению растения, при подъеме радионуклидов в воздух.

После загрязнения почвы, выпавшими осадками через некоторое время может произойти вторичное радиоактивное загрязнение растений. Осадки в виде дождя могут быть различной интенсивности, поэтому может быть забрызгивание особенно нижних частей растений. Установлено, что высота, на которую могут подниматься частицы почвы при выпадающих дождевых осадках может достигать до 40 сантиметров. Следовательно, такой вариант вторичного радиоактивного загрязнения может касаться в основном тех растений, которые не имеют большой высоты. Так же установлено, что вторичное загрязнение может увеличивать общее примерно на 30 %. При вторичном загрязнении сельскохозяйственных растений большую роль играет фаза развития, в которой они находятся. Для овощных культур этой фазой может быть образование, рост плодов и листьев (происходит довольно интенсивный обмен веществ), для злаковых – это фазы колошения, цветения, молочной спелости (наблюдается интенсивное движение питательных веществ к колосу, его увеличение, созревание) [82 – 84, 97 – 102].

Корневой путь поступления радиоактивного загрязнения в растения играет наиважнейшую роль уже в более поздние периоды после загрязнения почвы. Этот период может сильно растянуться во времени. На процесс накопления радионуклидов в растениях решающую роль играют – плотность загрязнения почвы, форма, в которой находится радионуклид в почве, многие биологические особен-

ности растения, например, глубина проникновения корней в почву. Так же на накопление загрязнителя в растении оказывают влияние почвенно-климатические условия, структура биоценоза, возраст растений их видовое разнообразие, физико-химические свойства радионуклида. Движение нуклидов происходит, как от корневой системы к вегетативным органам, так и из наземных органов обратно к корням. Корневые экссудаты – вещества, выделяемые в ризосферу в процессе жизнедеятельности растений. Они увеличивают доступность минеральных веществ, изменяют свойства почвы, влияют на рН почвы, защита от патогенов и т.д. Не редко почвы могут быть хорошо обеспечены питательными веществами, но они находятся в труднодоступной для растений форме. Корневые экссудаты способны решить эту задачу. Однако вместе с питательными веществами в растения могут поступать и радиоактивные вещества. В почву они могут возвращаться вместе с током питательных веществ от надземной части растения к корням. Так же, если растение погибает, то содержащиеся в нем радиоактивные загрязнители опять попадают в почву и могут накапливаться уже в другом растении. Иногда глубину проникновения в почву радионуклида устанавливают корни растения. Корневая система постепенно проникая вглубь почвы несет собой и радиоактивное ее загрязнение. Глубина распространения радионуклида в почву очень часто определяется глубиной проникновения в нее корневой системы растения.

Процесс усовершенствования реакторов для атомных электростанций практически никогда не прекращается. Появляются все более совершенные варианты защиты при возможных нештатных ситуациях. Уменьшается риск, связанный с возникновением нештатных ситуаций, тем более с выбросом радиации в окружающую среду. Тем не менее, они все же возможны и загрязнение радионуклидами окружающей среды также возможно.

Во всем мире проблема изучения накопления нуклидов в растительной продукции имеет актуальное значение. При сверхнормативном накоплении радиоактивных веществ в растениях они приобретают потенциальную опасность для всей биоты [36, 187].

Увеличение интереса к этой проблеме или снижение не редко происходит под действием каких-либо событий значимых для человечества.

Согласно выполненным исследованиям [55, 76, 77, 95, 114, 139, 173, 180, 199] было установлено перераспределение концентраций радионуклидов по ярусам леса. Наибольшая концентрация радионуклидов была определена в самом нижнем ярусе, его представители – грибы, мхи, лишайники. В верхнем ярусе было определено наименьшее содержание радиоактивного загрязнителя – древесные растения (верхняя их часть). Средние значения по концентрации радионуклидов определены в кустарниках, подлеске и подросте. То есть у тех растений, которые занимают средний ярус леса. Так было установлено, что преобладающее большинство радионуклидов в основном концентрируется в корнях растений. Однако довольно неплохо в растениях, при корневом поступлении, накапливаются стронций и цезий, особенно стронций [55, 76, 77, 95, 114, 139, 173, 180, 199].

Среди замеченных особенностей накопления радионуклидов в растениях можно считать то, что, во-первых, даже не большие концентрации могут сделать их не пригодными к употреблению, во-вторых, не обязательно накопление нуклидов ведет к снижению урожайности сельскохозяйственных растений, в-третьих, при накоплении радионуклидов в растениях повреждений может и не наблюдаться.

В целом же проникновение радионуклидов в растения корневым путем происходит по причине накопления требуемых для нормального роста и развития элементов. В основном в растительные организмы нуклиды проникают при помощи ионно-обменных реакций и диффузии.

Как утверждают [120 – 125] процесс поступления стронция-90 в корневую систему растений изучен довольно слабо.

Продолжением в накоплении радионуклида в растение может быть фактор транспирации веществ. Понятно, что наибольшая скорость транспирации наблюдается в летний период, особенно в жаркую погоду. В дальнейшем, когда вода испаряется, в клетках и тканях растений остаются вещества и радионуклиды. При

передвижении в этот период питательные вещества в основном находятся в надземной части растения.

Изучая процесс проникновения радиоактивных веществ в растения, были определены два основных варианта. Причем они отличаются в зависимости от концентрации их в почве.

Если они находятся в почве в низкой концентрации, то проникновение в растения происходит по ионно-обменному типу. Высокая концентрация радионуклидов в почве способствует проникновению в растения по варианту диффузии. По этой причине удельная активность радионуклидов в растениях может сильно отличаться [120 – 125, 156, 161, 162].

Содержание радионуклидов в растении в период его роста и развития может снижаться. Но степень уменьшения во многом будет определяться их физико-химическими свойствами. Например, один из важнейших опасных биогенных радионуклидов – цезий-137 будет выводиться из растений быстрее, чем стронций-90. Объяснение этому факту кроется в их валентности, одновалентные элементы быстрее выводятся из растений.

Чтобы определить количество поступившего в растения радионуклида в радиологии используют различные показатели. Например, коэффициент перехода – величина отношения концентраций радионуклида в двух последовательных звеньях пищевой цепи.

Очень часто применяется еще один показатель – период полупотерь. Это время, за которое с растения теряется половина радиоактивных веществ по причине, например, сдувания ветром или смыва дождем [144].

С течением времени происходит постепенное снижение радиоактивного загрязнения растений. Это снижение может происходить под влиянием различных факторов, например, природные факторы – дождь, ветер и т.д.

Однако степень снижения загрязнения зависит от многих условий – размера частиц, которые оказались на растении, их водорастворимости, в этом случае влияние может оказать, мелкий дождь, туман, роса, конечно, влияют биологические

особенности самого растения, например, опушенность или гидрофобность листьев, плодов и т.д. [10, 11, 41, 50, 83, 95, 97, 98, 100, 101, 136, 171].

Выполненные нами и другими учеными [10, 11, 31, 50, 97, 100, 102, 114, 136] исследования показали, что максимальные потери радиоактивности происходят в первые часы и сутки, которые могут составлять до 90 %.

Количество поступивших в растения радионуклидов зависит от времени и форм их нахождения в почве. Цезий-137 наиболее интенсивно поступал в растения в первые 1 – 2 года, в дальнейшем скорость резко падает. Цезий-137 довольно быстро переходит в связанную форму. О стронции-90 такого сказать нельзя, так как он долго находится в доступной для растений форме – в водорастворимой и обменной. Эти формы его нахождения в почве хорошо доступны для корневого усвоения [6, 16, 17, 30, 50, 93, 94, 136, 171].

Важным фактором в накоплении нуклида играет почва ее физико-химические свойства, режим увлажнения и т.д. Основные характеристики, которые обязательно следует учитывать при рассмотрении вопроса миграции радионуклида или других загрязнителей (например, химических) это – гранулометрический и минералогический состав, агрохимические показатели и режим увлажнения почвы. При мелком гранулометрическом составе почвы хорошо происходит сорбция радионуклидов. Это объясняется увеличением общей площади для осуществления сорбции почвой. Так существует прямая связь между количеством глинистых частиц в почве и прочностью сорбции радионуклидов. Даже по этим указанным свойствам почвы можно делать выводы о величине накопления загрязнителя в растениях [28, 29, 32, 33, 158, 159, 164]. Заключение – почвы тяжелого гранулометрического состава с высоким содержанием глинистых частиц отличаются большей сорбцией нуклидов, чем почвы с легким составом. Если это показать по отношению к накоплению ^{137}Cs и ^{90}Sr в растениях, то можно утверждать, что при равной плотности загрязнения разных типов почв существует различие в миграции, которое может различаться на два порядка.

Известно, что комплекс агрохимических показателей почвы, который способствует лучшей сорбции радионуклидов, одновременно снижает их поступление в растения [10, 93, 114, 120, 121, 125, 136, 171, 180, 187].

Конечно, для более точного понимания сорбционных процессов в почве следует помнить, что преобладающая часть физико-химических свойств довольно тесно связана между собой. Поэтому сорбция загрязняющего вещества будет во многом зависеть от состояния этих факторов. Исходя из вышесказанного, можно утверждать, что связывание загрязнителя почвой будет определяться комплексом ее физических и химических свойств. На фоне этого заключения особенно тревожна информация, которая поступает от ученых-почвоведов, которые утверждают, что плодородие почв на Кубани падает, ухудшаются физико-химические свойства черноземов. Снижающиеся показатели качества почвы одновременно повышают доступность загрязнителей растениям. Это в свою очередь приводит не только к утере качества сельскохозяйственной продукции, но и к снижению урожая.

Снижающееся плодородие почв положительно влияет на накопление радиоактивных веществ практически во всех сельскохозяйственных растениях. Различие заключается только в количестве накопленного загрязнителя по разным видам растений.

При выращивании сельскохозяйственной продукции обязательно учитывается тип почвы и, конечно, биологические особенности видов выращиваемых растений.

На количество накопленного радионуклида в растениях может оказывать влияние много различных факторов. Установлено, что одним из таких факторов является эволюционное происхождение растений [10, 31, 39, 73, 83, 84, 94, 95, 96, 98, 114, 125, 139, 171]. Это утверждение настолько важно, что, опираясь на него можно определить степень и характер перераспределения загрязнителя по указанным группам растений. Было доказано, что чем ранее произошел вид растений, тем больше в нем может накапливаться радионуклидов.

По накоплению радионуклидов отделы флоры располагаются в следующем убывающем порядке: лишайники > мхи > папоротники > голосеменные > покрытосеменные [10, 31, 39, 73, 83, 84, 94, 95, 96, 98, 114, 125, 139, 171].

Исследования, которые были запланированы в нашей работе, требовали дополнительного изучения литературы по определению возможного влияния классов, семейств, видов и сортов растений на изменение удельной активности. Подобные исследования проводились, как за рубежом, так и в России. Оказалось, что такое различие существует. Однако подобных исследований на изучаемых растениях на территории Краснодарского края никогда не проводилось.

Установлено, что различия в накоплении радионуклидов в растениях в зависимости от их видовых особенностей, могут достигать в 100 и более раз, сортовых различий – до 3 – 5 раз [10, 31, 39, 73, 83, 84, 94, 95, 96, 98, 114].

По накоплению ^{90}Sr растения можно разделить на группы – сильнонакапливающие растения (бобовые), средненакапливающие растения (крупяные), слабонакапливающие растения (зерновые) [31, 39, 73, 83, 95, 114, 125, 171].

Зерновые растения меньше накапливают радионуклидов в зерне в связи с образованием большой вегетативной массы и раннего созревания урожая [39, 81, 83, 95, 128, 129, 171].

Один из вариантов снижения поступления радионуклидов в почву – внесение органических удобрений. Гуминовая кислота, образуют с радионуклидами гуматы, сложные комплексные соединения. Это ведет к снижению доступности ^{137}Cs и ^{90}Sr для растений, то есть накопление их в различных органах растений уменьшается [131, 193].

Увлажнение почвы может способствовать увеличению содержания радионуклидов в растениях. Исследования по изучению влияния этого фактора на количественные параметры накопления радионуклидов проводили ученые разных стран, в том числе в России.

Для Краснодарского края особенно важными являются труды Мельченко А.И. и Маликова В.Г. В выполненных в Краснодарском крае полевых экспериментах Мельченко А.И. доказал, что с увеличением влажности почвы воз-

растает доля водорастворимого и обменного ^{90}Sr и доля обменного ^{137}Cs , поэтому возрастают коэффициенты перехода и содержание этих радионуклидов в растениях. Многолетние исследования Мельченко А.И. позволили установить уникальные научные результаты, которые были приведены выше. Наименьший эффект от обмыва плодов овощной продукции получен при поливе растений способом – «подпочвенное орошение [81, 84, 97 – 102, 114, 171].

Однако поступающие результаты из разных регионов страны иногда имеют противоречивый характер.

Известно, что сорт сельскохозяйственного растения оказывает влияние на скорость и количество накопления радионуклидов. При выращивании сельскохозяйственных растений интенсивного возделывания обязательно требуется повышенное содержание в почве калия. То есть при внесении удобрений эта особенность обязательно учитывается. Но если этого элемента в почве окажется мало и его количество не будет восполнено, то этот недостаток будет восполнен за счет цезия, причем в зависимости от ситуации (загрязненная почва) может быть и радиоактивным. Конечно, следует учитывать и возможное так называемое биологическое разбавление, то есть увеличение биологической массы самих растений, высокую их урожайность. Действительно, эти факторы оказывают влияние на суммарное радиоактивное загрязнение растений.

Коэффициенты накопления радионуклидов в многолетних травах естественных фитоценозов находятся в прямой тесной зависимости от влажности и типа почвы. На территории Краснодарского края получены уникальные экспериментальные данные, которые «определили не только влияние типа и влажности почв, но и дали возможность заметить различие в накоплении загрязнителя в зависимости от вида травянистых растений» (Погорелова В.А., Мельченко А.И.).

На территории России подобные исследования выполнены [10, 17, 39, 66, 114, 122, 136, 139, 171, 173], которые также внесли заметный вклад в формирование более точных представлений по изучаемому вопросу.

При воздействии на экосистему, какого-либо фактора она настолько будет устойчива, насколько она биоразнообразна. То есть, чем более биологически раз-

нообразна экосистема, тем она более устойчива к негативному на нее воздействию. Однако биоразнообразие оказывает определенное влияние и на различие в накоплении загрязнителя в растениях, причем оно может достигать до 100 раз.

Различные, но всегда высокие коэффициенты накопления характерны для разнотравья всех фитоценозов [122, 171, 187].

Исследования о накоплении радионуклидов в древесных, кустарниковых растениях выполнялись и в западных странах [99, 188, 189, 196, 198, 202, 203, 205, 206].

Известно, что наиболее интенсивный рост происходит именно в начальные фазы роста и развития растения, в этот же период и, это тоже вполне предсказуемо, происходит и более интенсивное потребление питательных веществ. С этими же веществами в растения проникают радиоактивные вещества.

Интенсивный рост сопровождается активным всасыванием питательных веществ, радионуклидов и переносом их в наземные органы [197, 202].

Частота нарушений в структуре годичных колец обратно пропорциональна расстоянию до источника загрязнения окружающей среды [68, 111, 112, 194, 201, 204].

Многие учены-исследователи отмечают неравномерность распределения радионуклидов в органах растений [39, 81, 84, 93, 94, 99, 114, 148, 171]. Такие радионуклиды, как рутений, церий, кобальт больше накапливаются в корневой системе, цезий и стронций больше накапливаются в надземных органах, причем в не одинаковых количествах в различных его частях. Установлено высокое их накопление в стеблях, но еще больше в листьях. В генеративных органах растений так же происходит накопление нуклидов, однако в гораздо меньших количествах. В семенах накопление радиоактивного загрязнителя не высокое по сравнению с околоплодником, например, яблони, или полове пшеницы по сравнению с зерном [39, 81, 84, 93, 94, 99, 114, 148, 171].

При радиоактивном загрязнении сельскохозяйственной продукции важное значение имеет этап поступления радионуклидов из почвы в растения. Этот этап может продолжаться длительное время с момента поступления загрязнителя в

окружающую среду. Непосредственное усвоение растением различных радионуклидов во многом зависит от потребности в нем, как химическом элементе, носителе, его физико-химических свойств. В дальнейшем загрязнитель может оказаться в организме человека по трофическим цепям.

При изучении накопления радионуклидов в растениях следует учитывать тип корневой системы и ее мощность. При радиоактивном загрязнении поверхности почвы определено высокое накопление радионуклидов в растениях при условии расположения корневой системы в этом же слое.

При осаждении загрязнителей из атмосферы первичное накопление в растении происходит через надземную часть. Из радиоактивных осадков около 25 % удерживаются вегетативной частью растений. Во многом это зависит от листовой массы. В связи с этим радиоактивность выше у тех частей растений, которые доступны для осаждения радиоизотопов – листья, хвоя, кора по сравнению с древесиной и корневой системой.

Захваченные растением непосредственно из радиоактивных осадков радионуклиды в виде пылеватых фракций, дождя или туманов находятся в слабофиксированной форме и могут быть удалены. Это происходит в случае сдувания ветром или обмыва растения чистой водой. Установлено, что снижение радиоактивного загрязнения растений во многом зависит от времени нахождения его на поверхности листьев [102]. В первые часы после осаждения загрязнителя возможно снизить активность до 75 %. Однако при более длительном его нахождении на растении и проникновении внутрь эффективность снижения радиоактивного загрязнения при использовании различных способов падает. Через 7 суток после обмыва листьев снижение активности составило около 30 %.

На величину накопления радионуклидов в растениях оказывают влияние многие факторы, среди которых – количество радиоактивных осадков, плотность загрязнения территории, распределение осадков во времени, размеры радиоактивных частиц, форма и свойства радиоизотопов, биологические особенности растений, фазы их развития, почвенные и климатические условия отдельных регионов и т.д.

Поэтому результаты по накоплению радионуклидов в растениях, полученные в одних регионах России не могут быть применены в других. Только экспериментальные данные с конкретного региона могут применяться для рекомендаций по выращиванию растений в этом же регионе. Поэтому актуальность исследований по определению миграции радионуклидов в звене «почва-растение» не вызывает сомнений, а с перспективой развития атомной энергетики она становится все более актуальной и в будущем [79].

Кроме указанных факторов, влияющих на накопление нуклидов в растениях, очень важную роль играет технология их возделывания. В связи с тем, что она все время усовершенствуется и появляются все новые ее варианты, исследования в этом направлении должны продолжаться.

Работы по изучению миграции радионуклидов в различных звеньях экосистем, определение содержания нуклидов в различных органах растений, способы очистки их от радиоактивного загрязнения, возможность использования в народном хозяйстве радиоактивно загрязненных земель приобретают актуальнейшее значение во всем мире [154].

Анализ научной литературы позволил доказать, что техногенные источники радиоактивного загрязнения территорий существуют. Одним из них может быть атомная энергетика. При нормальной работе атомных электростанций загрязнение окружающей среды минимально, однако при нештатных ситуациях масштабы радиоактивного загрязнения и последствия для биоты могут быть большими. Так же следует подчеркнуть, что развитие атомной энергетики в 21 веке имеет тенденцию к увеличению. С увеличением объектов атомной энергетики увеличивается вероятность выхода атома из-под контроля. Следовательно, угроза возможного радиоактивного загрязнения сельскохозяйственных угодий и сельскохозяйственный растений существует.

На основе проведенного анализа научной литературы установлено, что ^{90}Sr дольше находится в почве в мобильном состоянии в сравнении с ^{137}Cs . Цезий-137 довольно быстро переходит в связанную форму. О стронции-90 такого сказать нельзя, так как он долго находится в доступной для растений форме – в водорас-

творимой и обменной. Эти формы его нахождения в почве хорошо доступны для корневого усвоения. Содержание радионуклидов в растении в период его роста и развития может снижаться. Но степень уменьшения во многом будет определяться их физико-химическими свойствами. Например, один из важнейших опасных биогенных радионуклидов – цезий-137 будет выводиться из растений быстрее, чем стронций-90. Объяснение этому факту кроется в их валентности, одновалентные элементы быстрее выводятся из растений.

Эксперименты по возможному использованию радиоактивно загрязненных почв для нужд сельского хозяйства выполнялись в отдельных регионах России.

В целом можно утверждать, что исследования, которые выполнялись для различных регионов нашей страны, позволят специалистам сельского хозяйства принять обоснованные решения по выращиванию овощных, зерновых растений и применить способы, снижающие накопление радиоактивного загрязнения в урожае.

Однако исследований по миграции и накоплению стронция-90 в землянике и орехоплодных растениях в условиях юга России ранее не проводилось, они выполняются впервые.

2 УСЛОВИЯ, ОБЪЕКТЫ, МЕТОДЫ И МЕТОДИКИ ИССЛЕДОВАНИЙ

2.1 Погодно-климатические условия в период проведения исследований

Краснодарский край, исходя из климатических характеристик – не суровая зима, довольно жаркое лето, не часто отмечаемые суровые катаклизмы в погоде, можно отнести к благоприятным территориям для проживания не только человека, но многих биотических организмов. В продолжении всего года в основном (более 65 % случаев) здесь определяются вполне допустимые или комфортные условия для проживания. На территории края определен умеренно-континентальный климат. Континентальность можно определить по значительной удаленности от его от океанических просторов. В основном континентальность климата проявляется в амплитуде колебаний температуры в течение года.

Для Прикубанской зоны, в которой находится г. Краснодар, существуют некоторые особенности, которые следует учитывать при изучении «поведения» радионуклидов в окружающей среде. К таким особенностям можно отнести то обстоятельство, что осадки в виде дождя чаще приходят вместе с западными и юго-западными ветрами. Не редко в г. Краснодаре зимой выпадают осадки в виде дождя, иногда дождь переходит в снег и наоборот. Но наиболее опасно для Краснодарского края выпадение града зимой вместе с осадками, особенно, если на полях нет хотя бы талого снега. Так же из-за резких перепадов температур воздуха происходит обледенение древесных и кустарниковых растений. После чего они ломаются или падает полностью дерево. То есть для территории края характерна очень неустойчивая зима. Не редко на территории Краснодарского края, по словам жителей, в течение дня можно увидеть и зиму, и осень – с утра мороз, а к середине дня более десяти градусов тепла. Бывали случаи, когда ночью мороз до 5 – 7 °С, а днем до 14 – 15 °С тепла.

Территория Краснодарского края открыта для действия в основном двух воздушных течений, которые расположены по следующим румбам – северо-восточный и юго-западный. Поэтому крайнее непостоянство погоды можно объяснить изменчивостью давления воздуха этих воздушных течений.

На климат Краснодарского края большое влияние оказывает континент Восточной Азии. Северо-восточный воздушный поток возникает на севере Азиатского континента. Область высокого давления, которая несет с собой в г. Краснодар холодную ясную погоду зимой и сухую жаркую – летом.

Юго-западное направление воздушных масс часто приносит осадки: летом – дождь, зимой – снег. По розе ветров основным (господствующим ветром) для Краснодарского края считается северо-восточное и восточное, реже воздушные массы приходят с запада, юго-запада. Зимой барометрическая неустойчивость на Кубани выражается наиболее сильно, с сопровождением резких и частых перемен погоды.

Кроме указанных воздушных потоков в погоде Краснодарского края большую роль играет Арктическое воздушное течение. При установлении антициклона отмечаются низкие температуры и отсутствие снежного покрова. Конечно, это довольно сильно негативно влияет на состояние животных организмов, растений и животных, находящихся в почве.

В целом Краснодарский край считается солнечным, теплым. Для него характерен довольно длительный период солнечного света. По данным метеорологов она находится в диапазоне от 2250 до 2450 час/год. Суммарная солнечная радиация за год составляет около 123 ккал/см².

По временам года наиболее высокий уровень солнечной радиации фиксируется летом и это вполне объяснимо – Солнце находится близко к зениту. В этот период суммарная месячная солнечная радиация выше зимней и составляет около 19 ккал/см². Конечно, зимой она снижается в основном из-за сокращения светового дня, увеличивается количество дней с облачностью, поэтому за месяц солнечная радиация набирает всего около 4 ккал/см². Различие по этому показателю между временами года может составлять более, чем в 4 раза.

«Максимальный приход радиации – июль (323 часов), минимальный – декабрь (54 часа)» [158, 159].

Так же метеорологами в течение года отмечается положительный солнечный радиационный баланс. Многолетние наблюдения позволили им сформировать данные о средних годовых суммах радиационного баланса, которые составляют около 57 ккал/см^2 [158, 159].

Одним из неблагоприятных погодных факторов для Краснодарского края можно отметить большой диапазон изменения атмосферного давления. Особенно это ощущается в зимний период, когда давление может изменяться в короткий период времени, причем эти изменения носят непериодический характер. Для Краснодарского края этот факт не очень хорош, так как при резком и частом изменении давления происходит его сильное влияние на людей преклонного и очень маленького возраста. Иногда это не знают или не учитывают люди, которые по окончании трудовой деятельности решили «осесть» на территории Краснодарского края. По наблюдениям метеорологов определена особенность климата, которая заключается в том, что зимой давление несколько выше, чем летом. Среднее месячное давление составляет 1017 и 1007 мбар.

Анализ графиков теплообеспеченности указывает на то, что город Краснодар можно отнести к жаркому, а в последние десятилетия даже к очень «жаркому городу».

Климатические условия, которые характерны для Краснодарского края считаются благоприятными для проживания, тем не менее, по многолетним наблюдениям можно заметить, что температура воздуха часто резко меняется. Если периодические годовые, месячные и суточные колебания температуры – это нормальное явление, то довольно частые непериодические изменения оказывают влияние на состояние здоровья особенно стариков и детей. В таблице 3 приведены данные о средней температуре воздуха, абсолютный минимум и максимум по Краснодарскому краю.

Диапазон изменений средних температур по месяцам года находится в пределах от $-0,8 \text{ }^{\circ}\text{C}$ до $24,7 \text{ }^{\circ}\text{C}$ (Таблица 3). То есть разница между отрицательными и

положительными средними месячными температурами составляет 23,9 °С. На территории Краснодарского края возможен довольно большой перечень выращиваемых сельскохозяйственных растений, что подтверждается данными по сумме положительных температур.

Таблица 3 – Средняя температура воздуха, абсолютный минимум и максимум, по Краснодарскому краю °С [158, 159]

Месяцы	Средняя	Минимальная	Максимальная
январь	-3,0	-35,0	15,0
февраль	-0,7	-29,0	17,0
март	4,1	-19,0	25,0
апрель	10,8	-7,0	29,0
май	16,2	-4,0	32,0
июнь	20,0	6,0	40,0
июль	24,8	9,0	43,0
август	22,2	10,0	45,0
сентябрь	17,6	-4,0	37,0
октябрь	11,7	-10,0	32,0
ноябрь	4,3	-20,0	28,0
декабрь	0,2	-33,0	19,0

На территории изучаемого края довольно быстро заканчивается зима и наблюдается быстрое вступление весны в свои права. В середина марта средние суточные температуры уже стабильно переходят через 10 °С, осенью – в конце ноября. Безморозный период наблюдается в этот же период года [158, 159].

При довольно жарком летнем периоде г. Краснодар отнесен все же отнесен умеренно влажному району (0,30 – 0,40 КУ).

В последние десятилетия на территории Краснодарского края довольно часто отмечаются большие периоды вообще без осадков, что, конечно же, оказывает влияние на состояние сельскохозяйственных растений, отмечается их сильное угнетение. При этом из-за снижения жизненных функций растений, уменьшения влажности почвы снижается и интенсивность миграции радионуклидов в почве и накоплению их в растениях [158, 159].

Процессы испарения влаги из почвы наиболее интенсивны в летний период, особенно в его середине. В целом процессы утраты влаги почвой довольно интенсивно начинаются с апреля месяца и достигают максимума в июле. Так, анализируя данные об испарении влаги из почвы, легко заметить, что после августа испарение из почвы замедляется и к концу ноября оно уже достигает минимума.

К влажным осадкам можно отнести не только дождь, но и туман. Причем туман в большей степени опасен для проникновения радионуклидов внутрь растения через устьица, так как при выпадении дождя немалая его часть стекает по растению на почву, а при тумане большая часть, образующихся капелек сохраняется на листве или стволе растения. В Краснодарском крае довольно часто образуются туманы. Возникают они ночью и в ранние утренние часы, этому способствуют пониженная ночная температура воздуха и, конечно, повышенная его влажность. В образовании облаков на территории Краснодарского края так же замечена временная динамика, которая подчиняется годовому ходу – летом практически облаков нет, однако зимой, весной и осенью наблюдается максимальное их появление. Зимой в Краснодарском крае очень часто до 75 % дней наблюдается пасмурная погода.

Осадки очень часто выпадают весной, осенью и зимой. Летом на изучаемой территории очень мало осадков, если они и выпадают, то это происходит в основном в июне месяце. Осадки в Краснодарский край приносят северо-западные и юго-западные направления воздушных масс.

Основная масса осадков на территории Краснодарского края выпадает в жидком виде. Примерно 8 – 9 % осадков выпадает в твердом виде – град. В последние годы град стал покрывать большие площади. При выпадении в период вегетации сельскохозяйственных растений он наносит огромный ущерб.

Количество осадков на территории Краснодарского края составляет около 500 – 700 мм. Однако, как уже было указано, они выпадают в основном не в летний период. В последние годы на изучаемой территории определяются периоды, когда осадков выпадает ниже указанных величин [158, 159].

Очень сложно охарактеризовать осадки, которые выпадают в мае, августе и сентябре. В некоторые годы в мае месяце идут очень часто дожди и выпадает их большое количество, но в некоторые годы в этот же месяц очень мало осадков. В августе и сентябре бывают годы, когда осадков вообще не выпадает или выпадает очень мало. В основном, по данным метеорологов, все же наиболее засушливыми являются месяцы холодного периода года.

В Краснодарском крае не всегда, но довольно часто, в холодный период года осадки выпадают в виде снега. Появление снега может произойти в ноябре, но иногда его нет до января. Довольно часто, выпавший снег быстро тает и снежный покров на поверхности почвы долго не лежит. Очень редко снежный покров может продержаться 2 – 3 декады.

Наиболее опасным для Краснодарского края в зимний период года является ледяной покров, как автодорог, так и сельскохозяйственных угодий. В связи с тем, что в зимний период осадки выпадают в виде снега, но чаще в виде дождя, это опасное явление не такое уж и редкое.

По многолетним метеоданным наиболее снежным считается февраль месяц. В этот месяц не только наблюдается максимальная высота снежного покрова, но и продолжительность его нахождения на почве может достигать около 3 декад. Максимальная высота снежного покрова все же не велика и редко превышает 20 см.

Ветровой режим формируется под воздействием широтной циркуляции и местных физико-географических особенностей. Основной причиной возникновения ветра является разность давлений на единицу расстояния, чем она больше, тем сильнее ветер. Для Краснодарского края сильные ветры еще и тем опасны, что при отсутствии осадков и снежного покрова происходит высушивание почвы. Если эти факторы начинают работать, то возможны так называемые «пыльные бури». Само по себе это опасное явление, так как разрушается верхний плодородный слой почвы и переносится сильным ветром на очень большие расстояния. Если же почва радиоактивно загрязнена, то последствия по распространению загрязнителя будут катастрофическими, как по масштабу распространения радио-

нуклидов, так и по загрязнению растений, а по цепи питания и биоты в целом. Краснодарский край трудно отнести к территориям, где часто дуют сильные ветры, переходящие в очень сильные. В среднем годовая скорость ветра в г. Краснодаре – 2,8 м/с. Минимальная скорость ветра 2 м/с, максимальная более 8 м/с.

По данным метеорологов Краснодарского края более слабые ветры наблюдаются летом. Иногда неделями стоит жара при практически полном штиле. Но вот зимой, а иногда и осень наблюдаются сильные ветры. Порывы ветра могут наносить большой вред сельскому хозяйству, вызывая полегания хлебов, осыпания плодов, сдувания вегетативной массы овощных растений.

Установлено, что более слабые по скорости ветры наблюдаются летом, более сильные – зимой.

Среднее число дней с ветром более 15 м/с в году от 15 до 30 дней [158].

Для определения господствующего направления ветра на территории Краснодарского края построена роза ветров (Рисунок 1).

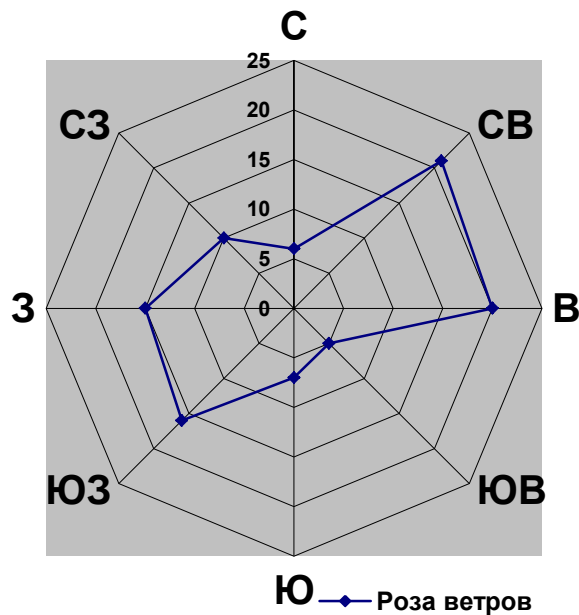


Рисунок 1 – Преобладающие направления ветров в изучаемом регионе

Исходя из представленных данных, было определено, что в Краснодарском крае в течение года преобладают восточные и северо-восточные румбы (Рисунок 1).

Уже несколько десятков лет в Краснодарском крае с успехом применяются для защиты полей от пыльных бурь полезащитные, сазозащитные и овражно-балочные лесные полосы. Созданная система защитных лесных насаждений из основных и вспомогательных лесных полос эффективно борется с возникающими сильными ветрами. Однако в последние годы из-за недостатка финансирования отсутствует оптимальная конструкция лесных полос для борьбы с сильным ветром. Поэтому в настоящее время следует серьезное внимание уделить и этому важному направлению.

Анализ погодно-климатических условий позволил сделать вывод о том, что на изучаемой территории существуют благоприятные условия для выращивания изучаемых растений.

Кроме того, согласно составленной карты розы ветров можно заметить, что при возможной аварии на Ростовской атомной электростанции, которая расположена на левом берегу Цимлянского водохранилища в нижнем течении реки Дон недалеко от Волгодонска с большой долей вероятности загрязнение территории Краснодарского края, если будет выброс радиоактивных веществ, будет возможен.

Для составления прогноза возможного загрязнения земляники и орехоплодных растений при данном развитии ситуации рассмотрены погодно-климатические условия Краснодарского края. В течение многих лет исследований определена удельная активность стронция-90, как радиоактивного загрязнителя и появилась возможность рассчитать коэффициенты накопления в целом для изучаемого региона.

2.2 Почвенные условия

На территории Прикубанского округа черноземы выщелоченные малогумусные сверхмощные занимают около 685 тыс гектаров.

Для почв Краснодарского края характерна в основном слабощелочная реакция, где рН водной среды корнеобитаемого слоя почвы составляет около 8,0. Конечно, Краснодарский край занимает большую разнообразную площадь, поэтому

реакция почвенной среды варьирует по геохимическим ландшафтам. Для корнеобитаемого слоя почвы в целом реакция почвенной среды определена, как слабощелочная. В среднем этот показатель находится в пределах рН 7,4 – 7,7.

На территории Краснодарского края почвы характеризуются повышенным содержанием в доступной для растений форме основных элементов питания. Почвы не засолены. Однако на территории Краснодарского края за последние десятилетия уже зафиксированы не большие площади, которые имеют первичное засоление.

Черноземы выщелоченные, согласно данным [158, 159, 164] имеют физические свойства несколько хуже, чем у типичных и обыкновенных черноземов – они более плотные.

Сумма поглощенных оснований на верхнем горизонте составляет около 46 мг-экв на 100 г почвы, а емкость поглощения – около 49 мг-экв на 100 г почвы, степень насыщенности – до 98 %.

Содержание обменного калия зависит от влажности почвы. В целом почвы Кубани достаточно богаты калием, хотя есть различия между отдельными зонами. Так на 3 – 4 % может снижаться скважность почвы и уменьшаться ее водопроницаемость.

По содержанию гумуса в пахотном горизонте они варьируют от слабогумусных (3,2 – 3,7 %), до малогумусных (4,1 – 4,4 %) [158, 159, 164].

В 1899 г. в статье «К учению о зонах природы» Докучаев В.В. писал, что среди большого разнообразия почвенных типов Северного Кавказа, «как и всюду и всегда, наибольшее значение имеет царь почвы – русский чернозем», который, к счастью обитателей Кавказа и культуры, оказался весьма распространенным на плоскогорьях Малого Кавказа [158]. Однако в настоящее время происходит постепенное снижение содержания гумуса в Кубанских черноземах. Это довольно тревожная информация опасна еще и тем, что при снижении содержания гумуса в почве повышается мобильность многих радионуклидов.

По данным [32, 33, 158, 159, 164] гумусовый горизонт выщелоченных черноземов содержит около 450 т/га гумуса.

Водопроницаемость вещества в выщелоченном черноземе не более 0,1 %. Примерно 26 – 50 % из них представлены минеральными соединениями – главным образом бикарбонатами кальция и магния. Сульфаты и хлориды обнаруживаются в очень малых количествах 0,002 – 0,004 %. В водной вытяжке выщелоченного чернозема заметно увеличился сухой остаток – минеральные соли 25 – 45 % [28, 32, 158, 159, 164].

Краснодарский край, с точки зрения развития плодородных почв, находится в благоприятных условиях. Этому способствовали влажный климат, благоприятный температурный и световой режим, как следствие обильная растительность и образующиеся плодородные почвы. В настоящее время такого благоприятного действия на образование гумуса осталось довольно мало. Сумма поглощенного кальция и магния составляет около 46 мг-экв на 100 г почвы [158, 159, 164].

Лессовидные суглинки содержат 55 – 75 % физической глины, 15 – 20 % крупнопылеватых частиц и очень мало песчаных.

Отличительной их особенностью является вскипание за пределами гумусового горизонта.

Морфологическое строения профиля черноземов выщелоченных и типичных являются следующие:

- Окраска горизонта A_1 темно-серая. Вглубь почвы окраска приобретает более светлый вид, а затем бурый;
- Почвы отличаются довольно хорошей оструктуренностью почвенного профиля;
- Почвенный профиль уплотнен. Однако пахотный горизонт имеет более рыхлое сложение. На полях, где многие годы выращивают сельскохозяйственные растения, может образовываться плужная подошва;
- Мощность гумусового слоя большая;
- Отмечена сильная выщелоченность от карбонатов кальция. Карбонаты появляются в почвообразующей породе или в горизонте BC.

Почва опытного поля была представлена выщелоченным сверхмощным малогумусным черноземом. Горизонт A_1 – 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 призмovidной формы. Горизонт В₂ – 66 – 85 см. Красно-вато-бурый, несколько более плотный; структура комковато-призмovidная, 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 делювиальная глина [164].

2.3 Объекты исследований

Для более точной оценки возможного накопления радиоактивного загрязнителя в изучаемых растениях в работе приведено их биологическое описание.

