

Федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение  
высшего образования  
«САМАРСКАЯ ГОСУДАРСТВЕННАЯ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННАЯ  
АКАДЕМИЯ»

На правах рукописи

**ТРОЦ НАТАЛЬЯ МИХАЙЛОВНА**

**ТРАНСЛОКАЦИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В  
АГРОЛАНДШАФТАХ САМАРСКОЙ ОБЛАСТИ ПОД  
ВЛИЯНИЕМ ПРИРОДНЫХ И АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ**

**06.01.04 – агрохимия**

**ДИССЕРТАЦИЯ**

на соискание ученой степени доктора сельскохозяйственных наук

Научный консультант  
доктор биологических наук,  
профессор Н.В. Прохорова

Кинель – 2018

## ОГЛАВЛЕНИЕ

	Стр
Введение .....	4
ГЛАВА 1 ПРОБЛЕМА ЗАГРЯЗНЕНИЯ АГРОЛАНДШАФТОВ И ПРОДУКЦИИ РАСТЕНИЕВОДСТВА ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ (обзор литературы).....	13
1.1 Современное понимание термина «тяжелые металлы» и их источники для агроландшафтов.....	13
1.2 Загрязнение почв тяжелыми металлами.....	15
1.3 Уровни накопления и сравнительная токсичность тяжелых металлов для сельскохозяйственных растений и их потребителей.....	25
1.4 Нормирование тяжелых металлов в почвах и растениях.....	31
1.5 Механизмы поступления тяжелых металлов в растения.....	38
1.6 Технологии защиты продукции растениеводства от избыточного накопления тяжелых металлов.....	47
1.7 Изученность проблемы загрязнения сельскохозяйственных фитоценозов тяжелыми металлами в Самарской области.....	54
1.8 Нефтяные загрязнения как источник поступления тяжелых металлов в агроландшафты.....	58
ГЛАВА 2 УСЛОВИЯ, ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ.....	65
2.1 Природные условия района исследований.....	65
2.2 Объекты исследований.....	87
2.3 Методика полевых исследований и отбор почвенных и растительных образцов.....	100
2.4 Методы лабораторных исследований.....	101
ГЛАВА 3 АГРОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ПОЧВ САМАРСКОЙ ОБЛАСТИ.....	103
3.1 Агрохимические показатели уровня плодородия почвы .....	106
3.2 Валовое содержание и содержание подвижной формы тяжелых металлов в почвах агроландшафтов.....	112
3.3 Эффективность возделывания сельскохозяйственных культур в различных агроландшафтах Сыртовой степи Заволжской провинции.....	124
ГЛАВА 4 ОСОБЕННОСТИ АККУМУЛЯЦИИ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ ОСНОВНЫМИ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫМИ КУЛЬТУРАМИ В САМАРСКОЙ ОБЛАСТИ.....	138
4.1 Зерновые культуры.....	138
4.2 Зерновые фуражные культуры.....	147
4.3 Зерновые бобовые культуры.....	152

4.4	Крупяные культуры.....	156
4.5	Пропашные культуры.....	160
4.6	Картофель.....	166
4.7	Ягодные культуры.....	174
4.8	Биотичность и физиологическая активность сельскохозяйственных и дикорастущих растений по отношению к тяжелым металлам.....	179
ГЛАВА 5	ВЛИЯНИЕ ПРИЕМОВ АГРОТЕХНИКИ И РЕМИДАЦИИ НА КАЧЕСТВО И ПРОДУКТИВНОСТЬ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ РАСТЕНИЙ.....	193
5.1.	Влияние различных способов обработки почвы на содержание тяжелых металлов в почве и растениях.....	193
5.2	Влияние уровней минерального питания растений, природных адсорбентов и биологически активных веществ на мобильность тяжелых металлов.....	205
5.3	Продуктивность посевов и вынос тяжелых металлов с урожаем.....	241
ГЛАВА 6	ВЛИЯНИЕ ОБЪЕКТОВ НЕФТЕДОБЫЧИ НА АККУМУЛЯЦИЮ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ И НЕФТЕПРОДУКТОВ В АГРОЛАНДШАФТАХ САМАРСКОЙ ОБЛАСТИ.....	246
6.1.1	Северная группа месторождений нефти.....	248
6.1.2.	Центральная группа месторождений нефти.....	251
6.1.3.	Южная группа месторождений нефти.....	257
ГЛАВА 7	ЭКОЛОГО – ЭКОНОМИЧЕСКАЯ И АГРОЭНЕРГЕТИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ПРИЕМОВ РЕМИДАЦИИ ПОЧВ... ..	258
7.1.	Экономическая и агроэнергетическая оценка возделывания сои при использовании биологически активных веществ.....	259
7.2.	Экономическая и агроэнергетическая оценка возделывания сои при применении природных адсорбентов и различных системах обработки почвы .....	261
7.3	Экономическая и агроэнергетическая оценка возделывания земляники садовой сорта Эльсанта при использовании минеральных удобрений и опоки.....	266
7.4.	Оценка эколого-экономического воздействия объектов нефтедобычи на земли сельскохозяйственного назначения.....	268
	ВЫВОДЫ.....	273
	ПРЕДЛОЖЕНИЯ ПРОИЗВОДСТВУ.....	277
	БИБЛИОГРАФИЧЕСКИЙ СПИСОК.....	279
	ПРИЛОЖЕНИЯ.....	338

## ВВЕДЕНИЕ

**Актуальность исследований.** В условиях возрастающего антропогенного воздействия человека на биосферу, одной из основных проблем агропромышленного комплекса страны является производство экологически безопасных продуктов питания и сырья для промышленности. Особую опасность для агробиоценозов представляют тяжелые металлы, поступление которых в агроландшафты, с каждым годом увеличивается. Причем, в результате хозяйственной деятельности процессы загрязнения затрагивают не только техногенные, но и биогенные территории. Попадая в почву и растения, тяжелые металлы накапливаются в агросистемах и включаются в метаболические циклы живых организмов, образуя высокотоксичные канцерогенные металлоорганические соединения. Они не подвергаются биохимическому разложению и очень медленно и трудно удаляются: период полуудаления цинка из почвы – 500 лет, кадмия – 1100 лет, свинца до 5000 лет (Давыдова и др., 2010). Опыт мирового земледелия свидетельствует, что загрязнение почвы тяжелыми металлами через пищевые цепочки ведет к нарушению всех компонентов экосистемы и деградации человеческого общества в целом.

Самарская область – индустриально развитый регион, имеющий на своей территории крупные предприятия машиностроительного, химического, нефтеперерабатывающего, аэрокосмического и приборостроительного комплекса, которые являются потенциальными источниками поступления тяжелых элементов в окружающую среду и их привнесения в агроландшафты.

Обследования показали, что большая часть площади сельхозугодий области (более 28 млн. га или 73% территории) в той или иной мере подвержена разрушению (Ахматов, 2014).

Одной из причин деградации сельскохозяйственных земель является их загрязнение поллютантами различной природы, в том числе тяжелыми металлами, повышенные концентрации которых негативно влияют на рост и развитие сельхозкультур, существенно снижают качество продукции расте-

ниеводства (Гордеев, Романенко, 2008). Это определяет актуальность проведение постоянного фитосанитарного контроля над содержанием тяжелых металлов в почве, а его результаты служат одним из важнейших параметров устойчивости агроценозов. Детальное изучение содержания тяжелых металлов в почвенном покрове Самарской области позволило установить региональные фоновые значения для их валовых и подвижных форм (Матвеев, 1997), но с тех пор прошло достаточно много времени, существенно изменились параметры техногенеза и агротехнические приемы возделывания сельскохозяйственных земель. Радиальное распределение тяжелых металлов в почвах сельхозугодий в Самарской области ранее изучалось лишь эпизодически, что не позволяет оценить связь такого распределения с особенностями основных типов и подтипов почв региона.

В связи с этим, исследования, направленные на изучение особенностей аккумуляции и миграции тяжелых металлов в агробиологических объектах, а также поиск технологических приемов снижения их поступления в биологический кругооборот, представляют особую актуальность.

**Степень разработанности темы исследования.** Изучение особенностей распределения тяжелых металлов в почвенном и растительном покрове Самарской области проводится с 1972 года.

Региональный материал эколого-биогеохимических исследований накапливался в Самарской области с 70-х годов XX века. Лабораторией Поволжского УГКС анализируется содержание тяжелых металлов в природных средах. С конца 80-х годов XX века в экосистемах Русской равнины и Приволжской возвышенности на территории Самарской области исследования проводились сотрудниками МГУ и Пущинского научного центра РАН (Н. С. Касимов, 1995; О. А. Самонова, 1992; В. П. Учватов, 1997).

Химический состав почв региона детально исследован специалистами НИИ Волгопрозем (Г. Г. Лобов, 1985). Сотрудниками института Волжского бассейна РАН изучается загрязнение природных вод и донных отложений

тяжелыми металлами (Г. С. Розенберг, 1995, 2010; В. А. Селезнев, К. В. Беспалова, 2014, 2015).

Опубликованы данные о соединениях тяжелых металлов в почвенном покрове в целом, в типах и подтипах почв, в дикорастущих и сельскохозяйственных растениях, произрастающих на территории области в целом (Н. В. Прохорова, Н. М. Матвеев, В. А. Павловский, 1996, 1997, 1998, 2002).

**Цель и задачи исследований.** Цель работы – выявление основных закономерностей процессов транслокации тяжелых металлов в агроландшафтах Самарской области, экспериментальная оценка и апробация научно обоснованных приемов снижения доступности элементов – загрязнителей в системе почва – растения.

Поставленная цель определила следующие задачи:

- изучить агрохимические показатели почвы и их влияние на миграцию тяжелых металлов в компонентах агроценозов;
- выявить уровни содержания тяжелых металлов в основных типах почв природных провинций, дать оценку современного состояния экологической ситуации в агроэкосистемах Самарской области;
- оценить влияние объектов нефтедобычи на почвы сельскохозяйственного назначения;
- изучить накопление тяжелых металлов видами и сортами сельскохозяйственных растений в зависимости от условий произрастания;
- выявить эффективность различных агротехнических приемов возделывания сельскохозяйственных культур, направленных на минимизацию накопления тяжелых металлов в продукции растениеводства;
- оценить особенности поступления тяжелых металлов в растения в зависимости от накопления их в почве;
- изучить влияние детоксикантов различной природы (природные и искусственные) на аккумуляцию тяжелых металлов в почве и растениях, экологическую безопасность и биологическую полноценность растительной продукции.

**Научная новизна исследований.** Впервые на основании проведенных комплексных исследований, определены научные основы накопления тяжелых металлов в почвах и сельскохозяйственных культурах агроландшафтов региона.

Показано, что видовая и сортовая специфика уровня накопления тяжелых металлов сельскохозяйственными культурами может служить основой для подбора культур и сортов, устойчивых к накоплению токсикантов в конкретных почвенно-экологических условиях.

Установлены количественные показатели поступления в растения и выноса тяжелых металлов из почвы для оценки конкретной экологической обстановки в агроэкосистемах, позволяющие прогнозировать их подвижности в почве и содержание в растениях.

Выявлена возможность использования природных адсорбентов, биологически активных веществ, минеральных удобрений в качестве инактиваторов тяжелых металлов и разработаны приемы их использования.

Определен уровень накопления тяжелых металлов в сельскохозяйственных культурах в зависимости от их валовых и подвижных форм в почве, агроэкологических условий произрастания.

Подтверждено влияние объектов нефтедобычи на почвы сельскохозяйственных угодий.

Предложены научно обоснованные приёмы по ликвидации негативных последствий антропогенного воздействия на агроландшафты, загрязненные тяжелыми металлами.

**Теоретическая и практическая значимость работы.** Научные результаты, полученные автором в ходе подготовки диссертационной работы, вносят существенный вклад в развитие теоретических представлений об агрохимическом состоянии земель сельскохозяйственного назначения в Самарской области. Особо значимы данные, отражающие уровни накопления и распределения тяжелых металлов в почвах региональных агроландшафтов в зависимости от природно-климатических и техногенных условий, а также

количественная оценка накопления тяжелых металлов в основных сельскохозяйственных культурах и новых перспективных сортах землянике садовой.

Результаты работы значительно расширяют научные представления о поведении тяжелых металлов в агроландшафтах региона, о роли различных агротехнических приемов в снижении биоаккумуляции наиболее токсичных металлов в продукции растениеводства.

В работе также представлено научное обоснование закономерностей накопления тяжелых металлов в почвах и сельскохозяйственных растениях с позиций географических и агроэкологических особенностей агроландшафтов Самарской области. Полученные результаты расширяют базу региональных данных экспериментальной информации по количественной оценке содержания тяжелых металлов в почвах и растениях агроландшафтов.

Результаты проведенных исследований могут быть использованы при разработке мероприятий по ведению сельскохозяйственного производства в условиях техногенного загрязнения агроландшафтов, для прогнозирования поведения тяжелых металлов в системе почва - растения при ведении растениеводства и овощеводства в условиях техногенного загрязнения агроценозов.

Результаты диссертационного исследования позволяют прогнозировать получение экологически безопасной продукции растениеводства на основе данных о современном уровне содержания металлов в почвах, свойствах этих почв, специфике биоаккумуляции металлов разными видами и сортами сельскохозяйственных растений в разных природных условиях, влиянии агротехнических приемов на процессы металлоаккумуляции в сельскохозяйственных почвах и растениях.

Выявленная видовая и сортовая специфика уровня накопления тяжелых металлов сельскохозяйственными культурами может служить основой для подбора культур и сортов, устойчивых к накоплению токсикантов в конкретных почвенно-экологических условиях.

Материалы диссертационных исследований легли в основу разработки мероприятий восстановления почв сельскохозяйственного назначения, переданных во временное пользование под объекты нефтедобычи.

**Методология и методы исследований.** Изучены особенности аккумуляции тяжелых металлов в агроландшафтах Самарской области в зависимости от географического расположения, агроклиматических условий и вида сельскохозяйственных угодий. Материалом для исследований являлись образцы почв, сельскохозяйственных культур и дикорастущих растений. Эксперименты проводились в полевых и лабораторных условиях в период с 1998 по 2015 годы. Постановка эксперимента осуществлялась на основании анализа литературных сведений по изучаемому вопросу. В ходе эксперимента выполнялся отбор почвенных и растительных проб, с последующим проведением их анализа. Все исследования совершались с использованием классических методов и подвергнуты статистической обработке.