Ботанические особенности семейств растений, участвующих в эксперименте, приведены в литературе [134, 135].

В середине 90-х годов и в 2000-х годах основной экспорт фундука уже шел из Турции. Однако были времена, когда Советский Союз был одним из крупнейших поставщиков плодов этого растения в зарубежные страны. Согласно данным, приводимым экспертами товарно-сырьевой биржи Трабзона, за 2015 год Турция поставила на внешний рынок более 260 тыс тонн фундука, заработав при этом более 1,8 миллиарда долларов США.

В настоящее время Турция стала одним из крупнейших поставщиков этого продукта на мировой рынок.

Название фундука «findik» произошло от греческого «Pontikos», что означает «из Чёрного моря».

В Древнем Вавилоне власти запрещали простым людям есть фундук. Считалось, что он стимулирует умственную деятельность, а зачем это рабочему люду?

Известно, что в одном килограмме ядер орехов фундука содержится более 70ккал, а по питательности он заменяет около одного килограмма мяса, хлеба, картофеля, молока вместе взятых. По калорийности ядро ореха фундука превосходит в 3 раза хлеб и в 8 раз молоко.

В орехе содержится много витамина Е. Кальций, содержащийся в ядре ореха, укрепляет кости в организме человека, железо – важный компонент в крови, цинк – оказывает влияние на выработку половых гормонов, калий – важен для деятельности мышечной системы.

Как продукт диетического питания используется при заболеваниях сердечно-сосудистой системы и малокровии. Его можно употреблять и людям с сахарным диабетом, а благодаря низкому содержанию углеводов его можно есть и при очень строгой диете без риска поправиться.

Фундук является важнейшим продуктом питания, который используется в пищу человеком и животными организмами. Поэтому одной из задач научной работы было – исследовать возможное накопление радионуклидов в органах этого растения.

Семейство Березовые (*Betulaceae*).

Фундук. Наибольшие его площади сосредоточены на Кавказе. Плоды очень питательны и ценны, их используют, как в свежем виде, так и в кондитерской и фармацевтической промышленности, очень редко – для получения орехового масла. С точки зрения экономики очень доходная культура – в Советские времена один гектар сада давал более 2,5 тыс рублей прибыли, что считается очень высокой суммой.

Фундук – это кустарник высотой около 7 – 8 м, если растет в природных условиях, в условиях сада высота гораздо меньше из-за искусственного ее снижения для удобства сбора урожая. Продолжительность жизни растения около 60 – 80 лет, на протяжении которых довольно хорошо плодоносит. Цветет очень рано,

на Кубани это в основном февраль месяц. Опыление соцветий – сережек происходит за счет ветра. Сережки образуются еще до появления листьев. Исследованиями [134, 135] установлено, что женские цветки выдерживают температуру воздуха до -10°C , -12°C . В связи с очень ранним цветением сережки могут повреждаться сильными морозами. У фундука цветки раздельнополые, но однодомные. Фундук начинает плодоносить с 3 – 4 лет. Ботаническое название плодов фундука – односемянные орехи, которые заключены в обертку. Полное их созревание с августа по октябрь. Для исследований были выбраны районированные на территории Краснодарского края сорта фундука Луиза и Ата-баба.

По данным [134, 135] орехи фундука содержат около 72 % невысыхающего масла, 16 % белков, 5 % сахарозы и витамин В. Исследованиями установлено, что плоды ореха могут храниться в течение 2 – 3 лет. Урожайность, в зависимости от сорта, 5 – 30 ц/га. Корневая система фундука неглубокая и довольно сильно разветвленная.

Важной особенностью этого кустарникового растения является то, что для получения высоких урожаев, он нуждается в хорошем освещении. Кроме того, можно отметить, что лучше он плодоносит в теплых регионах страны, но и выносит морозы -29°C . То есть по климатическим условиям он довольно хорошо чувствует себя именно в Кавказском регионе. Благоприятными условиями для получения высоких урожаев этого растения считаются повышенная влажность воздуха и хорошая освещенность. Осадки в период цветения фундука неблагоприятны, как, в прочем и для многих других кустарниковых и древесных растений.

К почве фундук совершенно не требователен. Он довольно хорошо удается, как на легких, так и на связанных глинистых почвах, однако предпочтение отдается влажным с перегноем почвам. Так же следует отметить, что засоленные, заболоченные и сухие почвы для посадок фундука совершенно не пригодны.

При выращивании фундука на радиоактивно загрязненной площади важно иметь информацию о накоплении нуклидов в ядре ореха, не менее важными являются данные о содержании загрязнителя в вегетативной его части. В производственной практике чаще применяют вегетативное размножение: отводками, кор-

невищами и делением куста. Наибольшее практическое значение имеет размножение горизонтальными, вертикальными и дуговидными отводками. Поэтому очень важно знать содержание радионуклидов в посадочном материале, если он получен с территории загрязненной радиацией.

В настоящее время в связи с ростом численности человечества и уменьшением площади плодородных земель, приходящихся на одного человека, приходится учитывать и искать варианты использования в народном хозяйстве даже загрязненные земли. Насколько это возможно будет зависеть от исследований, выполняемых учеными в этом направлении.

Сорт Луиза уже несколько десятилетий успешно выращивается в условиях юга России. В целом куст считается сильнорослым, образует поросль, но не в больших количествах. По урожайности средний, то есть с одного куста при благоприятных погодных условиях можно собрать около 4 кг орехов. Сорт не отличается периодичностью. Зимостойкость – его отличительная черта, это очень важно для условий юга России, где наблюдаются сильные перепады температур в зимний период. Это сорт позднего срока созревания.

Сорт Ата-баба выращивается на территории Краснодарского края и Адыгеи. В целом куст считается сильнорослым, образует поросль, в больших количествах. Урожайность высокая, то есть с одного куста при благоприятных погодных условиях можно собрать до 7 кг орехов. Сорт не отличается периодичностью.

Семейство Розанные (Rosaceae), род земляника (Fragaria).

Земляника. Земляника на территории Краснодарского края выращивается уже многие десятилетия. Плоды ее появляются весной одними из самых первых. После малого количества витаминов, которые человек потребляет зимой, этот плод во многом их замещает. Тем более, что ягоды земляники действительно считаются «кладовой» витаминов. Они содержат большое количество легко усваиваемых сахаров, органических кислот, эфирных масел, дубильных веществ. В ягодах этого ягодного растения собраны почти все требуемые для живого организма микроэлементы.

В Краснодарском крае этой ягодной культуре уделяют все больше площа-

дей. Кроме вышеперечисленных качеств этой культуры, можно еще добавить то, что после создания плантации земляника быстро себя окупает. Это очень важная деталь, на которую обращают производители.

В разных городах нашей страны земляника имеет одинаково высокий спрос. Есть такая информация, в которой приводятся данные о том, что если в течение периода вегетации этой ягодной культуры человек употребил около 10 кг, то на большую часть зимнего периода он обеспечен витаминами, которые накопились в его организме. То есть он в течение зимы меньше подвержен различным простудным заболеваниям.

Земляника – многолетнее травянистое растение с ясно выраженным корневищем, в верхней части которого находятся рожки с розетками прикорневых листьев. Укороченные одногодичные побеги длиной 1 – 1,5 см называют рожками. Этот вид побегов имеет стелющийся вид. Побеги земляники развиваются из пазушных почек нижних листьев рожка. Третьим типом побегов земляники являются цветоносы, которые развиваются из верхушечных и околоверхушечных пазушных почек. Корневая система земляники – мочковатая. Корни растут в течение всего периода вегетации, но наиболее активно – в весенний период и сразу после окончания плодоношения. Всасывающие и проводящие корни густо пронизывают верхний наиболее плодородный слой почвы, где их располагается около 90 %. Ежегодное нарастание идет главным образом за счет формирования новых придаточных корней, появляющихся у основания рожков. Земляника отзывчива на орошение. Прямая зависимость между урожаем земляники и влажностью почвы является общепризнанной.

Земляника вынослива к затенению, поэтому ее можно выращивать в междурядьях молодого плодового сада. В опыте использованы сорта Клери и Пандора.

В опыте по изучению накопления ^{90}Sr в землянике, при радиоактивном загрязнении почвы использован сорт Клери. Он раннего срока созревания. Плоды долго хранятся, хорошо переносят транспортировку, дает высокий урожай, вес отдельной ягоды достигает 40 г.

На Кубани, при оптимальных условиях ее выращивания, урожай составляет

до 260 ц/га практически при одновременном созревании. Ягоды темно-вишневого цвета, мякоть сочная и плотная с умеренным ароматом. Одной из особенностей этого сорта является практически одинаковый размер и форма плодов. Цветет Клери в начале мая, намного раньше большинства ранних сортов.

Куст у этого сорта земляники, раскидистый. Лист темно-зеленого цвета. Дает хороший урожай 3 – 4 года, затем урожайность падает. Легко размножается усами, образование усов высокое. Высаживать кустики земляники лучше в конце лета или в начале осени. Для посадки лучше выбирать ровную поверхность почвы (Рисунок 2).



Рисунок 2 – Внешний вид ягод земляники сорт Клери

Основной уход за земляникой – это ее полив и рыхление почвы по мере ее высыхания. Когда кустики начинают цвести литья при поливе лучше не увлажнять. Многие производители отмечают, что сорт Клери не слишком требователен к почве, устойчив к корневым заболеваниям и различным плесеням. Корневая система у земляники мочковатая. Около 90 % корней располагаются в верхнем – плодородном слое почвы и только около 10 % могут оказаться за пределами пахотного слоя.

Земляника сорт Пандора (Рисунок 3). Одно из отличий, которое может оказать влияние на удельную активность ^{90}Sr в растении, это довольно поздний срок созревания. Так же этот сорт отличается ежегодным хорошим урожаем. Хорошо

облиственные кусты, компактные. Этот сорт позволяет зарабатывать деньги не только на реализации ягод, но и на продаже побегов (усов), так как их образуется много, это тоже одна из особенностей сорта. При большой вегетативной массе может быть и несколько большее загрязнение куста земляники. Для юга России есть еще одна важная особенность у сорта Пандора – он обладает высокой зимостойкостью и засухоустойчив. То есть можно предположить, что этот сорт перспективен для Краснодарского края.



Рисунок 3 – Земляника сорт Пандора

Однако этот сорт требует, для более высокого урожая, дополнительного опылителя. У этого сорта цветоносы с обильным урожаем ложатся на почву.

Для сорта характерна хорошо развитая корневая система, которая может проникать на глубину до 50 см.

2.4 Методы и методики исследований

В основном исследования по миграции и накоплению радионуклидов в растения выполняются в вегетационных сосудах. Причин для этого много, одна из них – не возможность искусственно радиоактивно загрязнять сельскохозяйственные поля для выполнения полевых исследований.

Поэтому определены специальные условия для выполнения подобных работ. Конечно, можно остановить свой выбор на вегетационных сосудах, однако этот вариант исследований не позволит в полной мере оценить миграционную способность изучаемых радионуклидов в сравнении с полевым экспериментом.

Полевой опыт тем очень важен, что теоретические исследования подкрепляются экспериментальными данными, полученными непосредственно при тех погодных условиях и в тех почвенных условиях, в которых они и в дальнейшем будут находиться. Исследования, выполненные в полевых условиях, могут быть достаточно убедительным доказательством и основанием для широкого внедрения новых технологий и разработок рекомендаций по ведению сельскохозяйственного производства в изменившихся условиях. Только при выполнении сравнительных исследований между вегетационным опытом и полевым можно делать выводы о предмете наблюдений.

Практические исследования, представленные в диссертации, проводились в открытом грунте в полевых условиях.

Исследования, которые выполняются на орехоплодных и ягодных растениях, имеют ряд преимуществ – появляется возможность учитывать урожай дробным методом. То есть не происходит смена делянок, следовательно, и почва остается той же самой, и расположены те же самые растения. При этом при выполнении исследований в этих условиях определяется довольно тесное соотношение полученных результатов по годам.

Еще одним преимуществом подобных исследований являются их не большие размеры. При исследованиях на больших делянках и при увеличении числа вариантов опыта довольно сильно снижается точность опыта.

В Краснодарском крае под орехоплодными растениями занято большое количество площадей. Причем эти площади имеют тенденцию к росту, особенно для фундука. Кроме того, в садах фундука – сравнительно легко собирать урожай, меньше затрат уходит на химическую защиту, быстро окупается после посадки, востребован покупателем. В том числе и по этим причинам для исследований было выбрано это орехоплодное растение.

Исследования выполнены с целью возможного использования радиоактивно загрязненных земель в сельскохозяйственном производстве при выращивании орехоплодной культуры.

Для выполнения агротехнических исследований по методике полевого опыта чаще рекомендуют деланки с 6 кустарниками [45, 75, 186].

Так же согласно методике полевого опыта на концах рядов вариантов должны быть защитные растения – у орехоплодных культур по 1 – 2 кустарника.

Перед закладкой многолетнего опыта нами были изучены методики, которые можно было бы применить для выполнения исследовательской работы [21, 38, 45, 75, 104, 105, 106, 107, 108, 142, 153, 178, 186].

Наиболее подходящая для данной работы, методика Шульца В. и Уикера Ф. опубликованная в книге: «Радиоэкологические методы» [178].

Сад фундука был заложен в октябре 1989 года. В полевых условиях эксперимент проводился на двух сортах орехоплодных культур – Луиза и Ата-баба.

Схема выполняемого опыта: 1 и 2 вариант – расположены растения фундука сорт Луиза. Площадь питания саженцев 4×4 м. Плотность радиоактивного загрязнения ^{90}Sr 500 МБк/м². На деланках второго варианта опыта проведена плантажная вспашка, то есть радионуклид перемещен на глубину 50 см. На деланках первого варианта радионуклид расположен на поверхности почвы (рисунок 4); 3 и 4 вариант – расположены кустарники фундука сорт Ата-баба. Площадь питания саженцев 4×4 м. Плотность радиоактивного загрязнения ^{90}Sr 500 МБк/м². На деланках второго варианта опыта проведена плантажная вспашка, то есть радионуклид перемещен на глубину 50 см. На деланках первого варианта радионуклид расположен на поверхности почвы (Рисунок 4). Повторность в опыте 6 кратная.

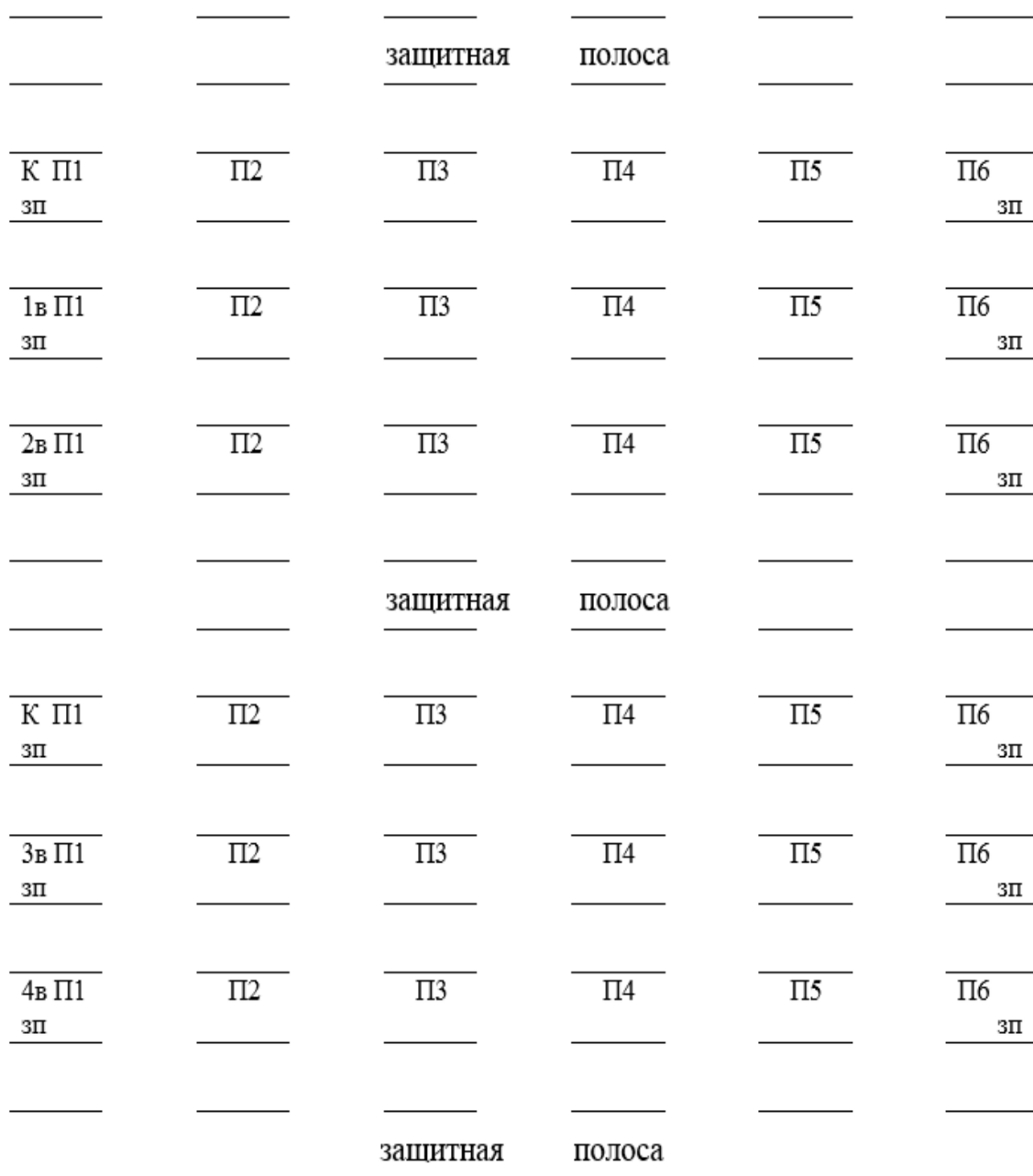


Рисунок 4 – Схема опыта по определению влияния расположения радионуклида в почве на его накопление в вегетативных и генеративных органах фундука

Условные обозначения к рисунку 4: 1в, 2в – фундук сорт – Луиза радионуклид расположен в почве соответственно – 0 см и 50 см; 3в, 4в – фундук сорт – Ата-баба радионуклид расположен в почве соответственно – 0 см и 50 см; ЗП – концевые защитные полосы (длина – 5 м); п1 – п6 – повторность в варианте; К – контрольные делянки.

Для повышения однородности опытных ягодных культур проводили апробацию маточных кустов на чистосортность, а также отбор однородных по силе развития здоровых молодых кустов. Для агротехнических опытов с подобным загрязнителем почвы рекомендуют [45, 75, 186] деланки для земляники 10 м².

Схема опыта по миграции и накоплению изучаемого радионуклида в землянике приведена на рисунке 5. Первый вариант – в почву, поверхностно загрязненную ⁹⁰Sr, проведена посадка кустов земляники сорт Клери. Площадь каждой деланки для земляники 10 м². Уровень загрязнения опытного участка составил 500 МБк/м²; 2 вариант – радионуклид расположен в почве на глубине 50 см, проведена посадка кустов земляники сорт Клери. Площадь каждой деланки для земляники 10 м². Уровень загрязнения опытного участка составил 500 МБк/м²; 3 вариант – в почву, поверхностно загрязненную ⁹⁰Sr, проведена посадка кустов земляники сорт Пандора. Площадь каждой деланки для земляники 10 м². Уровень загрязнения опытного участка составил 500 МБк/м²; 4 вариант – радионуклид расположен в почве на глубине 50 см, проведена посадка кустов земляники сорт Пандора. Площадь каждой деланки для земляники 10 м². Уровень загрязнения опытного участка составил 500 МБк/м² (Рисунок 5).

После отбора проб растения разделяли на органы и части, высушивали при температуре 105 °С, взвешивали и измельчали на мельницах МРП-1 или ЭМ-ЗА.

Исследования радиоактивного загрязнения выполнены на приборе УСК «Гамма Плюс» по методике измерения активности бета-излучающих радионуклидов в счетных образцах с применением программного обеспечения «Прогресс» [70]. УСК «Гамма Плюс» является базовым прибором для оснащения аккредитованных лабораторий радиационного контроля. Его применение позволяет обеспечить выполнение требований нормативных документов, регламентирующих содержание радионуклидов в продуктах питания и пищевом сырье, строительных материалах, воде, почвах, лесе и лесоматериалах и т.д. [70].

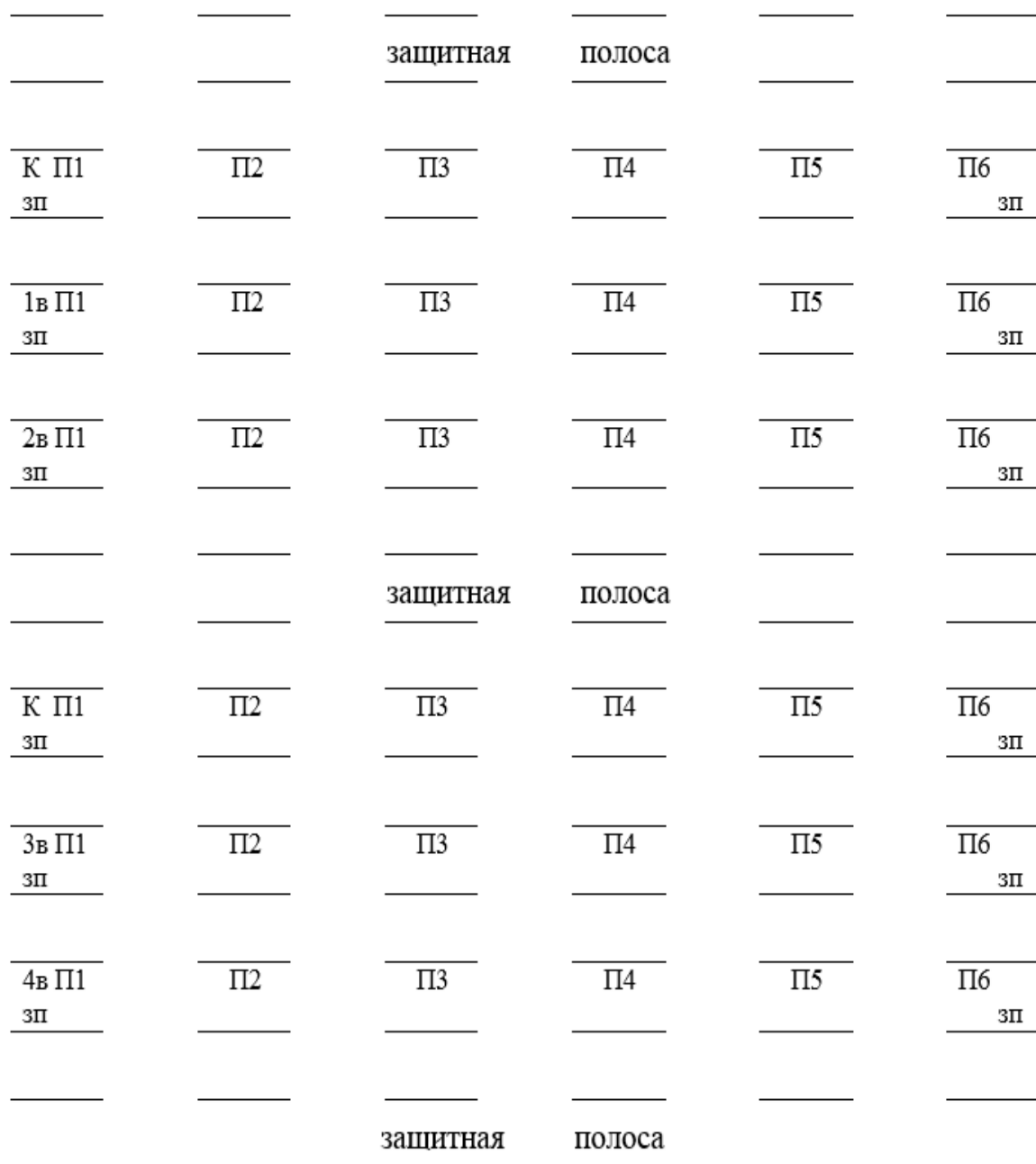


Рисунок 5 – Схема опыта по определению влияния расположения радионуклида в почве на его накопление в вегетативных и генеративных органах земляники

Условные обозначения к рисунку 5: 1в, 2в – земляника сорт – Клери радионуклид расположен в почве соответственно – 0 см и 50 см; 3в, 4в – земляника сорт – Пандора радионуклид расположен в почве соответственно – 0 см и 50 см; ЗП – концевые защитные растения (4 шт); К – контрольные делянки.

Методика разработана ГП ВНИИФТРИ и утверждена Госстандартом России 05.05.1996 г. Настоящая методика является основной в определении значений активности бета-излучающих радионуклидов в счетном образце и позволяет выполнить расчет погрешности каждого измерения [105].

При контроле содержания стронция-90 в почвах и растениях, кроме указанных методик мы применяли методические указания [38, 108].

При отборе проб пищевых продуктов использованы приложения [107]. То есть, на практике, при повышенном содержании стронция в пробе, концентрирование пробы может быть закончено на стадии сушки или обугливания [70].

Для регистрации бета-излучения от счетного образца используется бета-спектрометрический тракт со сцинтилляционным блоком детектирования (СБД) [70].

Прибор УСК «Гамма Плюс» предназначен для измерения удельной (объемной) активности бета- и гамма-излучающих нуклидов в счетных образцах спектрометрическим методом в лабораторных условиях как установка специального назначения и является средством для измерения активности радионуклидов в продуктах питания, биологических пробах и других объектах окружающей среды.

В связи с тем, что многолетние исследования выполнялись для установления миграции и накопления ^{90}Sr в фундуке и землянике, а также составления рекомендаций по выращиванию этих растений в условиях юга России при радиоактивном загрязнении почвы для расчета применены климатические условия для данного региона.

При внесении точно известной концентрации радиоактивного загрязнителя почвы и отсутствия такового в ней до этого контроль не требуется. Почва до опыта не может быть радиоактивно загрязнена. Контроль в опыте может быть использован, как защитная полоса между вариантами.

В опытах лабораторно-полевого типа, а также в опытах предварительного разведочного характера количество опытных растений может быть минимальным.

Так в опытах с земляникой делянки могут быть размером от 4 до 10 м², то

есть площадь варианта составляет от 24 до 60 м², при 6 кратной повторности [45, 75, 186].

В южных районах страны применяют широкополосный способ культуры земляники со схемой посадки $\frac{100+40 \text{ см}}{2} \times 30 \text{ см}$.

2

При этом, за счет образующихся розеток формируются сплошные полосы шириной 80 см [134, 135]. Общая площадь в варианте составила: $1,6 \text{ м} \times 5 \text{ м} \times 6 = 48 \text{ м}^2$.

Схема расположения растений земляники на опытной делянке приведена на рисунке 6.

Очень важным при выполнении опыта является однородность условий. Если при закладке эксперимента предполагается большое количество вариантов, то автоматически увеличивается под ним площадь. Опасность данного действия заключается в том, что при увеличении площади может проявиться не однородность плодородия почвы под опытом. Это в свою очередь может снизить точность опыта.

Ну и, конечно, опыты с внесением какого-либо загрязнителя, тем более радиоактивного, должны выполняться на малых по площади делянках, которые тем не менее должны соответствовать нормативным требованиям.

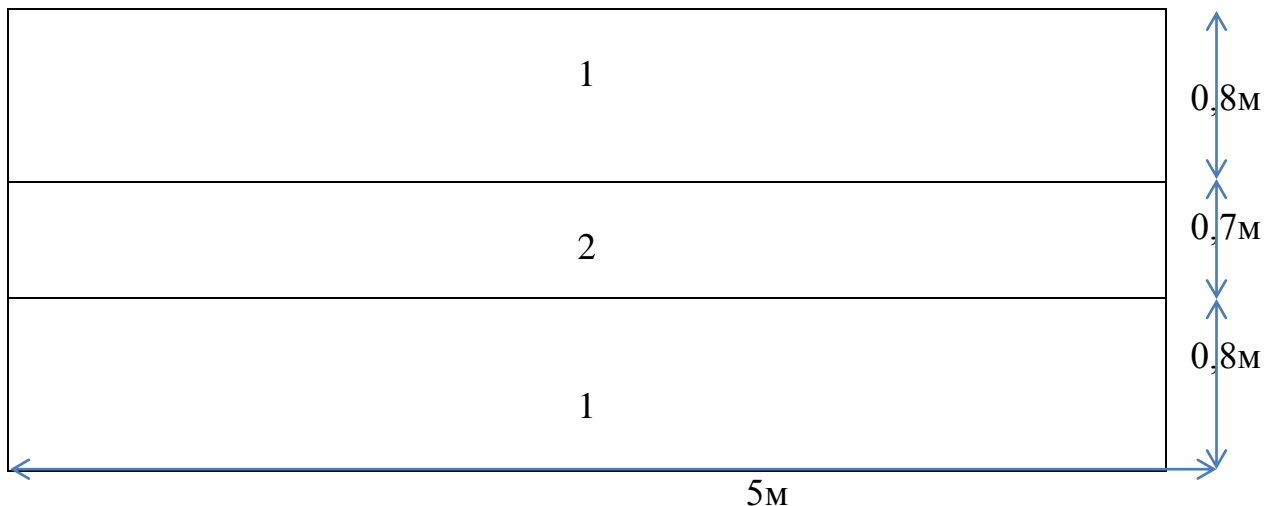


Рисунок 6 – Схема расположения земляники на опытной делянке

(1 – растения земляники, 2 – расстояния между лентами)

Площадь делянок, занятых земляникой $(0,8\text{м} + 0,8\text{м}) \times 5\text{м} = 8 \text{ м}^2$, при 6 кратной повторности площадь опыта равна $8\text{м}^2 \times 6 = 48 \text{ м}^2$ (рекомендации площади опыта для земляники [23, 24] от 24 до 60 м^2).

При постановке опыта следует учитывать различные его особенности. Это и применение химических препаратов, и использование, насколько это возможно, механизмов при уходе за опытными делянками. В связи с тем, что исследования в поле обычно выполняет один научный сотрудник, то рассчитывать только на ручной труд, значит мало, что успеть выполнить. Поэтому существует рекомендованный предел, ниже которого площади делянок быть не должны.

При постановке опыта обязательно должен соблюдаться принцип единообразия. В опыте, который был поставлен, должен изменяться только фактор, который должен быть исследован. В то же время нельзя выполнять единую агротехнику выращивания для всех изучаемых культур, если для каждой была разработана и применялась другая, но рекомендованная именно для них.

То есть агротехника выращивания растений должна быть рекомендованной для данного региона.

«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» [186].

Известно, что исследования, выполненные в различных регионах нашей страны, не могут быть применены повсеместно, так как каждый регион имеет свои конкретные климатические и почвенные условия.

Поэтому земельный участок для опыта должен подбираться таким образом, чтобы он соответствовал тем условиям, в которых предполагается использовать результаты опыта.

Чтобы опыты с какой-либо культурой были типичны, необходимо располагать их на том элементе рельефа, на котором они обычно возделываются [45, 75, 186].

Одной из главных задач, которую приходится решать при радиоактивном

загрязнении сельскохозяйственных угодий – не только подобрать виды сельскохозяйственных растений, подходящие для выращивания в этих условиях, но и разработать способы их выращивания, которые снизили бы поступление в них радионуклидов.

В разное время и в разных регионах нашей страны, некоторые исследования в этом направлении выполнялись [18, 31, 41, 50, 73, 136]. Однако эти исследования требуют определенных финансовых вложений, выделения земельной площади, которая уже не вернется в сельскохозяйственный оборот, и, что очень важно исследователь сам подвергается определенному радиационному воздействию. Последствия этого воздействия чаще бывают отдалены по времени.

Конечно, можно иногда применять для решения вопроса радикальные меры, сбор верхнего радиоактивного слоя почвы. Однако транспортировка и загрязнение техники создадут дополнительные опасные последствия. То есть не всегда это возможно [54, 78, 114, 136].

Для решения задач по снижению концентрации радионуклидов в сельскохозяйственной продукции разрабатывались различные методы – обмыв и очистка растений и их плодов, использование почвенных сорбентов и т.д.

Для Краснодарского края нами предложен и представлен в работе один из таких методов – проведение плантажной вспашки для снижения поступления радионуклидов в сельскохозяйственную продукцию.

На черноземах Кубани плантажная вспашка проводится обязательно с предплужником, так как почвы тяжелые. Поэтому увеличивается качество оборота почвенного пласта.

Еще один способ по снижению поступления радионуклидов в сельскохозяйственные растения предложил Н.А. Корнеев. Под его руководством испытывали в качестве средства, способствующего закреплению радионуклидов, глину [73].

Агротехника возделывания испытываемых культур – общепринятая для данного региона [134, 135]. Полученные результаты обрабатывали методами математической статистики.

3 РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

3.1 Влияние фактора времени и механической обработки почвы на снижение накопления поллютанта в фундуке

Проблема радиоактивности почв и возможное накопление радионуклидов в растениях не только представляет научный интерес, но и имеет большое практическое значение. Об этом многократно в своих трудах говорили В.И. Вернадский, А.П. Виноградов, О.М. Гродзенский, Р.М. Алексахин и другие исследователи. Важность этой проблемы особенно возросла после открытия искусственной радиоактивности и использовании атома в мирных и военных целях.

Исследования, проведенные в последние десятилетия во многих странах, конечно, расширили знания о процессах, при которых радиоактивные вещества, как естественного происхождения, так и полученные искусственно, переходят в пищевые продукты и становятся источниками внутреннего облучения.

Однако исследований по миграции и накоплению стронция-90 в землянике и орехоплодных растениях в условиях юга России ранее не проводилось, они выполняются впервые.

Для составления прогноза радиоэкологического загрязнения сельскохозяйственной продукции требуется следующая информация: плотность радиоактивного загрязнения почв, характеристика почвенного покрова территории, сведения о структуре посевных площадей и севооборотах, сведения о коэффициентах накопления радионуклидов сельскохозяйственными растениями.

Следует отметить, что исследования в плодоводстве по данному направлению с целью составления рекомендаций по выращиванию плодовых и ягодных растений должны иметь многолетний характер. Только на основе многолетнего экспериментального материала можно рассчитать коэффициенты перехода радионуклида в органы растения, которые в дальнейшем позволят составить прогноз и рекомендации по возможному выращиванию плодовых на изучаемой территории.

При этом очень важно указать, что рекомендации разработаны для почвенных и климатических условий конкретного региона.

Кп – коэффициент перехода, определяемый, как отношение удельной активности или концентрации радионуклида в продукте питания к значению активности радионуклида в почве; зависит от типа почвы и времени, прошедшего после радиоактивного загрязнения, $((\text{Бк/кг}) / (\text{Бк/м}^2))$, МУ 2.6.1.2222-07. Кроме того, Кп зависит от вида растения, сорта, фазы развития растения и т.д.

В результате эксперимента определены качественные и количественные закономерности проникновения радионуклида в вегетативные и генеративные органы фундука, что в свою очередь позволило составить оценку опасности загрязнения пищевых продуктов. При выращивании фундука в пищу могут использоваться не только ядро – человеком, но и другие органы – лист, стебель, почки, околоплодник (скорлупа) – животными, птицами, насекомыми. Они в свою очередь могут стать следующим звеном в цепи питания, что приведет к дополнительному облучению по всей трофической цепи.

При выполнении эксперимента был изучен предлагаемый прием механической обработки почвы (плантажная вспашка), который снизил количество радионуклида в изучаемом орехоплодном растении.

При выращивании фундука на радиоактивно загрязненной почве обязательно должно быть изучено загрязнение всех частей растения. Так как каждая из них, во-первых, может участвовать в трофической цепи, во-вторых, они могут давать дополнительные дозы облучения работающего персонала в саду, в-третьих, в зависимости от степени загрязнения могут быть предложены варианты их использования.

Радиоактивное загрязнение сада может произойти в различном его возрасте. В 2010 году орехоплодному саду был 21 год, в 2023 году – 34 года. Многолетние исследования за 13 лет позволяют сделать более точные выводы о накоплении изучаемого радионуклида и определить закономерность. После завершения экспериментальной части исследований за время обучения в аспирантуре был выдержан период в 5 лет, которой позволил не только определить удельную актив-

ность ^{90}Sr в последний год исследований, но и точнее заметить тенденцию в снижении содержания изучаемого радионуклида в коре фундука.

Экспериментальные данные изменения удельной активности ^{90}Sr в коре фундука по годам исследований приведены на рисунке 7 (Приложения Д, Е, К, Л) [92, 94, 96, 103].

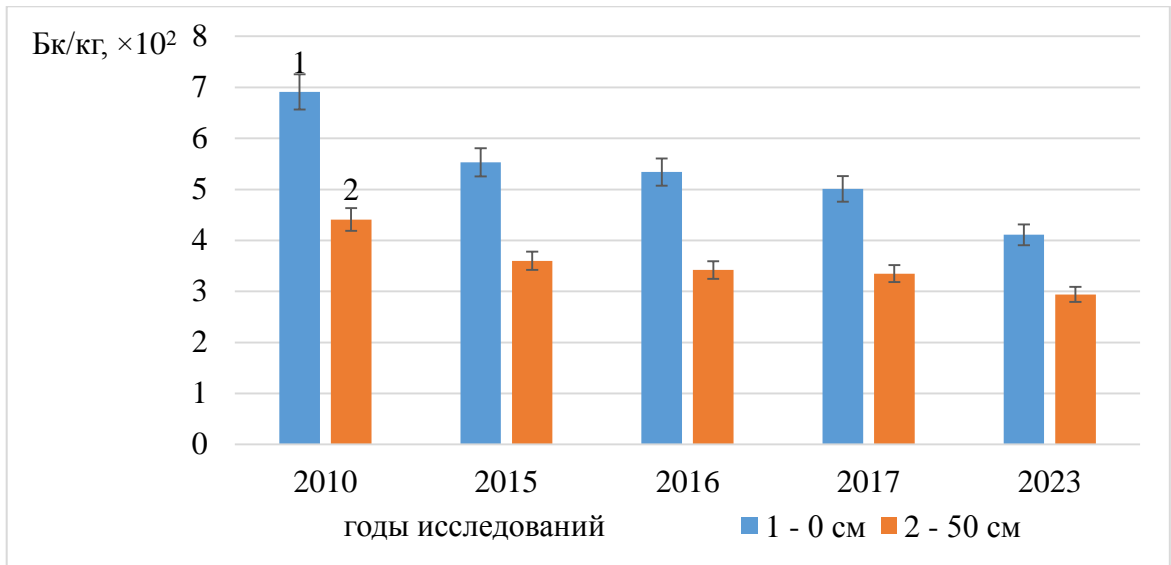


Рисунок 7 – Удельная активность ^{90}Sr в коре фундука в разные возрастные периоды в зависимости от расположения радионуклида в почве, сорт Луиза

Исследуемый прием механической обработки почвы, согласно приведенным экспериментальным данным, влияет на удельную активность ^{90}Sr в орехоплодных культурах. Многолетние исследования, выполненные в полевых условиях, позволили прийти к заключению, что в коре фундука больше накопилось ^{90}Sr при расположении его на поверхности почвы.