**Положения, выносимые на защиту.**

1. Анализ и оценка состояния плодородия почв агроландшафтов Самарской области.
2. Уровень валового содержания и содержание подвижных форм тяжелых металлов в почвах агроландшафтов.
3. Влияние агроэкологических условий произрастания на аккумуляцию тяжелых металлов основными сельскохозяйственными культурами.
4. Приемы инактивации тяжелых металлов в почвах и растительной продукции.

**Апробация работы.** Основные положения и результаты диссертационной работы докладывались на: VI Международной научно-практической конференции «Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде» (Республика Казахстан, г. Семей, 2010); Всероссийской научно-практической конференции молодых ученых, посвященной 115-летию Т.С. Мальцева «Развитие научной, творческой и инновационной деятельности молодежи» (г. Курган, 2010); Всероссийской научно-практической конференции «Особен-

ности развития агропромышленного комплекса на современном этапе» (г. Уфа, 2010); Международной научно-практической конференции «Инновационные процессы в АПК» (г. Москва, РУДН, 2010); Областной научно-практической конференции «Вклад молодых ученых в аграрную науку Самарской области» (г. Самара, 2011), межвузовской научно-практической конференции «Достижения науки агропромышленному комплексу» (г. Кинель, 2011); научно-практических конференциях профессорско-преподавательского состава и аспирантов Самарской ГСХА (г. Кинель, 2009, 2010); Международной научно-практической конференции «Вклад молодых ученых в аграрную науку Самарской области» (г. Самара, 2011); Международной научно-практической конференции «Вклад молодых ученых в аграрную науку Самарской области» (г. Самара, 2011); Международной научно-практической конференции «Евразийская интеграция: роль науки и образования в реализации инновационных программ» (г. Уральск, 2012); Региональной научно-практической конференции молодых ученых «Перспективы развития АПК в работах молодых ученых» (г. Тюмень, 2014); Международной научно-практической конференции «Настоящие исследования и развитие – 2014» (г. София, 2014); X Международной научно-практической конференции молодых ученых «Научно-технический прогресс в сельскохозяйственном производстве» (г. Великие Луки, 2015); Международная научно-практической конференции «Вклад молодых ученых в аграрную науку» (г. Кинель, 2016); Международной научно-практической конференции «Инновационные достижения науки и техники АПК» (г. Кинель, 2016); Международной научно-практической конференции «Вклад молодых ученых в аграрную науку» (г. Кинель, 2016); Международной научно-практической конференции «Инновационные достижения науки и техники АПК» (г. Кинель, 2016); Юбилейной Международной научно-практической конференции, посвященной 100-летию со дня рождения выдающегося ученого и педагога, доктора сельскохозяйственных наук, профессора, Заслуженного деятеля науки РСФСР Коняева Николая Федоровича «Коняевские чтения V» (г. Ека-

теринбург, 2016); Международной научно-технической интернет-конференции «Кадастр недвижимости и мониторинг природных ресурсов» (г. Тула, 2016); Всероссийской научно-практической конференции, посвященной 75-летию со дня рождения доктора сельскохозяйственных наук, профессора, заслуженного агронома РФ К.И. Карповича (г. Ульяновск, 2016); Международной научно-практической конференции «Инновационные достижения науки и техники АПК» (г. Кинель, 2017); Международной научной конференции «Молодежь и наука XXI века» (г. Ульяновск, 2017); Международной научной экологической конференции, посвященной 95-летию Кубанского ГАУ «Проблемы рекультивации отходов быта, промышленного и сельскохозяйственного производства» (г. Краснодар, 2017); Национальной научно-практической конференции «Состояние и перспективы развития лесного хозяйства» (г. Омск, 2017); VI Международной научно-практической конференции «Коняевские чтения» (г. Екатеринбург, 2017); Международной научно-практической конференции «Экологическое состояние природной среды и научно-практические аспекты современных агротехнологий» (г. Рязань, 2018).

По теме исследования опубликовано 64 работы, в том числе по теме диссертации опубликовано 57 работ, из них в рецензируемых научных изданиях опубликована 31 работа, 2 работы в журналах, включенных в Международную базу цитирования Scopus.

**Степень достоверности полученных результатов.** Обоснованность, достоверность логических выводов и рекомендаций производству определена точностью аналитических работ, подтверждена математической обработкой данных методом регрессионного и дисперсионного анализов, публикацией основных результатов в изданиях, включенных в Перечень российских рецензируемых научных журналов, их апробацией на конференциях, симпозиумах, а также подтверждена актами внедрения на территории региона.

**Структура и объем диссертации.** Работа изложена на 337 страницах печатного текста, иллюстрирована 8 рисунками и 84 таблицами. Состоит из

введения, литературного обзора, методологии и методов исследований, результатов исследований, заключения. Библиографический список включает 560 источников, из них 69 на иностранных языках.

**Личный вклад автора.** Многолетние научные исследования выполнялись автором лично на всех этапах научной работы: закладка, проведение полевых, вегетационных и лабораторных опытов, а также химический анализ объектов изучения.

Автор выражает искреннюю благодарность научному консультанту доктору биологических наук, профессору Наталье Владимировне Прохоровой за консультации, помощь, советы при проведении исследований, обобщении полученных результатов и их подготовке к публикациям. Научная работа велась совместно с аспирантами кафедры «Химия и защита растений» ФГБОУ ВО «Самарская ГСХА»: Дмитрием Александровичем Ахматовым, Светланой Витальевной Ишковой, Андреем Васильевичем Батмановым, Оксаной Васильевной Горшковой, Алексеем Ивановичем Черняковым, Марией Николаевной Сергеевой, в тесном сотрудничестве с руководителем отдела № 5 ОАО «ВолгоНИИгипрозем» Галиной Игнатьевной Черняковой.

Автор признательна сотрудникам ФГБУ «Станция агрохимической службы «Самарская» за предоставленную возможность проведения анализов почвенных и растительных образцов; главе крестьянско-фермерского хозяйства «Е. П. Цирулев» Приволжского района Евгению Павловичу Цирулеву и главному агроному хозяйства Анатолию Александровичу Соловьеву, руководителю ЗАО «Бобровское» Кинельского района Владимиру Викторовичу Игонину, за помощь в проведении полевых исследований.

# ГЛАВА 1 ПРОБЛЕМА ЗАГРЯЗНЕНИЯ АГРОЛАНДШАФТОВ И ПРОДУКЦИИ РАСТЕНИЕВОДСТВА ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ (ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ)

## 1.1 Современное понимание термина «тяжелые металлы» и их источники для агроландшафтов

Проблема воздействия тяжелых металлов (ТМ) на почву и биоту уже несколько десятилетий вызывает неослабевающий интерес биологов, экологов, биогеохимиков и, конечно, аграриев, отвечающих за экологическую чистоту продукции растениеводства. В связи с исследованиями плодородия почв, эта проблема имеет более длительный период изучения для тех элементов, которые в настоящее время отнесены к группе тяжелых металлов, но жизненно важны для микроорганизмов, растений, животных и человека (железо, марганец, медь, цинк, молибден, кобальт и др.).

Термин «тяжелые металлы» характеризует широкую группу загрязняющих веществ. В связи с различной трактовкой, их количество изменяется в широких пределах. Критериями принадлежности являются атомная масса (свыше 40-50), плотность ( $5 \text{ г/см}^3$ ), токсичность, степень вовлечения в природные и техногенные циклы, распространенность в природе (Титов и др., 2007). Под этот термин попадают более 40 элементов периодической системы Д.И. Менделеева, в том числе, относящиеся к хрупким (Bi) или металлоидам (As), способные накапливаться в гумусовых горизонтах почвы, проявляя регрессионно-аккумулятивный тип распределения (накапливание в верхних горизонтах и снижение в нижних) (Мотузова, 2007; Водяницкий, 2011; Теплая, 2013).

Роль тяжелых металлов двухфазна: они необходимы для нормального протекания физиологических процессов и считаются эссенциальными (жизненно важными) микроэлементами, но являются токсикантами и при высоких концентрациях и причиняют вред организму. В группу жизненно важных

в микроколичествах входят такие элементы, как медь, цинк, молибден, кобальт, марганец, железо (Дабахова, 2005).

Однако, имеется группа металлов, за которыми закрепилось только одно негативное понятие – «тяжелые», в смысле «токсичные». Такая группа включает ртуть, кадмий и свинец. По общему мнению, их считают наиболее вероятными и опасными загрязнителями окружающей среды, так как они широко используются в промышленности и на транспорте (Большаков, 1993; Торшин, 1990).

ТМ отличаются от других металлов большим содержанием в промышленных отходах и высокой токсичностью, своей долговечностью и малой выводимостью из системы почва-растения-животные-человек. Эти металлы относятся к категории неспецифических загрязняющих веществ, так как присутствуют практически во всех почвах в том или ином количестве (Алексеев, 1987; Ильин, 1987; 1991; Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989).

Все изученные ТМ подразделяются на две группы: элементы с относительно постоянной концентрацией (Cu, Zn, Pb, Cd) и элементы с высоким варьированием концентраций в окружающей природной среде (Fe, Mn). (Большаков, 2002).

Исследованиями В.Б. Ильина (1991), В.А. Алексеенко и др. (1999), Е.И. Хожина (2002), Н.М. Матвеева и др. (2008) установлено, что основным естественным источником тяжелых металлов в агроэкосистемах являются горные породы, из продуктов выветривания, которых сформировался почвенный покров. Выделяют следующие виды источников поступления тяжелых металлов в окружающую среду:

1. Природные источники. Первичное местонахождение ТМ на планете – верхняя мантия, базальты и граниты, поэтому естественным источником ТМ для почв являются горные породы (осадочные, магматические, метаморфические), на продуктах выветривания которых сформировался почвенный покров. Воды океана, живое вещество, почвы – уже вторичные резервуары, содержащие ТМ. Кроме того, естественными источниками ТМ для основных

компонентов биосферы являются термальные воды и рассолы, космическая и метеоритная пыль, вулканические газы. Выветривание горных пород, эрозионные процессы, вулканическая деятельность приводят к высвобождению ТМ из природных источников. (Ковда, 1985; Ильин, 1991; Богдановский, 1994; Карпова, 2006).

## 2. Техногенные источники:

- металлургическое производство: карьеры и шахты по добыче полиметаллических руд, предприятия цветной и черной металлургии, металлообрабатывающие предприятия (Алексеев, 1987; Ахундова, 1989; Ильин, 1991);

- добыча и использование природных ископаемых: нефтяная промышленность и сжигание нефти; электростанции, сжигающие уголь; автотранспорт; химическое производство на металлических катализаторах (Алексеев, 1987; Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989; Израэль, 1984; Ахундова, 1989; Бондарев, 1976; Ильин, 1991);

- сжигание различных отходов (Большаков и др., 1978; Химия тяжелых металлов..., 1985);

- сельскохозяйственная деятельность: минеральные и органические удобрения, ядохимикаты, биоциды, стимуляторы роста растений, структурообразователи, сточные воды и отходы животноводческих комплексов (Алексеев, 1987; Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989; Ильин, 1991; Сериков, 1991; Обухов, Попова, 1992; Жидеева, Васенев, 1999).

По хозяйственным и территориальным признакам источники металлоксидантов подразделяют на локальные и пространственные, а по скорости эмиссии в окружающую среду и объекты живой природы – на регулярные и залповые (Давыдова, Тагасов, 2002).

## 1.2 Загрязнение почв тяжелыми металлами

Многочисленными исследованиями определено фоновое содержание и закономерности распределения ТМ в почвах природных зон различных реги-

онов России и сопредельных государств: Республики Башкортостан (Хазиев, Зиннатуллин, 2001), Республики Коми (Макаровский, Чеботарев, 2006; Безносиков, Лодыгин, 2007), Кемеровской области (Анохин, 2000), Ярославской области (Соловьев, 2009), Чувашской Республики (Игнатъев, 2009), Ставропольского края (Подколзин, 2005; Подколзин, Анциферов, 2007), Забайкалья и Республики Бурятия (Кашин, Иванов, 2002; Бодеева Чимитдоржиев, 2012), Дагестана (Дибирова и др., 2005-2009), Южного Прибайкалья и Северо-Восточного Китая (Белоголова и др., 2009), Республики Беларусь (Лукин, Авраменко, 2005, 2006; Меленцова, 2007; Лукин, 2007, 2011), Воронежской области (Жабин и др., 2004), Северной Осетии (Сокаев, Сокаева, 2003), Брянской области (Воробьев, Плеханов, 2003), Оренбургской области (Сидельников и др., 2002), Краснодарского Края (Лупина и др., 2002), Сибири (Волошин, 2002; Ильин и др., 2003) и т. д. установили, что:

- в зонах техногенного загрязнения возрастает содержание подвижных форм ТМ в связи с усилением их миграционной способности и биодоступности;

- необходимо ведение постоянного эколого-агрохимического контроля и оценки почв в связи с опасностью загрязнения ТМ;

- при длительном сельскохозяйственном использовании почв содержание ТМ в них возрастает, особенно в нижележащих горизонтах;

- наличие геохимического градиента, проявляющегося в росте концентраций некоторых ТМ в почвенном покрове в направлении с севера на юг и с северо-запада на юго-восток (так, таежные и лесостепные ландшафты содержат в среднем в два раза меньше Cr, по сравнению со степными и сухостепными ландшафтами).

При почвенных исследованиях распределения ТМ широко используется ландшафтный подход. Так, О.Д. Шафронов (2006) провел ландшафтно-экологическое районирование Нижегородской области по содержанию ТМ в почве. Эколого-агрохимическую оценку состояния агроландшафтов в Среднем Поволжье провел С.И. Цыганок (2006). Т.М. Минкина (2008) занималась

изучением трансформации ТМ и их соединений в почвах Нижнего Дона под влиянием природных и антропогенных факторов. А.Н. Волосевич, Т.И. Яковлева (2007) оценили экологическое состояние пахотных почв северо-запада России. Б.Н. Золотарева (2003) исследовала пространственную изменчивость ассоциации ТМ в почвах Верхнеокского бассейна.