Саженьцы фундука в первый год после посадки имеют корневую систему, которая расположена в основном в верхнем слое почвы. Это, конечно, не могло не сказаться на накоплении загрязнителя в изучаемой части растения. Причем эта разница по вариантам была от 1,6 раз (2010 г) до 1,4 раз (2023 г) (Рисунок 7).

По годам исследований различие по удельной активности ^{90}Sr в коре фундука различных изучаемых вариантов составило в 2010, 2015, 2016, 2017, 2023 гг соответственно в 1,6; 1,5; 1,5; 1,5; 1,4 раза. Погодные условия на эти различия не могли оказать никакого влияния, так как опытные делянки находились на одном

опытном участке и влияние погоды было на них одинаковым. Следовательно, только предлагаемый прием механической обработки почвы (плантажная вспашка) оказал влияние на различие в накоплении радионуклида в коре фундука.

В варианте с поверхностным расположением поллютанта на почве нельзя исключить его попадание на кору растения при порывах ветра, которые могут срывать верхний загрязненный слой почвы и загрязнять им поверхность (кору) растения. Во втором варианте опыта (заглубление нуклида на 50 см) это загрязнение коры практически не возможно, так как происходит его поступление только через корневую систему.

Накопление ^{90}Sr в коре фундука с течением времени постепенно уменьшается. За 11 лет исследований содержание нуклида снизилось в первом варианте в 1,7 раза, во втором – в 1,5 раза. Различие в интенсивности снижения содержания изучаемого загрязнителя в коре объясняется уменьшением миграционной скорости и глубиной расположения ^{90}Sr в почве. В начале, при попадании радионуклида в почву, он более мобилен и при расположении корневой системы в верхнем слое почвы он лучше накапливался в растениях особенно в первом варианте опыта. С течением времени уменьшается плотность радиоактивного загрязнения почвы, так как период полураспада стронция-90 – 29 лет.

По динамике накопления стронция-90 в коре фундука сорт Луиза по изучаемым вариантам опыта определена при простой регрессии экспоненциальная зависимость на 5 % уровне значимости, которая приведена в уравнении (1):

$$Y = 157 \times e^{(1,5 \times 10^{-3} \times X)} \quad \text{при } r = 0,995 \quad F = 304 \quad (1)$$

В изучаемом сорте фундука определено содержание ^{90}Sr в древесине. Предложенный прием механической обработки почвы оказал влияние на накопление радионуклида в этой части растения (Рисунок 8).

При проведении плантажной вспашки в древесине фундука ^{90}Sr оказалось меньше, чем, если бы эта операция не была проведена. После проведения сравнительного анализа оказалось, что в 2010 году различие было в 1,2 раза, к 2023 г оно практически нивелировалось и составило в 1,1 раза. В течение длительного времени нахождения техногенного загрязнителя в почвенной среде, происходит сни-

жение его подвижности. По этой же причине уменьшается его накопление в изучаемом растении (Рисунок 8) [92,94,96,103].

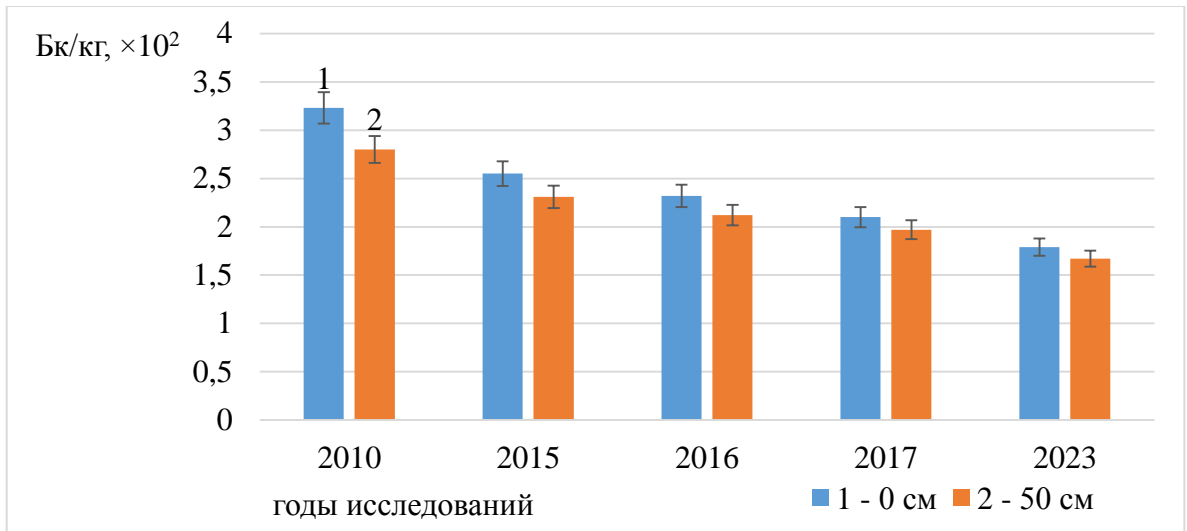


Рисунок 8 – Содержание ^{90}Sr в древесине фундука в разные возрастные периоды в зависимости от расположения радионуклида в почве, сорт Луиза

Определена тенденция в «поведении» радионуклида в изучаемом звене «почва – растение». Сначала при попадании в почву происходит более интенсивное его накопление в первом варианте опыта, как в коре, так и в древесине, затем интенсивность падает и содержание снижается.

В первом варианте опыта снижение содержания нуклида в древесине фундука с 2010 г к 2023 г составило в 1,8 раз. Во втором варианте опыта снижение содержания нуклида в древесине фундука за этот же период исследований составило в 1,7 раз. Тенденция к снижению содержания нуклида в древесине фундука в обоих изучаемых вариантах объясняется уменьшением плотности радиоактивного загрязнения почвы из-за периода полураспада ^{90}Sr , с течением времени снижается мобильность нуклида и, конечно, важную роль играет расположение нуклида в почве, для его контакта с корневой системой растительного организма (рисунок8).

На основании полученного экспериментального материала составлено уравнение, регрессия простая зависимость линейная (2):

$$Y = 41,8 + X \times 0,738 \quad \text{при } r = 0,998 \quad F = 551 \quad (2)$$

Одним из основных показателей в радиоактивном загрязнении фундука яв-

ляется содержание радионуклида в ядре ореха. Экспериментальные данные по накоплению ^{90}Sr в ядре фундука в зависимости от варианта расположения радионуклида в почве приведены в таблице 4.

Таблица 4 – Удельная активность ^{90}Sr в ядре ореха фундука в зависимости от расположения радионуклида в почве, сорт Луиза, Бк/кг [92, 94, 96, 103]

Год	Расположение радионуклида в почве	
	0 см	50 см
2010	$4,91 \times 10^2 \pm 0,22 \times 10^2$	$3,21 \times 10^2 \pm 0,15 \times 10^2$
2015	$3,02 \times 10^2 \pm 0,15 \times 10^2$	$2,68 \times 10^2 \pm 0,12 \times 10^2$
2016	$2,79 \times 10^2 \pm 0,13 \times 10^2$	$2,31 \times 10^2 \pm 0,11 \times 10^2$
2017	$2,64 \times 10^2 \pm 0,12 \times 10^2$	$2,06 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
2023	$2,01 \times 10^2 \pm 0,11 \times 10^2$	$1,62 \times 10^2 \pm 0,09 \times 10^2$

Выполненный эксперимент и собранный материал позволили сделать заключение о том, что предложенный прием механической обработки почвы оказал влияние на накопление загрязнителя в ядре фундука. Больше в ядре ореха содержалось загрязнителя при первом варианте расположения радионуклида на почве. Различие, которое составило в 1,5 раз (2010 г) объясняется именно расположением ^{90}Sr в почве (Таблица 4).

В течение периода исследований установлена тенденция снижения в содержании радионуклида в ядре ореха. В варианте с расположением радионуклида на поверхности почвы удельная активность в ядре ореха снизилась с 2010 г по 2023 г в 2,4 раза, при расположении нуклида в почве на глубине 50 см за этот же период времени она снизилась в 2,0 раз (Таблица 4).

На основании полученного экспериментального материала составлено уравнение, регрессия простая зависимость линейная (3):

$$Y = 110 + X \times 0,437 \quad \text{при } r = 0,926 \quad F = 18,1 \quad (3)$$

Экспериментальные данные о содержании ^{90}Sr в околоплоднике ореха фун-

дука приведены в таблице 5.

Таблица 5 – Содержание ^{90}Sr в околоплоднике ореха фундука в зависимости от расположения радионуклида в почве, сорт Луиза, Бк/кг [92, 94, 96, 103]

Год	Расположение радионуклида в почве	
	0 см	50 см
2010	$0,60 \times 10^2 \pm 0,21 \times 10$	$0,43 \times 10^2 \pm 0,22 \times 10$
2015	$0,49 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10$	$0,45 \times 10^2 \pm 0,22 \times 10$
2016	$0,49 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10$	$0,43 \times 10^2 \pm 0,21 \times 10$
2017	$0,47 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10$	$0,42 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10$
2023	$0,39 \times 10^2 \pm 0,18 \times 10$	$0,37 \times 10^2 \pm 0,18 \times 10$

В 2010 г было установлено различие в содержании ^{90}Sr в околоплоднике фундука в зависимости от предлагаемого приема механической обработки почвы, которое составило в 1,4 раза. Так же, как и для ядра ореха фундука в течение периода исследований выявлена тенденция к снижению содержания изучаемого поллютанта в околоплоднике. В варианте с расположением радионуклида на поверхности почвы удельная активность в околоплоднике ореха снизилась с 2010 г по 2023 г в 1,5 раза, при расположении нуклида в почве на глубине 50 см за этот же период времени она снизилась в 1,2 раза (Таблица 5).

Выполненная плантажная вспашка почвы позволила снизить удельную активность в растении, так как в основном корневая система у фундука располагается в верхнем слое почвы. Только небольшая часть корневой системы проникает вглубь почвы, поэтому контакт с радионуклидом происходит, но малым объемом корней, что ведет к малому накоплению нуклида, кроме того, происходит его разбавление, за счет большого количества поступающих питательных веществ из чистой почвы. Но особую роль при этом играет расположение радионуклида в почве, то есть теснота и продолжительность контакта корневой системы растения и радионуклида.

При радиоактивном загрязнении растений каждая его часть может участвовать в пищевых цепях биоты. Поэтому обязательно требуется при изучении, а в

дальнейшем при составлении рекомендаций по выращиванию сельскохозяйственных растений на радиоактивно загрязненных почвах учитывать и эту особенность. Кроме того, листья после опада, если в них произошло накопление радионуклида, так же могут формировать дополнительную внешнюю дозу облучения для работающего персонала.

Содержание ^{90}Sr в листьях фундука в зависимости от предлагаемого приема механической обработки почвы приведено в таблице 6.

Таблица 6 – Удельная активность ^{90}Sr в листьях фундука в зависимости от расположения радионуклида в почве, сорт Луиза, Бк/кг [92, 94, 96, 103]

Год	Расположение радионуклида в почве	
	0 см	50 см
2010	$6,63 \times 10^2 \pm 0,25 \times 10^2$	$2,54 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
2015	$5,78 \times 10^2 \pm 0,24 \times 10^2$	$2,40 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
2016	$5,69 \times 10^2 \pm 0,24 \times 10^2$	$2,29 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
2017	$5,57 \times 10^2 \pm 0,23 \times 10^2$	$2,05 \times 10^2 \pm 0,09 \times 10^2$
2023	$5,06 \times 10^2 \pm 0,22 \times 10^2$	$1,81 \times 10^2 \pm 0,08 \times 10^2$

При изучении вариантов расположения нуклида в почве было установлено различие в накоплении ^{90}Sr в листьях. Больше его содержалось при расположении радионуклида на поверхности почвы, различие в 2010 г составило в 2,6 раза. В течение периода исследований так же наблюдалось различие в накоплении стронция-90 в листьях фундука в диапазоне от 2,4 раза в 2015 г до 2,8 раз в 2023 году. На основании полученных экспериментальных данных было установлено, что предлагаемый прием механической обработки почвы оказал непосредственное влияние на удельную активность радионуклида в листьях изучаемого растения (Таблица 6).

Между изучаемыми вариантами в опыте установлена существенная разница на 5 % уровне значимости. Определена простая регрессия линейная зависимость, которая выражена в уравнении (4):

$$Y = 23,4 + X \times 0,352 \quad \text{при } r = 0,822 \quad F = 6,24 \quad (4)$$

Так же на основании экспериментального материала было установлено, что динамика снижения содержания ^{90}Sr в листьях фундука в обоих вариантах опыта существенно не отличалась. В первом варианте опыта содержание радионуклида в листьях уменьшилось в 1,3, а во втором – в 1,4 раза.

Содержание ^{90}Sr в почках фундука в зависимости от предлагаемого приема механической обработки почвы приведено в таблице 7.

В выполненных в полевых условиях экспериментах было отмечено различие в содержании техногенного загрязнителя в почках фундука в зависимости от изучаемых вариантов. В 2010 г оно составило в 6,1 раза, в 2015, 2016, 2017 и 2023 гг соответственно в 4,6; 4,3; 4,3 и 4,3 раза (Таблица 7).

Таблица 7 – Содержание ^{90}Sr в почках фундука в зависимости от варианта расположения радионуклида в почве, сорт Луиза, Бк/кг [92, 94, 96, 103]

Год	Расположение радионуклида в почве	
	0 см	50 см
2010	$5,81 \times 10^2 \pm 0,25 \times 10^2$	$0,95 \times 10^2 \pm 0,03 \times 10^2$
2015	$4,70 \times 10^2 \pm 0,23 \times 10^2$	$1,03 \times 10^2 \pm 0,04 \times 10^2$
2016	$4,32 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$1,00 \times 10^2 \pm 0,04 \times 10^2$
2017	$4,18 \times 10^2 \pm 0,18 \times 10^2$	$0,98 \times 10^2 \pm 0,03 \times 10^2$
2023	$3,80 \times 10^2 \pm 0,17 \times 10^2$	$0,89 \times 10^2 \pm 0,03 \times 10^2$

Погодные условия при выполнении эксперимента оказывали одинаковое влияние на делянки вариантов опыта, так они расположены на одном участке поля. Следовательно, различное накопление ^{90}Sr в изучаемых органах фундука происходило по причине предлагаемого приема механической обработки почвы.

Для сорта Луиза наблюдается различие в накоплении поллютанта в листьях и в почках фундука в зависимости от предложенного приема механической обработки почвы. Большее накопление изучаемого радионуклида в различных органах фундука наблюдалось при нахождении его на поверхности почвы.

Содержание загрязнителя в сережках фундука в обоих вариантах находилось на уровне фона. В целом надо отметить, что за весь период исследований содержание нуклида в изучаемых органах фундука, снижалось.

В Краснодарском крае среди орехоплодных растений большой популярностью пользуется сорт фундука Ата-баба [132]. Поэтому в опыте по определению влияния способа обработки почвы участвовал этот сорт. Он выбран для исследований, так как отличается от сорта Луиза по нескольким показателям: порослеобразовательной способностью, урожайностью, большей общей площадью листовой поверхности, созревает несколько позже. Результаты многолетнего полевого эксперимента по изучению динамики удельной активности ^{90}Sr в коре фундука приведены на рисунке 9 (Приложения А, Б) [92, 94, 96, 103].

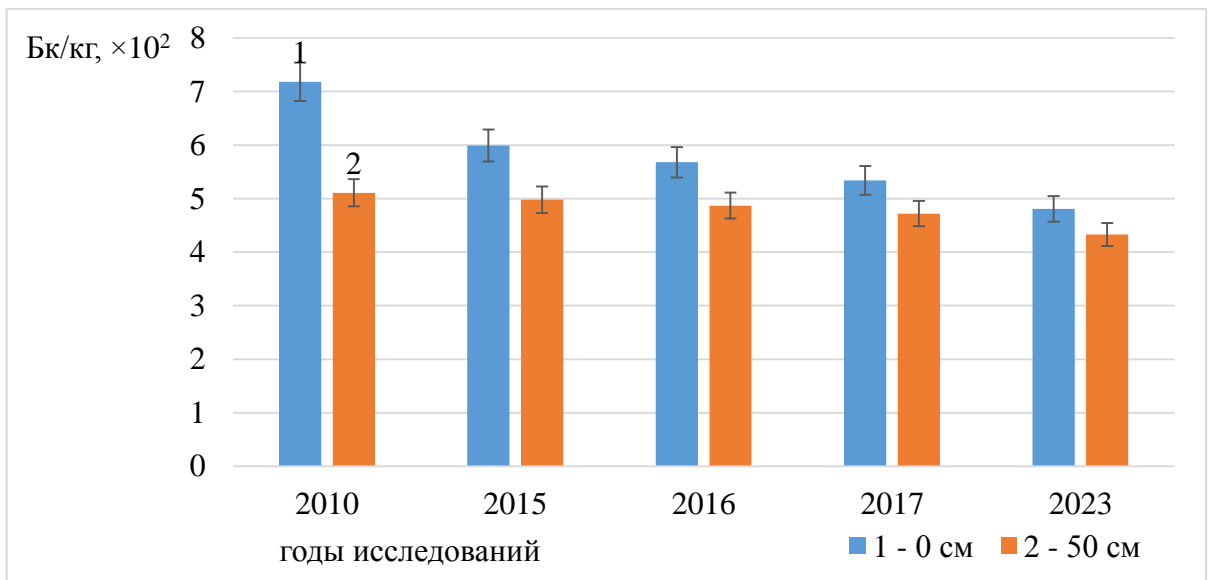


Рисунок 9 – Динамика удельной активности ^{90}Sr в коре фундука в зависимости от расположения радионуклида в почве, сорт Ата-баба, в разные возрастные периоды

Предложенный прием механической обработки почвы оказал решающее влияние в снижении удельной активности в растении. Величина удельной активности в различных частях растения зависит от многих факторов. Один из них – расположение корневой системы растения и радионуклида в почве. Проведенный эксперимент позволил доказать, что в коре фундука сорт Ата-баба больше нако-

пилось ^{90}Sr при нахождении его на поверхности почвы. Объяснение этому факту заключается в том, что после оборота пласта и перемещения почвы на глубину 50 см снизился контакт нуклида с корневой системой растения. Проведение плантажной вспашки явилось причиной разной возможности в накоплении поллютанта в растении. Причем эта разница в 2010 г составляла в 1,4 раза (Рисунок 9).

Кроме того, в результате эксперимента установлено, что динамика снижения удельной активности ^{90}Sr в коре фундука в варианте с расположением его на поверхности почвы была более интенсивной, то есть с 2010 г по 2023 г содержание нуклида уменьшилось в 1,5 раз, тогда как при его заглублении в почву – только в 1,2 раза (Рисунок 9). Загрязнение коры фундука при расположении техногенного загрязнителя на поверхности почвы может происходить из-за переноса радиоактивной пылеватой фракции, которая попадает на кору, а затем может с нее удаляться из-за дождей или отслоения коры.

Между изучаемыми вариантами в опыте установлена существенная разница на 5 % уровне значимости. Определена простая регрессия линейная зависимость, которая выражена в уравнении (5):

$$Y = 258 + X \times 0,401 \quad \text{при } r = 0,998 \quad F = 520 \quad (5)$$

Многолетний опыт в полевых условиях позволил определить удельную активность ^{90}Sr в древесине фундука (сорт – Ата-баба) в зависимости от предложенного приема механической обработки почвы (Рисунок 10) [92, 94, 96, 103].

При нахождении ^{90}Sr в почве его подвижность постепенно снижается. Известно, что он более мобилен, чем ^{137}Cs и дольше во времени может находиться в почве в таком состоянии. Но с течением времени его мобильность падает и происходит снижение накопления в растения. Различие по вариантам исследований к 2023 г практически нивелировалось и составило в 1,1 раза (Рисунок 10).

В первом варианте опыта при попадании нуклида на поверхность почвы сначала наблюдается большое накопление в древесине, затем его содержание снижается. Так же следует отметить, что в первом варианте опыта снижение содержания нуклида в древесине фундука более интенсивное, чем во втором (Рисунок 10).

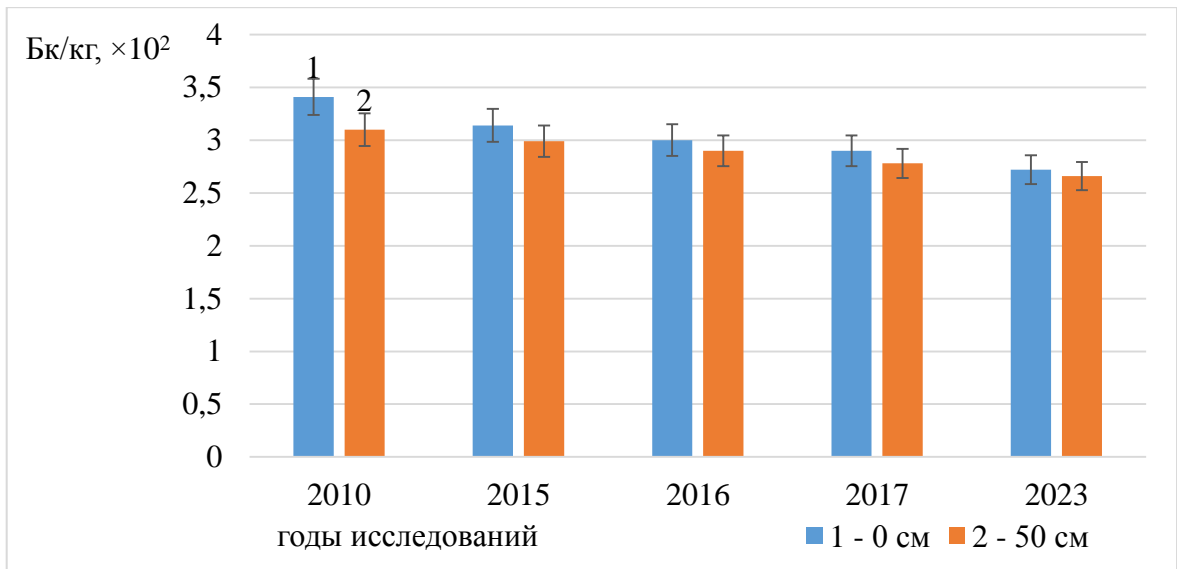


Рисунок 10 – Удельная активность ^{90}Sr в древесине фундука в зависимости от расположения радионуклида в почве, сорт Ата-баба

В целом можно заметить, что содержание ^{90}Sr в древесине фундука, сорт – Ата-баба, по вариантам исследований отличается: меньшее его накопление во втором изучаемом варианте.

Между изучаемыми вариантами в опыте установлена существенная разница на 5 % уровне значимости. При простой регрессии отмечена геометрическая зависимость, которая выражена в уравнении (6):

$$Y = 1,68 \times X^{0,902} \quad \text{при } r = 0,984 \quad F = 62,3 \quad (6)$$

Важнейшим показателем при радиоактивном загрязнении фундука является содержание радионуклида в плодах ореха. Результаты полевых исследований по накоплению ^{90}Sr в плодах фундука сорт Ата-баба приведены в таблице 8 (приложения В, Г).

В результате исследований по миграции радионуклида в звене пищевой цепи «почва-растение» установлено, что содержание нуклида в ядре было больше при расположении его на поверхности почвы, чем при перемещении в почву на 50 см глубину. В 2010 году различие между вариантами составило в 1,4 раза. Многолетний опыт, выполненный в полевых условиях, позволил установить тенденцию к снижению удельной активности ^{90}Sr в ядре фундука: в первом варианте оно составило в 2,0 раз, во втором – в 1,7 раз (Таблица 8).

Таблица 8 – Удельная активность ^{90}Sr в плодах фундука в зависимости от расположения радионуклида в почве, сорт Ата-баба, Бк/кг [92, 94, 96, 103]

Год	Околоплодник (скорлупа)		Ядро	
	0 см	50 см	0 см	50 см
2010	$0,93 \times 10^2 \pm 0,4 \times 10$	$0,83 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10$	$6,11 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$4,49 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$
2015	$0,84 \times 10^2 \pm 0,4 \times 10$	$0,78 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10$	$4,84 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$3,81 \times 10^2 \pm 0,18 \times 10^2$
2016	$0,79 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10$	$0,72 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10$	$4,41 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$3,60 \times 10^2 \pm 0,18 \times 10^2$
2017	$0,76 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10$	$0,69 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10$	$4,09 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$3,42 \times 10^2 \pm 0,16 \times 10^2$
2023	$0,65 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10$	$0,60 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10$	$3,01 \times 10^2 \pm 0,16 \times 10^2$	$2,69 \times 10^2 \pm 0,14 \times 10^2$

Установлена существенная разница на 5 % уровне значимости для изучаемых вариантов. Простая регрессия определена линейная зависимость, которая выражена в уравнении (7):

$$Y = 131 + X \times 0,518 \quad \text{при } r = 0,999 \quad F = 79120 \quad (7)$$

В первую очередь на это различие оказало влияние расположение поллютанта в почве. После проведенной вспашки с перемещением ^{90}Sr в почве на глубину 50 см снизилась возможность контакта радиоактивного загрязнителя с корневой системой фундука. Поэтому удельная активность в растениях, которые находятся на делянках второго варианта ниже, чем в первом варианте. Малый объемом корней на указанной глубине, ведет к малому накоплению нуклида, кроме того, происходит его разбавление, за счет большого количества поступающих питательных веществ с чистой почвы.

Исследования, выполненные в период с 2010 по 2023 гг показали, что предложенный прием механической обработки почвы, оказал влияние на накопление поллютанта в околоплоднике ореха. Больше накопилось изучаемого загрязнителя в околоплоднике ореха в первом варианте опыта, чем во втором. В первые годы после внесения радионуклида на почву различие было более значительным, однако в течение длительного периода нахождения нуклида в почве его мобильность

снижается и содержание в органах фундука уменьшается.

Лист может участвовать в цепи питания животных, птиц, насекомых или при опадании попадать в почву и загрязнять ее. Поэтому крайне важно знать содержание нуклида в этом органе, который может дать дополнительное внешнее и внутреннее облучение живого организма.

Содержание ^{90}Sr в листьях фундука, сорт Ата-баба, в зависимости от предложенного приема механической обработки почвы, приведено в таблице 9.

Таблица 9 – Содержание ^{90}Sr в листьях фундука, сорт Ата-баба, в зависимости от расположения радионуклида в почве, сорт Ата-баба, Бк/кг [92, 94, 96, 103]

Год	Расположение радионуклида в почве	
	0 см	50 см
2010	$8,94 \times 10^2 \pm 0,5 \times 10^2$	$3,99 \times 10^2 \pm 0,13 \times 10^2$
2015	$8,15 \times 10^2 \pm 0,4 \times 10^2$	$3,48 \times 10^2 \pm 0,12 \times 10^2$
2016	$7,81 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$	$3,29 \times 10^2 \pm 0,12 \times 10^2$
2017	$7,64 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$	$3,13 \times 10^2 \pm 0,12 \times 10^2$
2023	$6,49 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$	$2,51 \times 10^2 \pm 0,11 \times 10^2$

При изучении различных вариантов расположения нуклида в почве оказалось, что больше его накапливается в листьях при поверхностном загрязнении почвы. Различие в содержании ^{90}Sr в этом органе в 2010 г составило в 2,2 раза. В следующие годы эксперимента так же отмечено различие в содержании поллютанта по вариантам в 2015, 2016, 2017 и 2023 гг, которое соответственно составило в 2,3; 2,4; 2,4 и 2,6 раза. То есть предложенный прием механической обработки почвы с перемещением радионуклида вглубь на 50 см оказал влияние на его накопление в листьях фундука (Таблица 9).

С течением времени удельная активность ^{90}Sr в листьях фундука сорт Ата-баба снижается в обоих изучаемых вариантах (Таблица 9). Причин несколько –

постепенное уменьшение мобильности нуклида в почве, снижение активности из-за распада нуклида и т.д.

Различие между изучаемыми вариантами в опыте по удельной активности ^{90}Sr в листьях фундука сорт Ата-баба существенное на 5 % уровне значимости.

Простая регрессия определена линейная зависимость, которая выражена в уравнении (8):

$$Y = -196 + X \times 0,668 \quad \text{при } r = 0,99 \quad F = 99,7 \quad (8)$$

Содержание ^{90}Sr в почках фундука, сорт Ата-баба, в зависимости от предложенного приема механической обработки почвы, приведено в таблице 10.

Таблица 10 – Содержание ^{90}Sr в почках фундука, сорт Ата-баба, в зависимости от расположения радионуклида в почве, сорт Ата-баба, Бк/кг [92, 94, 96, 103]

Год	Расположение радионуклида в почве	
	0 см	50 см
2010	$7,85 \times 10^2 \pm 0,4 \times 10^2$	$2,90 \times 10^2 \pm 0,12 \times 10^2$
2015	$6,22 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$	$2,01 \times 10^2 \pm 0,11 \times 10^2$
2016	$6,01 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$	$1,90 \times 10^2 \pm 0,11 \times 10^2$
2017	$5,90 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$	$1,82 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
2023	$5,12 \times 10^2 \pm 0,2 \times 10^2$	$1,49 \times 10^2 \pm 0,07 \times 10^2$

В выполненных экспериментах было отмечено различие по содержанию радионуклида в почках фундука в зависимости от изучаемых вариантов. В 2010 г оно составило в 2,7 раза, а в 2015, 2016, 2017 и 2023 гг соответственно в 3,1; 3,2; 3,2 и 3,4 раза (Таблица 10).

Для сорта Ата-баба наблюдается различие в накоплении ^{90}Sr в листьях и в почках фундука в зависимости от варианта расположения его в почве. Больше накопление изучаемого техногенного загрязнителя в различных органах фундука наблюдалось при расположении его на поверхности почвы.

Установлена существенная разница на 5 % уровне значимости между изуча-

емыми вариантами в опыте. При простой регрессии отмечена геометрическая зависимость, которая выражена в уравнении (9):

$$Y = 1,37 \times 10^{-3} \times X^{1,85} \quad \text{при } r = 0,984 \quad F = 62,3 \quad (9)$$

Содержание радионуклида в сережках фундука в обоих вариантах находилось на уровне фона.

В целом надо отметить, что за годы исследований содержание нуклида в изучаемых органах фундука, сорт Ата-баба, снижалось.

3.2 Накопление загрязняющего вещества в фундуке в зависимости от сортовых различий и времени нахождения его в почве

На некоторых сельскохозяйственных растениях, но не на участвующих в настоящем опыте, ранее исследования по определению влияния сорта на накопление радионуклида проводились [103, 144, 155, 171]. Однако исследований на орехоплодных (фундук) (возраст 21 и 26 – 34 года) в Краснодарском крае не проводилось. То есть появилась задача восполнить этот пробел в знаниях о накоплении нуклида в орехоплодных (фундук).

Эксперимент проведен на двух сортах фундука, которые наиболее часто используются для закладки орехоплодного сада на территории Краснодарского края. Результаты исследований по содержанию ^{90}Sr в коре изучаемых растений в первом варианте опыта (радионуклид расположен на поверхности почвы) приведены на рисунке 11 [92, 94, 96, 103].

В результате выполненного эксперимента оказалось, что сорт Ата-баба отличается несколько большим накоплением нуклида в коре, чем сорт Луиза. Разница в содержании ^{90}Sr в коре между изучаемыми сортами в 2010 г составила на $0,27 \times 10^2$ Бк/кг, в 2015, 2016, 2017 и 2023 гг она была соответственно на $0,46 \times 10^2$; $0,34 \times 10^2$; $0,33 \times 10^2$ и $0,27 \times 10^2$ Бк/кг (Рисунок 11).

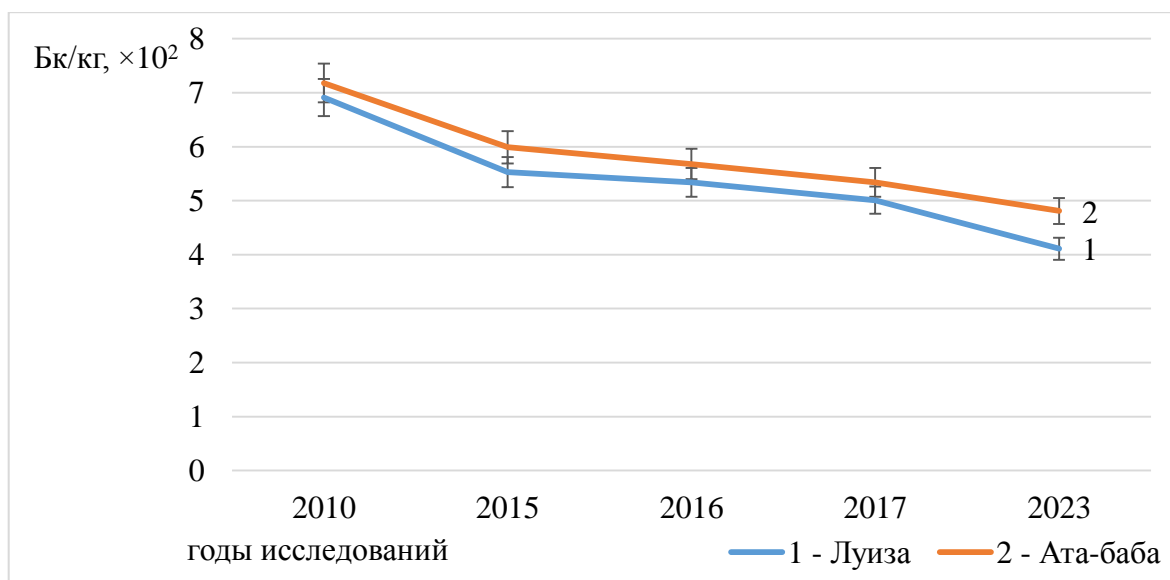


Рисунок 11 – Содержание ^{90}Sr в коре фундука изучаемых сортов, в разные возрастные периоды

Различие в накоплении нуклида в коре фундука по изучаемым сортам можно объяснить сортовыми особенностями. Сорт Ата-баба отличается от сорта Луиза по нескольким показателям: порослеобразовательной способностью, урожайностью, большей общей площадью листовой поверхности, созревает несколько позже, чем сорт Луиза. Общий объем листовой массы растения играет роль при накоплении нуклида в растении, так как больше питательных веществ поступает в него, а с ними и техногенного загрязнителя.

Согласно экспериментальным данным, полученным в полевых условиях, наблюдается постепенное уменьшение разницы в накоплении радионуклида в коре исследуемых сортов фундука (Рисунок 11).

Древесина фундука может использоваться для изготовления изгородей, плетения корзин и других изделий. Кроме того, древесина ореха при поедании насекомыми, может участвовать в трофических цепях. При выращивании орехового сада на радиоактивно загрязненной территории требуется определить содержание загрязнителя в древесине. Результаты исследований по определению удельной активности ^{90}Sr в древесине фундука в зависимости от сорта, приведены на рисунке 12 [92, 94, 96, 103].

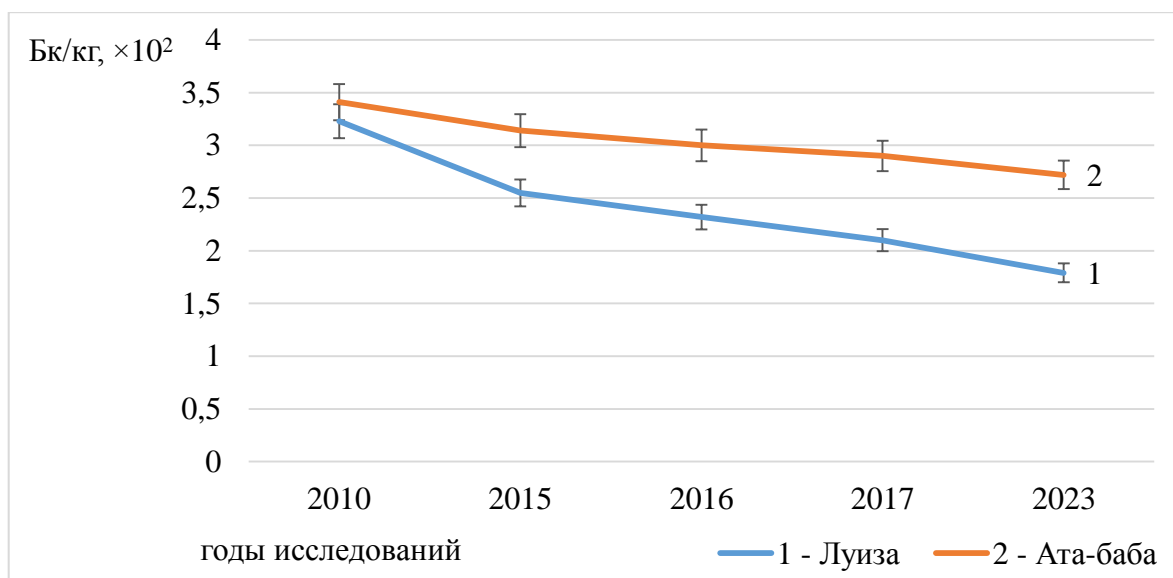


Рисунок 12 – Динамика удельной активности ^{90}Sr в древесине фундука изучаемых сортов

На накопление загрязнителя в древесине практически не играет роль переноса радионуклида ветром на растение, как это происходит при загрязнении коры. В древесине происходит накопление и снижение содержания радионуклида только под действием корневого пути его поступления.

Сортовые особенности орехоплодного растения, как показали выполненные эксперименты, влияют на удельную активность стронция-90 в древесине. Сорт Ата-баба при расположении ^{90}Sr на почве превзошел количественные показатели по накоплению его в древесине для сорта Луиза.

За весь период исследований различия по удельной активности ^{90}Sr в древесине фундука изучаемых сортов составили от 1,1 в 2010 году до 1,5 раза в 2023 году. Так же для обоих сортов фундука за этот же период времени установлена тенденция к снижению удельной активности ^{90}Sr в древесине – для сорта Ата-баба в 1,3 раза, для сорта Луиза – в 1,8 раз (Рисунок 12). При одинаковых условиях выращивания фундука и расположении изучаемого техногенного загрязнителя на поверхности почвы различие в его накоплении произошло из-за их сортовых различий.

У сорта Ата-баба больше образуется поросли, больше общая поверхность листьев и у него дольше период до созревания плодов, все это оказало влияние на различие в накоплении ^{90}Sr .

По удельной активности ^{90}Sr в древесине между изучаемыми сортами в опыте была установлена существенная разница на 5 % уровне значимости. Простая регрессия определена линейная зависимость, которая выражена в уравнении (10):

$$Y = 196 + X \times 0,451 \quad \text{при } r = 0,997 \quad F = 434 \quad (10)$$

В целом следует отметить, что в коре и древесине фундука обоих сортов происходит постепенное снижение содержания нуклида. Причина этого действия заключается в том, что с течением времени снижается мобильность нуклида в почве и уменьшается плотность ее загрязнения, в связи с периодом полураспада радионуклида.

Изучая накопление радионуклида в плодах фундука, было определено его содержание в околоплоднике. Экспериментальные данные приведены на рисунке 13 [92, 94, 96, 103].