В культурных ландшафтах наибольшее распространение имеют Zn, Pb, Hg, Cd, Cr. ТМ находятся в почве в различной форме. Они могут включаться в твердую фазу почвы, находиться в виде свободных ионов в почвенных растворах, в виде растворимых органоминеральных комплексов или быть адсорбированными на коллоидных частицах. Сульфокислоты образуют растворимые хелаты металлов в широком диапазоне pH, увеличивая, таким образом, их растворимость. Эти комплексы, обычно, более стабильны, чем аналогичные комплексы гуминовых кислот, которые также играют роль депонента ТМ (Аристархов, 2000; Трифонова, Карпова, 2002).

Трансформация соединений ТМ, поступающих в почву, включает в себя следующие процессы: растворение, адсорбция катионов ТМ твердой фазой почв, осаждение из почвенного раствора труднорастворимых соединений, т. е. образование вторичной твердой фазы. Причем, со временем во всех почвах содержание водорастворимой, обменной и непрочносвязанной форм ТМ уменьшается, а прочносвязанной форм – увеличивается (Химическое загрязнение почв..., 1991).

На распределение ТМ по земной поверхности существенно влияет макро- и мезорельеф, поскольку он, во-первых, изменяет характер движения воздуха, что приводит к изменению полей концентрации загрязнителей, и, во-вторых, участвует в перераспределении продуктов техногенеза, уже попавших на земную поверхность. Известны случаи, когда почвы подчиненных ландшафтов, загрязненные низкими холодными выбросами, содержали большее количество загрязнителей, чем почвы автономных ландшафтов (Никифорова, Смирнова, 1976).

На характер профильного распределения ТМ влияет комплекс почвенных факторов: гранулометрический состав, актуальная кислотность, содержание органического вещества, емкость катионного обмена, наличие геохимических барьеров (гумусовые, карбонатные, гипсовые, иллювиальные горизонты), содержание элементов в почвообразующих породах и другие факторы. Чем тяжелее гранулометрический состав, больше содержание органического вещества, выше емкость катионного обмена, тем больше ТМ почва связывает и снижает их доступность для растений. Для Cd, Pb зависимость между величинами рН почв и критическими значениями концентраций ТМ носит линейный характер (Химическое загрязнение почв..., 1991; Загрязнение почв и..., 1978; Степанова, 1982; Ильин, 1991; Кошелева, Касимов, 2002; Меленцова, 2007).

Подвижность элементов, в значительной степени, зависит от кислотно-основных и окислительно-восстановительных условий в почвах. Накопление подвижных, особо опасных для организмов соединений элементов зависит от водного и воздушного режимов почв: наименьшая аккумуляция их наблюдается в водопроницаемых почвах промывного режима, увеличивается она в почвах с непромывным режимом и максимальна в почвах с выпотным режимом. (Загрязнение почв и..., 1978; Тощев, Загарская, 2001).

Содержание ТМ в почвах зависит от протекающих почвообразовательных процессов: дерновый процесс способствует накоплению ТМ в верхнем слое почвы и увеличению содержания их подвижных форм в связи с биохимическим выветриванием, подзолообразование и оглеение приводят к вымыванию ТМ вниз по профилю (Аристархов, 2000; Ладонин, 2003; Головатый, Лукашенко, 2010; Савич и др., 2011).

И.В. Глебова, О.А. Тутова, Т.О. Рейнова (2008) показали, что серые лесные почвы выступают как активный сорбент ТМ. В серых лесных почвах имеется кислый геохимический барьер, в степных черноземах и каштановых почвах – нейтральный карбонатный (Загрязнение почв и..., 1978; Химическое загрязнение почв..., 1991; Минкина и др., 2008).

Благодаря своим агрохимическим особенностям черноземы, по сравнению с подзолистыми, серыми лесными почвами, являются более устойчивыми к загрязнению ТМ. Так, А.И. Обухов (1990) в своих исследованиях показал, что черноземы страдают от последствий загрязнения меньше, чем подзолистые и дерново-подзолистые. В основе их устойчивости лежит высокая емкость поглощения, обусловленная большим содержанием гумуса, глинистых частиц, нейтральной и слабощелочной реакцией. В своих исследованиях Я.Т. Суюндуков, Ю.А. Шагиева (2008) установили, что по суммарному накоплению Cu, Zn, Cd зональные черноземы Башкирского Зауралья образуют следующий ряд: обыкновенные > выщелоченные > южные.

Т.Т. Ефремова и др. (2003) исследовали биогеохимию ТМ в низинном торфянике на междуречье Оби и Томи. Определили, что универсальным элемент-индикатором является Mo: его распределение в профиле торфяной залежи четко дифференцирует окислительно-восстановительную обстановку как в пределах окислительного, так и восстановительного фона.

Различные исследователи занимались фракционированием соединений ТМ в почвах. В.А. Жидеева, И.И. Васенев, А.П. Щербаков (2002) изучали фракционный состав соединений Pb, Cd, Ni, Zn в лугово-черноземных почвах, загрязненных выбросами аккумуляторного завода, установили, что для Pb, Cd, Zn преобладающей фракцией является карбонатная, а для Ni – оксидная, обнаружили влияние на фракционное распределение ТМ их валового содержания в почве и базовых почвенных свойств. Л.В. Переломов и Д.Л. Пинский (2003) занимались выявлением фракционного состава серых лесных почв, показали, что большая часть Mn в незагрязненных почвах независимо от характера их использования аккумулируется в гидроксидах Fe и Mn; Zn – в компонентах остаточной фракции, представленной первичными и глинистыми минералами; Pb – в гидроксидах Fe и Mn, а также в остаточной фракции. Сельскохозяйственное освоение серых лесных почв ведет к увеличению концентрации подвижных форм ТМ не только за счет антропогенных источников, но и за счет фракции, связанной с гидроксидами Fe и Mn, роль орга-

нического вещества в иммобилизации ТМ при этом увеличивается. С.В. Будкина (2010) проводила фракционирование Pb и Zn в дерново-подзолистой почве и установила, что подвижные соединения Pb находятся в форме органо-минеральных комплексов, а подвижные соединения Zn равномерно распределены по всем фракциям.

Существуют 3 способа загрязнения почв: аэрогенный, гидрогенный и агрогенный (последние, как правило, временные). Почва в отношении аэрогенного потока техногенных веществ является мощным фильтром, очищающим биосферу, геохимическим барьером, фиксирующим (как правило, прочно) загрязнители и существенно ослабляющим поступление их через корневую систему в растения и миграцию в грунтовые воды (Сагет и др., 1990).

Распределение в ландшафте металлов, поступивших в атмосферу из техногенных источников, определяется расстоянием от источника загрязнения, климатическими условиями (сила и направление ветра), рельефом местности, технологическими факторами (состояние отходов, способ поступления отходов в окружающую среду, высота труб предприятий). Причем, накопление техногенных ТМ в почвах различных сельскохозяйственных угодий зависит от многих причин: содержания гумуса, реакции почвенного раствора, агротехнических приемов обработки почвы, использования средств химизации, естественного фона содержания химических элементов, техногенного загрязнения, наличия защитных лесополос, подвижности химических элементов (Берлянд, 1975, Манторова, 2009).

Эмиссия ТМ в составе техногенных выбросов в окружающую среду происходит, чаще всего, в виде их комплексов. Результирующее влияние зависит от состава комплекса, чувствительности растений (общей и поэлементной), почвенных условий, химической формы соединений и других факторов, но определяющими являются пропорции микроэлементов, входящих в комплекс (Большаков, 1993; Фатеев, 2002; Ларионов, 2010). Так, отмечается, что из различных сочетаний основных элементов в пыли, выбрасываемой заводами по выплавке цветных металлов, наиболее токсичной является Cd-Pb-Zn,

наименее – Pb-Zn, пыль Pb-Cu занимает промежуточное положение (Горбатов, 1983; Цаплина, 1994).

При исследовании влияния горнорудного производства в Криворожском бассейне на химический состав почвенного покрова прилегающих территорий П.С. Лозовицкий и С.М. Каленюк (2002) установили, что пылевые отходы содержат ТМ: железных руд – Cu, Zn, Cr, Pb, Sr, магнетитовых руд – Cu, Co, Zn, V, Cr. В прилегающих к горнорудному производству почвах в радиусе 30 и более километров наблюдается загрязнение ТМ.

А. Моцик и П. Илка (1990), Э.П. Махонько и др. (1976), Г.Ф. Манторова (2010) отметили характерную зависимость снижения концентрации ТМ в почвах естественного залегания, многолетних травах, ягодных и овощных культурах при удалении от источника загрязнения.

В районе функционирования металлургических предприятий формируются техногенные территории с повышенным содержанием ТМ в пахотном слое почв. Так, максимальное накопление ТМ в результате выбросов предприятий цветной металлургии (предприятий «Североникель» и «Печенганикель») обнаружено в приповерхностном слое органогенного горизонта, который играет роль биогеохимического барьера, причем, показано влияние этих предприятий на почвенный покров в радиусе до 60 км от источника загрязнения (Никонов и др., 1994; Переверзев, Свейструп, Стрелкова, 2002). Для валовых форм ТМ зона загрязнения прослеживается в радиусе 1-5 км от горно-обогатительных комбинатов, для подвижных форм – до 10 км (Суюндуков, Шагиева, 2008).

Многочисленные исследования посвящены изучению влияния различных техногенных источников загрязнения ТМ на почвенный покров прилегающей территории (Еремин, 2002; Завалишин, 2005; Белобров, Голубев, 2007; Яковлев и др., 2008). Исследователи зонировали окружающую территорию по уровню потери экологического качества природной среды. Установили, что особенностью почв является накопление ТМ во времени, поэтому необходимо усилить работу экологических постов, а также периодически

проводить эколого-токсикологический контроль почв, прилегающих к источникам загрязнения.

Ведение земледелия на загрязненных ТМ почвах становится одной из актуальных практических задач сельскохозяйственных работников (Зырин, 1985; Ильин, 1991; Кузнецова, 1997; Мотузова, 2000).

Различные формы удобрений и способы их внесения, существенно влияют на подвижность ТМ, синергизм и антагонизм ионов. Практический опыт природных хозяйств Донбасса и результаты исследований показывают, что в условиях техногенного загрязнения минеральные удобрения зачастую не дают ожидаемой прибавки урожая, то есть их эффективность снижается (Минеев, 1990). Одна из причин этого – физиологическое подкисление почвенного раствора, что ведет к увеличению подвижности ТМ и их токсического действия.

Исследование влияния удобрений на накопление ТМ в черноземе выщелоченном (Лебедевский, 2010; Гайдукова и др., 2010) показали, что минеральные удобрения не могут служить существенным источником загрязнения почв ТМ, так как, даже на фоне тройных доз удобрений, накопление ТМ наступит через несколько тысячелетий. Однако, внесение минеральных удобрений, способствует увеличению подвижности Cd, что может приводить к избыточному накоплению его растениями.

В.Б. Ильин (1991) исследовал загрязнение огородных почв и культур ТМ, поступающих от рудников и металлургических предприятий.

Влияние органических отходов на содержание ТМ в почвах Алтайского края изучал А.В. Тиньгаев (2009), опытным и расчетным путем показал, что научно обоснованное использование органических отходов различных источников в качестве удобрения позволит не только повысить плодородие сельскохозяйственных земель, но и сохранить благоприятную экологическую обстановку в крае.

В длительных полевых опытах А.И. Карпухин, Н.Н. Бушуев (2007) изучали влияние различных вариантов сельскохозяйственного использования на

содержание Cd, Zn, Co в органическом веществе и гуминовых кислотах дерново-подзолистых и темно-серых лесных почв.

В настоящее время загрязнение почв ТМ приняло глобальный характер. Поступая в почву в больших количествах ТМ, в первую очередь, влияют на эколого-биологические свойства почвы: уменьшается общая численность микроорганизмов (особенно сапротрофных бактерий и грибов, бактерий рода *Azotobacter*), сужается их видовой состав, изменяется структура микробеценозов, снижается интенсивность основных микробиологических процессов и активность почвенных ферментов (активность каталазы и инвертазы, скорость разложения целлюлозы и мочевины), усиливается фитотоксичность. Кроме того, ТМ способны изменять и более консервативные признаки почв, такие как гумусное состояние, структуру, кислотность и др. Так, результатом взаимодействия ТМ с органическим веществом чернозема обыкновенного, является увеличение количества алифатических структур, повышение доли фульвокислот, уменьшение содержания гуминовых кислот в органическом веществе почв. Все это, в итоге, ведет к частичной, а в некоторых случаях, и к полной утрате плодородия почв (Эрих, 1981; Смит, 1985; Марфенина, 1991; Lester, 1985; Минкина, Мотузова, 2006; Колесников и др., 2009).

Загрязнение почв ТМ оказывает существенное влияние на трансформацию азотсодержащих соединений. В наибольшей степени ТМ ингибируют активность азотфиксации. Токсическое действие ТМ на азотфиксацию в значительной степени зависит от природы металла и убывает в следующем ряду:  $Cd > Cu > Zn > Pb$ . В то же время, малые дозы Pb могут стимулировать азотфиксацию. Высокие концентрации ТМ, подавляя активность процессов минерализации азотсодержащих органических соединений и нитрификации, приводят к уменьшению содержания в почве подвижного азота минеральных соединений (Колесников, 1999).

В.И. Савич и др. (2011), занимался изучением влияния ТМ на процессы деградации почв путем статистической обработки многолетних данных агрохимической службы, оценки содержания в почвах подвижных форм ТМ в

разных вытяжках, постановки модельных опытов по уменьшению подвижности ТМ в почвах и их поступлению в растения. Подтвердили зависимость степени загрязнения почв ТМ от литологических и геоморфологических условий, характера хозяйственного использования угодий, наличия и удаленности источников загрязнения, степени гумусированности, рН среды, гранулометрического состава, рельефа местности. В результате нарушения под влиянием ТМ информационно-энергетических потоков в системе почва-растение уменьшается накопление энергии в почве и урожае, а также разнообразие сорбционных центров. Как правило, это сопровождается развитием эрозии, обесструктурированием, дегумификацией, опустыниванием.

Проведенные исследования показали, что токсическое действие отдельных ТМ со временем снижается. Период полуудаления ТМ (удаления половины от начальной концентрации) составляет продолжительное время: для Zn – от 70 до 510 лет, для Cd – от 13 до 110 лет, для Cu – от 310 до 510 лет, для Pb – от 740 до 5900 лет (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989). Снижение фитотоксичности ТМ происходит в результате закрепления ТМ почвой, частичного вымывания за пределы почвенного профиля, а также отчуждения растениями (Елькина, Безносиков, 1996; Елькина, Табаленкова, 2001). В опытах по изучению различных уровней загрязнения почв Pb, Zn и Cd, было установлено, что действие ТМ зависит от времени взаимодействия с почвой (Зырин, Каплунова, 1985). Чем продолжительнее металлы находятся в почве, тем меньше проявляется их токсичность. Имеются сведения (Lock, Janssen, 2003) и о снижении доступности Cu после прохождения временного интервала. При этом высказано предложение о том, что нормативы для вновь загрязненных почв должны быть иными, чем для почв, которые были подвергнуты загрязнению в более далеком прошлом (Меркушева, Убугунов, 2002; Пащенко, 2002).

В исследованиях антропогенного загрязнения природных сред особое значение приобретают работы по изучению возможностей почвы в инактивации ТМ. Благодаря выполнению почвой экологической функции происходит

перевод легкорастворимых соединений ТМ в труднодоступную форму, поэтому поток ТМ в растения уменьшается. Обобщая результаты многолетних исследований, В.Б. Ильин (2007) пришел к выводу, что даже на сильнозагрязненной почве возможно получение экологически чистого урожая. Экологический потенциал системы почва+сельскохозяйственная культура в основном формируется за счет буферности почвы по отношению к ТМ, барьерная роль растений менее существенна. Изучая аккумуляцию Cd и Pb в почвах и растениях, Е.И. Волошин (2000) показал, что загрязнение пойменных почв ТМ ведет к увеличению в них содержания как подвижных, так и валовых форм ТМ, причем, с увеличением содержания гумуса, возрастает самоочищающая способность почв.

### **1.3 Уровни накопления и сравнительная токсичность тяжелых металлов для сельскохозяйственных растений и их потребителей**

Самое пристальное внимание заслуживает изучение загрязненности сельскохозяйственных культур, так как 70-80 % общего количества ТМ, поступающих в организм человека, приходится на растительную продукцию (Ильин и др., 1997; Глазовская, 1986; Добровольский, 1997; Brummeretal, 1983).

Установлена способность растений поглощать из окружающей среды в больших или меньших количествах практически все известные химические элементы (Ильин, 1985; Полевой, 1989).

Известно несколько путей поступления химических элементов и соединений в растение, основными из которых являются корневое питание, газообмен, обменная адсорбция на поверхности листовой пластинки. Причем, поглощение ТМ корнями быть пассивным (неметаболическое путем диффузии) и активным (метаболическое с затратой энергии). Поступление ТМ в растения через корневую систему зависит, прежде всего, от количества этих металлов в почве. Коэффициенты корреляции между содержанием ТМ в рас-

тениях и средах при разных условиях (тип почвы, влажность, кислотность и др.) могут быть достаточно высоки – в некоторых случаях превышают величину 0,80.

Химический состав растений зависит от состава сред, на которых произрастают растения, но не повторяет его, так как растения избирательно поглощают необходимые им элементы, в соответствии с физиологическими и биохимическими потребностями (Зонн, 1982; Иванов и др., 2003; Тощев, Мамаева, 2006). При избыточном поступлении ТМ через корни в растения работают механизмы неспецифической природы. Было установлено, что устойчивость к ТМ у трав достигается двумя путями: снижением проникновения ТМ в растение и накоплением (инактивацией) их в клеточной структуре таким образом, что они не влияют на процессы метаболизма. Если эти защитные механизмы не срабатывают, то приток токсикантов происходит в наименее физиологически активные органы, часто ими являются запасующие органы растений (клубни, луковицы). По отношению к разным ТМ защитные возможности растения проявляются неодинаково: так, Рb в основном задерживается уже в корнях, Cd же сравнительно легко проникает в надземные органы. При возделывании сельскохозяйственных культур на загрязненной почве по уровню накопления ТМ органы растений располагаются в следующий ряд: корни > стебли и листья > органы запасаания ассимилянтов, т.е. наиболее защищенной оказывается используемая в пищу часть растений (Тарабрин, 1980; Ильин, 1991).

Интенсивность поступления ТМ из почвы в растения в большой степени зависит от создаваемых в почве агрохимических фонов в зависимости от системы удобрения (органическая, органоминеральная, минеральная), которые оптимизируют питание растений биогенными элементами, что позволяет усилить физиологические барьерные функции растений по отношению к ТМ, и снизить их поток из почвы. (Соловьева, 2001; Лебедева, Соловьева, 2001).

По способности поглощать микроэлементы растения делятся на низкобарьерные, среднебарьерные и высокобарьерные. Низкобарьерные растения

(химический состав растений слабо изменяется при повышении концентрации ТМ в среде обитания) являются наиболее устойчивыми компонентами биоценоза. Проблеме исследования реакций растительного покрова на техногенное загрязнение на морфофизиологическом уровне свои работы посвятили В.А. Большаков (1978), Г.М. Илькун (1978), В.Б. Ильин (1977, 1980, 1982, 1991), В.С. Николаевский (1979), Д.С. Голод и др.(1988), Е.Р. Вайцеховская (1995), Е.В. Хантемирова (1995).

Биологические особенности растений (видовые, сортовые, возрастные, физиологические) определяют доступность для них тяжелых металлов (Глебова, Тутова, Рейнова, 2008).

С.С. Позняк (2010) экспериментально установил, что чем больше микроэлементов с широким интервалом концентраций сочетаются в одном растении, тем больше экологическая амплитуда произрастания данного растения и, как следствие, выше его адаптационные способности в условиях техногенного загрязнения. В. В. Ковальским (1964) и Н. С. Петруниной (1971) были выделены две группы растений: адаптированные к изменению концентраций химических элементов и неадаптированные к нему.

По абсолютному содержанию в растениях ТМ подразделяют на 4 группы:

- элементы повышенной концентрации (Sr, Mn, Zn);
- элементы средней концентрации (Cu, Ni, Pb, Cr);
- элементы низкой концентрации (Mo, Cd, Se, Co);
- элементы очень низкой концентрации (Hg).

Уровень же содержания большинства ТМ в растениях зависит от их кларка (Ильин, 1991).

Smilde (1981), изучая фитотоксичность металлов, установил первое место в ряду фитотоксичности среди Ni, Cu, Zn, Cr, и Pb занимает Cd. При этом было выявлено, что токсичность металлов в чистом виде меньше, чем при сочетании друг с другом (Алексеев, 1987).

Увеличение концентрации ТМ в почве вокруг промышленных предприятий является причиной обеднения флоры вследствие исчезновения более чувствительных видов. При этом вблизи промышленных предприятий вместо естественных фитоценозов возникает современная «техногенная» флора, ограниченная двумя-тремя видами, а иногда образуются и моноценозы. В зонах выявленных геохимических аномалий подвижность ТМ в системе «почва – растение» значительно увеличивается, что приводит к их избыточному накоплению в растениях (Загрязнение почв и..., 1978; Позняк, 2010; Агиков, 2011).

Особое беспокойство вызывает накопление ТМ в кормовых культурах, выращиваемых вблизи автомагистралей (Mucha, 1987; Николаева, Федорова, Поршнева, 1987).

А.А. Матвеева (2008) и Е.Л. Воробейчик, П.Г. Пищулин (2009) показали выраженное защитное действие отдельных деревьев и защитных лесных насаждений прилегающей территории от техногенного воздействия.

Я.Т. Суюндуков, З.Б. Бактыбаева, Л.М. Саптарова (2010) изучали влияние загрязненных ТМ вод р. Таналык на содержание ТМ в яблоне домашней, установили, что концентрация металлов в почвах и растениях прибрежной зоны р. Таналык снижается по мере удаления от водоема. По накоплению ТМ органы растений располагаются в порядке возрастания плоды – листья – стебли – корни.

По мнению некоторых исследователей, наибольшей металлоаккумулирующей способностью обладают лишайники (Берзиня и др., 1993; Инсарова, 1983). По способности связывать ТМ высшие растения располагаются в следующий ряд: Bryophyta > Pteridophyta > Spermatophyta (Gekeleretal., 1989). Наибольшими металлоаккумулирующими способностями обладают представители семейств Asteraceae и Fabaceae (Бессонова, 1991; Кудряшова и др., 2001). Травы, в отличие от других жизненных форм растений, характеризуются более высокими запасами ТМ в подземной массе, следовательно, в процессе отмирания и разложения корневой массы металлы накапливаются в

почвах и более длительно участвуют в круговороте веществ (Фирсова и др., 1997).

При изучении воздействия ТМ на биоценозы Л.А. Гришина (1988) и С.С. Позняк (2010) установили, что максимально ТМ накапливаются в листе, меньше – в ветвях и минимум – в древесине деревьев. Уровни накопления отдельных металлов зависят от вида растения, состава и условий среды обитания, интенсивности техногенного воздействия. Показано, что в однотипных условиях на единицу сухой массы травянистые растения аккумулируют больше ТМ, чем кустарники и деревья. Среди последних лиственные отличаются более высокой аккумуляцией ТМ.

В. П. Фирсова (1997), С.В. Лукин (2007), С.В. Будкина (2011) занимались изучением закономерностей накопления ТМ в сельскохозяйственных растениях в зависимости от содержания их в почве. Выявили максимальное накопление Zn и Cu в зеленой массе редьки масличной, меньше всего накапливала Cd кукуруза на силос.

В исследованиях по транслокации ТМ в основной продукции овощных культур группа исследователей (Хала, Артемьев, 2002; Ефоакондза, Кузнецов, 2002) установила, что первое место занимает свекла, второе – картофель, третье – морковь, причем опытные растения больше всего накапливали Zn и Cu, меньше – Pb, пришли к выводу, что, подбирая культуры наименее восприимчивые к ТМ на почвах с избыточным содержанием того или иного элемента, можно получить экологически чистую продукцию.

ТМ по-разному накапливаются в зерне и соломе сельскохозяйственных культур, а Cd, Ni – в концентрациях, превышающих МДУ в том числе (при отсутствии превышения ПДК по валовым и подвижным формам ТМ в почве). Поэтому в период заготовки зерна и кормов в первую очередь необходим контроль за Cd и Ni. При массовой уборке овощей и картофеля наиболее загрязнены картофель, капуста, свекла, в них накапливались преимущественно  $Cr > Cd > Pb > Ni$ . В ранние сроки уборки изучаемые культуры аккумулировали  $Cd > Cr > Ni$ . По степени накопления ТМ выше ОДК культуры можно

расположить в следующий ряд: картофель > свекла > морковь > капуста. Устойчивыми к загрязнению являются сорта моркови Данвер, Батекс, Московская зимняя; капуста Подарок. Наибольшее загрязнение ТМ отмечалось по картофелю у растений сорта Зов. Сорта яровой пшеницы, ячменя и овса по-разному аккумулируют Zn, Cu, Pb, Cd, Ni. Это позволяет отбирать для выращивания на территориях, подвергающихся техногенному загрязнению, такие районированные сорта, которые, в минимальной степени аккумулируют ТМ. Они могут служить исходным материалом для дальнейшей селекционной работы по выведению сортов, устойчивых к повышенному загрязнению окружающей среды (Цыганок, 2006).

Е.Б. Зубченко, Л.В. Дымова (2006) изучали накопление ТМ в почве и в зерне яровой пшеницы. Показали наибольшее снижение продуктивности яровой пшеницы при загрязнении Pb. Загрязнение Cd и Pb, не оказывая существенного влияния на показатели качества зерна, вызывало увеличение общего азота и, как следствие, увеличение белков, участвующих в детоксикации поступающих в растительные клетки ионов ТМ и играющих, таким образом, защитную функцию.

Действие ТМ на продуктивность трав зависит от вида элемента, наличия подвижных форм и генетических особенностей культур. Наибольшей токсичностью обладает Cd. В отношении физиологически значимых элементов, таких как Zn и Cu, установлен достаточно узкий интервал их положительного действия, при превышении оптимальных количеств влияние микроэлементов ослабевает, в случае избытка они оказывают негативное воздействие на растения. При анализе овощной продукции выяснилось, что Cd более подвижен по сравнению со Pb и вызывает ее загрязнение, за исключением капусты и однолетних трав (Аристархов, 2000; Волошин, 2000; Морачевская, 2003).

Г.Я. Елькина (2010) установила увеличение подвижности ТМ при загрязнении почв, выявила, что превышение МДУ загрязняющих элементов в кормовых травах происходило при более низких концентрациях ТМ в почве,

чем снижение продуктивности, наибольшее угнетение роста кормовых культур наблюдалось под воздействием Cd.

Хром является элементом слабого накопления в растениях: коэффициент биологического поглощения его изменялся в пределах 0,13-1,00 (среднее 0,48). Содержание хрома в надземной биомассе растений степных, луговых и культурных ценозов находится в интервале нормальных концентраций. В фазе колошения растения ячменя очень чувствительны к действию Cr, причем, при повышении дозы удобрений, увеличивалась толерантность ячменя к токсиканту (Кашин, Иванов, 2002; Ларионова, Юркевич, 2006).

В исследованиях Р.И. Первуниной (1983) была дана оценка трансформации соединений техногенных металлов в почве и доступность их для растений. Результаты эксперимента показали, что внесение Cd в составе пыли металлургического предприятия снижает урожайность ячменя на дерново-подзолистой неокультуренной почве при содержании Cd 10 мг/кг, на слабоокультуренной – 20 мг/кг.

На почвах разного типа ТМ при одних и тех же концентрациях оказывают на растения различное действие. Это обусловлено разной кинетикой и превращением этих веществ в почве (Тобратов, 2003). В опытах с суглинистой почвой, торфом и черноземом внесение Hg в дозе 10 мг/кг практически не вызывало изменений в элементном составе зерновых. Внесение той же дозы в песчаную почву и супесчаный суглинок привело к накоплению Hg в соломе пшеницы до 5,7 мг/кг сухой массы и невызреванию овса.

#### **1.4 Нормирование содержания тяжелых металлов в почвах и растениях**

Нормирование качества окружающей природной среды и регулирование антропогенного воздействия – центральная идея экологической доктрины РФ (2002) и Федерального закона РФ от 10.01.2002 г. № 7-ФЗ «Об охране окружающей среды». Процедура экологического нормирования в системе

природоохранной практики является важнейшим средством регулирования экологически сбалансированного природопользования, широко применяемым как в отечественной, так и зарубежной системе управления качеством окружающей среды. Экологическое нормирование рассматривается, прежде всего, как процесс установления количественных пределов, в которых допускается изменение характеристик качества нормируемого природного объекта (Яковлев и др., 2008).