Содержание ^{90}Sr в околоплоднике ореха фундука оказалось выше для сорта Ата-баба. Установлено различие между сортами по удельной активности в околоплоднике ореха, которое составило в 2010 г в 1,6 раза. В течение следующих лет исследований так же отмечено различие в содержании ^{90}Sr в околоплоднике ореха: 2015, 2016, 2017 и 2023 гг оно составило соответственно в 1,7; 1,6; 1,6 и 1,7 раза (Рисунок 13).

Различие в накоплении поллютанта в околоплоднике фундука при отсутствии применяемого приема механической обработки почвы между сортами Луиза и Ата-баба существенно на 5 % уровне значимости.

При простой регрессии отмечена линейная зависимость, которая выражена в уравнении (11):

$$Y = 22,3 + X \times 1,18 \quad \text{при } r = 0,94 \quad F = 22,9 \quad (11)$$

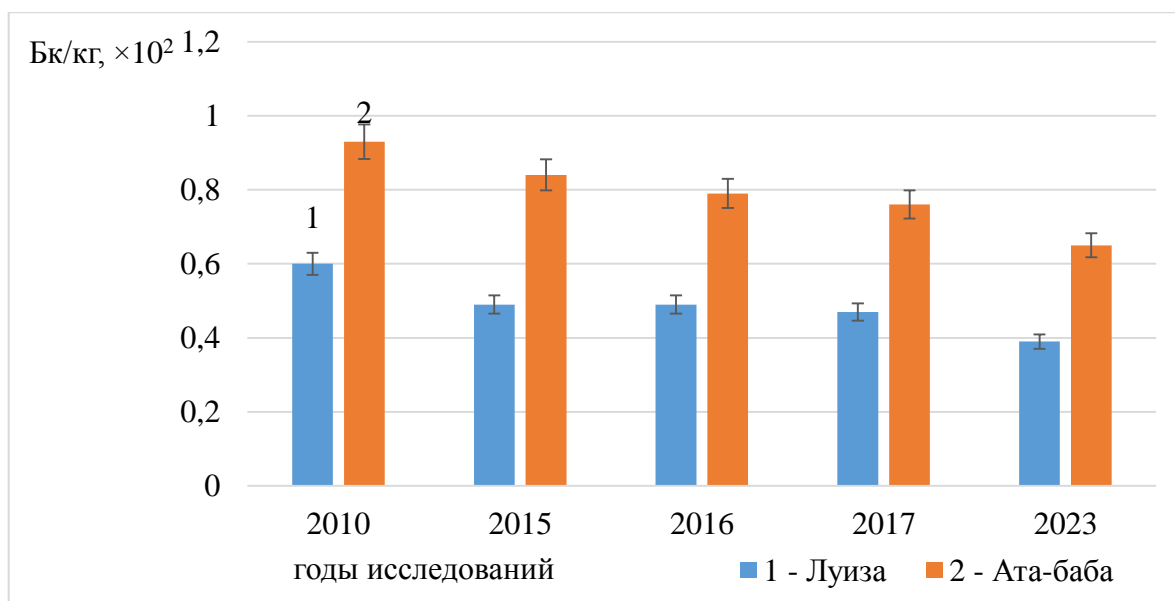


Рисунок 13 – Содержание ^{90}Sr в околоплоднике ореха фундука изучаемых сортов, в разные возрастные периоды

Ядро ореха фундук используется человеком в пищу, как в свежем виде, так и в процессе переработки. Причем ядро ореха может участвовать в пищевой цепи не только человека, но и многих биотических организмов окружающей среды. Поэтому одной из задач в работе было определить содержание ^{90}Sr в ядре ореха фундука в зависимости от сортовых различий (Рисунок 14).

Ядро ореха фундук сорт Ата-баба больше содержит радионуклида, чем сорт Луиза. Накопление изучаемого техногенного загрязнителя различается по сортам в 2010 г в 1,2 раза, в 2015, 2016, 2017 и 2023 гг так же наблюдается различие соответственно в 1,6; 1,6; 1,5 и 1,5 раза (Рисунок 14) [92, 94, 96, 103].

Исследования показали, что ядро ореха сорта Ата-баба окажет большее влияние на внутреннее облучение живого организма, находящегося в следующем звене трофической цепи.

Исходя из полученного результата, в дальнейшем, после выполненного расчета коэффициента перехода, можно сделать выводы об использовании ядра ореха изученных сортов для народного хозяйства и составить прогноз по возможному созданию орехоплодного сада после радиоактивного загрязнения почвы.

Между изучаемыми сортами в опыте установлена существенная разница на

5 % уровне значимости. Простая регрессия определена линейная зависимость, которая выражена в уравнении (12):

$$Y = 212 + X \times 0,82 \quad \text{при } r = 0,979 \quad F = 68,8 \quad (12)$$

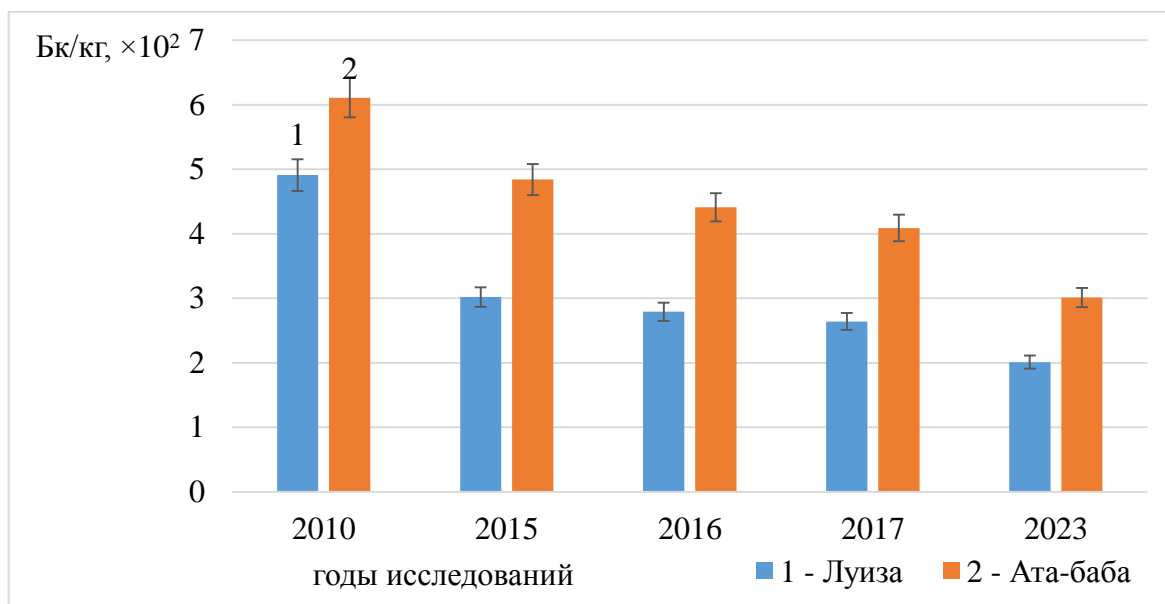


Рисунок 14 – Удельная активность ^{90}Sr в ядре ореха фундука изучаемых сортов, в разные возрастные периоды

Динамика удельной активности ^{90}Sr в листьях и почках фундука в зависимости от сортовых особенностей, при отсутствии запахивания почвы, приведена в таблице 11.

Анализируя экспериментальные данные, полученные в полевых условиях, было сделано следующее заключение, что сорт фундука Ата-баба при поверхностном расположении нуклида на почве больше накапливает ^{90}Sr в листьях и почках, чем сорт Луиза (Таблица 11).

Наблюдается различие в содержании радионуклида в листьях в 2010 г в 1,3 раза. В следующие годы исследований также присутствует различие в накоплении ^{90}Sr : в 2015 г в 1,4, в 2016 г – в 1,4, в 2017 г – в 1,4 и в 2023 г – в 1,3 раза. Так же следует заметить, что на основании многолетних исследований удалось установить тенденцию в динамике снижения удельной активности ^{90}Sr в листьях и почках фундука обоих сортов (Таблица 11, Приложения В, Г, Ж, И).

Таблица 11 – Динамика удельной активности ^{90}Sr в листьях и почках фундука, в зависимости от сортовых особенностей, Бк/кг, [92, 94, 96, 103]

Год	Листья		Почки	
	сорт Луиза	сорт Ата-баба	сорт Луиза	сорт Ата-баба
2010	$6,63 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$	$8,94 \times 10^2 \pm 0,4 \times 10^2$	$5,81 \times 10^2 \pm 0,2 \times 10^2$	$7,85 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$
2015	$5,78 \times 10^2 \pm 0,2 \times 10^2$	$8,15 \times 10^2 \pm 0,4 \times 10^2$	$4,70 \times 10^2 \pm 0,2 \times 10^2$	$6,22 \times 10^2 \pm 0,2 \times 10^2$
2016	$5,69 \times 10^2 \pm 0,2 \times 10^2$	$7,81 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$	$4,32 \times 10^2 \pm 0,2 \times 10^2$	$6,01 \times 10^2 \pm 0,2 \times 10^2$
2017	$5,57 \times 10^2 \pm 0,2 \times 10^2$	$7,64 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$	$4,18 \times 10^2 \pm 0,2 \times 10^2$	$5,90 \times 10^2 \pm 0,2 \times 10^2$
2023	$5,06 \times 10^2 \pm 0,2 \times 10^2$	$6,49 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$	$3,80 \times 10^2 \pm 0,2 \times 10^2$	$5,12 \times 10^2 \pm 0,2 \times 10^2$

В опыте между изучаемыми сортами на основании многолетнего эксперимента установлена существенная разница на 5 % уровне значимости. Простая регрессия определена линейная зависимость, которая выражена в уравнении (13):

$$Y = 122 + X \times 1,17 \quad \text{при } r = 0,978 \quad F = 66,6 \quad (13)$$

Установлено, что на величину удельной активности ^{90}Sr в почках орехоплодных растений оказали влияние сортовые особенности изучаемых растений. Накопление поллютанта в почках фундука сорт Ата-баба было больше, чем для сорта Луиза. В 2010 г различие составило в 1,4 раза, в следующие годы исследований 2015, 2016, 2017 и 2023 г оно соответственно составило в 1,3; 1,4; 1,4 и 1,3 раза (Таблица 11).

Содержание радионуклида в листьях фундука, почках и других органах обязательно следует знать и учитывать даже по той причине, что они могут оказаться в опаде. Опад листьев и сухих веток приводит к дополнительному загрязнению почвы. В дальнейшем происходит радиоактивное загрязнение почвы и животных, которые находятся в опаде и почве. Животные организмы могут стать пищей в трофической цепи для следующих звеньев, загрязняя их.

При выпадении загрязнителя из атмосферы в основном сначала он накапливается в верхнем слое почвы. Применение сельскохозяйственного оборудования с целью проведения плантажной вспашки почвы – один из вариантов снижения удельной активности радионуклида в растении. При этом есть некоторые отрицательные стороны в этой механической обработке почвы. Например, работающая сельскохозяйственная техника должна оставаться только на этой же территории, так как она будет радиоактивно загрязнена. И еще, при обороте пласта почвы верхний плодородный, но радиоактивно загрязненный слой почвы переместится вниз, а вверх поднимется сравнительно чистый слой, но менее плодородный. При внесении удобрений разного вида плодородие почв можно несколько увеличить. Поэтому предлагаемую механическую обработку почвы лучше использовать на богатых плодородных почвах, так как на почвах с малым плодородием существует риск получить не высокий урожай выращиваемых растений.

Предлагаемая механическая обработка почвы для условий Краснодарского края может быть принята для растений с неглубоко расположенной корневой системой, так как он ведет к уменьшению накопления радионуклидов из-за снижения их концентрации в корнеобитаемом слое. Кроме того, после оборота пласта слой почвы в 50 см будет выполнять своеобразный «экран», снижая влияние радиации на живые организмы [8].

Исследований по накоплению ^{90}Sr в вегетативных и генеративных органах фундука (возраст 21 и 26 – 34 года) на территории Краснодарского края не проводилось. Появилась задача восполнить этот пробел в знаниях о накоплении нуклида в орехоплодных (фундук).

Эксперимент проведен на фундуке в полевых условиях. Результаты исследований о накоплении ^{90}Sr в коре фундука после вспашки почвы и перемещении радионуклида на глубину 50 см приведены на рисунке 15 [92, 94, 96, 103].

В результате выполненного эксперимента установлено, что в коре фундука сорта Ата-баба содержалось нуклида больше, чем в коре сорта Луиза. Различие в удельной активности ^{90}Sr в коре между изучаемыми сортами в 2010, 2015, 2016, 2017 и 2023 гг составило соответственно в 1,2; 1,4; 1,4; 1,4 и 1,5 раза (Рисунок 15).

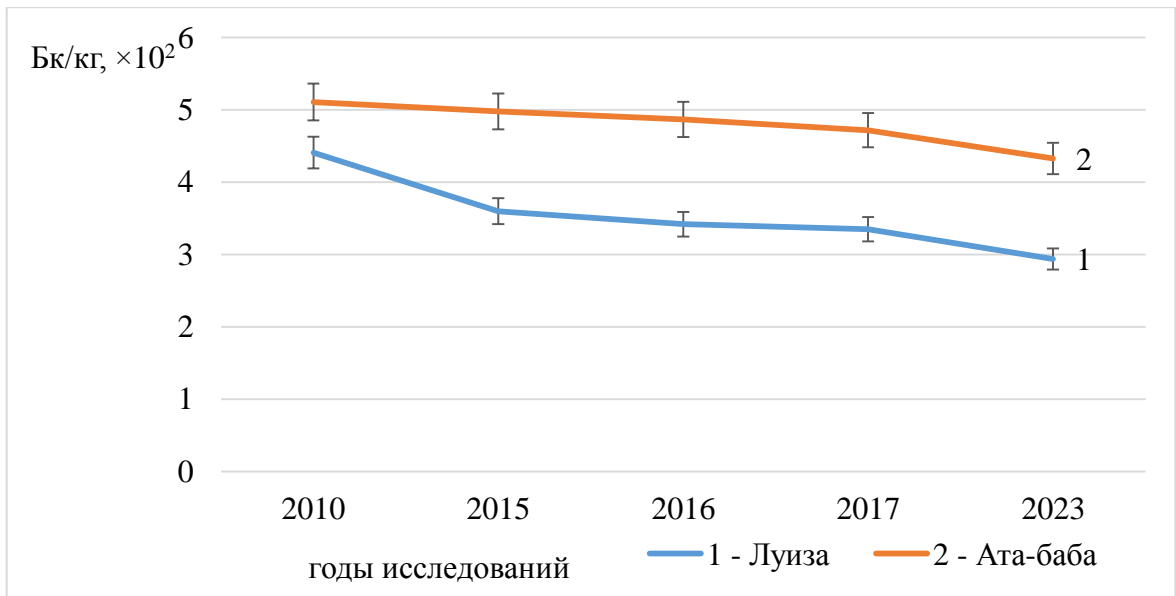


Рисунок 15 – Содержание ^{90}Sr в коре фундука изучаемых сортов, в разные возрастные периоды

Различие в содержании нуклида в коре фундука по изучаемым сортам можно объяснить сортовыми особенностями. Сорт Ата-баба отличается от сорта Луиза по нескольким показателям: порослеобразовательной способностью, урожайностью, большей общей площадью листовой поверхности, созревает несколько позже, чем сорт Луиза. В большинстве случаев, при большей листовой поверхности происходит и большее накопление нуклида в растении, так как больше питательных веществ поступает в него, а с ними и техногенного загрязнителя.

После выполненной математической обработки полученного экспериментального материала была установлена существенная разница на 5 % уровне значимости между изучаемыми сортами в опыте. Простая регрессия определена геометрическая зависимость, которая выражена в уравнении (14):

$$Y = 8,81 \times X^{0,686} \quad \text{при } r = 0,944 \quad F = 16,3 \quad (14)$$

Древесина ореха при поедании насекомыми, может участвовать в трофических цепях. Радиоактивное загрязнение древесины в этом случае будет источником загрязнения следующих звеньев трофической цепи. Поэтому при выращивании орехового сада на радиоактивно загрязненной территории требуется знать содержание загрязнителя в древесине. Результаты исследований по определению

накопления ^{90}Sr , в древесине фундука в зависимости от сорта, приведены на рисунке 16 [92, 94, 96, 103].

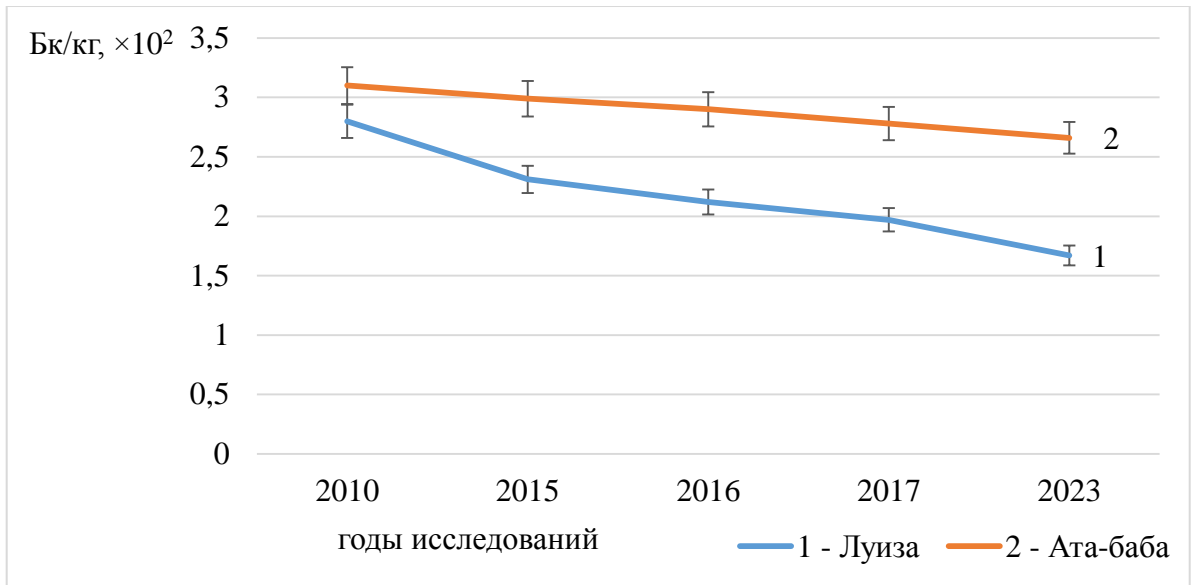


Рисунок 16 – Удельная активность ^{90}Sr в древесине фундука изучаемых сортов

После выполненного в полевых условиях эксперимента, было установлено, что сортовые особенности фундука оказали влияние на удельную активность ^{90}Sr в древесине. Сорт Ата-баба при запахивании ^{90}Sr в почву на глубину 50 см превзошел количественные показатели по накоплению его в древесине для сорта Луиза. Различия за годы исследований составили от 1,1 (2010 г) до 1,6 раза (2023 г) (Рисунок 16).

У сорта Ата-баба больше образуется поросли, больше общая поверхность листьев и у него дольше период до созревания плодов, все это оказало влияние на различие в удельной активности ^{90}Sr .

Установлена существенная разница на 5 % уровне значимости между изучаемыми сортами в опыте. Простая регрессия определена геометрическая зависимость, которая выражена в уравнении (15):

$$Y = 25,3 \times X^{0,455} \quad \text{при } r = 0,991 \quad F = 104 \quad (15)$$

В целом следует отметить, что в коре и древесине фундука обоих сортов происходит постепенное снижение содержания нуклида. Причина этого действия

заключается в том, что с течением времени снижается мобильность нуклида в почве, а также уменьшается плотность ее загрязнения, в связи с периодом полураспада радионуклида.

Изучая содержание поллютанта в плодах фундука, было определено накопление его в околоплоднике. Экспериментальные данные приведены на рисунке 17 [92, 94, 96, 103].

Содержание ^{90}Sr в околоплоднике ореха фундука оказалось выше для сорта Ата-баба. Различие по удельной активности ^{90}Sr в околоплоднике ореха между сортами в 2010 г составило в 1,9 раза. В продолжении следующих лет исследований так же отмечено различие в содержании ^{90}Sr в околоплоднике ореха: в 2015, 2016, 2017 и 2023 гг оно составило соответственно в 1,7; 1,7; 1,6 и 1,6 раза (Рисунок 17).

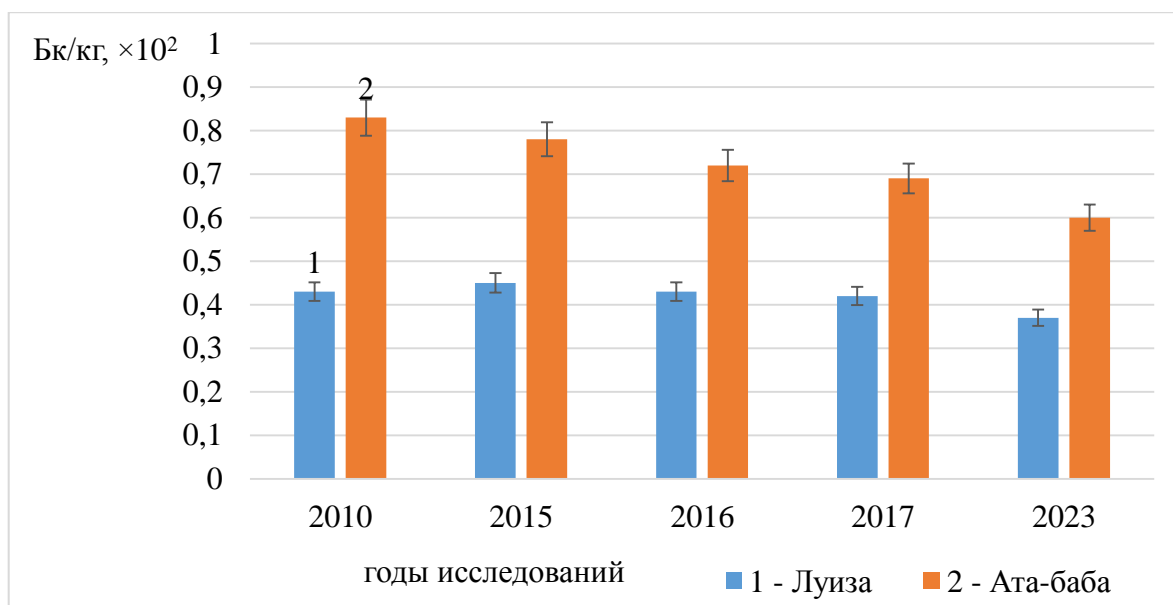


Рисунок 17 – Динамика удельной активности ^{90}Sr в околоплоднике ореха фундука изучаемых сортов, в разные возрастные периоды

В результате выполненного эксперимента была установлена существенная разница на 5 % уровне значимости между изучаемыми сортами в опыте.

Простая регрессия определена линейная зависимость, которая выражена в уравнении (16):

$$Y = -57 + X \times 3 \quad \text{при } r = 0,998 \quad F = 102 \quad (16)$$

Важнейшим для человека, при выращивании фундука, является ядро ореха. Поэтому одной из задач в работе было определить содержание ^{90}Sr в ядре ореха фундука в зависимости от сортовых различий (Рисунок 18) [92, 94, 96, 103].

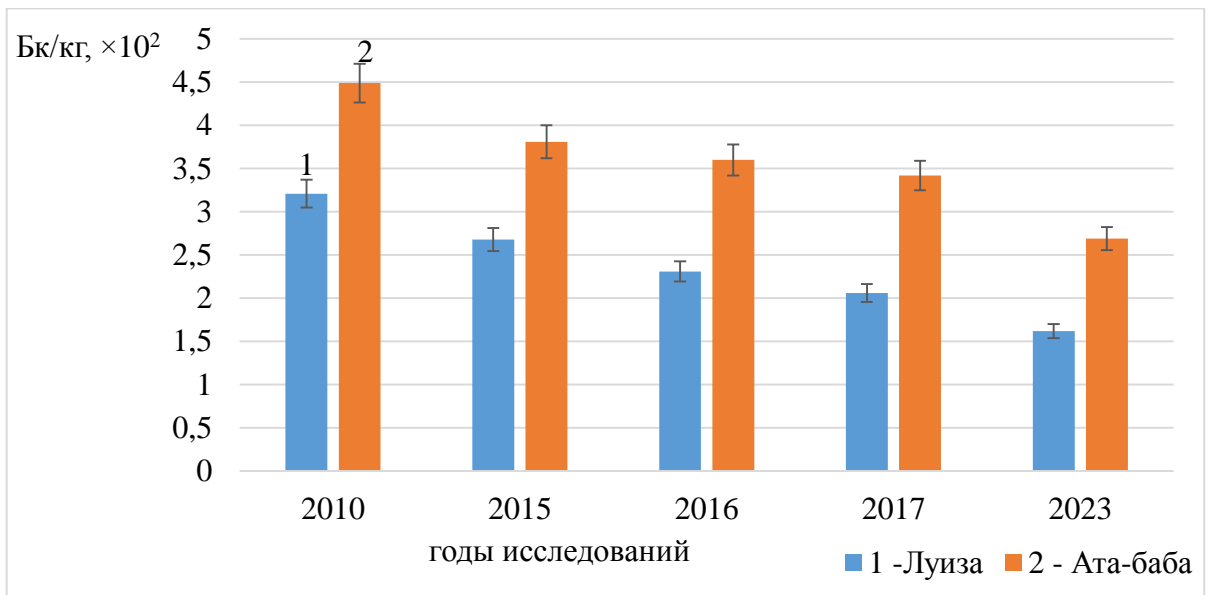


Рисунок 18 – Содержание ^{90}Sr в ядре ореха фундука изучаемых сортов

Ядро ореха фундук сорт Ата-баба больше содержит радионуклида, чем ядро ореха сорта Луиза. Накопление изучаемого техногенного загрязнителя различается по сортам в 2010 г в 1,4 раза, в 2015, 2016, 2017 и 2023 гг так же наблюдается различие соответственно в 1,4; 1,6; 1,7 и 1,7 раза (Рисунок 18). Исследования показали, что ядро ореха сорта Ата-баба окажет большее влияние на внутреннее облучение живого организма, находящегося в следующем звене трофической цепи. Исходя из полученного результата, в дальнейшем, после выполненного расчета коэффициента перехода, можно сделать выводы об использовании ядра ореха для народного хозяйства и составить прогноз по возможному созданию орехоплодного сада после радиоактивного загрязнения почвы.

Установлена существенная разница на 5 % уровне значимости между изучаемыми сортами в опыте по удельной активности ^{90}Sr в ядре фундука. Простая регрессия определена линейная зависимость, которая выражена в уравнении (17):

$$Y = 214 + X \times 0,624 \quad \text{при } r = 0,998 \quad F = 146 \quad (17)$$

Динамика удельной активности ^{90}Sr в листьях и почках фундука в зависи-

мости от сортовых особенностей, при запаховании радионуклида в почву на глубину 50 см, приведено в таблице 12 (Приложение М, Н).

Таблица 12 – Динамика удельной активности ^{90}Sr в листьях и почках фундука, в зависимости от сортовых особенностей, Бк/кг [92, 94, 96, 103]

Год	Листья		Почки	
	сорт Луиза	сорт Ата-баба	сорт Луиза	сорт Ата-баба
2010	$2,54 \times 10^2 \pm 0,11 \times 10^2$	$3,99 \times 10^2 \pm 0,15 \times 10^2$	$0,95 \times 10^2 \pm 0,04 \times 10^2$	$2,90 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
2015	$2,40 \times 10^2 \pm 0,11 \times 10^2$	$3,48 \times 10^2 \pm 0,15 \times 10^2$	$1,03 \times 10^2 \pm 0,04 \times 10^2$	$2,01 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
2016	$2,29 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$	$3,29 \times 10^2 \pm 0,15 \times 10^2$	$1,00 \times 10^2 \pm 0,4 \times 10^2$	$1,90 \times 10^2 \pm 0,08 \times 10^2$
2017	$2,05 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$	$3,13 \times 10^2 \pm 0,14 \times 10^2$	$0,98 \times 10^2 \pm 0,4 \times 10^2$	$1,82 \times 10^2 \pm 0,09 \times 10^2$
2023	$1,81 \times 10^2 \pm 0,09 \times 10^2$	$2,51 \times 10^2 \pm 0,11 \times 10^2$	$0,89 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$	$1,49 \times 10^2 \pm 0,08 \times 10^2$

В фундуке сорт «Ата-баба» при запаховании радионуклида в почву на глубину 50 см больше накапливается ^{90}Sr в листьях и почках, чем у сорта Луиза. Различие по удельной активности ^{90}Sr в листьях наблюдается в 2010 г в 1,6 раза. В продолжении следующих лет исследований также присутствует различие в накоплении ^{90}Sr : в 2015 г в 1,5; 2016 г в 1,4; в 2017 г – в 1,5; в 2023 г – в 1,4 раза. В течение многих лет эксперимента происходит постепенное нивелирование, в сторону уменьшения, удельной активности ^{90}Sr в листьях обоих сортов (Таблица 12).

Между изучаемыми сортами в опыте по удельной активности ^{90}Sr в листьях фундука установлена существенная разница на 5 % уровне значимости. Простая регрессия определена экспоненциальная зависимость, которая выражена в уравнении (18):

$$Y = 173 \times e^{(2,87 \times 10^{-3} \times X)} \quad \text{при } r = 0,970 \quad F = 31,9 \quad (18)$$

Сортовые различия изучаемых растений фундука оказали влияние на содержание ^{90}Sr в почках. Накопление поллютанта в почках фундука сорт Ата-баба было больше, чем для сорта Луиза. В 2010 г различие составило в 3,1 раза, в сле-

дующие несколько лет исследований – в 2015, 2016, 2017 и 2023г оно соответственно составило в 2,0; 1,9; 1,9 и 1,7 раза (Таблица 12).

Установлена существенная разница по удельной активности ^{90}Sr в почках фундука, на 5% уровне значимости между изучаемыми сортами в опыте. При простой регрессии отмечена линейная зависимость, которая выражена в уравнении (19):

$$Y = -189 + X \times 3,79 \quad \text{при } r = 0,998 \quad F = 346 \quad (19)$$

Содержание радионуклида в листьях фундука, почках и других органах обязательно следует знать по той причине, что они могут оказаться в опаде, что, конечно, увеличит загрязнение почвы и животные организмы, для которых опад является местом обитания. В дальнейшем эти животные организмы могут стать пищей в трофической цепи для следующих звеньев, загрязняя их.

На основании проведенных экспериментов в полевых условиях, появилась возможность составить выводы: - перемещение верхнего слоя почвы в нижележащие горизонты, в результате плантажной вспашки, оказало влияние на динамику удельной активности ^{90}Sr в орехоплодных культурах. В вегетативных и генеративных органах фундука (сорт – Луиза и Ата-баба), больше накапливалось ^{90}Sr в условиях без вспашки почвы;

- накопление ^{90}Sr в вегетативных и генеративных органах фундука изучаемых сортов во времени постепенно уменьшается;
- биологические особенности изучаемых сортов фундука оказали влияние на удельную активность ^{90}Sr в его вегетативных и генеративных органах;
- накопление ^{90}Sr в изучаемых органах фундука для сорта Ата-баба выше, чем для сорта Луиза.

3.3 Накопление ксенобиотика в землянике в зависимости от расположения его в почве

Многие регионы нашей страны, где подходят климатические и почвенные условия, отдают предпочтение при выращивании ягодных культур землянике. Это

плодовое ягодовое растение и на Кубани занимает одно из ведущих мест. Земляника требует должного ухода. Если ей будут созданы оптимальные условия, то можно получать довольно высокие урожаи, причем стабильно несколько лет. Она имеет ряд существенных особенностей, которые знают сельхозпроизводители. Во-первых, плоды земляники имеют большой спектр питательных веществ и витаминов, во-вторых, данная ягодовая культура быстро окупается, то есть происходит быстрый возврат денег после закладки плантации. Уже в первые годы после посадки поступает чистая прибыль производителю. Однако не следует забывать о ее высоких требованиях к выращиванию. В-третьих, что очень важно, это одна из первых ягод с поля после зимнего периода. При этом прекрасный аромат и вкусовые качества делают ее легко реализуемой.

В опыте по изучению накопления ^{90}Sr в землянике, при радиоактивном загрязнении почвы использован сорт Клеры. Он раннего срока созревания. Плоды долго хранятся, хорошо переносят транспортировку, дает высокий урожай, вес отдельной ягоды достигает 40 г. В Краснодарском крае, при оптимальных условиях ее выращивания, урожай составляет до 260 ц/га практически при одновременном созревании. Куст у этого сорта земляники, раскидистый. Лист темно-зеленого цвета. Дает хороший урожай 3 – 4 года, затем урожайность падает. Корневая система у земляники мочковатая. Около 90 % корней располагаются в верхнем – плодородном слое почвы и только около 10 % могут оказаться за пределами пахотного слоя.

Исследования по определению миграции ^{90}Sr из почвы в растения земляники были заложены в конце августа 2014 года. Уже весной 2015 года был собран самый первый урожай, что характерно для этой ягодовой культуры.

Удельная активность радионуклида была определена в листьях, побегах (усах) и ягодах. Динамика удельной активности ^{90}Sr в листьях земляники, без обработки почвы, приведена на рисунке 19 [93, 97, 98].

Экспериментальные данные, приведенные на диаграмме, показывают, что уже в первый год посадки земляники на листьях определена малая удельная активность изучаемого радионуклида.

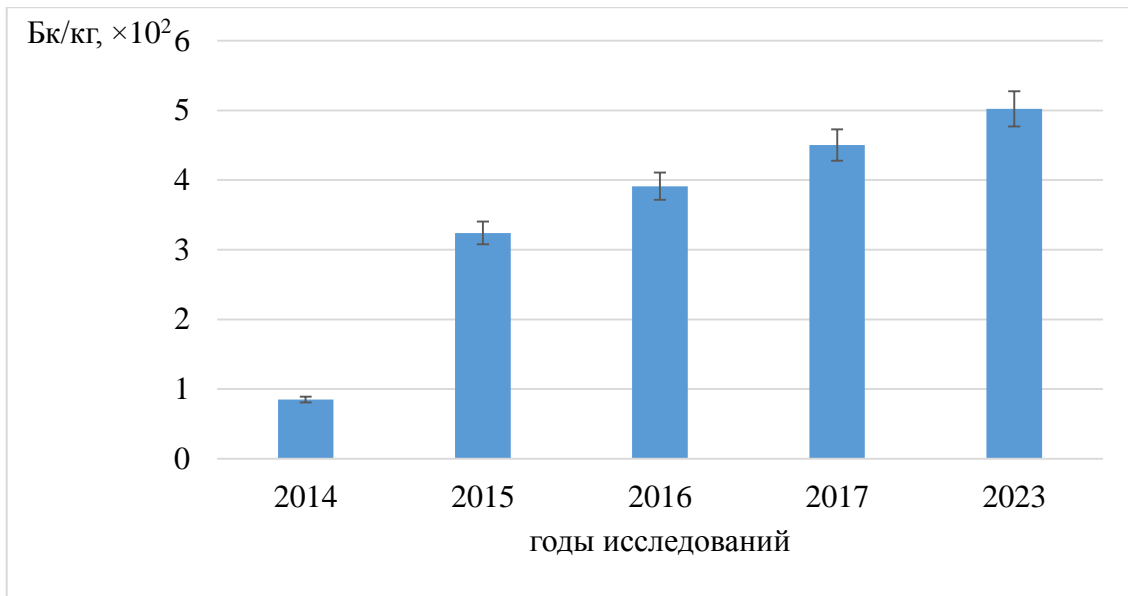


Рисунок 19 – Динамика удельной активности ^{90}Sr в листьях земляники без предлагаемого приема механической обработки почвы

Конечно, утверждать, что только корневая система способствовала этому накоплению не следует, так как в данном случае листва все же в основном была загрязнена переносом пыли с верхнего загрязненного слоя почвы или капелек дождя при отскоке от поверхности загрязненной почвы. В связи с тем, что лист находился на растении очень малый период времени (посадка в августе 2014 г) содержание нуклида в нем было не большим. На следующий (2015 г) растение имело полноценный период вегетации, поэтому накопление в изучаемом органе было более весомым (Рисунок 19).

Опираясь на экспериментальные данные, полученные за годы исследований, можно утверждать, что величина удельной активности ^{90}Sr в листьях земляники увеличивается в течение периода исследований, различие между 2014 г и 2015 г составило в 3,8 раза. В следующем, 2016 г происходило постепенное увеличение содержания нуклида в листьях земляники. К концу года абсолютное его содержание составило $3,91 \times 10^2$ Бк/кг, что в 4,6 раза больше, чем в 2014 г. В 2023 году (последний год исследований) так же происходило увеличение содержание нуклида в листьях ($5,02 \times 10^2$ Бк/кг), однако интенсивность накопления

снизилась. Различие в содержании поллютанта между началом исследований (2014 г) и окончанием (2023 г) составило в 5,9 раз (Рисунок 19).

В случае, когда радиоактивный загрязнитель не перемещен в нижние слои почвы земляника может быть загрязнена, как корневым путем, так и переносом его ветром, то есть присутствует поверхностное загрязнение. Поверхность листьев загрязняется, как во время дождя или при попадании пыли во время ветра, в дальнейшем через устьица радионуклид проникает в лист.

Результаты исследований по удельной активности радионуклида в листьях земляники после предложенного приема механической обработки почвы приведены на рисунке 20 [93, 97, 98].

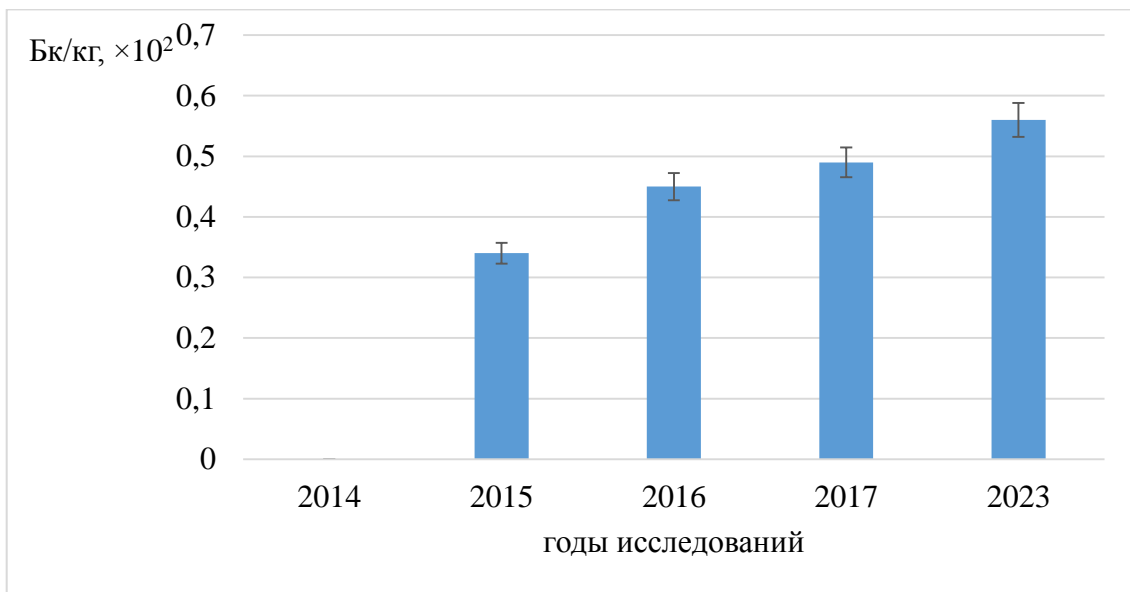


Рисунок 20 – Удельная активность ^{90}Sr в листьях земляники, после предложенного приема механической обработки почвы

Анализ экспериментальный данных, приведенных на диаграмме 20, позволил установить, что удельная активность ^{90}Sr в листьях земляники, после проведенной вспашки и перемещением верхнего загрязненного слоя почвы на глубину 50 см, была не высокой. В 2014 году (год посадки плантации) содержание ксенобиотика в листе было практически на уровне фоне (Рисунок 20).