Нормирование ТМ в почве производить тяжелее в связи с тем, что она представляет собой гетерогенную систему в отличие от гомогенных систем (вода, воздух). Так, в зависимости от целей нормирования значения ПДК, ТМ в почве существенно различается у разных авторов (Пинский, 1990).

В основе биогеохимического нормирования лежит медико - географический подход. Он основан на натуральных наблюдениях в таких регионах (биогеохимические провинции), где природой созданы условия избытка или недостатка тех или иных химических элементов в природных средах. На основе биогеохимического районирования В.В. Ковальским (1964) установлены пороговые концентрации ряда химических элементов в почвах.

В настоящее время в подходах к нормированию содержания химических элементов в почвах все большее распространение получает экосистемная направленность (экологическое нормирование). Цель экосистемного нормирования состоит в том, чтобы сохранить природу в таком состоянии, когда все живые организмы имеют равное право на существование. Задача состоит в том, чтобы проверить, сохраняется ли уровень содержания того или иного вещества при любом антропогенном воздействии на экосистемы в пределах флуктуации его содержания в естественных природных условиях или выходит за эти пределы. Теория экосистемного нормирования последовательна, но методы ее окончательно не разработаны, как и понятия о существенных и несущественных изменениях в экосистеме (Загрязнение почв и..., 1978; Сокаева, Сокаев, 2009).

Различают следующие виды экологического нормирования в зависимости от уровня: ландшафтное, биотическое, почвенное (Овцинов, 2005).

Нормирование содержания ТМ в почвах и растениях является важным разделом мониторинга окружающей среды, испытывающей техногенное воздействие. Для почв оно исходит из многообразия их функций (почва – природное тело, объект и средство производства, среда обитания), для растений – учитывает агрономический (урожай) и санитарно-гигиенический (качество урожая) аспекты в производстве растительной продукции (Алексеев, 1987; Ильин, 1991). При мониторинге агроландшафтов концентрации ТМ в почве целесообразно определять с интервалом в пять лет в районах с вероятным техногенным воздействием и десять лет – в относительно экологически благополучных фонах (Глебова, Тутова, 2008).

Знание природных концентраций ТМ в почвах и растениях дает возможность судить о состоянии чистоты или загрязненности и принимать меры, направленные на сохранение почвенного плодородия и качества растениеводческой продукции (Виноградов, 1948, 1952). В.П. Цемко с соавторами (1980) предлагает следующую группировку почв по степени загрязнения: к слабо загрязненным относятся почвы с содержанием элемента от 2 до 10 кларков, к средне – от 10 до 30 кларков, к сильно – свыше 30 кларков.

Нормирование содержания ТМ в почвах и растениях предусматривает установление их предельно допустимых концентраций (ПДК) и фоновых количеств. Под ПДК следует понимать такую концентрацию ТМ, которая при длительном действии на почву не вызывает каких-либо патологических изменений или аномалий в ходе биологических процессов, а также не приводит к накоплению токсических элементов в растениях и, следовательно, не может нарушить биологический оптимум для животных и человека (Алексеев, 1987; Ильин, 1991).

Определение ПДК в почвах сводится к экспериментальному определению способности этих веществ поддерживать допустимую для живых организмов концентрацию веществ в контактирующих с почвой воде, воздухе,

растениях. Именно поэтому ПДК химических веществ для почв устанавливается не только по общесанитарному показателю (влияние на самоочищающую способность почвы и почвенный микробиоценоз), как это принято для других природных сред, а еще и по трем другим показателям: транслокационному (переход нормируемого элемента в растение), миграционному водному (переход в воду) и миграционному воздушному (переход в воздух) (Методические указания..., 1982; Мотузова, 2007).

Классификацию почв по степени загрязнения проводят по ПДК химических веществ в почвах и их фоновому содержанию (ГОСТ 17.4.3.06-86). По степени загрязнения почвы следует подразделять на: 1) сильнозагрязненные; 2) среднезагрязненные; 3) слабозагрязненные. К сильнозагрязненным относят почвы, содержание загрязняющих веществ в которых в несколько раз превышает ПДК, они имеют низкую биологическую продуктивность, существенное изменение физических, химических и биологических характеристик, в результате чего содержание химических веществ в выращиваемых культурах превышает установленные нормы. К среднезагрязненным относят почвы, в которых установлено превышение ПДК без видимых изменений в составе почв. К слабозагрязненным относят почвы, содержание химических веществ в которых не превышает ПДК, но выше естественного фона.

При нормировании ТМ в системе почва-растение предлагается различать концентрации губительные (летальные), сублетальные или снижающие урожай и толерантные, которые не влияют на рост, развитие и биомассу растений. Следует также выделять концентрации, ведущие к накоплению элементов в растениях до уровня ПДК (Зырин, Обухов, 1983; Зырин, Каплунова, 1985). При этом, в первую очередь, следует руководствоваться подвижными формами микроэлементов: водорастворимыми, обменными, кислоторастворимыми (Алексеев, 1987).

В связи с загрязнением агроландшафтов, становится необходимым изучение предельных нагрузок ТМ на растения с учетом особенностей климата и

почв региона (Алексеев, 1987; Ильин, 1991; Глазовская, 1999). Возрастает актуальность экологической экспертизы почв (Черных, Милащенко, 2001).

Для земель различного функционального назначения критерии оценки экологического состояния должны учитывать особенности воздействия почв каждой зоны на здоровье человека и состояние изучаемого объекта. Так, в агротехногенной зоне предъявляются следующие требования: отсутствие загрязнения сельскохозяйственной продукции выше ПДК, отсутствие токсического воздействия на животный мир, отсутствие поверхностного смыва и выщелачивания в водные объекты, отсутствие превышения ПДК загрязнителей в приземном воздухе за счет вторичного загрязнения почвенной пылью (Дабахов, Дабахова, 2011).

Изучая степени загрязнения почв в местах размещения отходов, В.М. Шишкунов (2009) выявил, что интегральная оценка возможного загрязнения почв и устойчивость к полиингредиентному воздействию ксенобиотиков, в первую очередь ТМ, для конкретного района должна базироваться на системе показателей, составным элементом которой выступает отношение валовых и подвижных форм ТМ в сопоставлении с региональным фоном и существующими стандартами (ПДК, ОДК).

В.В. Степанок (2001) показал, что причина токсичности ТМ – превышение уровня их допустимого содержания в среде обитания растений приводит к угнетению их роста и развития. Чем меньше естественное содержание элемента в растении, тем меньше диапазон его допустимых концентраций. Привел эмпирическую формулу, позволяющую прогнозировать предельно допустимое содержание любых элементов в растениях.

Для характеристики загрязнения почв тяжелыми металлами Н.Г. Зырин, Л.К. Садовникова (1985) рекомендуют использовать прямые показатели содержания их в почвах (общее количество; техногенная фракция, растворимая в 1 н  $\text{HNO}_3$ , содержание в водных вытяжках и в вытяжках солевыми растворами 1 н  $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ , 1 н  $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$  и косвенный показатель загрязнения (отношение количества металлов в почве к содержанию в ней органического

вещества). Указанные показатели позволяют выявить почвы с различными уровнями загрязнения на техногенно нарушенной территории.

Данные по ПДК многократно уточнялись, дополнялись и к настоящему времени достаточно стабильны. По мнению некоторых исследователей, разработанные нормативы для некоторых ТМ выведены эмпирически без учета особенностей химизма природных и техногенных систем, суммарного влияния нескольких токсикантов, они оказались в логическом несоответствии с их фоновым содержанием в почвах. На такие ПДК невозможно ориентироваться, поскольку верхний предел фонового содержания ТМ иногда бывает выше, чем ПДК (Давыдова, Тагасов, 2002; Безносиков, Лодыгин, 2007; Елькина, 2010).

В соответствии с современными экотоксикологическими данными нидерландских экологов по степени опасности тяжелые металлы/металлоиды в почве образуют ряд:  $Se > Tl > Sb > Cd > V > Hg > Ni > Cu > Cr > As > Ba$ . По мнению Ю.Н.Водянского (2012), этот ряд сильно отличается от ряда опасности тяжелых элементов, зафиксированного общетоксикологическим ГОСТом 17.4.1.02–8, согласно которому к сильноопасным относятся As, Cd, Hg, Se, Pb, Zn, а к умеренноопасным – Co, Ni, Mo, Cu, Sb, Cr. По сравнению с общетоксикологическим подходом в почвах опасность Pb, Zn, Co снижается, а опасность V, Sb, Ba возрастает. Отличается новый ряд и от ряда опасности металлов в почвах согласно Российскому нормативу предельного содержания подвижных форм металлов (ПДК подв):  $Cu > Ni > Co > Cr > Zn$ . Для сильноопасных Tl, Se, V в России нет ни ПДК подв, ни ОДК подв. Содержание в загрязненных почвах тяжелых металлов изучено очень неравномерно: лучше изучены 11 из них: Cu, Zn, Pb, Ni, Cd, Cr, As, Mn, Co, Hg, Se; остальные 46 изучены гораздо хуже, хотя среди них имеются опасные: Ba, V, Tl.

Многолетние исследования (Тощев, Загарская, 2001) показали, что содержания ТМ часто превышает уровни ПДК в растениях, тогда как в почвах оно ниже ПДК. В разработке ПДК содержания ТМ в почвах и сельскохозяйственных культурах недостаточно полно оценена буферность почв по отно-

шению к ТМ и совсем игнорируется барьерная роль растений. В связи с этим, В.Б. Ильин (2007) высказал мнение, что современные экологические нормативы, опирающиеся на валовое содержание ТМ в почве, малопригодны для прогноза качества растительной продукции.

На следующем этапе для ряда химических элементов были разработаны ОДК (ориентировочно допустимые концентрации) этих элементов для почв, различающихся по важнейшим свойствам (по кислотности и гранулометрическому составу). Разработаны они были не на основе стандартизованного экспериментального метода, а на обобщении имеющихся сведений о взаимосвязи между уровнем нагрузки на почвы, состоянием почв и сопредельных сред.

В основу группировки почв по устойчивости к ТМ, в первую очередь, положены их кислотно-щелочные условия, а также было принято во внимание распространение основных геохимических ассоциаций почв на территории России. Наибольшую площадь распространения имеют геохимические ассоциации почв с кислой и нейтральной реакцией среды с подразделением на 2 группы:

- 1) почвы с очень кислой и кислой реакцией (рН водной вытяжки < 5);
- 2) почвы со слабокислой и нейтральной средой (рН 5–7) (Загрязнение почв и..., 1978; Обухов, 1990).

Кроме того, важен учет гранулометрического состава, особенно для почв первой группы, которые были разбиты на две подгруппы по гранулометрическому составу:

- 1) песчаные и супесчаные почвы, обладающие наименьшей устойчивостью к загрязнению;
- 2) суглинистые и глинистые почвы, относительно более устойчивые к загрязнению (Загрязнение почв и..., 1978).

А.А. Поздновский, Д.Л. Пинский, Л.А. Воробьева (1986) ввели понятие «эффективные фазы почвы», как совокупность составляющих почвенной массы, для которых характерен определенный тип взаимодействия с почвен-

ным раствором. Опираясь на это понятие, Д.Л. Пинский (1990) разработал схему, которая показывает значение физико-химических процессов в управлении поведением токсических веществ в системе почва-растение и позволяет их учесть при оценке действия токсикантов на биотические компоненты системы.

Поскольку общее содержание ТМ в почве не показывает степени опасности загрязнения, был введен суммарный показатель загрязнения почвы. Он

$$Z_c = \sum_{i=1}^n K_{ci} - (n - 1)$$

рассчитывается по формуле  $Z_c = \sum_{i=1}^n K_{ci} - (n - 1)$ , где  $K_{ci}$  – коэффициент концентрации  $i$ -ого элемента в пробе,  $n$  – число учитываемых элементов. Суммарный показатель загрязнения почвы отражает степень опасности загрязнения почв комплексом элементов (Оценка и регулирование..., 1996).

Некоторые исследователи придерживаются мнения о том, что в расчет суммарного показателя загрязнения почвы для более объективного результата необходимо ввести поправки. Так, А.В. Мороз (2001) предложил усовершенствовать расчет суммарного показателя загрязнения почвы ТМ ( $Z_c$ ) за счет ввода поправочных коэффициентов, учитывающих порайонные особенности почв (тип, гранулометрический состав, степень окультуренности). М.В. Дабахов, Е.В. Дабахова, В.И. Титова (2011) ввели интегральный показатель (приведенный суммарный коэффициент концентрации), учитывающий информацию о содержании в почве токсических элементов, их фоновом значении и санитарно-гигиенических нормативах.

### **1.5 Механизмы поступления тяжелых металлов в растения**

Накопление тяжелых металлов в растении происходит вследствие увеличения их содержания в окружающей природной среде. Поступление тяжелых металлов в растения представляет собой сложный процесс, зависящий от комплекса факторов: эдафических, экологических, биологических.

Два основных источника, из которых растения могут поглощать тяжёлые металлы – это почва (через корни) и воздух (атмосфера, через листья) (Парибок и др., 1981; Виноградов, 1985; Титов и др., 2007; Нестерова, 1989; Серёгин, Иванов, 1997, 2001).

Из почвы в растения элементы поступают корневым путем за счет двух механизмов: пассивного (неметаболического) переноса ионов в клетку в соответствии с градиентом их концентрации и активного (метаболического) процесса поглощения клеткой против градиента концентрации (Godbold, 1991; Costa, Morel, 1993, 1994; Kannan, 1980). Из атмосферы катионы тяжёлых металлов проникают в листья через устьица или кутикулу, далее они могут транспортироваться в корни, побеги и другие органы растения (Парибок, 1983; Welchetal, 1999; Sakmaketal, 2000; Harris, Taylor, 2001).

Основные места локализации тяжелых металлов в листьях, окончания транспортирующих путей, поврежденные эпидермальные клетки, трихомы, гидатоды, окончания ксилемных сосудов. Основное количество тяжелых металлов в корне локализуется в стенках клеток ризодермы и первичной коры. В центральном цилиндре они находятся, главным образом, в сосудах ксилемы и их стенках, а так же в паренхимных клетках, которые окружают сосуды ксилемы. При этом, особенностью перераспределения тяжелых металлов является не только их основное содержание в корнях, но и связывание их большего количества с карбоксильными группами уроновых кислот слизи на поверхности корней.

Поглощение корневой системой и последующее распределение тяжелых металлов сводится к следующим этапам: обогащение ионами свободного пространства апопласта, происходящее за счет адсорбции; преодоление мембранного барьера и проникновение ионов в симпласт; радиальное передвижение по тканям корня и сосудистым проводящим путям; перераспределение по различным органам и частям органов растения, движение из корней в надземные органы растения.

Поглощение тяжёлых металлов корневой системой осуществляется посредством физико-химической адсорбции, а также за счёт неметаболического связывания ионов металлов активными участками клеточной стенки и апопласта (Lasatetal, 1996; Hartetal, 1998). Cd, Zn, Cu и некоторые другие металлы поступают в корни посредством процессов обменной адсорбции (Perit, VandeGeijn, 1978).

В процессе поступления и транспортировки тяжелых металлов в растения выделено несколько этапов: накопление ионов металлов в свободном пространстве корня; преодоление ионами мембранного барьера и их проникновение в симпласт; радиальное передвижение ионов по тканям корня и сосудистым проводящим пучкам (Титов и др, 2007).

Этапы поглощения металлов связаны с затратой энергии с участием ионных каналов и белков переносчиков. Помимо симпластного пути ионы тяжелых металлов могут передвигаться и по апопласту до поясков Каспари.

Предполагается, что определенную защитную функцию в корнях могут выполнять клетки пояска Каспари, препятствующие движению вещества по межклеточному пространству и ограничивающие его переход в проводящие ткани. Радиальный транспорт ионов тяжелых металлов по тканям корня до сосудов ксилемы может осуществляться как по апопласту, так и по симпласту. Известно, что апопластный путь движения катионов металлов возможен в тех областях корня, где отсутствуют пояски Каспари, например, в зоне меристематических клеток, в начале зоны растяжения и в начале зоны появления корневых волосков (Матвеев, Прохорова, 1997; Ягодин, 1996; Lux et al., 2004; Минкина и др., 2011).

На поступление тяжелых металлов из почвы в растения оказывает влияние следующие факторы: механический состав почвы, химический состав почв, pH почвенного раствора, взаимодействие металлов, температура почвы и воздуха, валентность элемента, его физико-химические свойства, биологические особенности вида, возраст растений, сезон года.

Существует ряд работ, касающихся распределения Ni в надземных органах растений гипераккумуляторов (Severne, 1974; Heath et al., 1997; Psaras, Manetas, 2001; Bidwell et al., 2004) и распределения Pb по тканям подземных органов ряда видов (Glater, Hernandez, 1972; Wierzbicka, 1987; Tung, Temple, 1996; Gzyl et al., 1997).

Проанализирована роль отдельных тканей корня и побега в распределении металлов на примере как однодольных (*Zea mays*), так и двудольных (*Lupinus rubrum*, *Thlaspi perfoliatum*, *Thlaspi caerulescens*, *Amaranthus caudatus*) растений, относящихся, кроме того, к разным стратегиям: исключателям и гипераккумуляторам.

Путь по свободному пространству и пассивное поглощение имеют большое значение при поступлении тяжелых металлов, особенно при повышенных концентрациях их в среде. На основании имеющихся данных о поступлении тяжелых металлов в растения можно предположить, что соотношение активных и пассивных процессов поглощения зависит от их концентрации. Разные растения по-разному реагируют на одну и ту же концентрацию тяжелых металлов в среде. Аккумуляторы – активно накапливают металлы в своих тканях. Индикаторы пропорциональное поглощение тяжелых металлов соотносительно их концентрации в окружающей среде. А исключители – поддерживают низкую концентрацию металла или металлов, несмотря на их более высокую концентрацию в среде.

В большей степени тяжелые металлы накапливаются в корнях. Затем их содержание уменьшается в ряду: корни > листья > стебли > соцветия > семена (Серегин, Иванов, 2001).

Обнаружено, что общее содержание тяжелых металлов в органах растений зависит от двух процессов: активности поглощения металла клетками корня и эффективности его перемещения по растению, где важную роль играет радиальный транспорт ионов (Clemens, 2006).

С точки зрения минерального питания тяжелые металлы можно разделить на две группы: необходимые в незначительных концентрациях для ме-

таболизма растений ( $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Mo}^{2+}$ ), которые становятся токсичными, если их содержание превышает определенный уровень и не участвующие в метаболизме растений ( $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Hg}^{2+}$ ), которые токсичны даже в очень низких концентрациях (Siedlecka, 1995). Пассивный транспорт тяжелых металлов в клетку осуществляется посредством катионных неселективных каналов трех видов: 1) кальциевых каналов, активируемых деполяризацией мембраны (DACC – depolarization-activated calcium channels); 2) кальциевых каналов, активируемых гиперполяризацией мембраны (HACC – hyperpolarization-activated calcium channels) и 3) катионных каналов, не чувствительных к изменению электрического потенциала (VICC – voltage-insensitive cation channels) (White, 2005; DalCorso et al., 2008; Verbruggen et al., 2009; Kudo et al., 2011).

Активный транспорт тяжелых металлов в клетку происходит с участием специальных белков-переносчиков. В последние десятилетия достигнут значительный прогресс в идентификации трансмембранных транспортеров металлов, что отражено в целом ряде работ, в том числе обзоров (Hall, Williams, 2003; Eide, 2006). Он осуществляется посредством диффузии через клеточные стенки и внутриклеточное свободное пространство (Мейчик и др., 2003). Вклад апопласта в поступление токсичных ионов в проводящие сосуды, как полагают, невелик, при этом он возрастает с увеличением концентрации металла в субстрате (Redjala et al., 2009). Однако, экспериментальных данных по этому вопросу, крайне мало.

Защитные механизмы от поллютантов у растений ограничивают проникновения тяжёлых металлов в клетку (иммобилизация ионов металлов в клеточной стенке, торможение транспорта ионов через плазмалемму, выделение их из клетки в окружающую среду (Гуральчук, 1994; Башмаков, Лукаткин, 2009; Hall, 2002; Жуйова, Зиннатова, 2014). В результате растение избегает их токсического влияния на внутриклеточные процессы. Кроме того, при высоких уровнях загрязнения запускаются внутриклеточные меха-

низмы, к которым относятся образование комплексов тяжёлых металлов с различными лигандами и др. (Титов и др., 2007).

Возможно регулирование корневого поступления металлов в растения при помощи механизмов, уменьшающих концентрацию ТМ на наружной поверхности мембраны клеток корня. В результате этого в клетку попадает меньшее количество металлов. Так, Moreletal (1986) показали, что связывание  $Cd^{2+}$  слизию, выделяемой кончиками корней кукурузы, снижало его концентрацию в плазмолемме.

В условиях выпадения значительных количеств тяжёлых металлов из атмосферы существенную роль в загрязнении растительного организма начинает играть фолиарное поступление токсикантов. Исследования, проведённые с такими культурами как ячмень, морковь, капуста, рожь и пшеница, показали, что 20-60% от общего содержания кадмия в растении может поступать через листья из атмосферных осадков, загрязнённых металлами (Novmandetal, 1983).

В исследованиях А.Н. Нестеровой (1989), И.О. Плехановой и А.И. Обухова (1992) показано, что вблизи промышленных предприятий фолиарное поглощение кадмия и цинка может даже превышать их корневое поступление.

Показано, что свинец при незначительных его концентрациях плохо проникает в листья и слабо в них передвигается (Little, 1973). Эпидермис и кутикула в этом случае являются надёжными барьерами. В работах О.М. Лепневой и А. И. Обухова (1987) отмечено, что в условиях сильного загрязнения до 50% свинца, содержащегося в воздухе, может попадать в растение через листья.

Способность листьев поглощать тяжёлые металлы зависит также от особенностей их строения. В листья, имеющих опушённую или шероховатую поверхность, металлы из атмосферы поступают более интенсивно (Godzik, 1993). По данным Sakmaketal (2000), именно особенностями строения и биохимического состава кутикулы и эпидермы преимущественно объясняются

существующие видовые различия между растениями по накоплению тяжёлых металлов листьями.

Попадающие из атмосферы на лист соединения тяжелых металлов, удерживаются на нём в виде поверхностных отложений, а часть их может быть вымыта дождевой водой (Козаренко, 1996). Для разных элементов характерна неодинаковая эффективность вымывания. Например, свинец по сравнению с кадмием, легко удаляется атмосферными осадками с поверхности листа (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989).

Тяжёлые металлы могут транспортироваться в растении в виде катионов (Saltetal, 1999), а также в виде различных комплексных соединений, например, аминокислотами (аспарагином, глутамином, гистидином) (Petit, VandeGeijn, 1978), либо с органическими кислотами (лимонной, фумаровой, малоновой) (Sarretetal, 2002). Установлено также, что дальний транспорт тяжёлых металлов у растений может происходить и по сосудам флоэмы в системе органов донор-акцептор (Сакмакетал, 2000). Флоэмный транспорт изотопов  $^{109}\text{Cd}$  и  $^{65}\text{Zn}$  обнаружен у растений пшеницы: из листьев в цветки и плоды (Popelkaetal, 1996, Harris, Taylor, 2001), а также от листа к листу или корню (Сакмакетал, 2000; Harris, Taylor, 2001; Page, Feller, 2005).

У растений разных видов скорости поглощения и транспорта металлов различаются, и это является одной из причин, определяющих видовые особенности их накопления и распределения по органам (Coughtrey, Martin, 1978). Мощным барьером на пути транспорта тяжёлых металлов в надземные органы растений служит корневая система. Барьер апопластического транспорта включает в себя слой клеток протодермы с прилегающими клетками меристемы и эндодерму, а барьер симпластического транспорта составляют клетки центральной части апикальной меристемы (Wierzbicka, 1987; Enstone, Peterson, 1992; Серёгин, Иванов, 1997). Наряду с корневым, у растений существуют другие физиологические барьеры, где возможно связывание тяжёлых металлов. Это барьеры на границе корень – стебель и стебель – репродуктивные органы (Ковда и др., 1979; Скрипниченко, Золотарёва,

1981; Ильин, 1991). Известно, что при возрастании концентрации тяжёлых металлов во внешней среде повышается их концентрация не только в корнях, но и в надземных органах – стеблях и листьях.

Растения, относящиеся к разным семействам, заметно различаются по способности накапливать тяжёлые металлы. В зависимости от вида растений содержание в них тяжёлых металлов может изменяться во много раз (до 100 и более) (Покровская, 1995). Для культурных растений, как правило, характерно более низкое накопление металлов, чем для дикорастущих видов тех же семейств (Козаренко, 1987). Разные виды растений, а также сорта одного вида различаются по способности накапливать тяжёлые металлы даже при одной и той же концентрации в почве (Kuboietal, 1986; Yangetal, 1995; Grantetal, 1998; Бакланов, 2011). Например, в условиях техногенного загрязнения у лиственных пород деревьев (берёза, рябина) содержание цинка, кадмия и свинца во всех органах растений значительно выше, чем у хвойных (сосна) (Фёдорова, Одинцова, 2005). При выращивании овощных культур на загрязнённых кадмием почвах концентрация металла в листьях салата, шпината, сельдерея и капусты оказалась выше, чем в листьях томата, кукурузы, бобов и гороха (Davis, White, 1981). Для ягодных культур вопросы поступления ТМ из окружающей среды и транспорта в растениях изучены мало.

Специфичность в отношении поглощения ТМ и устойчивость к их действию, позволили разделить их на три группы (Baker, 1981; Алексеева-Попова, Школьник, 1983; Antosiewicz, 1992; Серегин, Иванов, 2001). К одной из них относятся растения-аккумуляторы, которые в процессе эволюции, произрастая на почвах геохимических аномалий, сформировали конститутивные механизмы устойчивости к действию ТМ. Это позволяет им аккумулировать токсичные элементы в метаболически инертных органах и органеллах или включать их в хелаты, тем самым переводя в физиологически безопасные формы. Подобные виды растений начинают активно использовать для разработки технологий биологической очистки загрязнённых территорий. Вторая группа – растения-индикаторы, содержание металла в которых,

соответствует таковому в почве. И третья, растения-исключатели, обладающие способностью к поддержанию низкой концентрации металлов в растительных клетках, несмотря на высокую концентрацию в окружающей среде.

Видимыми симптомами, вызванными повышением содержания кадмия в растениях, являются задержка роста, повреждения корневой системы, хлороз листьев, а также красно-бурая окраска края листа (Серегин, Иванов, 2001; Титов и др., 2007; Kurbatova et al., 2016). Известно, что наличие этого металла в почвенном растворе влияет на прорастание семян, хотя и в меньшей степени, чем на рост проростков (Мазей, Медная, 2011). Этот эффект обусловлен низкой проницаемостью семенной кожуры для кадмия.

Влияние ТМ на корневую систему выражено в большей степени, по сравнению с побегами (Казнина и др., 2010). Так, в условиях действия кадмия отмечалось значительное ингибирование роста главного корня проростков относительно образования боковых корней, в меньшей степени подверженных действию поллютанта, в результате чего корневая система приобретала компактную форму (Соболев, 1982; Соколик, 2009). Имеются и данные другого порядка, когда в присутствии кадмия подавление роста побега было выражено в большей степени по сравнению с корнем, хотя корень накапливал кадмий в более высоких количествах (Chaffei et al., 2004; Wójcik, Tukiendorf, 2005).

Органоспецифичность действия этого металла проявлялась и в культурах клеток чайного растения, инициированных из корня, стебля и листа (Загоскина и др., 2007). Ингибирование роста растений при действии поллютанта может быть следствием снижения скорости как деления, так и растяжения клеток. В основе этого явления могут быть уменьшение оводненности тканей, удлинение митотического цикла, нарушение эластичности клеточных стенок и формирования микротрубочек (Серегин, Иванов, 2001). Изучение влияния кадмия на рост и структуру стебля растений льна-долгунца показало, что присутствие поллютанта в почве способствовало более быстрому онтогенетическому развитию растений, изменению их морфометрических па-

раметров, формы лубяных пучков, «дезориентации» клеток элементарных волоконца и усилению их лигнификации (Гончарук и др., 2015).

В процессе ассимиляции кадмия из почвы в ткани надземных частей растений (посредством корневой системы) отмечалось его поступление только во вновь приросшие участки листовой пластины без дальнейшего распределения в других тканях и органах, что характерно и для некоторых биогенных элементов (Шильцова и др., 2008; Ильин, 2012).