В течение следующих лет исследований была определена не высокая удельная активность изучаемого техногенного загрязнителя в листьях земляники за счет корневого поступления.

Динамика удельной активности ^{90}Sr в листьях по годам исследований – в 2015 г – $0,34 \times 10^2$ Бк/кг, в 2016, 2017 и 2023 г соответственно – $0,45 \times 10^2$; $0,49 \times 10^2$ и $0,56 \times 10^2$ Бк/кг (Рисунок 20). По приведенным экспериментальным данным увеличение удельной активности нуклида в листьях земляники после перемещения его на глубину 50 см в основном происходит за счет очень малого количества корней, которые достигли глубины расположения нуклида, а также за счет подъема капиллярной воды почвы.

На основании экспериментальных данных полевого опыта было установлено, что интенсивность накопления радионуклида в листьях земляники за период исследований уменьшается.

Предложенный прием механической обработки почвы оказал влияние на накопление изучаемого техногенного загрязнителя в листьях земляники. Удельная активность ^{90}Sr в листьях земляники, в зависимости от изучаемых вариантов в опыте, приведена на рисунке 21 [93, 97, 98].

Предложенный прием механической обработки почвы оказал влияние на динамику удельной активности ^{90}Sr в листьях земляники. Установлено, что без обработки почвы накопление изучаемого поллютанта в листьях было больше, чем после выполненной вспашки с перемещением верхнего загрязненного слоя почвы вглубь. Различие за период исследований составило: в 2015 г – в 9,5 раз, в 2016, 2017 и 2023 г соответственно – в 8,7; 9,2 и 9,0 раз (Рисунок 21).

Установлена существенная разница на 5 % уровне значимости между изучаемыми вариантами в опыте. При простой регрессии отмечена геометрическая зависимость, которая выражена в уравнении (20):

$$Y = 1,02 \times 10^{-2} \times X^{1,4} \quad \text{при } r = 0,998 \quad F = 559 \quad (20)$$

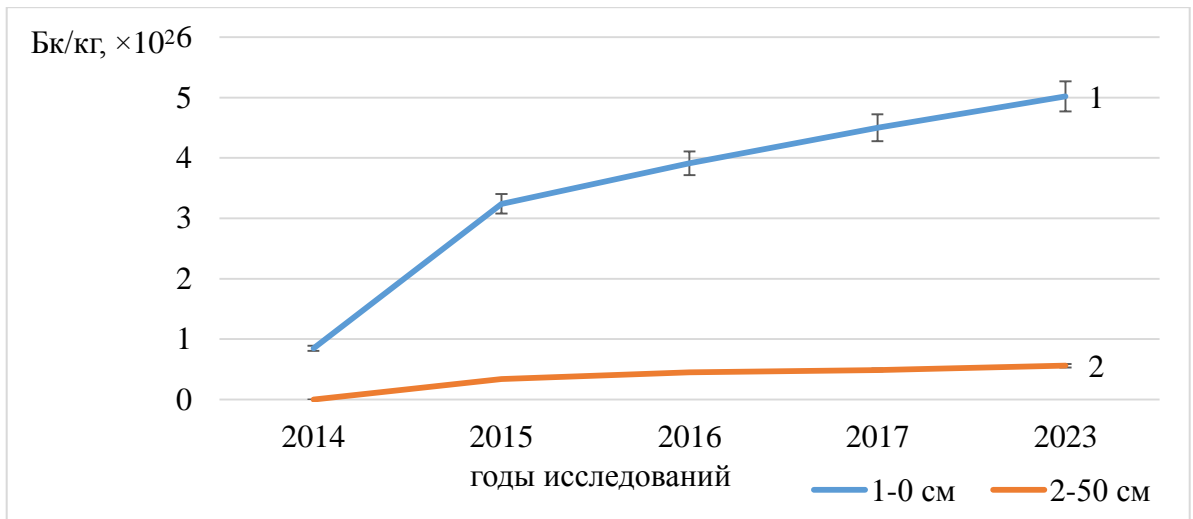


Рисунок 21 – Динамика удельной активности ^{90}Sr в листьях земляники, в зависимости от расположения радионуклида в почве

Уже на второй год после посадки земляника дает побеги размножения. При уходе за ней эти побеги или удаляются, или используются для размножения. Одной из задач было определить содержание изучаемого радионуклида в побегах размножения земляники при различных вариантах расположения его в почве.

На рисунке 22 приведена удельная активность ^{90}Sr в побегах земляники без обработки почвы [93, 97, 98].

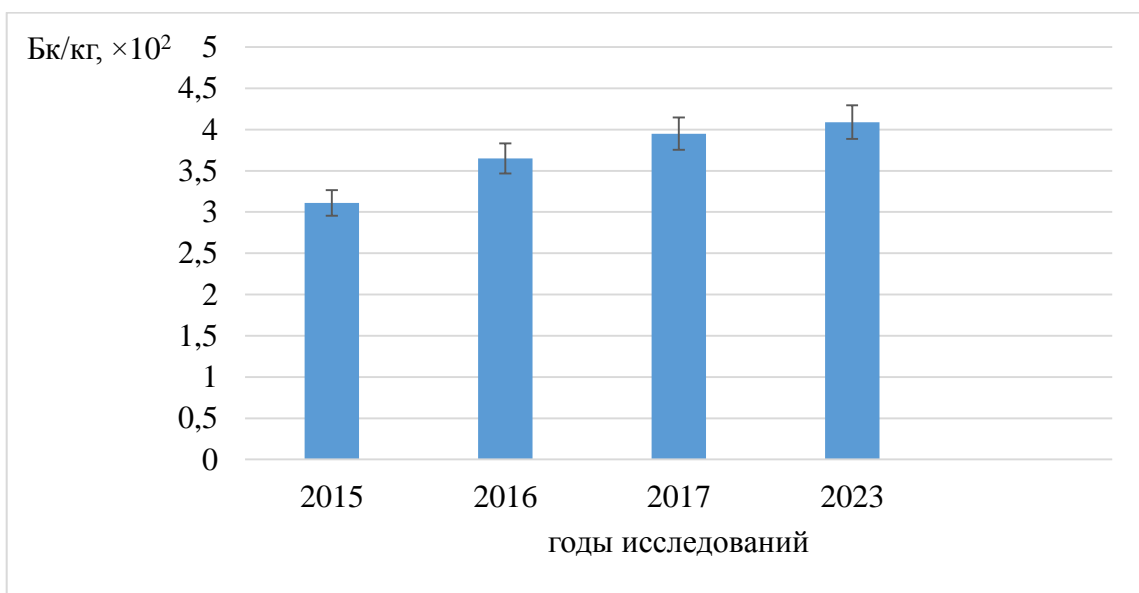


Рисунок 22 – Удельная активность ^{90}Sr в побегах земляники без обработки почвы

Известно, что в первый год после посадки земляника усов не дает, поэтому экспериментальных данных о содержании нуклида в побегах (усах) не приведены.

При выращивании земляники на почве, где не выполнялась вспашка и, не было оборота почвенного пласта, в 2015 г удельная активность ^{90}Sr в побегах составляла $3,11 \times 10^2$ Бк/кг, в 2016 г и 2017 г соответственно – $3,65 \times 10^2$ и $3,95 \times 10^2$ Бк/кг (Рисунок 22).

То есть происходит постепенное увеличение удельной активности ^{90}Sr в этом вегетативном органе. Этот факт поддается логическому объяснению – корневая система имеет хороший контакт с изучаемым техногенным загрязнителем, что способствует его накоплению в растении, кроме того, при дожде и ветре загрязненная земля попадает на поверхность побега.

Тем не менее, была установлена еще одна особенность в накоплении изучаемого ксенобиотика: интенсивность накопления (не абсолютные значения) нуклида в побегах (усах) во времени постепенно снижается (Рисунок 22).

Исследования по определению удельной активности ^{90}Sr в землянике ранее на территории юга России не выполнялись. Поэтому этот пробел в научной информации должен быть заполнен.

Экспериментальные данные по содержанию ^{90}Sr в побегах земляники после выполненной вспашки и перемещением верхнего слоя почвы на глубину 50 см приведены на рисунке 23 [93, 97, 98].

Установлено, что предложенный прием механической обработки почвы оказал влияние на содержание ^{90}Sr в побегах земляники. Накопление в усах земляники ^{90}Sr , при расположении его в почве на глубине 50 см, было не высоким. Так же было установлено, что за многие годы исследований величина удельной активности ^{90}Sr в побегах земляники растет (Рисунок 23).

Максимальное значение удельной активности ^{90}Sr за годы исследований определено в 2021 г – $0,47 \times 10^2$ Бк/кг, это больше на $0,18 \times 10^2$ и на $0,08 \times 10^2$ Бк/кг, чем соответственно в 2015 и 2016 гг. На основании экспериментальных данных можно сделать вывод о том, что интенсивность накопления радионуклида в побегах (усах) земляники за весь период исследований уменьша-

ется (Рисунок 23).

Причина не высокого содержания в побегах земляники ^{90}Sr объясняется предложенным приемом механической обработки почвы. Только небольшая часть корневой системы достигает этой глубины, что сказалось на поступлении ^{90}Sr в растение.

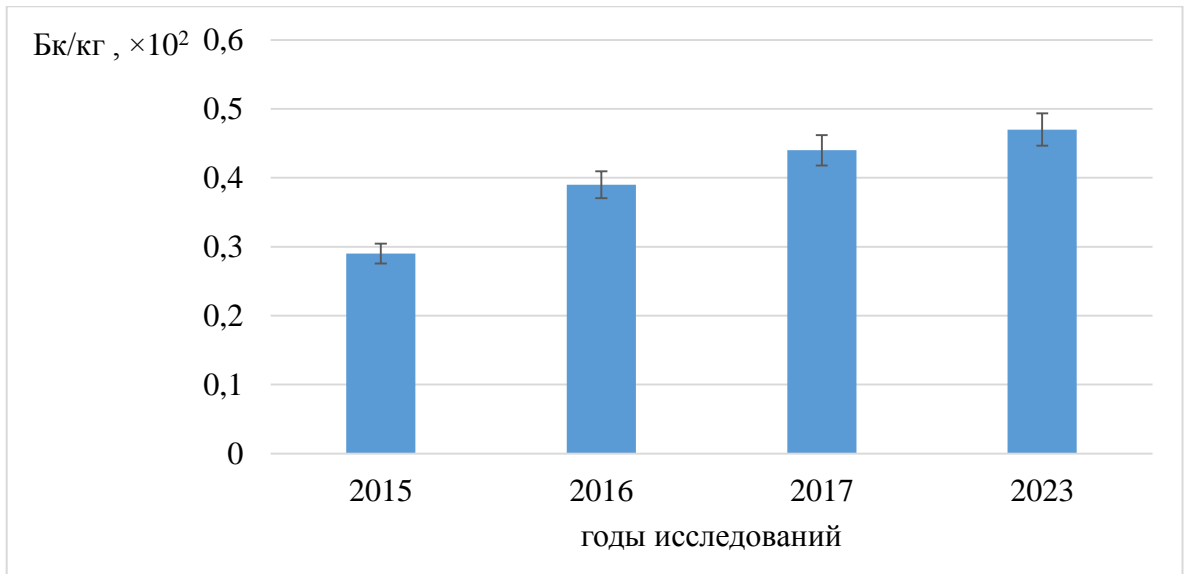


Рисунок 23 – Удельная активность ^{90}Sr в побегах земляники после перемещения верхнего слоя почвы на глубину 50 см

Предложенный прием механической обработки почвы оказал влияние на накопление стронция-90 в побегах земляники. Побеги (усы) земляники – это посадочный материал, который используется или конкретно на этом же поле, или, если это возможно, может быть реализован для высадки на другие поля. Для того, чтобы дать ответ на вопрос о возможности реализации посадочного материала выполнен этот эксперимент (Рисунок 24) [93, 97, 98].

В варианте без оборота пласта почвы содержание стронция-90 в побегах (усах) была больше, чем во втором варианте опыта, различие по годам исследований составило: в 2015 г – в 10,7 раз, в 2016, 2017 и 2023 г соответственно – в 9,4; 9,0 и 8,7 раз (Рисунок 24).

Между изучаемыми вариантами в опыте установлена существенная разница на 5 % уровне значимости. При простой регрессии отмечена геометрическая зави-

симось, которая выражена в уравнении (21):

$$Y = 1,2 \times 10^{-3} \times X^{1,76} \quad \text{при } r = 0,999 \quad F = 282 \quad (21)$$

Конечно, земляника выращивается для получения урожая ягод. По этой причине очень важно иметь информацию о радиоактивном загрязнении ягод и возможном снижении этого загрязнения.

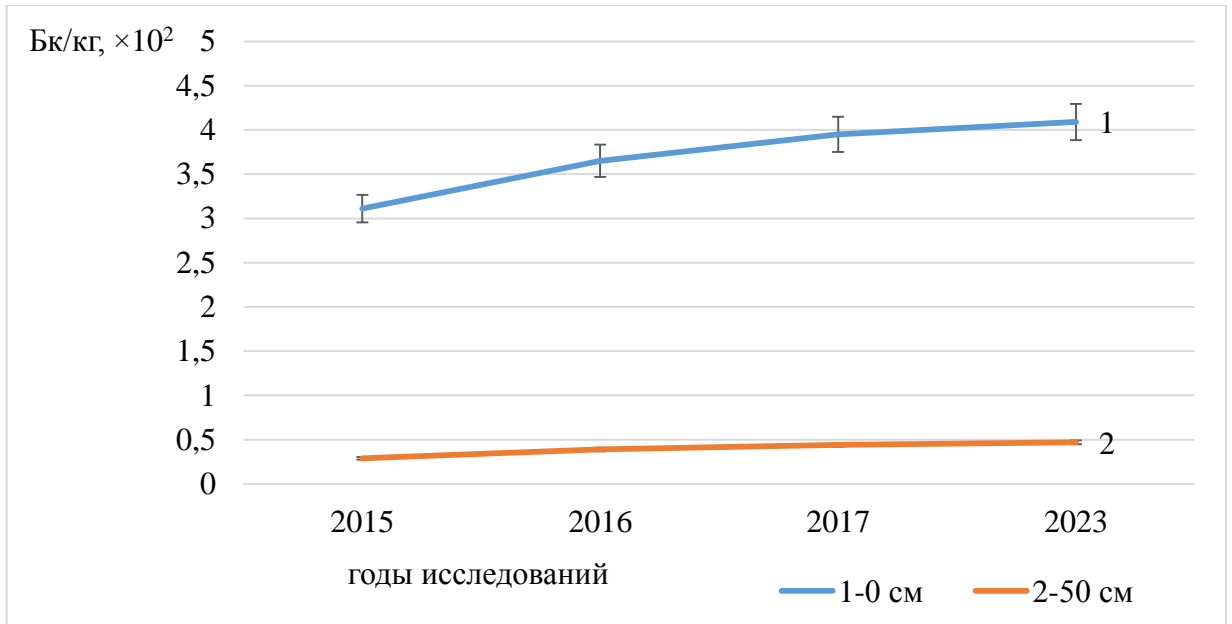


Рисунок 24 – Содержание ^{90}Sr в побегах земляники, в зависимости от расположения радионуклида в почве

Информация о динамике удельной активности ^{90}Sr в ягодах земляники при выращивании ее на поле, где не выполнялась вспашка почвы, приведена на рисунке 25 [93, 97, 98].

После выпадения радионуклида из атмосферы на поверхность почвы поступление его в растения происходит в основном двумя путями – корневое и поверхностное через листовую поверхность. При поверхностном загрязнении ягод следует учитывать такие факторы, как ветер и выпадающие осадки в любом их виде. При порывах ветра верхний загрязненный слой почвы может быть сорван и перенесен на поверхность растения, что увеличит его загрязнение.

При выпадении дождевых осадков капля дождя при соударении с почвой может подскакивать и попадать на растение, что тоже увеличивает его загрязнение.

Первый урожай земляники был получен в 2015 году. Высадка кустов земляники была осуществлена в 2014 году, поэтому накопление изучаемого радионуклида в ягодах произошло. Наибольшая удельная активность ^{90}Sr в ягодах земляники была определена в 2023 г – $4,81 \times 10^2$ Бк/кг, что на $1,00 \times 10^2$; $0,57 \times 10^2$ и $0,46 \times 10^2$ Бк/кг больше, чем соответственно в 2015, 2016 и 2017 гг (Рисунок 25).

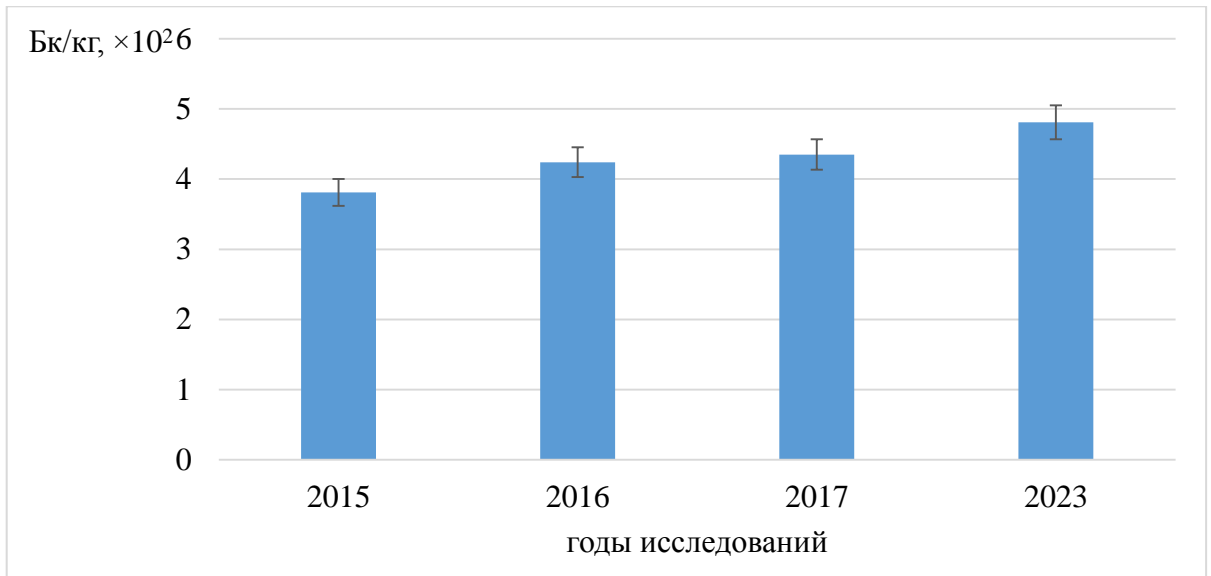


Рисунок 25 – Динамика удельной активности ^{90}Sr в ягодах земляники без обработки почвы

Один из возможных способов снизить содержание загрязнителя в плодах земляники – проведение плантажной вспашки. Во втором варианте нуклид располагался в почве на глубине 50 см.

В результате полевого эксперимента были получены следующие данные (Рисунок 26) [93, 97, 98].

После выполненной вспашки и, перемещении ^{90}Sr на глубину 50 см, накопление его в землянике происходит корневым путем. Следует учитывать, что корневая система этого ягодного растения расположена не глубоко и очень малая их часть достигает глубины 40 см или немного глубже.

При вспашке почвы происходит оборот пласта, верхний загрязненный слой почвы перемещается в нижний слой почвы, что оказало влияние на величину удельной активности радионуклида в растении. Наибольшая удельная активность

^{90}Sr в ягодах земляники была определена в 2023 г и составила $0,25 \times 10^2$ Бк/кг. За весь период эксперимента (2015 – 2017, 2023 гг) было отмечено постепенное увеличение содержания нуклида в плодах (Рисунок 26).

Небольшое накопление в ягодах земляники ^{90}Sr , после предложенного прием механической обработки почвы, в основном происходит за счет очень малого количества корней, которые достигли глубины расположения радионуклида – 50 см. Экспериментальные данные полевого опыта показали, что интенсивность накопления ксенобиотика в ягодах земляники за период исследований уменьшается.

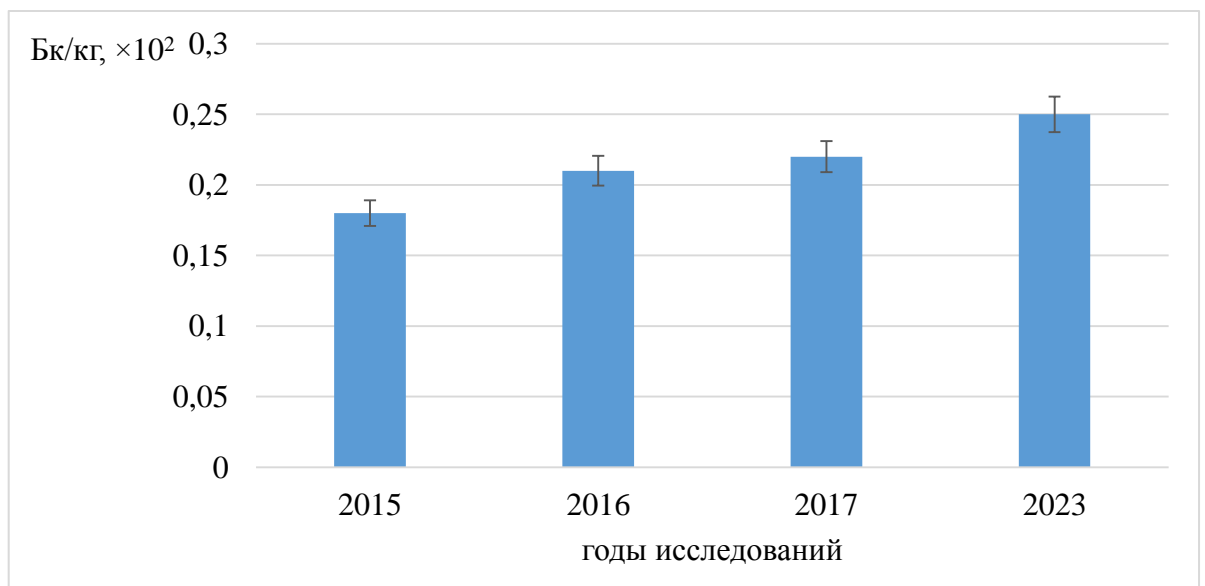


Рисунок 26 – Динамика удельной активности ^{90}Sr в ягодах земляники, при глубине его расположении в почве – 50 см

Предложенный прием механической обработки почвы оказал влияние на удельную активность ^{90}Sr в плодах земляники. Удельная активность ^{90}Sr в плодах земляники, при различных вариантах нахождения его в почве, приведена на рисунке 27 [93, 97, 98].

Установлена существенная разница на 5 % уровне значимости между изучаемыми вариантами в опыте. Простая регрессия определена экспоненциальная зависимость, которая выражена в уравнении (22):

$$Y = 4,43 \times e^{(3,68 \times 10^{-3} \times X)} \quad \text{при } r = 0,999 \quad F = 232 \quad (22)$$

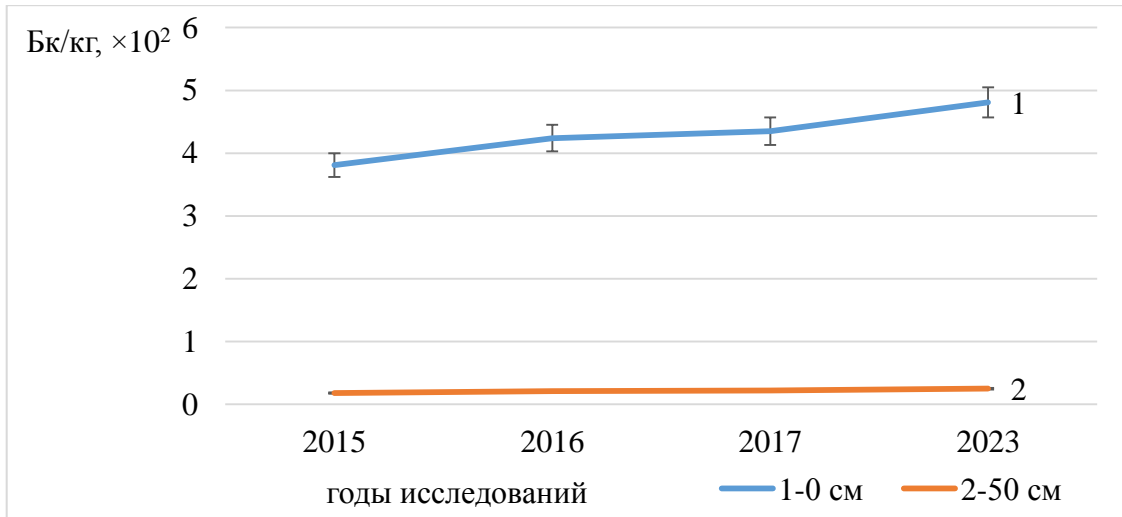


Рисунок 27 – Удельная активность ^{90}Sr в ягодах земляники, при различной глубине его расположения в почве

В процессе длительного опыта было установлено, что удельная активность ^{90}Sr в плодах земляники была выше в варианте без обработки почвы. Различия в накоплении изучаемого поллютанта за период исследований составило: в 2015 г – в 21,2 раз, в 2016, 2017 и 2023 г соответственно – в 20,2; 19,8 и 19,2 раза. Установлено, что предложенный прием механической обработки почвы оказывает влияние на динамику удельной активности ^{90}Sr в ягодах земляники.

3.4 Влияние сортовых различий на содержание поллютанта в растениях земляники

Одно из отличий, которое может оказать влияние на удельную активность ^{90}Sr в растении земляники, это довольно поздний срок созревания. Земляника сорт Пандора отличается ежегодным хорошим урожаем. Хорошо облиственные кусты, компактные. Этот сорт позволяет зарабатывать деньги не только на реализации ягод, но и на продаже побегов (усов), так как их образуется много, это тоже одна из особенностей сорта. При большой вегетативной массе может быть и несколько большее загрязнение куста земляники. Для юга России есть еще одна важная особенность у сорта Пандора – он обладает высокой зимостойкостью и засухоустой-

чив. То есть можно предположить, что этот сорт перспективен для Краснодарского края. Однако для этого сорта требуется, для более высокого урожая, дополнительного опылителя. У этого сорта цветоносы с обильным урожаем ложатся на почву.

Для сорта характерна хорошо развитая корневая система, которая может проникать на глубину до 50 – 55 см.

Для изучения различий удельной активности ^{90}Sr в землянике по характеристике особенностей сортов выбор был остановлен, по указанным причинам на сортах Клери и Пандора.

Содержание стронция-90 в листьях разных сортов земляники приведено на рисунке 28 [93, 97, 98].

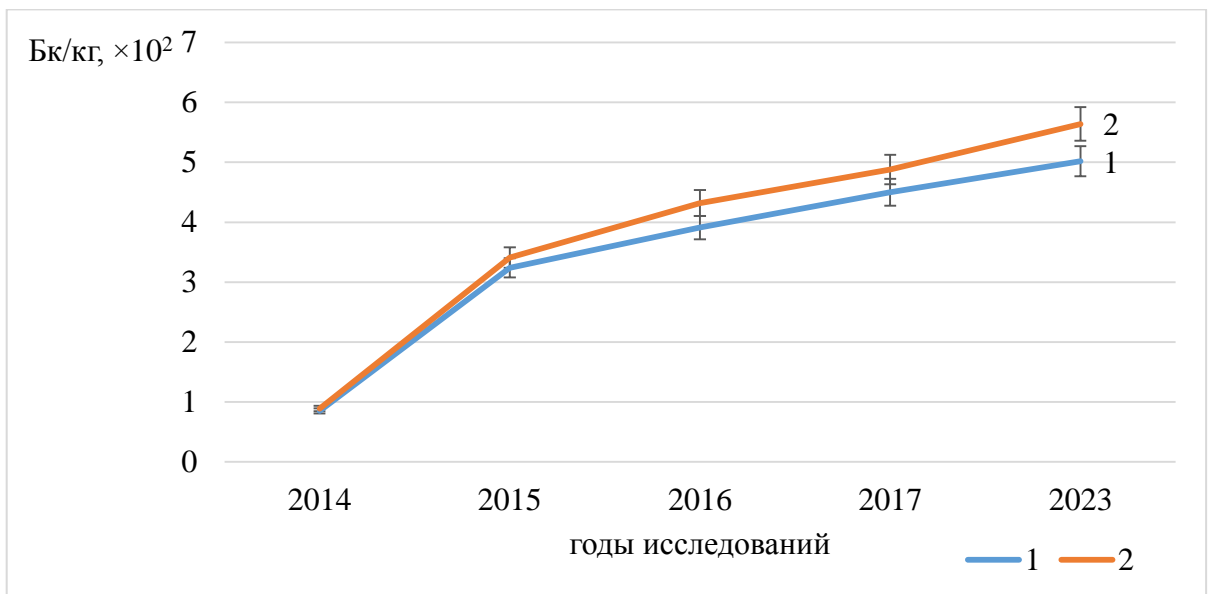


Рисунок 28 – Содержание ^{90}Sr в листьях земляники, при его расположении на поверхности почвы: 1 – сорт Клери, 2 – сорт Пандора

В листе сорта Пандора содержание ^{90}Sr больше, чем у сорта Клери, вариант опыта – без вспашки. Если в первый год, сразу после посадки, различий практически не было, то уже начиная с 2015 г они определены. Большее накопление нуклида в листьях сорта Пандора объясняется не только мощностью куста, но и продолжительностью вегетационного периода в сравнении с сортом Клери.

Установлена существенная разница на 5 % уровне значимости между изучаемыми вариантами в опыте.

При простой регрессии отмечена геометрическая зависимость, которая выражена в уравнении (23):

$$Y = 0,314 \times X^{1,21} \quad \text{при } r = 0,999 \quad F = 133 \quad (23)$$

Размножается земляника побегами (усами). В связи с тем, что усы могут быть посадочным материалом для восстановления плантации или для создания других плантаций, требуется знать содержание в них радионуклида. Содержание в побегах (усах) различных сортов земляники стронция-90, в варианте опыта без оборота почвенного пласта приведено на рисунке 29 [93, 97, 98].

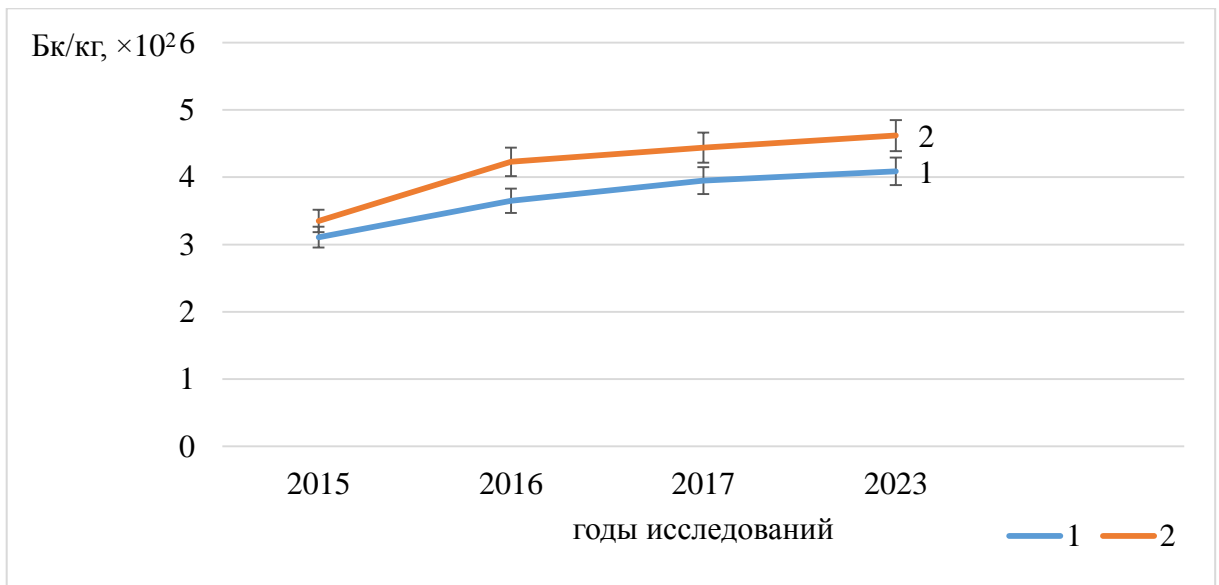


Рисунок 29 – Содержание ⁹⁰Sr в побегах (усах) земляники, без оборота почвенного пласта: 1 – сорт Клери, 2– сорт Пандора

Многолетний полевой эксперимент позволил сделать заключение, что при отсутствии запахивания ⁹⁰Sr в почву, в побегах земляники сорт Пандора накапливается его больше, чем во втором изучаемом сорте. В следующем году после высадки кустов земляники в почву (2015 г) разница по удельной активности ⁹⁰Sr между сортами составляла на $0,24 \times 10^2$ Бк/кг, в 2016; 2017 и 2023 гг она увеличилась соответственно – на $0,58 \times 10^2$; $0,49 \times 10^2$ и $0,53 \times 10^2$ Бк/кг (Рисунок 29).

То есть сортовые особенности – срок созревания, мощность куста и общая площадь листьев, оказали влияние на различие в накоплении нуклида. За период исследований установлена разница в удельной активности радионуклида в побе-

гах земляники в изучаемых сортах.

После выполненной математической обработки полученного экспериментального материала была установлена существенная разница на 5 % уровне значимости между изучаемыми вариантами в опыте. При простой регрессии отмечена геометрическая зависимость, которая выражена в уравнении (24):

$$Y = 0,125 \times X^{1,38} \quad \text{при } r = 0,999 \quad F = 767 \quad (24)$$

Важнейшим показателем в накоплении ^{90}Sr в землянике является его содержание в плодах. Результаты полевого эксперимента по содержанию нуклида в ягодах в зависимости от сорта приведены на рисунке 30 [93, 97, 98].

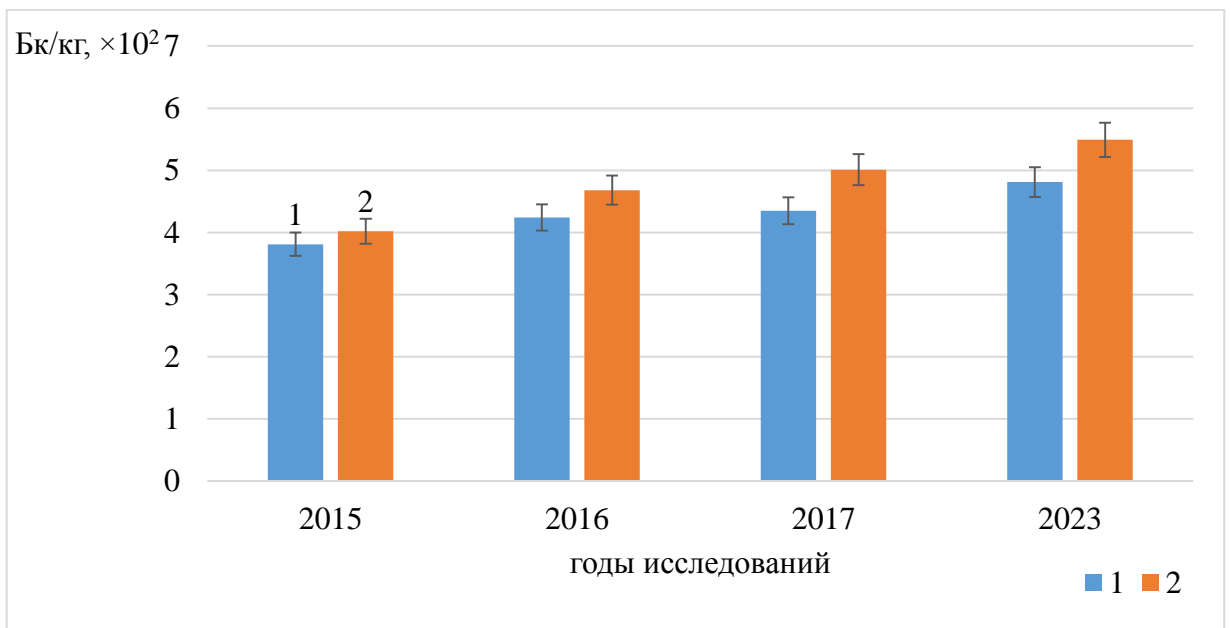


Рисунок 30 – Содержание ^{90}Sr в ягодах земляники, при расположении на почве: 1 – сорт Клери, 2– сорт Пандора

В ягодах земляники сорта Пандора содержание радионуклида было выше, чем в ягодах сорта Клери. Разница в накоплении по годам исследований составляла на $0,21 \times 10^2$; $0,44 \times 10^2$; $0,66 \times 10^2$ и $0,68 \times 10^2$ Бк/кг соответственно в 2015, 2016, 2017 и 2023 гг (Рисунок 30).

Установлена существенная разница на 5 % уровне значимости между изучаемыми вариантами в опыте. При простой регрессии отмечена геометрическая зависимость, которая выражена в уравнении (25):

$$Y = 89,9 \times e^{(3,92 \times 10^{-3} \times X)} \quad \text{при } r = 0,994 \quad F = 155 \quad (25)$$

Экспериментальные данные, полученные в полевых условиях, позволили сделать следующие выводы: – сорт Пандора отличается повышенным, в сравнении с сортом Клери содержанием нуклида в ягодах, – более высокая интенсивность в накоплении радионуклида в плодах, так же определена у сорта Пандора.

Сортовые различия изучаемого растения оказали влияние на накопление в ягодах ^{90}Sr при расположении его на поверхности почвы.

Удельная активность ^{90}Sr в листьях изучаемых сортов земляники, после предложенного приема механической обработки почвы – вспашка с перемещением верхнего радиоактивно загрязненного слоя почвы в нижележащие слои, приведена на рисунке 31 [93, 97, 98].