Важный аспект миграции кадмия внутри растений заключается в том, что скорость его поступления в листья значительно меньше потенциальной скорости его оттока из листьев, поскольку приток осуществляется путем медленной конвективной диффузии по ксилеме, а отток по флоэме, путем быстрого конвективного тока в составе ассимилятов (Singh et al., 2002). Наряду с поглощением ионов кадмия из почвенного раствора, существует путь его внекорневого поглощения растениями, с возможным последующим выведением в атмосферу путем транспирации (Квеститадзе и др., 2005). Причем поглощение осуществляется из аэрогидрозольных частиц техногенных выбросов наружной поверхностью листа, а также подустьичными полостями и межклетниками мезофилла листовой пластины (Бурченко, Лазарев, 2011). Следует отметить, что количество кадмия в надземных органах растений зависит от их генотипа и может варьировать даже у представителей одного вида (Florijn, Van Beusichem, 1993; Arao et al., 2003).

## **1.6 Технологии защиты продукции растениеводства от избыточного накопления тяжелых металлов**

В современных условиях важнейшей проблемой является необходимость разработки и применения экономичных и эффективных технологий на территориях, подвергшихся техногенному загрязнению.

Эффективными агромелиоративными мероприятиями в земледелии служат внесение оптимальных доз извести, органических и минеральных

удобрений; подбор высокоурожайных сортов культур, устойчивых против болезней и вредителей, накапливающих минимальное количество ТМ; внесение природных мелиорантов длительного срока действия; разработка оптимальной системы защиты сельскохозяйственных культур.

Для очистки почв и грунтов, загрязненных ТМ, применяют интенсивные и экстенсивные технологии. Интенсивные – довольно дорогостоящие и, кроме этого, некоторые из них нарушают почвенное плодородие. Так, кардинальным способом мелиорации техногенно загрязненных почв является удаление ТМ из корнеобитаемого слоя почвы путем срезки плодородного слоя почвы и его захоронения или его глубокой плантажной вспашки. Экстенсивные технологии рассчитаны на более длительный промежуток времени и не требуют больших энергетических затрат (Химическое загрязнение почв..., 1991; Автухович, 2010).

Основными приемами детоксикации почв являются:

1. Закрепление ТМ в почве путем перевода их в недоступное для растений состояние агротехническими приемами.
2. Выбор способа использования земель и подбор устойчивых видов и сортов растений.
3. Комплексная рекультивация (агрохимические, биологические способы, промывка почв, вплоть до удаления и перемещения загрязненной почвы) (Химическое загрязнение почв..., 1991; Соловьев, 2009).

Методы химической мелиорации почв, загрязненных ТМ, основаны на переводе катионов металлов в слабодоступные растениям формы или в подвижные соединения с последующим выщелачиванием:

1. Известкование – один из наиболее распространенных способов химической мелиорации почв. Это прием мелиорации кислых почв, т. е. он универсален и носит зональный характер (Овчаренко, 2001; Ефоакондза, Кузнецов, 2002; Сокаев и др., 2004; Овчаренко, Шильников, Комарова, 2005).
2. Внесение органического вещества. Очень распространенный прием, который приводит к адсорбции катионов и анионов, повышает буферность

почв, понижает концентрацию солей в почвенном растворе (Соловьева, 2001; Ефоакондза, Кузнецов, 2002; Сокаев и др., 2004; Сокаева, 2009).

3. Глинование легких почв глинами, содержащими алюмосиликаты типа монтмориллонита. Очень затратное, технологически трудновыполнимо, редко применяют.

4. Внесение ионообменных смол, которые содержат карбоновые и гидроксильные группы, очень дорогой (Химическое загрязнение почв..., 1991).

5. Внесение минеральных удобрений оптимизирует питание растений биогенными элементами, тем самым усиливая их физиологические барьерные функции и снижая поток ТМ из почвы в растения. Особенно, обогащение почв растворимыми соединениями ортофосфорной кислоты, которые, с одной стороны, повышают содержание фосфора в почве, с другой – способствуют образованию нерастворимых солей ТМ (Герасименко, 1980; Соловьева, 2001; Жандарова, 2005).

Кроме того, в литературе описаны примеры использования природных адсорбентов для детоксикации ТМ. Так, эффективную возможность коррекции содержания ТМ в системе «почва-растение-животное» показали А.Х. Яппаров, А.М. Ежкова, Р.Ф. Набиев (2003) путем внесения бентонита в почву и корм скота. С.И. Цыганок (2006), Я.Т. Суюндуков и Г.Е. Исламгулова (2010) рекомендуют природные цеолиты как средство для получения экологически чистой продукции в условиях естественного фонового и техногенно-повышенного загрязнения почв.

Изучением влияния известкования, внесения минеральных и органических удобрений на урожайность и качество зерна яровой пшеницы занимались С.Ю. Шаркова, Е.В. Надежкина (2009), показали, что применение различных агротехнических и мелиоративных приемов можно направленно регулировать химический состав зерна пшеницы, выращенной на техногенно загрязненной почве.

Фиторемедиация (очистка и восстановление почв с помощью растений) входит в группу экономически выгодных и экологически оправданных экс-

тенсивных методов, применяемых в условиях загрязнения ТМ. Простота и дешевизна фиторемедиации заключается в использовании обычных агротехнических приемов для выращивания растений на загрязненных участках, сохранении целостности почвенного покрова участка. Кроме того, растения предотвращают перенос загрязнителей с ветром, дождем и грунтовыми водами с загрязненных участков в другие области (Алексеев, 1987; Давыдова, 2002; Галиулин, 2003; Céline Arsenault, 2006; Thi My Dung Huynh, 2009; Kozłowski, 1999; Автухович, 2010).

В основе концепции фиторемедиации лежат несколько механизмов. М. Labrecque и R. Lefebvre (2006) по физиологическим свойствам растений и характеристикам сред, подвергающихся обезвреживанию, выделяет следующие виды фиторемедиации:

1. *Фитоэкстракция* опирается на формирование комплекса почва-растение-атмосфера, где вещество проходит из почвы в корни растений, чтобы затем быть переведенным в надземные части (стебли, листья и т.д.). Скашивание надземных частей растений позволяет постепенно выгрузить из почвы загрязняющие вещества (Галиулин, 2003).

2. *Ризофильтрация* – это процесс, аналогичный фитоэкстракции, обычно применяется во влажных условиях и использует водные или полуводные растения. Этот подход опирается на способность корней некоторых растений поглощать металлы из водных растворов и, таким образом, фильтровать воду (Загрязнение почв и..., 1978; Sécurité alimentaire..., 2006).

3. *Фитодеградация* более применима к органическим загрязнителям почв, таким как нефть и ВРС. В этом случае, растения способствуют разложению сложных соединений до более простых молекул, менее вредных для окружающей среды. Корни некоторых видов растений выделяют вещества, способных разложить такие загрязнители. Кукуруза (*Zea Mays*), в частности, обладает такой способностью (Загрязнение почв и..., 1978; Kozłowski, 1999).

4. Растения могут также способствовать улетучиванию загрязняющих веществ в атмосферу и осуществлять, таким образом, *фитоволатилизацию*.

Некоторые из органических и неорганических загрязняющих веществ, представленных в почве, могут испаряться растениями за счет транспирации через устьица и выбрасываться в атмосферу (Загрязнение почв и..., 1978; Kozłowski, 1999).

5. *Фитостабилизация* является пассивным методом, поскольку растения снижают растворимость ТМ и уменьшают т. о. их миграцию в почве. При применении этого метода обеззараживания участка не происходит, но выражено снижение опасности ТМ и других загрязняющих веществ для здоровья человека и окружающей среды.

Фиторемедиация эффективна только на участках с низким и средним уровнем загрязнения. Растения способны очищать почву на глубину роста своих корней. Таким образом, деревья и кустарники очищают почву на большую глубину, чем травянистые растения. Фиторемедиационный потенциал растений зависит от метаболической активности (при разложении) или от концентрации токсикантов в органах растений и массы последних (при накоплении) (Загрязнение почв и..., 1978; Ильин, 1991; Sécurité alimentaire..., 2006).

В.Ф. Дричко (2006) показал, что эффективность фитоэкстракции ТМ из почвы пропорциональна произведению коэффициента накопления на массу урожая растений.

Растения, которые используются для извлечения ТМ из загрязненных почв, должны отвечать ряду требований: толерантность к высоким концентрациям металлов, способность поглощать и аккумулировать несколько металлов одновременно в высоких концентрациях, эффективно их транспортировать из корневой системы в надземную пожинаемую биомассу, отличаться высокой скоростью роста и производить большую биомассу, иметь глубоко разрастающуюся корневую систему, высокую сопротивляемость к болезням и вредителям, быть отзывчивыми к обычной агротехнике, удобными для уборки и несъедобными для домашних и диких животных, чтобы не вызывать случаи отравления и загрязнения пищевых цепей насыщенной ТМ

надземной биомассой (Загрязнение почв и..., 1978; Ильин, 1991; Галиулин, 2003).

Время, требуемое для очистки загрязненной территории с помощью растений зависит от нескольких факторов:

- видового состава растений и их плотности (численности);
- типа и интенсивности загрязнения;
- размера и глубины загрязненной области;
- типа почвы и климатических условий. (Загрязнение почв и..., 1978; Ильин, 1991)

M. Labrecque и R. Lefebvre (2006) выделяет следующие виды растений, которые применяют в фиторемедиации:

1. Растения-гипераккумуляторы – растения, способные концентрировать в своих тканях ТМ в количестве, обычно токсичном для большинства растений (до 5% от их сухого веса), и при этом нормально расти и развиваться. Эти растения, как правило, произрастают в местах геохимических аномалий естественно богатых ТМ. Так, *Thlaspi*, из семейства Brassicaceae, известны по своему сродству с цинком, кадмием и никелем. Индийская горчица (*Brassica juncea*) часто используется для фитоэкстракции свинца и меди. Для борьбы с загрязнением почв Cd целесообразно выращивать дурман обыкновенный, Cu – губастик желтый (*Mimulus*), гречиха и черные бобы характеризуются высоким выносом Cu, Zn, Pb, Cd. В своих исследованиях Л.В. Кирейчева, Ю.А. Мажайский, А.В. Ильинский (2003) показали возможность использования овса в качестве фитомелиоранта (Загрязнение почв и..., 1978; Ильин, 1991; P.Giasson, A. Jaouich, 1998; Ильинский, 2003).

2. Растения с интенсивным ростом (ивы и тополя). Благодаря таким свойствам как быстрый рост, уникальная способность к вегетативному размножению (черенками) и потенциальная возможность пускать побеги после сильной обрезки, эти виды показали большую производительность на участках, загрязненных Zn, Pb и Cd. Фактически, процентное содержание ТМ в тканях ив и тополей (рода *Salix* и *Populus*) иногда может быть ниже, по срав-

нению с таковым у видов-гипераккумуляторов, но их большое количество биомассы является гарантом того, что количество ТМ, присутствующее в тканях стеблей и корней очень существенно (Родькин, Пронько, 2010). Используя ивовые для фиторемедиации, R. Kozłowski (1999) с соавторами выяснил, что выращивание ивы на загрязненных землях сокращало на 20% количество доступного кадмия. Данные Н.В. Прохоровой (1998) показывают, что тополя и ивы в условиях Самарской области являются активными накопителями ТМ.

Микоризные грибы. С целью повышения способности растений захватывать большое количество загрязняющих веществ из почвы совсем недавно были исследованы новые методы, использующие свойства микоризных грибов. Этот подход представляется перспективным, поскольку микоризные грибы могут посредством симбиоза с растениями существенно увеличивать объем очищенных почв. Микоризный симбиоз помогает растениям противостоять засухе и грибковым заболеваниям. Использование микоризы может не только оказать влияние на интенсивность поглощения загрязняющих веществ растений-гипераккумуляторов, но и на их способность адаптироваться и выживать в суровых условиях, которые характеризуют в целом загрязненную окружающую среду (Чеботарь и др., 2011).

Проведенный анализ литературных данных, позволил определить некоторые ключевые моменты технологии фитоэкстракции ТМ из загрязненных почв, а именно:

- 1) подбор среди культурных или местных диких растений видов, производящих большую биомассу и максимально аккумулирующих ТМ в надземной биомассе без выраженных признаков фитотоксичности, т.е. при умеренных концентрациях металлов (Загрязнение почв и..., 1978; Sécurité alimentaire..., 2006).

- 2) сокращение времени очистки почвы от ТМ достигается путем внесения в нее, по достижении оптимальной биомассы выращиваемых сельскохозяйственных культур, эффекторов фитоэкстракции, главным образом, хела-

тообразующих агентов, способствующих многократному увеличению накопления металлов в пожинаемой надземной биомассе (Автухович, 2003, 2004; Галиулин, 1998; Автухович, 2010).

3) пути утилизации последней выражаются в форме рекуперации из загрязненной биомассы ценных цветных металлов или ее использования в качестве биотоплива (Алексеев, 1987; Давыдова, 2002; Загрязнение почв и..., 1978; Ильин, 1991; Галиулин, 2003).

Таким образом, мероприятия по ликвидации вредного воздействия ТМ на почвенный и растительный покров сводятся к предотвращению загрязнения ТМ окружающей среды в процессе производства, удалению или захоронению загрязненного горизонта почвы, внесению в почву различных химических веществ, способствующих превращению ТМ в недоступные для растений соединения, а также к выращиванию естественно устойчивых к высокому содержанию в почве ТМ растений и созданию таких растений путем селекции (Загрязнение почв и..., 1978).

На загрязненных землях, где возделывание пищевых или кормовых растений не рекомендовано, может оказаться экономически приемлемым разведение цветов, выращивание технических и лесных культур (Ильин, 1991).

### **1.7 Изученность проблемы загрязнения сельскохозяйственных фитоценозов тяжелыми металлами в Самарской области**

Анализ литературы показывает, что история эколого-геохимических исследований ландшафтов и отдельных их компонентов на территории Самарской области не столь длительна, но материалы о накоплении и распределении химических элементов в ландшафтных компонентах лесостепного и степного Поволжья появляются в научной печати 70-х годов XX века, а это совпадает с начальным этапом становления экологического направления в геохимии ландшафта в целом. Одними из первых в этом плане являются ра-

боты С.С. Праздников (1972), посвященные исследованиям содержания Mn в почвах лесостепи на территории Самарской области. Они, в частности, были использованы при подготовке сборника «Микроэлементы в почвах СССР» (1981), в котором содержатся также данные о подвижных формах некоторых тяжелых металлов (Mn, Cu, Zn, Co, Ni) в черноземных почвах Самарской области. Авторы обобщили весь имеющийся на тот период достаточно скудный и разрозненный материал, содержащийся, в основном, в ежегодных региональных сборниках Госкомитета СССР по гидрометеорологии и контролю природной среды.