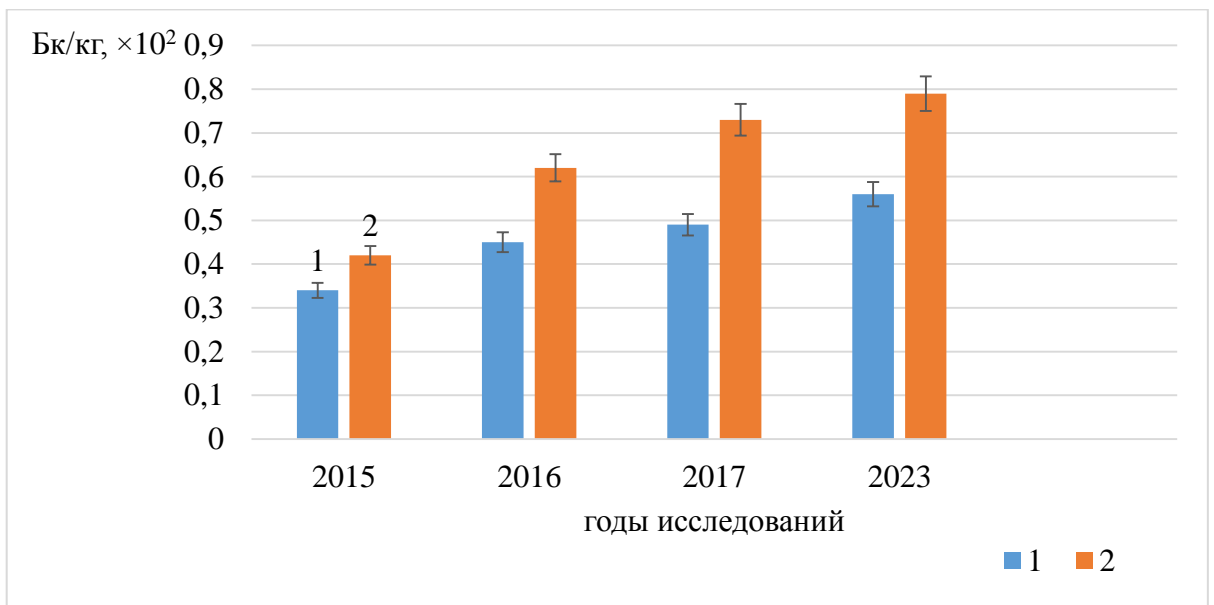


Рисунок 31 – Удельная активность ^{90}Sr в листьях земляники, при расположении в почве на глубине 50 см:

1 – сорт Клери, 2– сорт Пандора

В результате многолетнего периода исследований было установлено, что удельная активность ^{90}Sr в листьях земляники, после выполненной вспашки и перемещением верхнего загрязненного слоя почвы на глубину 50 см невысокая, от $0,34 \times 10^2$ до $0,79 \times 10^2$ Бк/кг.

Тем не менее, различие в накоплении нуклида между изучаемыми сортами установлено, в 2015, 2016, 2017 и 2023 гг – соответственно в 1,2; 1,4; 1,5 и

1,4 раза (Рисунок 31).

Причиной этому являются сортовые особенности сорта Пандора и сорта Клери.

После выполненной математической обработки полученного экспериментального материала была установлена существенная разница на 5 % уровне значимости между изучаемыми вариантами в опыте. Простая регрессия определена экспоненциальная зависимость, которая выражена в уравнении (26):

$$Y = 12,1 \times e^{(3,65 \times 10^{-2} \times X)} \quad \text{при } r = 0,999 \quad F = 205 \quad (26)$$

При накоплении в вегетативной и генеративной части растения ^{90}Sr , при перемещении его вглубь почвы, учитывается только корневой путь поступления.

Известно, что земляника размножается побегами (усаами). После перемещения стронция-90 вместе с верхним слоем почвы в результате вспашки на глубину 50 см, также происходит его накопление в побегах ягодной культуры. Удельная активность ^{90}Sr в побегах земляники, при перемещении его в почву на глубину 50 см, приведена на рисунке 32 [93, 97, 98].

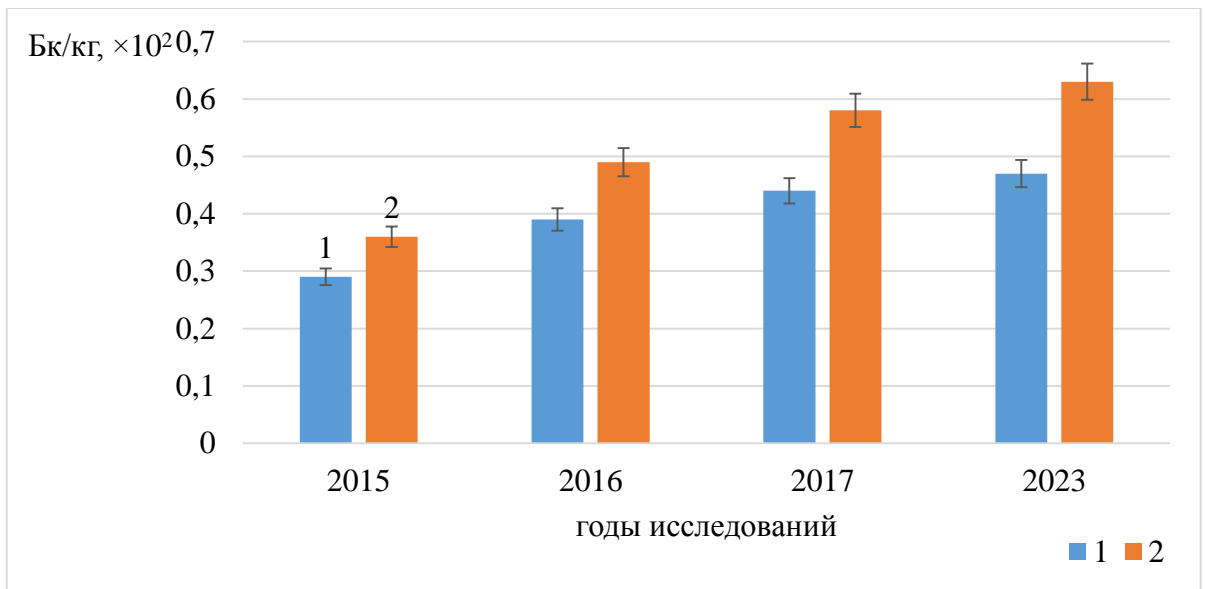


Рисунок 32 – Удельная активность ^{90}Sr в побегах земляники, при перемещении его в почву на глубину 50 см:

1 – сорт Клери; 2 – сорт Пандора

Установлена существенная разница на 5 % уровне значимости между изучаемыми вариантами в опыте по удельной активности ^{90}Sr в побегах земляники. Простая регрессия отмечена экспоненциальная зависимость, которая выражена в уравнении (27):

$$Y = 14,3 \times e^{(3,17 \times 10^{-2} \times X)} \quad \text{при } r = 0,999 \quad F = 391 \quad (27)$$

Исследования, выполненные в полевых условиях, позволили определить содержание нуклида в побегах (усах) земляники в зависимости от сортовых особенностей, при расположении ^{90}Sr в почве на глубине 50 см. Установлено различие в накоплении ^{90}Sr в 2015, 2016, 2017 и 2023 гг, которое составило соответственно в 1,2; 1,3; 1,3 и 1,3 раза. Причинами разного накопления нуклида в побегах земляники были их сортовые особенности, которые приведены выше.

Ягоды земляники, при радиоактивном загрязнении почвы, так же могут быть загрязнены. Содержание ^{90}Sr в ягодах изучаемых сортов земляники, при перемещении его в нижние слои почвы, приведена на рисунке 33 [93, 97, 98].

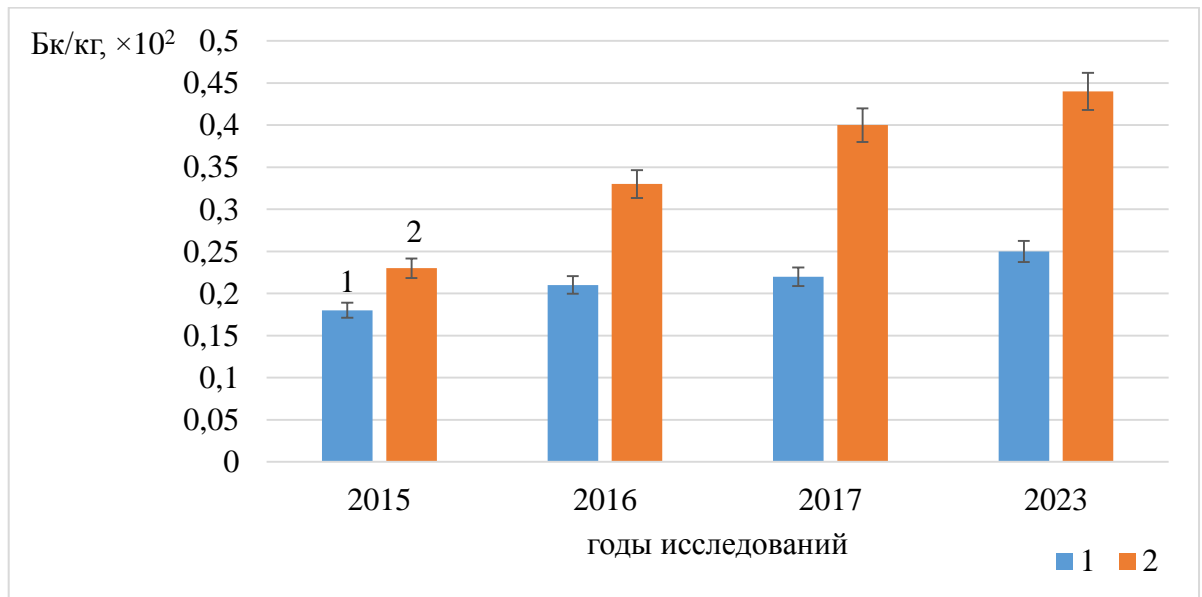


Рисунок 33 – Содержание ^{90}Sr в ягодах земляники, при перемещении его вглубь почвы на 50 см: 1 – сорт Клери, 2 – сорт Пандора

Опытные делянки земляники были созданы осенью 2014 года, поэтому первый урожай был собран только в 2015 г. Оказалось, что не большое загрязнение плодов все же произошло. Отмечена разница в накоплении ^{90}Sr по изучаемым

сортам, однако она была очень малой, на $0,05 \times 10^2$ Бк/кг. В дальнейшем – 2016, 2017 и 2023 гг разница в содержании нуклида в ягодах по сортам увеличилась соответственно на $0,12 \times 10^2$; $0,18 \times 10^2$ и $0,19 \times 10^2$ Бк/кг (Рисунок 33).

Объяснить эту разницу в накоплении можно именно сортовыми особенностями земляники, которые уже были приведены выше.

Существенная разница на 5 % уровне значимости между изучаемыми вариантами в опыте установлена. При простой регрессии отмечена геометрическая зависимость, которая выражена в уравнении (28):

$$Y = 1,06 \times 10^{-2} \times X^{2,65} \quad \text{при } r = 0,992 \quad F = 124 \quad (28)$$

Проведенный многолетний полевой эксперимент позволил сделать выводы:

- сортовые различия земляники оказали влияние на размеры удельной активности ^{90}Sr в ее вегетативных и генеративных органах;
- сорт земляники Пандора отличается более высоким накоплением ^{90}Sr во всех частях растения, в сравнении с сортом Клери;
- за весь период исследований происходит постепенное увеличение содержания нуклида во всех органах растения, но более интенсивное при расположении нуклида на поверхности почвы;
- при расположении радионуклида на поверхности почвы наибольшее загрязнение установлено для плодов земляники, наименьшее – у побегов (усов);
- при расположении ^{90}Sr в почве на глубине 50 см наибольшим загрязнением отличается лист, наименьшим – ягоды.

3.5 Зависимость содержания ксенобиотика в фундуке и землянике от их биологических особенностей при расположении его на поверхности почвы

После проведенных исследований и составленных рекомендаций, радиоактивно загрязненная почва, в некоторых случаях, может использоваться для выращивания исследованных сельскохозяйственных растений. Может быть создан сад плодовых или орехоплодных культур. Однако предлагаемые варианты использо-

вания сельскохозяйственной земли возможны только после многолетних экспериментов в полевых условиях.

При выращивании фундука и возможном радиоактивном загрязнении почвы одной из главных задач является сдерживание распространения нуклида при обработке почвы, действия воздушных и водных потоков. Одним из вариантов выполнения этой задачи является выращивание в междурядьях сада ягодной культуры – земляники.

Исходя из полученного экспериментального материала, после проведенной математической обработки будут сделаны выводы, которые позволят принять верное решение.

При радиоактивном загрязнении сельскохозяйственных земель встает вопрос о возможности выращивания конкретных сельскохозяйственных растений. Рекомендация может быть дана только после проведенных исследований на этих культурах. Поэтому выполнена экспериментальная работа по определению влияния биологических особенностей фундука и земляники на величину удельной активности изучаемого радионуклида.

Для исследований по удельной активности ^{90}Sr в фундуке и землянике были выбраны соответственно сорта – Ата-баба и Пандора.

В результате исследований, которые представлены выше, было установлено, что эти сорта фундука и земляники отличаются высокой интенсивностью в накоплении нуклида, поэтому именно им отдано предпочтение при проведении сравнительной оценки в накоплении радионуклида.

Содержание радионуклида в листьях фундука и земляники при нахождении его на поверхности почвы приведено в таблице 13.

Сад фундука из-за образования поросли в процессе своей жизни может постепенно омолаживаться, поэтому сравнение листовой пластинки по годам наблюдений может иметь место.

Содержание ^{90}Sr в листьях фундука оказалось выше, чем в листьях земляники. Различие в накоплении в 2015, 2016, 2017 и 2023 гг составляло соответственно в 2,4; 1,8; 1,6 и 1,2 раз. Анализ экспериментального материала позволил устано-

вить, что содержание нуклида в листьях фундука с течением времени уменьшается, тогда, как у земляники – увеличивается. Содержание ^{90}Sr в листьях земляники увеличилось с 2015 г к 2023 г на $2,23 \times 10^2$ Бк/кг, в листьях фундука – уменьшилось за этот же период на $1,66 \times 10^2$ Бк/кг (Таблица 13).

Таблица 13 – Содержание ^{90}Sr в листьях фундука и земляники при расположении его на поверхности почвы, Бк/кг, [92 – 94, 96 – 98, 103]

Год	Листья	
	фундук – сорт Ата-баба	земляника – сорт Пандора
2015	$8,15 \times 10^2 \pm 0,4 \times 10^2$	$3,41 \times 10^2 \pm 0,16 \times 10^2$
2016	$7,81 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$	$4,32 \times 10^2 \pm 0,16 \times 10^2$
2017	$7,64 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$	$4,68 \times 10^2 \pm 0,16 \times 10^2$
2023	$6,49 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$	$5,64 \times 10^2 \pm 0,17 \times 10^2$

Как показала математическая обработка экспериментального материала разница в накоплении нуклида в листьях фундука и земляники, существенна при вероятности 0,95. При простой регрессии отмечена линейная зависимость (29):

$$Y = 2,39 + X \times -2,52 \quad \text{при } r = 0,998 \quad F = 663 \quad (29)$$

Сад фундука может довольно долго находиться на одной территории и, динамика накопления нуклида у него отличается от земляники.

При составлении рекомендаций и прогноза по накоплению нуклида в изучаемых растениях эту особенность следует учитывать.

Так же следует учитывать, то, что загрязненный лист при опадании с растения оказывается на поверхности почвы. В связи с этим он может быть дополнительным источником облучения работающего персонала.

Листовой опад может быть местом пребывания многочисленных насекомых, почвенных животных и микроорганизмов. Они в свою очередь являются одним из звеньев в цепи питания. При накоплении радионуклида животные, находящиеся в листовом опаде, будут являться источником радиоактивного загрязне-

ния следующих в трофической цепи животных. Поэтому обязательно требуется знать содержание нуклида в листовом аппарате изучаемых растений.

Важнейшим показателем, характеризующим сельскохозяйственное растение с точки зрения его возможного использования для питания человека, является содержание нуклида в плодах.

Содержание радионуклида в плодах фундука и земляники при расположении его на поверхности почвы приведено в таблице 14.

В результате исследований было установлено, что содержание поллютанта в плодах фундука с течением времени уменьшается. За период выполнения работы (2015 – 2017, 2023 гг) содержание изучаемого техногенного загрязнителя в ядре ореха снизилось на $1,83 \times 10^2$ Бк/кг. В процессе наблюдений было установлено, что за этот же период исследований содержание нуклида в плодах земляники увеличилось на $1,47 \times 10^2$ Бк/кг (Таблица 14).

Таблица 14 – Содержание ^{90}Sr в плодах фундука и земляники при расположении его на поверхности почвы, Бк/кг, [92 – 94,96 – 98, 103]

Год	Плоды	
	фундук – сорт Ата-баба	земляника – сорт Пандора
2015	$4,84 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$4,02 \times 10^2 \pm 0,18 \times 10^2$
2016	$4,41 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$4,68 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$
2017	$4,09 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$5,01 \times 10^2 \pm 0,21 \times 10^2$
2023	$3,01 \times 10^2 \pm 0,16 \times 10^2$	$5,49 \times 10^2 \pm 0,21 \times 10^2$

Различие в накоплении радионуклида в плодах фундука и земляники, при расположении его на поверхности почвы, существенно на 5 % уровне значимости. При простой регрессии отмечена линейная зависимость (30):

$$Y = 1,05 \times 10^3 + X \times -1,33 \quad \text{при } r = 0,994 \quad F = 178 \quad (30)$$

В первые годы исследований происходит накопление нуклида во всех органах растений. Причиной этого является, во-первых, высокая миграционная способность радионуклида, особенно в первые годы его попадания на почву, во-

вторых, молодой по возрасту сад отличается более высокой интенсивностью потребления питательных веществ, так идет интенсивный рост и развитие молодых растений, однако вместе с питательными веществами в растения проникают и радионуклиды, старый сад не отличается таким интенсивным ростом, мало того уже даже может происходить и процессы отмирание старых ветвей, и, в-третьих, совершенно не глубокое расположение корней фундука предрасполагает к хорошему, тесному контакту их с радионуклидом, который расположен на почве.

Для земляники можно указать очень важную особенность – расположение плодов непосредственно на поверхности почвы. Удельная активность ^{90}Sr в плодах земляники за годы исследований постепенно увеличивается. Разница между 2015г и 2016, 2017, 2023 гг составила соответственно на $0,66 \times 10^2$, $0,99 \times 10^2$ и $1,47 \times 10^2$ Бк/кг (Таблица 14). В связи с тем, что ^{90}Sr в почве обладает миграционной способностью более длительной во времени, по сравнению с ^{137}Cs , он продолжает накапливаться в плодах земляники с поверхности почвы длительное время. Кроме того, одной из биологических особенностей земляники является расположение корневой системы в верхнем слое почвы, радионуклид так же находится на поверхности почвы, что способствовало хорошему контакту корневой системы с радионуклидом. К 2023 г содержание ^{90}Sr в ягодах земляники было выше, чем в ядре фундука на $2,48 \times 10^2$ Бк/кг (Таблица 14). Аккумуляция ^{90}Sr в побегах изучаемых растений приведена в таблице 15.

Таблица 15 – Накопление ^{90}Sr в побегах фундука и земляники при расположении его на поверхности почвы, Бк/кг [92 – 94, 96 – 98, 103]

Год	Побеги	
	фундук – сорт Ата-баба (кора)	земляника – сорт Пандора (усы)
2015	$5,99 \times 10^2 \pm 0,28 \times 10^2$	$3,35 \times 10^2 \pm 0,15 \times 10^2$
2016	$5,68 \times 10^2 \pm 0,26 \times 10^2$	$4,23 \times 10^2 \pm 0,16 \times 10^2$
2017	$5,34 \times 10^2 \pm 0,24 \times 10^2$	$4,44 \times 10^2 \pm 0,17 \times 10^2$
2023	$4,81 \times 10^2 \pm 0,24 \times 10^2$	$4,62 \times 10^2 \pm 0,17 \times 10^2$

Содержание ^{90}Sr в побегах фундука за годы исследований (2015 – 2017, 2023 гг) уменьшилось на $1,18 \times 10^2$ Бк/кг (Таблица 15). Причины этого снижения: во-первых, это орехоплодное растение отличается высокой порослеобразовательной способностью, что является его одной из биологических особенностей, происходит образование новых растений, что несколько уменьшает содержание нуклида в целом по растению, а старые побеги удаляют вместе с накопленным загрязнением; во-вторых, ^{90}Sr отличается продолжительной высокой миграционной способностью в почвах, а также из почвы в растения, однако она с течением времени все же снижается, что уменьшает его накопление в фундуке и, в-третьих, молодой по возрасту сад отличается более высокой способностью к накоплению нуклида, чем старый.

Содержание нуклида в побегах (усах) земляники за годы исследований постепенно увеличивается. Различие в накоплении ^{90}Sr между 2015 и 2016 годом составило в 1,3 раза, между 2015 г и 2017, 2023 г – соответственно в 1,3; 1,4 раза. Причиной постепенного увеличения загрязнения побегов земляники является непосредственное их расположение на загрязненной почве.

Как показала математическая обработка экспериментального материала разница в накоплении нуклида в побегах фундука и земляники, при расположении ^{90}Sr на поверхности почвы существенна при вероятности 0,95. При простой регрессии отмечена линейная зависимость (31):

$$Y = 1,53 \times 10^3 + X \times -1,97 \quad \text{при } r = 0,973 \quad F = 35,2 \quad (31)$$

Следует заметить, что побеги земляники используются для создания новых плантаций, поэтому очень важно знать – насколько посадочный материал соответствует нормативным требованиям радиационной безопасности. То есть можно ли его рекомендовать для создания новой плантации.

В результате полевого эксперимента было установлено различие в содержании изучаемого нуклида в побегах фундука и земляники, которое в 2015 году составляло в 1,8 раз, в 2016 г – в 1,3 раза, в 2017 г – в 1,2 раза.

3.6 Накопление ксенобиотика в фундуке и землянике в зависимости от их биологических особенностей при расположении его в почве на глубине 50 см

Загрязнение окружающей среды искусственными радионуклидами происходит при прямом участии человека.

В основном радиоактивное загрязнение не достигает опасных пределов, тем не менее, до сих пор не установлены допустимые уровни их содержания в ландшафтах и почвах разного типа и характера использования.

Однако следует подчеркнуть, что уже существуют рекомендации по «зональному делению земель» (Таблица 16) в зависимости от уровня загрязнения двумя основными «долгоживущими» осколочными нуклидами – ^{90}Sr и ^{137}Cs , но вне зависимости от типа почвы.

Таблица 16 – Зональное деление земель по уровню загрязнения радионуклидами

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

В настоящее время для принятия решения о дальнейшей судьбе радиоактивно-загрязненных земель достаточно использовать данные приведенные в таблице 16. После выполненных исследований и получения фактических цифр мож-

но принимать решение. Финансовая сторона вопроса по плотности поверхностного загрязнения уже не играет роли, так как уже всё определено и требуется исполнять.

Для получения сельскохозяйственной продукции, которая может использоваться в народном хозяйстве, применяют различные способы и мероприятия, которые позволяют снизить содержание радионуклидов в продуктах питания.

Разработан целый комплекс мероприятий, который направлен на получение продуктов питания, удовлетворяющим требования радиологических стандартов. Один из вариантов, применяемых с этой целью – прием механической обработки почвы.

Приемы по возможному снижению загрязнения растений могут быть следующими: – выполнение плантажной вспашки; – за счет уменьшения количества сельхоз обработок снизить вторичное загрязнение растений; – применять химические обработки вместо механических для борьбы с сорной растительностью; – использование авиации, – после выполненных исследований и собранного экспериментального материала можно рекомендовать конкретные сельскохозяйственные растения с наименьшим накоплением радионуклидов, увеличивая под этими растениями сельскохозяйственные площади.

В полевых условиях проведены исследования по миграции в звене пищевой цепи «почва-растение» ^{90}Sr при расположении его в почве на глубине 50 см. Эксперимент выполнен на орехоплодных растениях – фундук и ягодной культуре – землянике.

Содержание радионуклида в листьях фундука и земляники при расположении его в почве на глубине 50 см приведено в таблице 17.

В результате выполненного эксперимента оказалось, что содержание ^{90}Sr в листьях фундука постепенно снижается за период исследований. Разница между 2015 и 2023 годом составила на $0,97 \times 10^2$ Бк/кг. Сад фундука был создан в 1989 г, в начале исследований происходило накопление нуклида в различных его органах [93], затем наступил период снижения (Таблица 17).

Таблица 17 – Накопление ^{90}Sr в листьях фундука и земляники при расположении его в почве на глубине 50 см, Бк/кг [92 – 94,96 – 98, 103]

Год	Листья	
	фундук – сорт Ата-баба	земляника – сорт Пандора
2015	$3,48 \times 10^2 \pm 0,12 \times 10^2$	$0,42 \times 10^2 \pm 0,013 \times 10^2$
2016	$3,29 \times 10^2 \pm 0,12 \times 10^2$	$0,62 \times 10^2 \pm 0,019 \times 10^2$
2017	$3,13 \times 10^2 \pm 0,12 \times 10^2$	$0,73 \times 10^2 \pm 0,022 \times 10^2$
2023	$2,51 \times 10^2 \pm 0,11 \times 10^2$	$0,79 \times 10^2 \pm 0,022 \times 10^2$

Как показала математическая обработка экспериментального материала разница в накоплении нуклида в листьях фундука и земляники, при расположении ^{90}Sr в нижних слоях почвы существенна при вероятности 0,95. При простой регрессии отмечена линейная зависимость (32):

$$Y = 353 + X \times -0,891 \quad \text{при } r = 0,993 \quad F = 146 \quad (32)$$

Причиной постепенного уменьшения содержания ^{90}Sr в листьях фундука является постепенное снижение интенсивности его миграции в почве, уменьшение активности, в связи с периодом полураспада ($T_{1/2} = 29$ лет). Но резкого снижения накопления в листьях фундука нуклида не происходит (Таблица 17), так как корневая система продолжает с ним контактировать и малую его часть накапливать.

Установлено, что содержание в листьях земляники ^{90}Sr при расположении его в почве на глубине 50 см не велико. Однако за период наблюдений оно увеличилось, разница между 2015 г и 2023 г составила на $0,37 \times 10^2$ Бк/кг. Расположение нуклида на глубине 50 см заметно снизило его накопление в листе по сравнению с первым вариантом опыта (Таблица 17).

В результате эксперимента определено различие в содержании ^{90}Sr в листьях фундука и земляники в 2015, 2016, 2017 и 2023 гг, которое составило соответственно в – 8,3; 5,3; 4,3 и 3,2 раза (Таблица 17).

На основании полученного материала можно утверждать, что биологические особенности изучаемых растений, в первую очередь расположение основной

массы корневой системы, оказало влияние на его накопление в листьях.

Листовой опад может быть местом пребывания многочисленных насекомых, почвенных животных и микроорганизмов. Они в свою очередь являются одним из звеньев в цепи питания. При накоплении радионуклида животные, находящиеся в листовом опаде, будут являться источником радиоактивного загрязнения следующих в трофической цепи животных. Поэтому обязательно требуется знать содержание нуклида в листовом аппарате изучаемых растений.

Одной из задач было определить накопление нуклида в ядре фундука и ягодах земляники, так как именно они используются человеком в пищу.

Содержание радионуклида в плодах фундука и земляники при расположении его в почве на глубине 50 см приведено в таблице 18.

За период исследований было установлено различие в накоплении радионуклида в ядре ореха и ягодах земляники, которое в 2015, 2016, 2017 и 2023 гг составляло соответственно в 16,6; 10,9; 8,6 и 6,1 раз (Таблица 18). Причиной этого различия является в первую очередь биологическая особенность изучаемых растений, одной из них является расположение корневой системы в почве.

Таблица 18 – Накопление ^{90}Sr в плодах фундука и земляники при расположении его в почве на глубине 50 см, Бк/кг, [92 – 94, 96 – 98, 103]

Год	Плоды	
	Фундук – сорт Ата-баба	Земляника – сорт Пандора
2015	$3,81 \times 10^2 \pm 0,18 \times 10^2$	$0,23 \times 10^2 \pm 0,011 \times 10^2$
2016	$3,60 \times 10^2 \pm 0,16 \times 10^2$	$0,33 \times 10^2 \pm 0,012 \times 10^2$
2017	$3,42 \times 10^2 \pm 0,15 \times 10^2$	$0,40 \times 10^2 \pm 0,012 \times 10^2$
2023	$2,69 \times 10^2 \pm 0,15 \times 10^2$	$0,44 \times 10^2 \pm 0,012 \times 10^2$

Различие в накоплении радионуклида в плодах фундука и земляники, при нахождении ^{90}Sr в почве на глубине 50 см, существенно на 5 % уровне значимости. При простой регрессии отмечена линейная зависимость (33)

$$Y = 190 + X \times -0,437 \quad \text{при } r = 0,998 \quad F = 611 \quad (33)$$

Вариант заглубления радионуклида в почву на 50 см исключил возможность поверхностного загрязнения плодов, особенно земляники и на первый план вышла особенность в расположении корневой системы в почве. Основная часть (около 90 %) корневой системы земляники расположена в верхнем слое почвы. Так же следует учитывать период полураспада радионуклида, который равен – 29 лет.

Содержание ^{90}Sr в побегах изучаемых растений приведено в таблице 19.

В результате эксперимента, выполненного в полевых условиях, была определена тенденция к уменьшению содержания нуклида в побегах фундука. Снижение было определено за период с 2015 г по 2023 г – на $0,65 \times 10^2$ Бк/кг (Таблица 19).

Радионуклид находится в почве на глубине 50 см поэтому накопление в вегетативных и генеративных органах фундука происходит через корневую систему. За период с 1989 г (год закладки сада) по 2021 г не только снизилась интенсивность миграции ^{90}Sr в почве (известно, что стронций-90 обладает интенсивной миграционной способностью длительный период [120 – 125]), но и уменьшилась его плотность загрязнения (период полураспада ^{90}Sr – 29 лет).

Таблица 19 – Содержание ^{90}Sr в побегах фундука и земляники при расположении его в почве на глубине 50 см, Бк/кг [92 – 94, 96 – 98, 103]

Год	Побеги	
	фундук – сорт Ата-баба (кора)	земляника – сорт Пандора (усы)
2015	$4,98 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$0,36 \times 10^2 \pm 0,013 \times 10^2$
2016	$4,87 \times 10^2 \pm 0,18 \times 10^2$	$0,49 \times 10^2 \pm 0,016 \times 10^2$
2017	$4,72 \times 10^2 \pm 0,18 \times 10^2$	$0,58 \times 10^2 \pm 0,018 \times 10^2$
2023	$4,33 \times 10^2 \pm 0,18 \times 10^2$	$0,63 \times 10^2 \pm 0,018 \times 10^2$

Содержание нуклида в побегах (усах) земляники за годы исследований постепенно увеличивается. Не большое накопление происходит из-за того, что малая часть корневой системы (<10 %) все же достигает глубины около 50 см и устанавливается слабый контакт с нуклидом, расположенным на этой же глубине.

Различие в накоплении ^{90}Sr между 2015 и 2016 годами составило в 1,4 раза, между 2015 г и 2017 г – в 1,6 раз, а между 2015 г и 2023 г – уже в 1,8 раз. Следует заметить, что побеги (усы) земляники используются для создания новых плантаций, поэтому очень важно знать – насколько посадочный материал соответствует нормативным требованиям радиационной безопасности. В течение периода исследований было установлено, что больше нуклида содержится в побегах фундука, чем земляники в 2015 г в 13,8, 2016 г – в 9,9, в 2017 г – в 8,1 и в 2023 г – в 6,9 раз. Различие постепенно снижается, тем не менее оно пока существенное (Таблица 19).

Разница в накоплении нуклида в побегах фундука и земляники, во втором варианте опыта, существенна при вероятности 0,95. При простой регрессии отмечена линейная зависимость (34):

$$Y = 452 + X \times -0,832 \quad \text{при } r = 0,981 \quad F = 52,3 \quad (34)$$

В результате проведенных экспериментов, можно сделать выводы:

- биологические особенности изучаемых растений оказали влияние на накопление ^{90}Sr в их вегетативных и генеративных органах;
- содержание ^{90}Sr в листьях фундука оказалось выше, чем в листьях земляники. Различие в накоплении в 2015, 2016, 2017 и 2023 гг составляло соответственно в 2,4; 1,8; 1,6 и 1,2 раза, в варианте без проведения вспашки;
- в первом варианте опыта, содержание ^{90}Sr в ягодах земляники было выше, чем в ядре фундука на $2,48 \times 10^2$ Бк/кг (2021 г);
- установлено различие в содержании ^{90}Sr в побегах фундука и земляники, которое в 2015 году составляло в 1,8 раз, в 2016 г – в 1,3 раза, в 2017 г – в 1,2 раза, при расположении нуклида на поверхности почвы;

- содержание в листьях изучаемых растений ^{90}Sr , при заглаблении его в почву на 50 см, выше для фундука, чем для земляники, максимальное различие составляло в 8,3 раза в 2015 г;

- во втором варианте опыта накопление ^{90}Sr в ядре ореха было выше, чем в ягодах земляники, различие составило в 2015, 2016, 2017 и 2023 гг соответственно в 16,6; 10,9; 8,6 и 6,1 раз;

- содержание ^{90}Sr в побегах (коре) фундука выше, чем для побегов земляники в 13,8; 9,9; 8,1 и 6,9 раза, соответственно в 2015, 2016, 2017 и 2023 гг, при заглаблении радионуклида в почву на 50 см.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Наименьшая удельная активность ^{90}Sr в вегетативных и генеративных органах фундука определена при расположении радионуклида в почве на глубине 50 см.

2. Установлено, что накопление ^{90}Sr в органах и частях фундука для сорта Ата-баба выше, чем для сорта Луиза.

3. Установлено, что накопление радионуклида в вегетативных и генеративных органах земляники выше при расположении радионуклида на поверхности почвы, чем при его заглублении в почву на 50 см. Наибольшее различие в содержании ^{90}Sr между вариантами достигало в 2015 г: для листвы – в 9,5 раз, побегов (усов) – в 10,7 раз, ягодах – в 21,2 раза. За годы исследований происходит постепенное увеличение содержания нуклида во всех органах растения, но более интенсивное, при расположении нуклида на поверхности почвы.

4. Установлено, что биологические особенности изучаемых сортов земляники оказали влияние на накопление радионуклида в вегетативных и генеративных органах. Наибольшее накопление ^{90}Sr отмечено для сорта Пандора. Различие в содержании нуклида в плодах между сортами по вариантам составило соответственно к 2023 г – в 1,2 и 1,8 раз.

5. Выявлено, что при расположении нуклида на поверхности почвы и на глубине 50 см наибольшему загрязнению подвержены листья земляники, в сравнении с ягодами и побегами. При расположении радионуклида на поверхности почвы удельная активность ^{90}Sr в листьях составляет $5,02 \times 10^2$, побегах – $4,09 \times 10^2$, ягодах – $4,81 \times 10^2$ Бк/кг. При расположении радионуклида в почве на глубине 50 см удельная активность ^{90}Sr в листьях составляет $0,56 \times 10^2$, побегах – $0,47 \times 10^2$, ягодах – $0,25 \times 10^2$ Бк/кг.

6. Определено, что содержание ^{90}Sr в листьях и побегах фундука в 2017 г было выше, чем у земляники при расположении его на поверхности почвы соот-

ветственно в 1,6 и 1,2 раза, а при перемещении радионуклида в почву на глубину 50 см соответственно в – 4,3 и 8,1 раз

7. В плодах фундука в 2017 г накопление нуклида было ниже, чем у земляники при расположении ^{90}Sr на поверхности почвы в 1,2 раза, в 2023 г – 1,8 раз. При заглублении радионуклида в почву на 50 см в плодах земляники его накапливалось меньше, чем в плодах фундука в 2017г – в 8,6 раз, а в 2023 г – в 6,1 раз.

ПРЕДЛОЖЕНИЯ ПРОИЗВОДСТВУ

В условиях техногенного загрязнения территории юга России при выращивании ореха фундук (возраст 21 год и период 26 – 34 года) и земляники рекомендуется:

- при выращивании фундука провести плантажную вспашку, в этом случае накопление нуклида в вегетативных и генеративных органах будет меньше;

- при создании сада фундука использовать сорт Луиза, который обладает не высоким, в сравнении с сортом Ата-баба, накоплением нуклида в обоих вариантах его выращивания;

- при создании плантации земляники провести плантажную вспашку, накопление загрязнителя в вегетативных и генеративных органах в этом случае будет меньше;

- создании плантации земляники рекомендуется сорт Клери, так как при техногенном загрязнении почвы в обоих вариантах этот сорт меньше накапливал изучаемого радионуклида.

СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННОЙ ЛИТЕРАТУРЫ

1. Абрамов, В. И. Влияние хронического облучения на природные популяции растений: автореф. дисс. ... канд. биол. наук (03.00.15) / В. И. Абрамов. – М., 1985. – 22 с.
2. Абрамов, В. И. Генетические последствия хронического действия ионизирующих излучений на популяции / В. И. Абрамов, В. Л. Шевченко Радиационный мутагенез и его роль в эволюции и селекции. – М., 1987. – С. 83 – 109.
3. Акимова, Т. А. Экология / Т. А. Акимова, В. В. Хоскин. – М.: ЮНИТИ, 2013. – 455 с.
4. Алексахин, Р. М. Ядерная энергия и биосфера / Р. М. Алексахин. – М.: Энергоиздат, 1982. – 216 с.
5. Алексахин, Р. М. Чернобыль, сельское хозяйство, окружающая среда / Р. М. Алексахин, Н. И. Санжарова. – Обнинск. – 2006. – 24 с.
6. Алексахин, Р. М. Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах / Р. М. Алексахин, М. А. Нарышкин. – М.: Наука, 1977. – 144 с.
7. Алешин, И. В. Изменчивость репродуктивных и ростовых процессов ели европейской в различных зонах хронического радиоактивного загрязнения ЧАЭС Брянского округа зоны широколиственных лесов: автореф. дисс. ... канд. с.-х. наук (06.03.01) / И. В. Алешин. – Брянск, 2006. – 26 с.
8. Анисимов Н. А. Расчетное моделирование при обосновании безопасности / Н. А. Анисимов, М. И. Рылов, А. С. Баринов // Безопасность окружающей среды. – 2008. – №3. – С.64 – 68.
9. Анненков, Б. Н. Основы сельскохозяйственной радиологии / Б. Н. Анненков, Е. В. Юдинцева. – М.: Агропромиздат, 1991. – 288 с.
10. Анохин, В. Л. Моделирование процессов миграции радионуклидов в ландшафтах / В. Л. Анохин. – М.: Атомиздат, 1974. – 144 с.
11. Архипов, Н. П. Влияние сроков аэрального загрязнения сельскохозяй-

ственных растений на содержание ^{89}Sr в урожае / Н. П. Архипов, Л. Т. Февралева // Экология. – 1979. – №2. – С.53 – 57.

12. Архипов, Н. П. Почвенная химия и корневое накопление искусственных радионуклидов в урожае сельскохозяйственных растений / Н. П. Архипов // Почвоведение. – 1975. – №11. – С.11 – 14.

13. Архипов, Н. П. К оценке размеров поступления ^{90}Sr из почвы в растение и его накопление в урожае // Доклады ВАСХНИЛ. – 1969. – №1. – С.2 – 4.

14. Архипов, А. Н. Поведение ^{90}Sr и ^{137}Cs в агросистемах зоны отчуждения Чернобыльской АЭС. Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Обнинск. 1995. – 26 с.

15. Бабаев, Н. С. Ядерная энергетика: человек и окружающая среда / Н. С. Бабаев, В. Ф. Демин, Л. А. Ильин. – М.: Энергоатомиздат, 1984. – 235 с.

16. Бак, З. Основы радиобиологии / З. Бак, П. Александер. – М.: Изд-во иностранной литературы, 1963. – 500 с.

17. Баранов, В. И. Содержание радиоактивных элементов ториевого ряда в наземных растениях / В. И. Баранов, К. Г. Кунашева // Тр. биогеохим. лаб. АН СССР. – Т. 10. – 1954. – С. 104 – 108.

18. Биологическое действие внешних и внутренних источников радиации / Ю. И. Москалева. – М., 1972. – 354 с.

19. Богдевич, И. М. Рекомендации по ведению агропромышленного производства в условиях радиоактивного загрязнения земель Республики Беларусь / И. М. Богдевич. – Минск, 2008. – 72 с.

20. Бойко, В. И. Что необходимо знать каждому человеку о радиации / В. И. Бойко, Ф. П. Кошелев. – Томск, 1993. – 40 с.

21. Бондарьков, М. Д. Научное обоснование и оптимизация методов обеспечения радиозэкологического мониторинга окружающей среды и контроля РАО АЭС / М. Д. Бондарьков. – Автореферат ... доктора технических наук. – Киев. – 2012. – 50 с.

22. Боровой, А. А. Выброс радионуклидов из разрушенного блока Чернобыльской АЭС / А. А. Боровой, А. Ю. Гагаринский // Атомная энергия. – 2001. – Т. 90. – Вып. 2. – С.137 – 145.

23. Булах, А. А. Особенности морфогенеза вегетативных побегов многолетних растений в условиях радионуклидной аномалии на территории 30-километровой зоны ЧАЭС / А. А. Булах // Радиобиологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС: Всесоюзн. конф., Минск, 30 окт. – 1 нояб. 1991: Тез. докл. – Минск, 1991. – С.16 – 17.

24. Булавик, И. М. Накопление ^{137}Cs сосной обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.) / И. М. Булавик, А. Н. Переволоцкий // Выс. Нац. Акад. наук Беларусь Серия биологических наук. – 2003. – № 1. – С.18 – 23.

25. Булко, Н. И. Накопление ^{137}Cs в компонентах фитомассы основного древесного яруса сосновых насаждений при наличии подлесочного яруса определенного видового состава / Н. И. Булко // Проблемы лесоведения и лесоводства: сб. науч. тр. – Вып. 56. – Гомель, 2003. – С.8 – 23.

26. Бурлакова, Е. Б. Радиационная безопасность, как исследовательская проблема / Е. Б. Бурлакова, В. И. Найдич // Вестник РАН. – 2006. – Т. 76. – № 11. – С.1034 – 1037.

27. Василенко, О. И. Радиационная экология / О. И. Василенко. – М.: Медицина, 2004. – 216 с.

28. Вильямс, В. Р. Почвоведение / В. Р. Вильямс. – М.: ГИСХЛ, 1949. – Т.2. – С.394 – 417.

29. Виноградов, А. П. Геохимия редких и рассеянных химических элементов в почвах / А. П. Виноградов. – М.: АН СССР, 1957. – 236 с.

30. Возняк, В. Я. Чернобыль: возвращение к жизни (реабилитация радиоактивно-загрязненных территорий) / В. Я. Возняк – М.: МП «Москомплекс», 1993. – 207 с.

31. Галицкий, Э. А. Радиобиология: курс лекций / Э. А. Галицкий. – Гродно: ГрГУ, 2001. – 204 с.

32. Гаркуша, И. Ф. Почвоведение / И. Ф. Гаркуша. – Л.-М.: Сельхозиздат, 1962. – 276 с.

33. Гедройц, К. К. Учение о поглонительной способности почв / К. К. Гедройц. – М.: Сельхозгиз, 1955. – Т.1. – С.241 – 384.

34. Гераськин, С. А. Биологические эффекты хронического облучения в популяциях растений / С. А. Гераськин, А. А. Удалова, Н. С. Дикарева, Е. М. Мозолин и др. // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2010. – Т.50. – №4. – С.374 – 382.

35. Гераськин, С. А. Воздействие аварийного выброса Чернобыльской АЭС на биоту / С. А. Гераськин, С. В. Фесенко, Р. М. Алексахин // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2006. – Т.46. – №2. – С.213 – 224.

36. Гончаров, Е. А. Особенности радиационного мониторинга лесных биогеоценозов Пензенской области: автореф. дисс... канд. с.-х. наук (03.00.16) / Е. А. Гончаров. – Йошкар-Ола, 2007. – 24 с.

37. Горелов, А. А. Экология / А. А. Горелов. – М.: Центр, 2010. – 240 с.

38. 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.

39. Гулякин, И. В. Накопление цезия – 137 в урожае в зависимости от видовых особенностей растений / И. В. Гулякин, Е. В. Юдинцева, Л. И. Горина // Агрехимия. – 1975. – №7. – С.121 – 129.

40. Гулякин, И. В. Радиоактивные продукты деления в почвах и растениях / И. В. Гулякин, Е. В. Юдинцева. – М., Госатомиздат, 1962. – 126 с.

41. Гусев, Н. Г. Радиоактивные выбросы в биосфере / Н. Г. Гусев, В. А. Беляев. – М.: Энергоатомиздат, 1986. – С.15 – 27.

42. Давыдов, М. Г. Радиоэкология / М. Г. Давыдов, Е. А. Бураева, Л. В. Зорина и др. – Ростов н/Д: Феникс, 2013. – 635 с.

43. Дайнеко, Н. М. Структура и динамика луговых агроэкосистем (на примере сеяных лугов Белорусского Полесья) / Н. М. Дайнеко. – Гомель: ГГУ им. Ф. Скорины, 2006. – 316 с.

44. Дементьев, Д. В. Оценка интенсивности накопления техногенных радионуклидов некоторыми видами грибов и кустарников в лесных экосистемах цен-

тральной части Красноярского края / Д. В. Дементьев. – Авт. ... кандидата биологических наук. – Красноярск, 2007. – 22 с.

45. Доспехов, Б. А. Методика полевого опыта / Б. А. Доспехов. – М.: «Колос», 1968. – 336 с.

46. Ермакова, О. О. Радиозэкологический мониторинг накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr в растениях живого напочвенного покрова лесных экосистем / О. О. Ермакова // Тез. докл. 4 съезда по радиационным исследованиям. – М. 20-24 ноября 2001. – Т.2. – С.536.

47. Ефремов, И. В. Особенности миграции радионуклидов цезия-137 и стронция-90 в системе почва-растение / И. В. Ефремов, Н. Н. Рахимова, Е. Л. Янчук // Вестник ОГУ, 2005. – №12. – С.42 – 46.

48. Жученко, Ю. М. Проблемы радиационной реабилитации загрязненных территорий // Ю. М. Жученко, В. Ю. Агеец, В. С. Аверин, С. К. Фирсакова. – Гомель: РНИУП, 2001. – 250 с.

49. Жученко, Ю. М. Проблемы радиационной реабилитации загрязненных территорий / Ю. М. Жученко, В. С. Аверин, С. К. Фирсакова и др. – Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2004. – 121 с.

50. Зимон, А. Д. Радиоактивные загрязнения. Дезактивация: учеб. пособие – 2-е изд., перераб. и доп. / А. Д. Зимон. – М.: Военные знания, 2001. – 56 с.

51. Замятина, Ю. Л. Изучение истории поступления радионуклидов в окружающую среду на основе F-радиографического анализа годовых колец деревьев: на примере Красноярского края и Центральной Европы : автореф. дисс. ... канд. геол.-минерал. наук (25.00.36) / Ю. Л. Замятина. – Томск, 2008. – 20 с.

52. Израэль, Ю. А. Радиоактивные выпадения после ядерных взрывов и аварий / Ю. А. Израэль. – СПб: Прогресс-погода, 1996. – 355 с.

53. Игонина, Е. В. Изучение мутационного процесса в хронически облучаемых популяциях *Pinus sylvestris* L. (сосна обыкновенная), произрастающих в зоне аварии на Чернобыльской атомной станции / Е. В. Игонина. Автореф. дисс. ... канд. биол. наук (03.01.01). – М., 2010. – 25 с.

54. Информация об аварии на Чернобыльской АЭС и ее последствиях, под-

готовленная для МАГАТЭ. – М.: Атомная энергия, 1986. – Т.61. – Вып.5. – С.301 – 320.

55. Ипатьев, В. А. Лес и Чернобыль / В. А. Ипатьев, И. М. Булавик, В. Ф. Багинский и др. – Минск: МНПП «Стенер», 1994. – 235 с.

56. Ипатьев, В. А. Лес. Человек. Чернобыль. Лесные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС: состояние, прогноз, реакция населения, пути реабилитации / В. А. Ипатьев, В. Ф. Багинский, И. М. Булавик. – Гомель: Институт леса НАН Республики Беларусь, 1999. – 454 с.

57. Кальченко, В. А. Радиационно-генетический мониторинг популяций *Pinus sylvestris* L. зоны отчуждения Чернобыльской АЭС / В. А. Кальченко, И. С. Федотов, Е. В. Игоница, А. В. Рубанович, В. А. Шевченко // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2000. – Т. 40. – № 5. – С.607 – 612.

58. Карабань, Р. Т. Действие острого гамма-облучения на лесной биогеоценоз / Р. Т. Карабань, Н. Н. Мищенко, Б. С. Пристер // Проблемы лесной радиоэкологии. – 1979. – Вып. 38. – С.27 – 52.

59. Карабань, Р. Т. Поражение древесного яруса при остром гамма-облучении в разные фазы / Р. Т. Карабань, Н. Н. Мищенко, Д. А. Спирин и др. // Доклады АН СССР. – 1980. – Т. 252. – № 3. – С.776 – 778.

60. Кашпаров, В. О. Оптимізація впровадження протирадіаційних заходів у сільському господарстві на забруднених радіонуклідами територіях / В. О. Кашпаров, Е. С. Тенкач, М. А. Журба // Ядерна фізика та енергетика. – Т.10. – №2. – 35 с.

61. Кашпаров, В. О. Дослідження міграції радіонуклідів на експериментальній ділянці-полігоні на ПТЛРВ «Рудий ліс» / В. О. Кашпаров, В. И. Йощенко, С. Е. Левчук, Д. О. Бугай и др. // Бюллетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 2007. – №2 (30). – С.3 – 15.

62. Кашпаров, В. О. Радиоактивное загрязнение зоны отчуждения ЧАЭС топливными частицами и их радиологическая значимость / В. О. Кашпаров // Проблемы безпеки атомних електростанції і Чорнобиля. – Вип.3. – Ч.1. –

2005. – С.61 – 69.

63. Кашпаров, В. О. Загрязнение территории радионуклидами топливной компоненты Чернобыльских радиоактивных выпадений / В. О. Кашпаров, В. И. Йощенко, С. Е. Левчук, С. М. Лундин и др. // Радиохимия. – Т.45. – №2. – 2003. – С.173 – 183.

64. Кашпаров, В. О. Влияние физико-химических форм радионуклидов на их биологическую доступность / В. О. Кашпаров // Вісник аграрної науки, спеціальний випуск. – 2001. – С.11 – 19.

65. Кашпаров, В. О. Комплексний моніторинг забруднення сільськогосподарської продукції ^{90}Sr / В. О. Кашпаров, В. И. Йощенко, С. Е. Левчук, С. М. Лундин и др. // Вісник аграрної науки, спеціальний випуск. – 2001. – С.38 – 43.

66. Ковалевский, А. Л. Основные закономерности формирования химического состава растений / А. Л. Ковалевский // Биогеохимия растений. – 1966. – № 1. – С. 6 – 28.

67. Козлов, Ф. В. Справочник по радиационной безопасности /Ф.В.Козлов. – М.: Энергоатомиздат, 1991. – 352 с.

68. Козубов, Г. М. Радиобиологические и радиозэкологические исследования древесных растений / Г. М. Козубов, А. И. Таскаев. – СПб.: Наука. СПб отд., 1994. – 255 с.

69. Колесников, В. А. Корневая система плодовых и ягодных растений / В. А. Колесников. – М.: «Колос», 1974. – 508 с.

70. Комплекс универсальный спектрометрический «Гамма Плюс» // Техническое описание и инструкция по эксплуатации. – М.: Экспертцентр. – 1995. – 57 с.

71. Корзун, В. Н. Радиация. Защита населения / В. Н. Корзун, С. И. Недоуров. – Киев: Наукова думка, 1995. – 112 с.

72. Корнеева, Н. В. Влияние глубокого размещения ^{90}Sr в почве и видовых и сортовых особенностей яровой пшеницы на накопление радионуклидов в урожае / Н. В. Корнеева, Н. А. Корнеев, Р. М. Алексахин // Агрохимия. – 1976. – №3. – С.102 – 110.

73. Корнеев, Н. А. Задачи и перспективы сельскохозяйственной радиологии / Н. А. Корнеев // Вестн. сельскохозяйственной науки. – 1978. – №1. – С.108 – 114.

74. Косенко, И. С. Определитель высших растений Северо-Западного Кавказа и Предкавказья / И. С. Косенко. – М.: «Колос», 1970. – 614 с.

75. Лакин, Г. Ф. Биометрия / Г. Ф. Лакин. – М.: Высшая школа, 1980. – 294с.

76. Ларионова, Н. В. Накопление искусственных радионуклидов растениями на территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона / Н. В. Ларионова // Авт... кандидата биологических наук. – Обнинск. – 23 с.

77. Линник, В. Г. Ландшафтные принципы реабилитации радиационно-загрязненных территорий. Создание системы поддержки принятия решений по организации реабилитационных мероприятий / В. Г. Линник, А. Г. Волосов, В. Н. Потапов // Тез. докладов Международного семинара «Проблемы очистки и реабилитации территорий, загрязненных радиоактивными материалами». – М.: ООО «Геоцентр Групп», 2007. – С.72 – 77.

78. Лось, И. П. Авария на Чернобыльской АЭС: прогноз радиозэкологической 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.

79. Маврищев, В. В. Радиозэкология и радиационная безопасность / В. В. Маврищев, А. Э. Высоцкий, Н. Г. Соловьева. – 2010. – 208 с.

80. Майсурян, Н. А. Растениеводство / Н. А. Майсурян. – М.: «Колос», 1964. – 399 с.

81. Маликов, В. Г. Накопление ^{89}Sr и ^{134}Cs в озимой пшенице при орошении дождеванием / В. Г. Маликов, Г. П. Перепелятников, Р. М. Алексахин, В. А. Листровая // Сельскохозяйственная биология. – 1983. – №7. – С.68 – 71.

82. 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.

83. 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.

84. 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. – 151 с.

85. Маликов, В. Г. Поведение радионуклидов в почвах Северного Кавказа / В. Г. Маликов // *Агрохимия*. – 1988. – №3. – С.76 – 79.

86. Мамихин, С. В. Вертикальное распределение ^{137}Cs в аллювиальных почвах р. Локна (Тульская область) в отдаленный период после аварии на ЧАЭС и его моделирование / С. В. Мамихин, В. Н. Голосов, Т. А. Парамонова и др. // *Почвоведение*. – 2016. – №12. – С.1521 – 1533.

87. Мамихин, С. В. Имитационная модель посуточной динамики ^{90}Sr в подсистеме почва-древостой лиственного леса / С. В. Мамихин // *Вестн. Моск. Ун-та. Сер.17. Почвоведение*. – 2016. – №2. – С.33 – 39.

88. Мамихин, С. В. Некоторые аспекты оценки роли почв, как среды, экранирующей ионизирующее излучение / С. В. Мамихин, Д. В. Манахов, А. И. Щеглов и др. // *Вестн. Моск. Ун-та. Сер.17. Почвоведение*. – 2017. – №2. – С.19 – 23.

89. Мамихин, С. В. Динамика углерода органического вещества и радионуклидов в наземных экосистемах (имитационное моделирование и применение информационных технологий) / С. В. Мамихин. – М. – 2003. – 172 с.

90. Мамихин, С. В. Итоги компьютеризации исследований по изучению экологических последствий аварии на Чернобыльской АЭС для наземных экосистем / С. В. Мамихин // *Радиационная биология. Радиоэкология*. – Т.47. – №6. – 2007. – С.733 – 740.

91. Маргулис, У. Я. Атомная энергия и радиационная безопасность. – 2-е изд., перераб. и доп. / У. Я. Маргулис. – М.: Энергоатомиздат, 1988. – 224 с.

92. Мельченко, А. И. Оценка влияния биологических особенностей семечковых и орехоплодных пород на накопление радионуклидов в различных их органах и частях / А. И. Мельченко, Б. И. Жуков, Е. А. Мельченко, В. А. Мельченко,

В. В. Курбатова // Труды Кубанского государственного аграрного университета. – Краснодар, 2007. – 2(6). – С.71 – 74.

93. Мельченко, Е. А. Содержание техногенного загрязнителя в вегетативных и генеративных органах земляники в зависимости от сорта / Е. А. Мельченко, С. Б. Криворотов, А. И. Мельченко, В. А. Погорелова // Вестник Бурятской государственной сельскохозяйственной академии им. В. Р. Филиппова. 2024. – № 2 (75). – С.6 – 13.

94. Мельченко, А. И. Динамика накопления ^{90}Sr в вегетативных и генеративных органах различных сортов фундука / А. И. Мельченко, Е. А. Мельченко, А. Н. Кравченко // Проблемы региональной экологии. – 2016. – №3 – С.51 – 55.

95. Мельченко, А. И. Накопление радионуклидов в сельскохозяйственных растениях в зависимости от их биологических особенностей / А. И. Мельченко, В. А. Мельченко, Е. Н. Мкртичян // Труды Кубанского государственного аграрного университета 6(33). – Краснодар, 2011. – С.83 – 89.

96. Мельченко, А. И. Накопление радионуклидов в сельскохозяйственных культурах в зависимости от времени их контакта с растениями / А. И. Мельченко, Е. А. Мельченко, В. А. Мельченко // Труды кубанского государственного аграрного университета. – Краснодар, 2011. – 4 (31). – С.157 – 161.

97. Мельченко, Е. А. Накопление стронция-90 в землянике в зависимости от расположения его в почве // Е. А. Мельченко, С. Б. Криворотов, М. А. Мазиров, А. И. Мельченко // Агрехимический вестник. 2024. – № 1. – С.55 – 58.

98. Мельченко, Е. А. Глубокая вспашка почвы, как агротехнический прием в снижении накопления ^{90}Sr в землянике // Е. А. Мельченко, В. А. Погорелова, С. Б. Криворотов, А. И. Мельченко // Вестник Омского государственного аграрного университета. 2024. – № 2 (54). – С.34 – 42.

99. 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 агропро-

мышленном производстве – пять лет спустя: итоги, проблемы и перспективы». – Обнинск, 1991. – Т.1. – С.57.

100. Мельченко, А. И. Влияние температуры воды на поступление радионуклидов в растения при поливе посевов способом – дождевание / А. И. Мельченко, Н. В. Чернышева, В. А. Погорелова, Е. А. Мельченко // Труды кубанского государственного аграрного университета. – Краснодар, 2014. – 2 (47). – С.88 – 93.

101. Мельченко, А. И. Влияние способов полива водой, содержащей радионуклиды, на накопление их в разных органах сельскохозяйственных растений / А. И. Мельченко, Н. В. Чернышева, В. А. Мельченко // Труды Кубанского государственного аграрного университета 6(33). – Краснодар, 2011. – С.100 – 106.

102. Погорелова В. А. Накопление ^{90}Sr в растительном опаде плодового ценоза / В. А. Погорелова, Б. С. Ципинова, Е. А. Мельченко, Ю. Н. Ашинов // Новые технологии / New technologies. 2022. – №18(4). – С.201 – 209.

103. Мельченко, А. И. Накопление ^{90}Sr в органах орехоплодных пород в зависимости от их сортовых особенностей / А. И. Мельченко, В. А. Яковук, Е. А. Мельченко // Труды Кубанского государственного аграрного университета 2(11). – Краснодар, 2008. – С.154 – 159.

104. Методические рекомендации по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объектах внешней среды / А. Н. Марей. – М., 1980. – 336 с.

105. Методика измерения активности бета-излучающих радионуклидов в счетных образцах с использованием программного обеспечения «Прогресс» / Методика разработана ГП ВНИИФТРИ и утверждена ГосСтандартом России. – 05.05.1996. – 28 с.

106. «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.

107. Методические рекомендации ГНМЦ ВНИИФТРИ Госстандарта России Центр Метрологии Ионизирующих Излучений. Использование компьютеризо-

ванных гамма-, бета-спектрометрических комплексов с программным обеспечением «Прогресс» для испытаний проб продовольствия на соответствие требованиям критериев радиационной безопасности. – М.: Экспертцентр». – 1998. – 24 с.

108. Методические указания по определению содержания стронция – 90 и цезия – 137 в почвах и растениях. – М.: ЦИНАО. – 1985.

109. Молчанова, И. В. Эколого-геохимические аспекты миграции радионуклидов в почвенно-растительном покрове / И. В. Молчанова, Е. Н. Караваева. – Екат. УроРАН. – 2001. – 161 с.

110. Москалев, Ю. И. Отдаленные последствия воздействия ионизирующих излучений / Ю. И. Москалев. – М.: Медицина, 1991. – 464 с.

111. Мусаев, Е. К. Влияние радиационного поражения на годовые кольца сосны в районе Чернобыльской АЭС / Е. К. Мусаев // Лесоведение. – 1993. – № 4. – С.41 – 49.

112. Мусаев, Е. К. Сезонный рост и строение годовых колец сосны обыкновенной в зоне Чернобыльской катастрофы / Е. К. Мусаев // Лесоведение. – 1996. – № 1. – С.16 – 28.

113. Мусаев, Е. К. Реакция прироста и структуры годовых колец сосны (*Pinus sylvestris* L.) на радиоактивное воздействие в районе Чернобыльской АЭС: автореф. дисс. канд. биол. наук (03.00.16) / Е. К. Мусаев. – Красноярск, 1995. – 27 с.

114. 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.

115. Несмеянов, А. Н. Прошлое и настоящее радиохимии / А. Н. Несмеянов. – Л.: Химия, 1985. – 168 с.

116. Новиков, Ю. В. Экология, окружающая среда и человек / Ю. В. Новиков. – М.: ФАИР-ПРЕСС, 2014. – 320 с.

117. Особенности создания и ведения органических насаждений яблони с использованием цифровых технологий / Т. Н. Дорошенко, Л. Г. Рязанова,

Н. А. Борисенко // I Международная научно-практическая конференция. – Краснодар, 2024. – С. 134 – 138.

118. Особенности формирования продуктивности яблони при использовании органических удобрений в условиях изменения климата на юге России / Т. Н. Дорошенко, Г. Ф. Петрик, Ю. А. Онищенко // Ежегодная научно-практическая конференция преподавателей по итогам НИР за 2022 г.. – Краснодар, 2023. – С. 495 – 497.

119. Особенности агротехнологии ведения органического сада яблони на юге европейской России / Т. Н. Дорошенко, Л. Г. Рязанова, Г. Ф. Петрик // Международная научно-практическая конференция. – Казань, 2023. – С. 54 – 62.

120. Павлоцкая, Ф. И. Формы нахождения и миграции радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах / Ф. И. Павлоцкая. – М., 1981. – 50 с.

121. Павлоцкая, Ф. И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах / Ф. И. Павлоцкая. – М.: Атомиздат, 1974. – 215 с.

122. 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.

123. 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.

124. Павлоцкая, Ф. И. Определение обменных форм кальция и стронция в почвах / Ф. И. Павлоцкая // Аналит. химия. – 1966. – Т.21. – №2. – С.157.

125. Павлоцкая, Ф. И. О поступлении ^{90}Sr в растения / Ф. И. Павлоцкая, Э. Б. Тюрюканова, Е. В. Бабичева. – М.: Наука, 1966. – С.174.

126. Переволоцкий, А. Н. Радиационно-экологическая обстановка в лесных биогеоценозах: динамика, факторы, прогноз (на примере региона аварии Чернобыльской АЭС). / А. Н. Переволоцкий. Авт... доктора биол. наук. – Обнинск. – 2013. – 39 с.

127. Переволоцкий, А. Н. Распределение ^{137}Cs и ^{90}Cs в лесных биогеоценозах / А. Н. Переволоцкий. – Гомель, РНИУП «Институт радиологии». – 2006. –

255 с.

128. 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.

129. 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.

130. Перепелятников, Г. П. Радиэкология аграрных биогеоценозов / Г. П. Перепелятников. – М.: LAP Lambert Academic Publishing. – 2013. – 424 с.

131. Пестряков, А. М. 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.

132. Петросян, А. А. Лучшие сорта грецкого ореха и фундука на Кубани / А. А. Петросян, Г. А. Антоненко. – Краснодар, 1980. – С.15

133. Пивоваров, Ю. П. Радиационная экология: учеб. пособие для студ. высш. учеб. заведений / Ю. П. Пивоваров, В. П. Михалев. – М.: Академия, 2004. – 240 с.

134. Плодоводство / В. И. Якушев. – М.: Колос, 1982. – 415 с.

135. Плодоводство / В. А. Колесников. – М.: Колос, 1979. – 415 с.

136. Плющиков, В. Г. Современные подходы к реабилитации радиоактивно загрязненных территорий / В. Г. Плющиков // Аграрная наука. – 1996. – №5. – С.14 – 15.

137. Подоляк, А. Г. Радиологические аспекты производства сельскохозяйственной продукции на территории радиоактивного загрязнения / А. Г. Подоляк // Актуальные проблемы интенсивного развития животноводства. Сб. науч. тр. Вып.19. – Ч.2. – 2016. – С.194 – 201.

138. Позолотина, В. Н. Отдаленные последствия действия радиации на растения / В. Н. Позолотина. – Екатеринбург: Академкнига, 2003. – 244 с.

139. 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, 30 октября – 1 ноября 1991. – 110 с.

140. Попов, Е. Г. Эффект концентрирования ^{137}Cs органоминеральными частицами крупнозернистых гранулометрических фракций песчаных почв, загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС / Е. Г. Попов // Почвоведение. – 2006. – №3. – С.344 – 351.

141. Радиация: Дозы, эффекты, риск. Пер. с англ. Ю. А. Банникова. – М.: Мир, 1988. – 79 с.

142. 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.

143. Радиационное воздействие на хвойные леса в районе аварии на Чернобыльской АЭС / Г. М. Козубов, А. И. Таскаев. – Сыктывкар: Коми НЦ РАН, 1990. – 136 с.

144. Радиоэкология орошаемого земледелия / Р. М. Алексахин. – М.: Энергоатомиздат, 1985. – 224 с.

145. Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС: биологические эффекты, миграция, реабилитация загрязненных территорий / Н. И. Санжарова, С. В. Фесенко. – М.: РАН. – 2018. – 278 с.

146. Репях, С. М. Изучение пространственной неоднородности накопления техногенных радионуклидов в компонентах лесного биоценоза Красноярского края / С. М. Репях, М. А. Катанаева, А. Г. Ковалев, Л. Н. Руденко // Химия растительного сырья. – 2000. – № 1. – С.51 – 56.

147. Родзевич, Н. Н. Геоэкология и природопользование: учеб. для вузов / Н. Н. Родзевич. – М.: Дрофа, 2003. – 256 с.

148. Рудая, С. М. Самоочищение почв 30-километровой зоны ЧАЭС от радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr / С. М. Рудая, О. В. Чистик // Приемы повышения плодотворности почв в зоне радиоактивного загрязнения. – 2000. – № 1. – С. 10 – 15.

родия почв, эффективности удобрений и средств защиты растений: матер. междунар. науч.-практ. конф. – Ч. 2. – Горки, 2003. – С.271 – 274.

149. Самошкин, Е. Н. О вариабельности посевных качеств семян сосны в течение последних 11 лет после аварии на ЧАЭС / Е. Н. Самошкин, И. Н. Глазун // Селекция, генетические ресурсы и сохранение генофонда лесных древесных растений (Вавиловские чтения). – Вып. 59. – Гомель, 2003. – С.239 – 242.

150. Сапожников, Ю. А. Радиоактивность окружающей среды. Теория и практика. / Ю. А. Сапожников, Р. А. Алиев, С. Н. Калмыков. – М.: БИНОМ. Лаборатория знаний. – 2006. – 286 с.

151. Сарасеко, Е. Г. Проблемы получения качественной растениеводческой продукции на загрязненных радионуклидами территориях / Е. Г. Сарасеко // Веснік Мазырскага дзяржаўнага педагагічнага ўніверсітэта імя І. П. Шамякіна. – 2012. – №2(35). – С.47 – 53.

152. Сахаров, В. К. Радиоэкология / В. К. Сахаров. – СПб.: «Лань». – 2006. – 320 с.

153. Сборник методик по определению радиоактивности окружающей среды. Методики радиохимического анализа / Г. А. Середя. – М.: Гидрометеиздат, 1966. – 118 с.

154. Светов, В. А. Проблемы Чернобыля в агропромышленном комплексе России / В. А. Светов // Химия в сельском хозяйстве. – 1996. – № 1. – С.2 – 3.

155. Сельскохозяйственная радиоэкология / Р. М. Алексахин, А. В. Васильев, В. Г. Дикарев, Н. А. Корнеев. – М.: Экология, 1991. – 396 с.

156. Сельскохозяйственная радиоэкология / Р. М. Алексахин. – М.: Экология. – 1992. – 400 с.

157. Сивинцев, Ю. В. Радиация и человек / Ю. В. Сивинцев. – М.: Знание, 1987. – 235 с.

158. Симакин, А. И. Агрохимическая характеристика кубанских черноземов и удобрения / А. И. Симакин. – Краснодар, 1969. – С.16.

159. Симакин, А. И. Удобрение, плодородие почв и урожай / А. И. Симакин. – Краснодар, 1988. – 270 с.

160. Скок, А. В. Изменчивость репродуктивных и ростовых процессов сосны обыкновенной в различных зонах хронического радиоактивного загрязнения ЧАЭС Южного Нечерноземья РФ / А. В. Скок. Автореф. дисс. ... канд. биол. наук (03.00.16). – Брянск, 2005. – 24 с.

161. Спиридонов, С. И. Оценка степени загрязнения почв ^{137}Cs , допускающей получение нормативно чистой сельскохозяйственной продукции, на основе математических моделей перехода радионуклида в растения / С. И. Спиридонов, О. В. Мошаров, В. М. Соломатин и др. // Сельскохозяйственная биология. – 2008. – №5. – С.53 – 57.

162. Спиринов, Е. В. Переход ^{137}Cs и ^{90}Sr в цепи почва-корм-продукция животноводства на территории, загрязненной радионуклидами в результате аварии на Чернобыльской АЭС / Е. В. Спиринов, Р. М. Алексахин, М. В. Калмыков // Радиационная биология. Радиозэкология. – 2006. – Т.46. – №1. – С.91 – 95.

163. Субботин, В. И. Размышления об атомной энергетике / В. И. Субботин. – СПб., 1996. – 195 с.

164. Тарасенко, Б. И. Повышение плодородия почв Кубани / Б. И. Тарасенко. – Краснодар, 1981. – 146 с.

165. Тимофеева, Н. А. К вопросу о миграции радиостронция в биогеоценозах / Н. А. Тимофеева. – Докл. АН СССР, 1960. – т.133. – №2. – С.12 – 15.

166. Титлянова, А. А. О подвижности соединений кобальта, стронция и цезия в почве / А. А. Титлянова, Н. А. Тимофеева // Почвоведение, 1959. – №3. – С.17 – 21.

167. Тихомиров, Ф. А. Радиозэкологические последствия Кыштымской и Чернобыльской радиационных аварий в лесных экосистемах / Ф. А. Тихомиров, А. И. Щеглов // Экология регионов атомных станций. – Вып. 1. – М., 1994. – С.71 – 88.

168. Трофимов, В. Т. Экологическая геология: учебник / В. Т. Трофимов, Д. Г. Зилинг. – М.: ЗАО «Геоинформмарк», 2002. – 415 с.

169. Туников, Г. М. Сельскохозяйственная радиозэкология / Г. М. Туников. – М.: Высшая школа, 2012. – 147 с.

170. Тюрюканова, Э. Б. Экология стронция-90 в почвах / Э. Б. Тюрюканова. – М.: Атомиздат, 1976. – 127 с.
171. Фокин, А. Д. Сельскохозяйственная радиология: учебник для вузов / А. Д. Фокин, А. А. Лурье, С. П. Торшин. – М.: Дрофа, 2005. – 367 с.
172. Хромова, Л. В. Частичная стерильность сосны в 1986 и 1987 гг. в зоне Чернобыльской АЭС / Л. В. Хромова, М. Г. Романовский, В. А. Духарев // Радиобиология. – 1990. – Т. 30. – Вып. 4. – С.450 – 457.
173. Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред / Ю. А. Израэль, С. М. Вакуловский, В. А. Ветров, В. Н. Петров, Ф. Я. Ровинский, Е. Д. Стукин. – Л.: Гидрометеиздат, 1990. – 296 с.
174. Чернобыльская катастрофа. Историография событий, социально-экономические, геохимические и медико-биологические последствия / В. Г. Барьяхтар. – Киев: Наукова думка, 1995. – 560 с.
175. Черышев, Г. Я. Защита населения в чрезвычайных ситуациях / Г. Я. Черышев, А. П. Зайцев, З. В. Душина. – М.: Военное издательство, 1996. – 27 с.
176. Чилимов, А. И. Распределение и динамика ^{137}Cs в тканях древесных растений / А. И. Чилимов, А. В. Богачев // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2000. – Т. 40. – № 2. – С.231 – 237.
177. Шамшурина, Е. Н. Влияние массопереноса на пространственное распределение ^{137}Cs в почвах малых водосборов лесостепной зоны (на примере Курской области) / Е. Н. Шамшурина // Автореф... кандидата биологических наук. – М. – 2009. – 26 с.
178. Шульц, В. Радиоэкологические методы / В. Шульц, Ф. Уикер. – М.: Мир, 1985. – 312 с.
179. Щеглов, А. И. Экологическая роль лесных подстилок в миграции техногенных загрязнителей / А. И. Щеглов, О. Б. Цветнова. – М., 2002. – 126 с.
180. Щеглов, А. И. Лесная радиоэкология на пороге XXI века / А. И. Щеглов, О. Б. Цветнова // Чернобыль: Долг и мужество – М., 2001. – С.250 – 256.

181. Щеглов, А. И. Динамика доступности цезия-137 в лесах 30-км зоны ЧАЭС / А. И. Щеглов, О. Б. Цветнова, Ф. А. Тихомиров, С. В. Мамихин, И. Т. Моисеев // Радиационные аспекты Чернобыльской аварии: тр. I Всесоюз. конф.; Обнинск, 1988. – Т. 2. – Л.: Гидрометеиздат, 1993. – С.53 – 56.

182. Щеглов, А. И. Распределение и запасы ^{137}Cs в компонентах лесных экосистем Украинского Полесья / А. И. Щеглов, О. Б. Цветнова, Н. Д. Кучма // Проблеми екології лісів і лісокористування на Поліссі України. – Вып. 6. – Житомир: Волинь. 1999. – С.12 – 25.

183. Эколого-генетический анализ отдаленных последствий Тощкого ядерного взрыва в Оренбургской области в 1954 году: Факты, модели, гипотезы / А. Г. Васильев. – Екатеринбург, 1997. – 191 с.

184. Экологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС и их преодоление: двадцатилетний опыт. Доклад экспертной группы «Экология» Чернобыльского форума // МАГАТЭ, Вена, STI/ PUB 1239. – 2008. – 180 с.

185. Юдинцева, Е. В. Поступление в растения стронция-90 и цезия-137 в зависимости от сорбции их механическими фракциями почв / Е. В. Юдинцева, И. В. Гулякин // Агрехимия. – 1970. – №2. – С.30 – 39.

186. Юдин, Ф. А. Методика агрохимических исследований / Ф. А. Юдин. – М.: «Колос», 1971. – 272 с.

187. Якушев, Б. И. Состав и поведение радионуклидов чернобыльской аварии в растениях и почвах природных комплексов / Б. И. Якушев // Европа – наш общий дом: экологические аспекты: тез. докл. науч. конф.; Минск, 6 – 9 декабря 1999 г. – Минск, 1999. – С.61.

188. Bender, M. A. Mechanisms of chromosomal aberration production. III. Chemical and ionizing radiation / M. A. Bender, Y. G. Griggs, J. S. Bedford // Mutation Res. – 1974. – Vol. 23. – P.197 – 212.

189. Brandenburg, M. K. Effects of acute gamma radiation on growth and morphology in *Pinus monophylla* Torr and Frem. (Pinyon pine) / M. K. Brandenburg, H. L. Mills, W. H. Rickard, L. M. Shields // Radiat. Bot. – 1962. – Vol. 2. – P.252 – 263.

190. Fesenko, S. V. Twenty years application of agricultural countermeasures following the Chernobyl accident: lessons learned / S. V. Fesenko, R. M. Alexakhin // *Journal of Radiological Protections*. – V.26. – 2006. – P.351 – 359.
191. Gobran, G. R. Trace elements in the rhizosphere / G. R. Gobran, W. W. Wenzel. – 2001. – 344 p.
192. Jacob, P. Remediation strategies for rural territories contaminated by the Chernobyl accident / P. Jacob, S. Fesenko, S. Firsakova // *Environ. Radioact.* – 2001. – V. 56 – № 1. – P.51 – 76.
193. Juo, A. S. R. Reaction of Sr with humic acid / A. S. R. Juo, S. A. Barber // *Soil Sci.* 1969. – Vol.108. – P.89 – 94.
194. Hamilton, J. R. Characteristic of tracheids produced in gamma and gamma-neutron environment / J. R. Hamilton // *For. Prod. J.* – 1963. – Vol. 13. – P.62 – 67.
195. Kyriny, V. D. Particle-associated Chernobyl fallout in the local and intermediate zones / V. D. Kyriny, Y. A. Ivanov, V. A. Kashparov // *Ann. of Nucl. Energy.* 1993. – Vol.20. – P.415.
196. Mergen, F. Effects of chronic exposures to ^{60}Co radiation on *Pinus rigida* seedlings / F. Mergen, B. A. Thielges // *Radiat. Res.* – 1966. – Vol. 6. – P.203 – 210.
197. Mergen, F. Low level chronic gamma irradiation of a pitch pine-oak forest - its physiological and genetical effects on sexual reproduction / F. Mergen, G. R. Stairs // *Radiat. Bot.* – 1962. – Vol. 2. – P.205 – 216.
198. Mergen, F. Effect of ionizing radiation on microsporogenesis in *Pinus rigida* Mill. / F. Mergen, T. S. Johansen // *Radiat. Bot.* – 1963. – Vol. 3. – P.321 – 331.
199. Shcheglov, A. I. Biogeochemical migration of Technogenic Radionuclides in forest ecosystems / A. I. Shcheglovio – Nauka. – M., 2001. – 235 p.
200. Shultz, R. K. Effects of aging on fixation of strontium-90 by soils / R. K Shultz, H. H. Riedel. – *Soil Sci.*, 1961. – №4. – 98 p.
201. Skuterud, L. Histological changes in *Pinus sylvestris* L. in the proximal-zone around the Chernobyl Power / L. Skuterud, N. I. Goltsova, R. Naeumann, T. Sikkeland // *Plant. Sci. Environm.* – 1994. – Vol. 157. – P.387 – 397.
202. Sparrow, A. H. Prediction of the sensitivity of plants to chronic gamma irra-

diation / A. H. Sparrow, G. M. Woodwell // *Radiation Botany*. – 1962. – Vol. 2. – №1. – P.9 – 26.

203. Sparrow, A. H. Comparisons of the tolerances of higher plant species to acute and chronic exposures of ionizing radiation / A. H. Sparrow // *Jap. J. Genet. Suppl.* – 1965. – Vol. 40. – P.12 – 37.

204. Tulik, M. Cambial story of scots pine trees (*Pinus sylvestris*) prior and after Chernobyl accident as encoded in the xylem / M. Tulik // *Environm. Exptriment. Botany*. – 2001. – Vol. 46. – №1. – P.1 – 10.

205. Woodwell, G. M. Effects of ionizing radiation on terrestrial ecosystems. Experiments show how ionizing radiation may alter normally stable patterns of ecosystem behavior / G. M. Woodwell // *Science*. – 1962. – Vol. 138. – № 3540. – P.572 – 577.

206. Woodwell, G. M. Chronic gamma radiation affects the distribution of radial increment in *Pinus rigida* stems / G. M. Woodwell, L. N. Miller // *Science*. – 1963. – Vol. 139. – № 3551. – P.222 – 223.

ПРИЛОЖЕНИЯ

Приложение А Накопление ^{90}Sr в приросте биомассы фундука при поверхностном его расположении на почве, Бк/кг

Годы исследований	Орехоплодные породы (фундук сорт – Ата-баба)	
	Кора	Древесина
2010	$7,18 \times 10^2 \pm 0,25 \times 10^2$	$3,41 \times 10^2 \pm 0,11 \times 10^2$
2015	$5,99 \times 10^2 \pm 0,22 \times 10^2$	$3,14 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
2016	$5,68 \times 10^2 \pm 0,21 \times 10^2$	$3,00 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
2017	$5,34 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$2,90 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
2023	$4,81 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$2,72 \times 10^2 \pm 0,09 \times 10^2$

Приложение Б Накопление изучаемого радионуклида в приросте биомассы
фундука при поверхностном его расположении на почве, Бк/кг

Повторность	Сорт – Ата-баба	
	Кора	Древесина
2010г		
1	$6,99 \times 10^2 \pm 0,24 \times 10^2$	$3,29 \times 10^2 \pm 0,11 \times 10^2$
2	$7,17 \times 10^2 \pm 0,25 \times 10^2$	$3,42 \times 10^2 \pm 0,11 \times 10^2$
3	$7,19 \times 10^2 \pm 0,25 \times 10^2$	$3,44 \times 10^2 \pm 0,12 \times 10^2$
4	$7,23 \times 10^2 \pm 0,25 \times 10^2$	$3,44 \times 10^2 \pm 0,12 \times 10^2$
5	$7,24 \times 10^2 \pm 0,25 \times 10^2$	$3,45 \times 10^2 \pm 0,12 \times 10^2$
6	$7,23 \times 10^2 \pm 0,25 \times 10^2$	$3,44 \times 10^2 \pm 0,12 \times 10^2$
2015г		
1	$5,88 \times 10^2 \pm 0,21 \times 10^2$	$3,08 \times 10^2 \pm 0,11 \times 10^2$
2	$5,93 \times 10^2 \pm 0,22 \times 10^2$	$3,11 \times 10^2 \pm 0,11 \times 10^2$
3	$6,00 \times 10^2 \pm 0,22 \times 10^2$	$3,15 \times 10^2 \pm 0,11 \times 10^2$
4	$6,04 \times 10^2 \pm 0,22 \times 10^2$	$3,16 \times 10^2 \pm 0,11 \times 10^2$
5	$6,05 \times 10^2 \pm 0,22 \times 10^2$	$3,17 \times 10^2 \pm 0,11 \times 10^2$
6	$6,04 \times 10^2 \pm 0,22 \times 10^2$	$3,15 \times 10^2 \pm 0,11 \times 10^2$
2016г		
1	$5,59 \times 10^2 \pm 0,21 \times 10^2$	$2,87 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
2	$5,67 \times 10^2 \pm 0,21 \times 10^2$	$2,93 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
3	$5,70 \times 10^2 \pm 0,21 \times 10^2$	$2,99 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
4	$5,71 \times 10^2 \pm 0,21 \times 10^2$	$3,06 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
5	$5,72 \times 10^2 \pm 0,21 \times 10^2$	$3,06 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
6	$5,70 \times 10^2 \pm 0,21 \times 10^2$	$3,06 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
2017г		
1	$5,25 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$2,81 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
2	$5,31 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$2,85 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$

Продолжение приложения Б

3	$5,37 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$2,92 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
4	$5,37 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$2,94 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
5	$5,37 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$2,92 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
6	$5,36 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$2,93 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
2023 г		
1	$4,79 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$2,71 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
2	$4,79 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$2,71 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
3	$4,80 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$2,72 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
4	$4,82 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$2,73 \times 10^2 \pm 0,09 \times 10^2$
5	$4,83 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$2,73 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
6	$4,83 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$2,73 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$

Приложение В Накопление ^{90}Sr при поверхностном его расположении
на почве в генеративных органах фундука, Бк/кг
(сорт – Ата-баба)

Околоплодник	ядро	сережки	листья	почки
2010г				
$0,93 \times 10^2 \pm$ $0,4 \times 10$	$6,11 \times 10^2 \pm$ $0,20 \times 10^2$	фон	$8,94 \times 10^2 \pm$ $0,4 \times 10^2$	$7,85 \times 10^2 \pm$ $0,3 \times 10^2$
2015г				
$0,84 \times 10^2 \pm$ $0,4 \times 10$	$4,84 \times 10^2$ $\pm 0,20 \times 10^2$	фон	$8,15 \times 10^2 \pm$ $0,4 \times 10^2$	$6,22 \times 10^2 \pm$ $0,3 \times 10^2$
2016г				
$0,79 \times 10^2 \pm$ $0,3 \times 10$	$4,41 \times 10^2 \pm$ $0,20 \times 10^2$	фон	$7,81 \times 10^2 \pm$ $0,3 \times 10^2$	$6,01 \times 10^2 \pm$ $0,3 \times 10^2$
2017г				
$0,76 \times 10^2 \pm$ $0,3 \times 10$	$4,09 \times 10^2 \pm$ $0,19 \times 10^2$	фон	$7,64 \times 10^2 \pm$ $0,3 \times 10^2$	$5,90 \times 10^2 \pm$ $0,3 \times 10^2$
2023г				
$0,65 \times 10^2 \pm$ $0,3 \times 10$	$3,01 \times 10^2 \pm$ $0,19 \times 10^2$	фон	$6,49 \times 10^2 \pm$ $0,3 \times 10^2$	$5,12 \times 10^2 \pm$ $0,3 \times 10^2$

Приложение Г Накопление изучаемого радионуклида при поверхностном его расположении на почве в генеративных органах фундука, Бк/кг (сорт – Ата-баба)

Повторность	Сорт – Ата-баба			
	Околоплодник	Ядро	Листья	Почки
2010г				
1	$0,88 \times 10^2 \pm 0,4 \times 10$	$6,01 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$8,87 \times 10^2 \pm 0,4 \times 10^2$	$7,78 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$
2	$0,90 \times 10^2 \pm 0,4 \times 10$	$6,08 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$8,92 \times 10^2 \pm 0,4 \times 10^2$	$7,81 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$
3	$0,94 \times 10^2 \pm 0,4 \times 10$	$6,14 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$8,95 \times 10^2 \pm 0,4 \times 10^2$	$7,86 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$
4	$0,95 \times 10^2 \pm 0,4 \times 10$	$6,14 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$8,97 \times 10^2 \pm 0,4 \times 10^2$	$7,87 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$
5	$0,95 \times 10^2 \pm 0,4 \times 10$	$6,15 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$8,97 \times 10^2 \pm 0,4 \times 10^2$	$7,88 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$
6	$0,95 \times 10^2 \pm 0,4 \times 10$	$6,14 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$8,96 \times 10^2 \pm 0,4 \times 10^2$	$7,87 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$
2015г				
1	$0,79 \times 10^2 \pm 0,4 \times 10$	$4,78 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$8,10 \times 10^2 \pm 0,4 \times 10^2$	$6,15 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$
2	$0,83 \times 10^2 \pm 0,4 \times 10$	$4,82 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$8,12 \times 10^2 \pm 0,4 \times 10^2$	$6,19 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$
3	$0,83 \times 10^2 \pm 0,4 \times 10$	$4,84 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$8,16 \times 10^2 \pm 0,4 \times 10^2$	$6,23 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$
4	$0,85 \times 10^2 \pm 0,4 \times 10$	$4,86 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$8,17 \times 10^2 \pm 0,4 \times 10^2$	$6,24 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$
5	$0,86 \times 10^2 \pm 0,4 \times 10$	$4,86 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$8,18 \times 10^2 \pm 0,4 \times 10^2$	$6,24 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$
6	$0,86 \times 10^2 \pm 0,4 \times 10$	$4,86 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$8,17 \times 10^2 \pm 0,4 \times 10^2$	$6,24 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$
2016г				
1	$0,73 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10$	$4,35 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$7,78 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$	$5,96 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$
2	$0,76 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10$	$4,38 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$7,79 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$	$5,99 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$
3	$0,80 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10$	$4,43 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$7,82 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$	$6,02 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$
4	$0,80 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10$	$4,44 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$7,82 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$	$6,03 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$

5	$0,82 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10$	$4,43 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$7,83 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$	$6,03 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$
6	$0,81 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10$	$4,44 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$7,82 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$	$6,03 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$
2017r				
1	$0,71 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10$	$4,02 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$7,59 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$	$5,85 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$
2	$0,74 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10$	$4,07 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$7,63 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$	$5,89 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$
3	$0,77 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10$	$4,10 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$7,65 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$	$5,91 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$
4	$0,77 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10$	$4,10 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$7,65 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$	$5,91 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$
5	$0,78 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10$	$4,12 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$7,66 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$	$5,91 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$
6	$0,77 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10$	$4,10 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$7,65 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$	$5,90 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$
2023r				
1	$0,63 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10$	$2,99 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$6,46 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$	$5,09 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$
2	$0,64 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10$	$3,00 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$6,48 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$	$5,11 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$
3	$0,66 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10$	$3,00 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$6,50 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$	$5,13 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$
4	$0,66 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10$	$3,02 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$6,50 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$	$5,13 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$
5	$0,66 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10$	$3,02 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$6,50 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$	$5,13 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$
6	$0,66 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10$	$3,02 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$6,51 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$	$5,14 \times 10^2 \pm 0,3 \times 10^2$

Приложение Д Накопление ^{90}Sr в приросте биомассы фундука при поверхностном его расположении на почве, Бк/кг

Годы исследований	Орехоплодные породы (фундук сорт – Луиза)	
	Кора	Древесина
2010	$6,91 \times 10^2 \pm 0,24 \times 10^2$	$3,23 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
2015	$5,53 \times 10^2 \pm 0,23 \times 10^2$	$2,55 \times 10^2 \pm 0,08 \times 10^2$
2016	$5,34 \times 10^2 \pm 0,23 \times 10^2$	$2,32 \times 10^2 \pm 0,08 \times 10^2$
2017	$5,01 \times 10^2 \pm 0,21 \times 10^2$	$2,10 \times 10^2 \pm 0,07 \times 10^2$
2023	$4,11 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$1,79 \times 10^2 \pm 0,07 \times 10^2$

Приложение Е Накопление изучаемого радионуклида в приросте биомассы фундука при поверхностном его расположении на почве, Бк/кг

Повторность	Сорт – Луиза	
	Кора	Древесина
2010г		
1	$6,86 \times 10^2 \pm 0,24 \times 10^2$	$3,19 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
2	$6,89 \times 10^2 \pm 0,24 \times 10^2$	$3,22 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
3	$6,93 \times 10^2 \pm 0,24 \times 10^2$	$3,25 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
4	$6,93 \times 10^2 \pm 0,24 \times 10^2$	$3,25 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
5	$6,93 \times 10^2 \pm 0,24 \times 10^2$	$3,24 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
6	$6,89 \times 10^2 \pm 0,24 \times 10^2$	$3,24 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
2015г		
1	$5,49 \times 10^2 \pm 0,23 \times 10^2$	$2,52 \times 10^2 \pm 0,08 \times 10^2$
2	$5,52 \times 10^2 \pm 0,23 \times 10^2$	$2,53 \times 10^2 \pm 0,08 \times 10^2$
3	$5,55 \times 10^2 \pm 0,23 \times 10^2$	$2,56 \times 10^2 \pm 0,08 \times 10^2$
4	$5,55 \times 10^2 \pm 0,23 \times 10^2$	$2,56 \times 10^2 \pm 0,08 \times 10^2$
5	$5,54 \times 10^2 \pm 0,23 \times 10^2$	$2,56 \times 10^2 \pm 0,08 \times 10^2$
6	$5,54 \times 10^2 \pm 0,23 \times 10^2$	$2,55 \times 10^2 \pm 0,08 \times 10^2$
2016г		
1	$5,30 \times 10^2 \pm 0,23 \times 10^2$	$2,28 \times 10^2 \pm 0,08 \times 10^2$
2	$5,33 \times 10^2 \pm 0,23 \times 10^2$	$2,31 \times 10^2 \pm 0,08 \times 10^2$
3	$5,35 \times 10^2 \pm 0,23 \times 10^2$	$2,33 \times 10^2 \pm 0,08 \times 10^2$
4	$5,35 \times 10^2 \pm 0,23 \times 10^2$	$2,33 \times 10^2 \pm 0,08 \times 10^2$
5	$5,35 \times 10^2 \pm 0,23 \times 10^2$	$2,33 \times 10^2 \pm 0,08 \times 10^2$
6	$5,34 \times 10^2 \pm 0,23 \times 10^2$	$2,33 \times 10^2 \pm 0,08 \times 10^2$
2017г		
1	$4,98 \times 10^2 \pm 0,21 \times 10^2$	$2,06 \times 10^2 \pm 0,07 \times 10^2$
2	$4,99 \times 10^2 \pm 0,21 \times 10^2$	$2,08 \times 10^2 \pm 0,07 \times 10^2$

Продолжение приложения Е

3	$5,04 \times 10^2 \pm 0,21 \times 10^2$	$2,12 \times 10^2 \pm 0,07 \times 10^2$
4	$5,04 \times 10^2 \pm 0,21 \times 10^2$	$2,12 \times 10^2 \pm 0,07 \times 10^2$
5	$5,04 \times 10^2 \pm 0,21 \times 10^2$	$2,12 \times 10^2 \pm 0,07 \times 10^2$
6	$5,03 \times 10^2 \pm 0,21 \times 10^2$	$2,12 \times 10^2 \pm 0,07 \times 10^2$
2023 г		
1	$4,09 \times 10^2 \pm 0,21 \times 10^2$	$1,77 \times 10^2 \pm 0,07 \times 10^2$
2	$4,09 \times 10^2 \pm 0,21 \times 10^2$	$1,78 \times 10^2 \pm 0,07 \times 10^2$
3	$4,10 \times 10^2 \pm 0,21 \times 10^2$	$1,80 \times 10^2 \pm 0,07 \times 10^2$
4	$4,12 \times 10^2 \pm 0,21 \times 10^2$	$1,80 \times 10^2 \pm 0,07 \times 10^2$
5	$4,13 \times 10^2 \pm 0,21 \times 10^2$	$1,80 \times 10^2 \pm 0,07 \times 10^2$
6	$4,14 \times 10^2 \pm 0,21 \times 10^2$	$1,80 \times 10^2 \pm 0,07 \times 10^2$

Приложение Ж Накопление ^{90}Sr при поверхностном его расположении
на почве в генеративных органах фундука, Бк/кг
(сорт – Луиза)

Околоплодник	ядро	сережки	листья	почки
2010г				
$0,60 \times 10^2 \pm 0,22 \times 10$	$4,91 \times 10^2 \pm 0,22 \times 10^2$	фон	$6,63 \times 10^2 \pm 0,25 \times 10^2$	$5,81 \times 10^2 \pm 0,25 \times 10^2$
2015г				
$0,49 \times 10^2 \pm 0,22 \times 10$	$3,02 \times 10^2 \pm 0,15 \times 10^2$	фон	$5,78 \times 10^2 \pm 0,24 \times 10^2$	$4,70 \times 10^2 \pm 0,23 \times 10^2$
2016г				
$0,49 \times 10^2 \pm 0,22 \times 10$	$2,79 \times 10^2 \pm 0,13 \times 10^2$	фон	$5,69 \times 10^2 \pm 0,24 \times 10^2$	$4,32 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$
2017г				
$0,47 \times 10^2 \pm 0,22 \times 10$	$2,64 \times 10^2 \pm 0,12 \times 10^2$	фон	$5,57 \times 10^2 \pm 0,23 \times 10^2$	$4,18 \times 10^2 \pm 0,18 \times 10^2$
2023г				
$0,39 \times 10^2 \pm 0,21 \times 10$	$2,01 \times 10^2 \pm 0,12 \times 10^2$	фон	$5,06 \times 10^2 \pm 0,23 \times 10^2$	$3,80 \times 10^2 \pm 0,18 \times 10^2$

Приложение И Накопление ^{90}Sr при поверхностном его расположении
на почве в генеративных органах фундука, Бк/кг
(сорт – Луиза)

Повтор- ность	Сорт – Луиза			
	Околоплодник	Ядро	Листья	Почки
2010г				
1	$0,56 \times 10^2 \pm 0,21 \times 10$	$4,86 \times 10^2 \pm 0,22 \times 10^2$	$6,57 \times 10^2 \pm 0,25 \times 10^2$	$5,76 \times 10^2 \pm 0,25 \times 10^2$
2	$0,59 \times 10^2 \pm 0,21 \times 10$	$4,90 \times 10^2 \pm 0,22 \times 10^2$	$6,61 \times 10^2 \pm 0,25 \times 10^2$	$5,79 \times 10^2 \pm 0,25 \times 10^2$
3	$0,61 \times 10^2 \pm 0,21 \times 10$	$4,92 \times 10^2 \pm 0,22 \times 10^2$	$6,65 \times 10^2 \pm 0,25 \times 10^2$	$5,83 \times 10^2 \pm 0,25 \times 10^2$
4	$0,61 \times 10^2 \pm 0,21 \times 10$	$4,92 \times 10^2 \pm 0,22 \times 10^2$	$6,65 \times 10^2 \pm 0,25 \times 10^2$	$5,83 \times 10^2 \pm 0,25 \times 10^2$
5	$0,62 \times 10^2 \pm 0,21 \times 10$	$4,93 \times 10^2 \pm 0,22 \times 10^2$	$6,65 \times 10^2 \pm 0,25 \times 10^2$	$5,83 \times 10^2 \pm 0,25 \times 10^2$
6	$0,61 \times 10^2 \pm 0,21 \times 10$	$4,93 \times 10^2 \pm 0,22 \times 10^2$	$6,64 \times 10^2 \pm 0,25 \times 10^2$	$5,82 \times 10^2 \pm 0,25 \times 10^2$
2015г				
1	$0,45 \times 10^2 \pm 0,22 \times 10$	$2,96 \times 10^2 \pm 0,15 \times 10^2$	$5,73 \times 10^2 \pm 0,24 \times 10^2$	$4,65 \times 10^2 \pm 0,23 \times 10^2$
2	$0,48 \times 10^2 \pm 0,22 \times 10$	$2,99 \times 10^2 \pm 0,15 \times 10^2$	$5,77 \times 10^2 \pm 0,24 \times 10^2$	$4,69 \times 10^2 \pm 0,23 \times 10^2$
3	$0,50 \times 10^2 \pm 0,22 \times 10$	$3,04 \times 10^2 \pm 0,15 \times 10^2$	$5,80 \times 10^2 \pm 0,24 \times 10^2$	$4,72 \times 10^2 \pm 0,23 \times 10^2$
4	$0,50 \times 10^2 \pm 0,22 \times 10$	$3,04 \times 10^2 \pm 0,15 \times 10^2$	$5,80 \times 10^2 \pm 0,24 \times 10^2$	$4,72 \times 10^2 \pm 0,23 \times 10^2$
5	$0,50 \times 10^2 \pm 0,22 \times 10$	$3,05 \times 10^2 \pm 0,15 \times 10^2$	$5,79 \times 10^2 \pm 0,24 \times 10^2$	$4,71 \times 10^2 \pm 0,23 \times 10^2$
6	$0,49 \times 10^2 \pm 0,22 \times 10$	$3,04 \times 10^2 \pm 0,15 \times 10^2$	$5,79 \times 10^2 \pm 0,24 \times 10^2$	$4,72 \times 10^2 \pm 0,23 \times 10^2$
2016г				
1	$0,46 \times 10^2 \pm 0,22 \times 10$	$2,75 \times 10^2 \pm 0,13 \times 10^2$	$5,63 \times 10^2 \pm 0,24 \times 10^2$	$4,28 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$
2	$0,47 \times 10^2 \pm 0,22 \times 10$	$2,77 \times 10^2 \pm 0,13 \times 10^2$	$5,67 \times 10^2 \pm 0,24 \times 10^2$	$4,31 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$
3	$0,50 \times 10^2 \pm 0,22 \times 10$	$2,81 \times 10^2 \pm 0,13 \times 10^2$	$5,70 \times 10^2 \pm 0,24 \times 10^2$	$4,33 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$
4	$0,50 \times 10^2 \pm 0,22 \times 10$	$2,80 \times 10^2 \pm 0,13 \times 10^2$	$5,70 \times 10^2 \pm 0,24 \times 10^2$	$4,33 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$

Продолжение приложения И

5	$0,50 \times 10^2 \pm$ $0,22 \times 10$	$2,81 \times 10^2 \pm$ $0,13 \times 10^2$	$5,71 \times 10^2 \pm$ $0,24 \times 10^2$	$4,34 \times 10^2 \pm$ $0,19 \times 10^2$
6	$0,50 \times 10^2 \pm$ $0,22 \times 10$	$2,81 \times 10^2 \pm$ $0,13 \times 10^2$	$5,71 \times 10^2 \pm$ $0,24 \times 10^2$	$4,33 \times 10^2 \pm$ $0,19 \times 10^2$
2017 г				
1	$0,43 \times 10^2 \pm$ $0,22 \times 10$	$2,59 \times 10^2 \pm$ $0,12 \times 10^2$	$5,51 \times 10^2 \pm$ $0,23 \times 10^2$	$4,13 \times 10^2 \pm$ $0,18 \times 10^2$
2	$0,46 \times 10^2 \pm$ $0,22 \times 10$	$2,62 \times 10^2 \pm$ $0,12 \times 10^2$	$5,56 \times 10^2 \pm$ $0,23 \times 10^2$	$4,17 \times 10^2 \pm$ $0,18 \times 10^2$
3	$0,48 \times 10^2 \pm$ $0,22 \times 10$	$2,65 \times 10^2 \pm$ $0,12 \times 10^2$	$5,59 \times 10^2 \pm$ $0,23 \times 10^2$	$4,19 \times 10^2 \pm$ $0,18 \times 10^2$
4	$0,49 \times 10^2 \pm$ $0,22 \times 10$	$2,66 \times 10^2 \pm$ $0,12 \times 10^2$	$5,59 \times 10^2 \pm$ $0,23 \times 10^2$	$4,20 \times 10^2 \pm$ $0,18 \times 10^2$
5	$0,48 \times 10^2 \pm$ $0,22 \times 10$	$2,65 \times 10^2 \pm$ $0,12 \times 10^2$	$5,60 \times 10^2 \pm$ $0,23 \times 10^2$	$4,19 \times 10^2 \pm$ $0,18 \times 10^2$
6	$0,48 \times 10^2 \pm$ $0,22 \times 10$	$2,65 \times 10^2 \pm$ $0,12 \times 10^2$	$5,59 \times 10^2 \pm$ $0,23 \times 10^2$	$4,19 \times 10^2 \pm$ $0,18 \times 10^2$
2023 г				
1	$0,37 \times 10^2 \pm$ $0,22 \times 10$	$1,99 \times 10^2 \pm$ $0,12 \times 10^2$	$5,04 \times 10^2 \pm$ $0,23 \times 10^2$	$3,77 \times 10^2 \pm$ $0,18 \times 10^2$
2	$0,38 \times 10^2 \pm$ $0,22 \times 10$	$2,00 \times 10^2 \pm$ $0,12 \times 10^2$	$5,04 \times 10^2 \pm$ $0,23 \times 10^2$	$3,79 \times 10^2 \pm$ $0,18 \times 10^2$
3	$0,40 \times 10^2 \pm$ $0,22 \times 10$	$2,02 \times 10^2 \pm$ $0,12 \times 10^2$	$5,07 \times 10^2 \pm$ $0,23 \times 10^2$	$3,81 \times 10^2 \pm$ $0,18 \times 10^2$
4	$0,40 \times 10^2 \pm$ $0,22 \times 10$	$2,02 \times 10^2 \pm$ $0,12 \times 10^2$	$5,07 \times 10^2 \pm$ $0,23 \times 10^2$	$3,82 \times 10^2 \pm$ $0,18 \times 10^2$
5	$0,40 \times 10^2 \pm$ $0,22 \times 10$	$2,02 \times 10^2 \pm$ $0,12 \times 10^2$	$5,08 \times 10^2 \pm$ $0,23 \times 10^2$	$3,81 \times 10^2 \pm$ $0,18 \times 10^2$
6	$0,41 \times 10^2 \pm$ $0,22 \times 10$	$2,02 \times 10^2 \pm$ $0,12 \times 10^2$	$5,07 \times 10^2 \pm$ $0,23 \times 10^2$	$3,81 \times 10^2 \pm$ $0,18 \times 10^2$

Приложение К Накопление ^{90}Sr в приросте биомассы фундука при заглаблении его в почву на 50 см, Бк/кг

Годы исследований	Орехоплодные породы (фундук сорт – Луиза)	
	Кора	Древесина
2010	$4,41 \times 10^2 \pm 0,24 \times 10^2$	$2,80 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
2015	$3,60 \times 10^2 \pm 0,21 \times 10^2$	$2,31 \times 10^2 \pm 0,08 \times 10^2$
2016	$3,42 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$2,12 \times 10^2 \pm 0,08 \times 10^2$
2017	$3,35 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$1,97 \times 10^2 \pm 0,07 \times 10^2$
2023	$2,94 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$1,67 \times 10^2 \pm 0,07 \times 10^2$

Приложение Л Накопление изучаемого радионуклида в приросте биомассы фундука при заглублении его в почву на 50 см, Бк/кг

Повторность	Сорт – Луиза	
	Кора	Древесина
2010г		
1	$4,33 \times 10^2 \pm 0,22 \times 10^2$	$2,69 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
2	$4,39 \times 10^2 \pm 0,22 \times 10^2$	$2,74 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
3	$4,42 \times 10^2 \pm 0,24 \times 10^2$	$2,81 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
4	$4,43 \times 10^2 \pm 0,24 \times 10^2$	$2,84 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
5	$4,43 \times 10^2 \pm 0,24 \times 10^2$	$2,85 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
6	$4,43 \times 10^2 \pm 0,24 \times 10^2$	$2,85 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$
2015г		
1	$3,52 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$2,27 \times 10^2 \pm 0,08 \times 10^2$
2	$3,56 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$2,30 \times 10^2 \pm 0,08 \times 10^2$
3	$3,59 \times 10^2 \pm 0,21 \times 10^2$	$2,31 \times 10^2 \pm 0,08 \times 10^2$
4	$3,63 \times 10^2 \pm 0,21 \times 10^2$	$2,32 \times 10^2 \pm 0,08 \times 10^2$
5	$3,65 \times 10^2 \pm 0,21 \times 10^2$	$2,33 \times 10^2 \pm 0,08 \times 10^2$
6	$3,65 \times 10^2 \pm 0,21 \times 10^2$	$2,33 \times 10^2 \pm 0,08 \times 10^2$
2016г		
1	$3,38 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$2,07 \times 10^2 \pm 0,08 \times 10^2$
2	$3,40 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$2,10 \times 10^2 \pm 0,08 \times 10^2$
3	$3,43 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$2,11 \times 10^2 \pm 0,08 \times 10^2$
4	$3,43 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$2,13 \times 10^2 \pm 0,08 \times 10^2$
5	$3,44 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$2,15 \times 10^2 \pm 0,08 \times 10^2$
6	$3,44 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$2,15 \times 10^2 \pm 0,08 \times 10^2$
2017г		
1	$3,30 \times 10^2 \pm 0,18 \times 10^2$	$1,92 \times 10^2 \pm 0,07 \times 10^2$
2	$3,32 \times 10^2 \pm 0,18 \times 10^2$	$1,95 \times 10^2 \pm 0,07 \times 10^2$

Продолжение приложения Л

3	$3,34 \times 10^2 \pm 0,18 \times 10^2$	$1,98 \times 10^2 \pm 0,07 \times 10^2$
4	$3,37 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$1,98 \times 10^2 \pm 0,07 \times 10^2$
5	$3,37 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$1,99 \times 10^2 \pm 0,07 \times 10^2$
6	$3,37 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$1,99 \times 10^2 \pm 0,07 \times 10^2$
2023 г		
1	$2,92 \times 10^2 \pm 0,18 \times 10^2$	$1,65 \times 10^2 \pm 0,07 \times 10^2$
2	$2,92 \times 10^2 \pm 0,18 \times 10^2$	$1,66 \times 10^2 \pm 0,07 \times 10^2$
3	$2,95 \times 10^2 \pm 0,18 \times 10^2$	$1,68 \times 10^2 \pm 0,07 \times 10^2$
4	$2,96 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$1,68 \times 10^2 \pm 0,07 \times 10^2$
5	$2,95 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$1,68 \times 10^2 \pm 0,07 \times 10^2$
6	$2,95 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$1,68 \times 10^2 \pm 0,07 \times 10^2$

Приложение М Накопление ^{90}Sr , при заглублении его в почву на 50 см,
в генеративных органах фундука, Бк/кг (сорт – Луиза)

Околоплодник	ядро	сережки	листья	почки
2010г				
$0,43 \times 10^2 \pm$ $0,02 \times 10^2$	$3,21 \times 10^2 \pm$ $0,19 \times 10^2$	фон	$2,54 \times 10^2 \pm$ $0,14 \times 10^2$	$0,95 \times 10^2 \pm$ $0,03 \times 10^2$
2015г				
$0,45 \times 10^2 \pm$ $0,02 \times 10^2$	$2,68 \times 10^2$ $\pm 0,16 \times 10^2$	фон	$2,40 \times 10^2 \pm$ $0,14 \times 10^2$	$1,03 \times 10^2 \pm$ $0,04 \times 10^2$
2016г				
$0,43 \times 10^2 \pm$ $0,02 \times 10^2$	$2,31 \times 10^2 \pm$ $0,13 \times 10^2$	фон	$2,29 \times 10^2 \pm$ $0,13 \times 10^2$	$1,00 \times 10^2 \pm$ $0,03 \times 10^2$
2017г				
$0,42 \times 10^2 \pm$ $0,02 \times 10^2$	$2,06 \times 10^2 \pm$ $0,10 \times 10^2$	фон	$2,05 \times 10^2 \pm$ $0,10 \times 10^2$	$0,98 \times 10^2 \pm$ $0,03 \times 10^2$
2023г				
$0,37 \times 10^2 \pm$ $0,02 \times 10^2$	$1,62 \times 10^2 \pm$ $0,10 \times 10^2$	фон	$1,81 \times 10^2 \pm$ $0,10 \times 10^2$	$0,89 \times 10^2 \pm$ $0,03 \times 10^2$

Приложение Н Накопление изучаемого радионуклида при заглублении его в почву на 50 см в генеративных органах фундука, Бк/кг (сорт – Луиза)

Повтор- ность	Сорт – Луиза			
	Околоплодник	Ядро	Листья	Почки
2010г				
1	$0,40 \times 10^2 \pm 0,02 \times 10^2$	$3,17 \times 10^2 \pm 0,18 \times 10^2$	$2,50 \times 10^2 \pm 0,12 \times 10^2$	$0,91 \times 10^2 \pm 0,03 \times 10^2$
2	$0,41 \times 10^2 \pm 0,02 \times 10^2$	$3,20 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$2,52 \times 10^2 \pm 0, \times 10^2$	$0,94 \times 10^2 \pm 0,03 \times 10^2$
3	$0,42 \times 10^2 \pm 0,02 \times 10^2$	$3,20 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$2,53 \times 10^2 \pm 0,12 \times 10^2$	$0,94 \times 10^2 \pm 0,04 \times 10^2$
4	$0,44 \times 10^2 \pm 0,02 \times 10^2$	$3,22 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$2,56 \times 10^2 \pm 0,12 \times 10^2$	$0,96 \times 10^2 \pm 0,04 \times 10^2$
5	$0,45 \times 10^2 \pm 0,02 \times 10^2$	$3,23 \times 10^2 \pm 0,19 \times 10^2$	$2,57 \times 10^2 \pm 0,13 \times 10^2$	$0,96 \times 10^2 \pm 0,04 \times 10^2$
6	$0,45 \times 10^2 \pm 0,02 \times 10^2$	$3,23 \times 10^2 \pm 0,20 \times 10^2$	$2,57 \times 10^2 \pm 0,13 \times 10^2$	$0,97 \times 10^2 \pm 0,04 \times 10^2$
2015г				
1	$0,43 \times 10^2 \pm 0,02 \times 10^2$	$2,64 \times 10^2 \pm 0,15 \times 10^2$	$2,36 \times 10^2 \pm 0,13 \times 10^2$	$0,99 \times 10^2 \pm 0,03 \times 10^2$
2	$0,44 \times 10^2 \pm 0,02 \times 10^2$	$2,66 \times 10^2 \pm 0,15 \times 10^2$	$2,39 \times 10^2 \pm 0,13 \times 10^2$	$1,01 \times 10^2 \pm 0,03 \times 10^2$
3	$0,44 \times 10^2 \pm 0,02 \times 10^2$	$2,67 \times 10^2 \pm 0,15 \times 10^2$	$2,39 \times 10^2 \pm 0,13 \times 10^2$	$1,02 \times 10^2 \pm 0,03 \times 10^2$
4	$0,46 \times 10^2 \pm 0,02 \times 10^2$	$2,69 \times 10^2 \pm 0,16 \times 10^2$	$2,42 \times 10^2 \pm 0,14 \times 10^2$	$1,04 \times 10^2 \pm 0,03 \times 10^2$
5	$0,46 \times 10^2 \pm 0,02 \times 10^2$	$2,70 \times 10^2 \pm 0,16 \times 10^2$	$2,42 \times 10^2 \pm 0,14 \times 10^2$	$1,05 \times 10^2 \pm 0,03 \times 10^2$
6	$0,46 \times 10^2 \pm 0,02 \times 10^2$	$2,70 \times 10^2 \pm 0,16 \times 10^2$	$2,42 \times 10^2 \pm 0,14 \times 10^2$	$1,05 \times 10^2 \pm 0,03 \times 10^2$
2016г				
1	$0,40 \times 10^2 \pm 0,02 \times 10^2$	$2,28 \times 10^2 \pm 0,12 \times 10^2$	$2,25 \times 10^2 \pm 0,13 \times 10^2$	$0,96 \times 10^2 \pm 0,03 \times 10^2$
2	$0,42 \times 10^2 \pm 0,02 \times 10^2$	$2,30 \times 10^2 \pm 0,13 \times 10^2$	$2,28 \times 10^2 \pm 0,13 \times 10^2$	$0,98 \times 10^2 \pm 0,03 \times 10^2$
3	$0,44 \times 10^2 \pm 0,02 \times 10^2$	$2,32 \times 10^2 \pm 0,13 \times 10^2$	$2,30 \times 10^2 \pm 0,13 \times 10^2$	$1,01 \times 10^2 \pm 0,03 \times 10^2$
4	$0,44 \times 10^2 \pm 0,02 \times 10^2$	$2,32 \times 10^2 \pm 0,13 \times 10^2$	$2,30 \times 10^2 \pm 0,13 \times 10^2$	$1,01 \times 10^2 \pm 0,03 \times 10^2$

Продолжение приложения Н

5	$0,44 \times 10^2 \pm 0,02 \times 10^2$	$2,32 \times 10^2 \pm 0,13 \times 10^2$	$2,31 \times 10^2 \pm 0,13 \times 10^2$	$1,02 \times 10^2 \pm 0,03 \times 10^2$
6	$0,44 \times 10^2 \pm 0,02 \times 10^2$	$2,33 \times 10^2 \pm 0,13 \times 10^2$	$2,31 \times 10^2 \pm 0,13 \times 10^2$	$1,02 \times 10^2 \pm 0,03 \times 10^2$
2017 г				
1	$0,40 \times 10^2 \pm 0,02 \times 10^2$	$2,02 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$	$2,02 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$	$0,96 \times 10^2 \pm 0,03 \times 10^2$
2	$0,40 \times 10^2 \pm 0,02 \times 10^2$	$2,04 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$	$2,04 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$	$0,96 \times 10^2 \pm 0,03 \times 10^2$
3	$0,41 \times 10^2 \pm 0,02 \times 10^2$	$2,06 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$	$2,04 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$	$0,97 \times 10^2 \pm 0,03 \times 10^2$
4	$0,43 \times 10^2 \pm 0,02 \times 10^2$	$2,08 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$	$2,06 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$	$1,00 \times 10^2 \pm 0,03 \times 10^2$
5	$0,44 \times 10^2 \pm 0,02 \times 10^2$	$2,08 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$	$2,07 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$	$1,00 \times 10^2 \pm 0,03 \times 10^2$
6	$0,44 \times 10^2 \pm 0,02 \times 10^2$	$2,08 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$	$2,05 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$	$0,98 \times 10^2 \pm 0,03 \times 10^2$
2023 г				
1	$0,35 \times 10^2 \pm 0,02 \times 10^2$	$1,60 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$	$1,79 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$	$0,87 \times 10^2 \pm 0,03 \times 10^2$
2	$0,36 \times 10^2 \pm 0,02 \times 10^2$	$1,61 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$	$1,80 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$	$0,88 \times 10^2 \pm 0,03 \times 10^2$
3	$0,38 \times 10^2 \pm 0,02 \times 10^2$	$1,63 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$	$1,82 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$	$0,90 \times 10^2 \pm 0,03 \times 10^2$
4	$0,38 \times 10^2 \pm 0,02 \times 10^2$	$1,63 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$	$1,82 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$	$0,90 \times 10^2 \pm 0,03 \times 10^2$
5	$0,38 \times 10^2 \pm 0,02 \times 10^2$	$1,63 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$	$1,82 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$	$0,90 \times 10^2 \pm 0,03 \times 10^2$
6	$0,37 \times 10^2 \pm 0,02 \times 10^2$	$1,62 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$	$1,82 \times 10^2 \pm 0,10 \times 10^2$	$0,90 \times 10^2 \pm 0,03 \times 10^2$