Позднее Б.А. Исупов (1988) на территории Самарской области на Поволжской АГЛОС ВНИАЛМИ и на прилегающем к ней участке совхоза «Октябрьский» изучал содержание, характер миграции и аккумуляции Pb, Ni, Zn, Co, Cu в элювиальных, транзитных и супераквальных ландшафтах. Он установил преимущественное накопление Co, Pb, Ni в почвах подчиненных ландшафтов исследуемой территории.

Н. В. Прохорова и Н. М. Матвеев (1996) определили фоновое содержание 12 ТМ в почвенном покрове Самарской области, в т. ч. в основных типах и подтипах почв и почвообразующих породах. Они получили первичные сведения о радиальном распределении ТМ в профиле различных почв, исследовали влияние экологических условий на аккумуляцию ТМ почвами лесостепной и степной зон.

Н. В. Прохорова (1998) занималась изучением накопления ТМ в растениях лесостепного и степного Поволжья Самарской области и выяснила, что из основных жизненных форм цветковых растений максимальной металлоаккумулирующей способностью обладают травы, средней – кустарники, минимальной – деревья. Причем содержание техногенных элементов в фитомассе трав увеличивается от степной зоны к местообитаниям правобережной лесостепи, в фитомассе древесных растений – нарастает от местообитаний в правобережной лесостепи к местообитаниям в левобережной лесостепи и достигает максимума в степной зоне.

В работе В.А. Павловского (1997) установлены фоновые уровни накопления 15 ТМ в фитомассе основных сельскохозяйственных растений. Выявил, что в условиях Самарской области накопление ТМ в сельскохозяйственных растениях возрастает с увеличением количества тепла, продолжительности суховеев в вегетационный период, выноса с урожаем из почвы NPK, а уменьшается по мере усиления степени эродированности пашни.

При обследовании почв Самарской области Н.В. Прохорова (2002) установила, что особенно много почв, загрязненных ТМ, в Волжском, Кинельском, Ставропольском, Красноярском, Сергиевском, Сызранском районах, т. е. максимальные концентрации ТМ характерны для почв районов с наиболее выраженной промышленной и транспортной нагрузкой, расположенных в центральной части области, в меньшей степени загрязнены ТМ почвы южных районов.

На основе многолетних исследований Н.В. Прохорова (2003) охарактеризовала распределение ТМ в почвенном покрове Самарской Луки, в почвах ее основных ландшафтов.

Н.В. Прохорова (2004) на основе ландшафтного подхода выявила эколого-геохимическую дифференциацию почвенного покрова Самарской области по содержанию ТМ: естественные экосистемы степной зоны относительно слабо загрязнены ТМ в то время, как почвы правобережной и частично левобережной лесостепи существенно обогащены ТМ, причем особенностью почв лесостепных ландшафтов является активное накопление Cu.

Основными загрязняющими токсикантами промышленного происхождения по Самарской области являются Pb, Cd, Cu. По загрязнению почв вышеперечисленными веществами почвы Самарской области можно отнести к «умеренно загрязненным». Среднее многолетнее содержание ТМ, согласно данным Приволжского УГМС, составляет от 0,6 до 1,3 ПДК свинца, от 0,4 до 2 ПДК меди и от 0,9 до 6,4 ПДК кадмия (Экологический аспект..., 2006).

Н.В. Прохорова (2006) исследовала важнейшие сельскохозяйственные растения на содержание ТМ. В результате чего, установила, что экологически

безопасная продукция основных культурных растений получается в Клявлинском, Камышлинском и Большеглушицком районах. Максимальное содержание ТМ в пшенице характерно для хозяйств Ставропольского и Красноармейского районов. На территории Самарской области особенно много ТМ аккумулируют подсолнечник и гречиха.

Н.В. Власова, Ю.В. Макарова, Н.В. Прохорова (2010) исследовали разные виды фитоценозов на территории Самарской области в попытке выяснить особенности их металлоаккумулирующей способности, в результате определили, что уровни содержания конкретных элементов в основных фитоценологических компонентах (почва, опад, подстилка, надземная и подземная фитомасса) существенно различаются, зависят от стадии развития растений и обычно не проявляют прямых корреляций друг с другом.

В 2010 году на территории восьми административных районов области (Волжском, Большеглушицком, Елховском, Красноармейском, Кинель-Черкасском, Пестравском, Похвистневском и Шенталинском) осуществлялось комплексное обследование компонентов окружающей среды, которое показало, что загрязнение почв ТМ в основном соответствовало гигиеническим нормативам. Исключения составили значения концентраций по Ni, Zn и Cd, содержание которых превысило допустимый норматив в 1,1-1,5 раза (Экологический бюллетень, 2010).

Обобщая все вышесказанное, можно отметить, что особенности накопления ТМ почвами и растениями агроландшафтов активно изучались как в нашей стране, так и за рубежом. Подобные исследования были проведены и на территории Самарской области, но к настоящему времени большая часть этих данных уже устарела, а часть касается лишь локальных территорий и не может быть использована для сравнительного анализа по агроландшафтам разных агроклиматических районов нашего региона. Эти обстоятельства подчеркивают актуальность осуществленных нами исследований.

## **1.8 Нефтяные загрязнения как источник поступления тяжелых металлов в агроландшафты**

Преобразование природной среды, связанное с отведением лесных, сельскохозяйственных и других земель под технологические объекты нефтепромыслов, приводит к их качественным изменениям (Бузмаков, 2004). Для почвенного плодородия опасны последствия, обусловленные техногенным загрязнением почв продуктами нефтедобычи и тяжелыми металлами (Кауриев, Панов, 1989).

С позиций химии нефть – сложная, исключительно многокомпонентная взаиморастворимая смесь газообразных, жидких и твердых углеводородов различного химического строения с числом углеродных атомов до 100 и более, с примесью гетероорганических соединений серы, азота, кислорода и некоторых металлов. По химическому составу нефти различных месторождений весьма разнообразны. Менее всего колеблется элементный состав нефтей: 82,5-87 % углерода; 11,5-14,5 % водорода; 0,05 - 0,35, редко до 0,7 % кислорода; до 1,8 % азота и до 5,3, редко до 10% серы. Кроме названных, в нефтях обнаружены в незначительных количествах очень многие элементы, в т.ч. металлы: Ca, Mg, Fe, Al, Si, V, Ni, Na и др. (Рябов, 2004, Доценко, 2007).

В почвенном покрове нефтедобывающих районов выделяются следующие основные типы нарушений почв: нефтезагрязненные (замазученные), техногенно засоленные, скрытнозамазученные, почвы смешанного типа загрязнения и перерытые (Гилязов, Гайсин, 2009; Хазиев, 2012).

Большой объем добычи, переработки и, особенно, утилизации углеводородов (УВ) вызвал массу экологических проблем, вынуждающих оценивать экологические риски, связанные с их освоением. Прежде всего, нефти приносят существенный ущерб, механически и химически загрязняя окружающую среду. Разрушаются и угнетаются трофические цепи в биоценозах. Особенно это видно в местах интенсивных нефтезагрязнений: при прорывах нефтепроводов, авариях танкеров, нефтяных платформ и пр. УВ загрязняют

почвы и подземные воды на промыслах, вблизи НПЗ и ТЭС, транспортных терминалов, нефтебаз (Доценко, 2007).

Вне активных экологических исследований остаются месторождения, сырьё которых потенциально токсично не столько по УВ соединениям: фенолам, бенз-(а)-пиренам и пр., сколько по составу компонентов-примесей, таких как тяжёлые и радиоактивные металлы, мышьяк и др. Их влияние на окружающую среду проявляется в основном при переработке и утилизации сырья, причём последствия их рассеяния в окружающей среде остаются визуально незамеченными, что делает такое сырьё значительно более опасным (Якуцени, 2010).

В России становится все меньше легкоизвлекаемых запасов нефти и все больше трудноизвлекаемых. Рост нефтепотребления и увеличения запасов тяжелой металлоносной нефти ставит перед обществом социально - экологические проблемы, связанные с защитой окружающей среды. Вынужденный переход к широкомасштабному освоению тяжелой металлоносной нефти с неблагоприятными экологическими свойствами усиливает ее негативное влияние на окружающую среду, особенно в индустриально развитых густонаселенных регионах.

Тяжелые нефти обогащены металлами-примесями, например, ванадием и никелем и др., с ярко выраженными токсическими свойствами. Известно, что в тяжелых нефтях содержание ванадия и никеля сопоставимо с концентрацией их в рудах, а в остаточных нефтепродуктах (мазутах, коксах, гудронах, песках и асфальте) в 2-4 раза больше. Своевременное изучение и учет уровней природной и технологической обогащённости тяжелой нефти металлами-токсикантами может предотвратить или хотя бы уменьшить влияние на окружающую среду. Необходимым и достаточным для этого является наличие информации о составе и содержании металлов в нефти, что позволит своевременно принять защитные меры ещё на стадии выбора технологий добычи, переработки и утилизации токсоопасного углеводородного сырья. Так

же знание свойств нефти особенно важно при прогнозе последствий аварийных ситуаций (Ященко, 2011).

Учитывая изложенное, становится понятной необходимость изучения распространения месторождений тяжелой нефти с наиболее высокими концентрациями ванадия и никеля, как основных токсоопасных и биологически активных элементов, сравнительный анализ состава и физико-химических свойств тяжелой металлоносной нефти в наиболее крупных по запасам нефтегазоносных бассейнах (НГБ) России (Ященко, 2011).

Все объекты нефтедобывающего комплекса можно разделить на осуществляющие транспортировку нефтепродуктов (трубопроводы) и объекты предназначены для добычи нефти, очистки и подготовки нефти для последующей транспортировки на нефтеперерабатывающие заводы.

Добыча нефти осуществляется из эксплуатационных нефтедобывающих скважин, сгруппированных в КС (кусты скважин) – обвалованные площадки, на которых расположены устья нескольких скважин. Продукция всех скважин по нефтепроводу подается на дожимные насосные станции (ДНС) - предназначены для первой ступени сепарации нефти от газа, подачи газа для сжигания на факел и перекачки жидкости по нефтепроводу нефтесборным коллекторам на УППН (установка первичной подготовки нефти) (Бузмаков, 2007 г).

Назначение УППН – подготовка нефти товарного качества путем переработки нефтяной эмульсии (обезвоживания и обессоливания) и откачка товарной нефти в систему магистральных трубопроводов для дальнейшей транспортировки.

Нефть и нефтепродукты рассеиваются в окружающей природной среде повсеместно, так как в современном мире нет такой области хозяйственной деятельности человека, где бы они не использовались. В области, свободной от хозяйственной деятельности человека (заповедники, труднодоступные территории), углеводороды транспортируются с воздушными и водными потоками. Глобальное или региональное рассеяние углеводородов происходит,

как правило, из суммы источников, находящихся иногда на значительных расстояниях и мало связанных между собой (Временные указания..., 1984 г).

Главные потенциальные источники загрязнения природной среды нефтью и нефтепродуктами - это нефтепромыслы, нефтепроводы, нефтеперерабатывающие предприятия, нефтехранилища, наземный и водный транспорт, перевозящий нефтепродукты. Характеристика этих источников приведена в таблице 1.8.1. (Хазиев, 1988; Трофимов, 2000; Саксонов, 2005; Мазлова, 2001; Пиковский, 2003; Давыдова, 2004; Istrate, 2010).

Наиболее распространенный и менее всего управляемый источник - нефтепроводы, по которым перекачивается сырая и товарная нефть, а также различные жидкие нефтепродукты. Нефтепроводы густой сетью располагаются в нефтедобывающих районах, их нитки протягиваются через всю страну, пересекая реки, каналы, горные хребты. Аварии нефтепроводов часто случаются вблизи рек, которыми нефть разносится на большие расстояния (Временные указания..., 1984 г).

На территориях нефтепромыслов главными источниками загрязнения являются эксплуатационные и разведочные скважины, из которых происходят аварийные выбросы. На отдельных промыслах число таких скважин достигает нескольких сот. На нефтепромыслах имеются и другие источники загрязнения: трубопроводы, сборные пункты, хранилища, пункты подготовки нефти (Малахов, 1984).

В зависимости от положения нефтепромысла в ландшафтно-геохимической системе потоки нефти и нефтяных вод могут захватывать и смежные территории.

Нефтеперерабатывающие предприятия и заводы (НПЗ) и нефтехранилища – локальные источники загрязнения. Они загрязняют среду главным образом через атмосферу и сточные воды. Единовременные выбросы на почву при этом относительно невелики, но их постоянное действие создает вокруг значительный ареал устойчивого загрязнения (Временные указания..., 1984 г).

Таблица 1.8.1. - Главные потенциальные источники загрязнения природной среды нефтью и нефтепродуктами

Предприятия и сооружения	Источник загрязнения	Основные причины загрязнений	Вещества, загрязняющие природную среду
Нефтепромысел	Скважины	Стравливание во время ремонта, нарушение герметичности, арматуры, аварийные выбросы	Сырая нефть, товарная нефть, минерализованные воды
	Трубопроводы	Коррозия и механические повреждения труб	NaCl, CaSO <sub>4</sub> и др.
	Сборные пункты, нефтехранилища	Испарение углеводородов в атмосферу, утечки в результате нарушения герметичности емкостей	Конденсаты
	Пункты первичной подготовки нефти	То же, что на сборных пунктах и трубопроводах; сброс сточных вод	Конденсаты, сажа, канцерогенные углеводороды
	Факелы	Неполное сгорание нефтепродуктов, конденсация стравленных в воздухе углеводородов	Конденсаты, сажа, канцерогенные углеводороды, сернистые соединения
Нефтепроводы	Нефтепроводы, нефтепродуктопроводы	Механические повреждения труб, коррозия	Товарная нефть (обезвоженная и обессоленная), жидкие нефтепродукты
Нефтеперерабатывающие заводы, нефтехранилища	Очистные сооружения, канализация	Аварии, разгерметизация соединений трубопроводов, испарение нефтепродуктов в атмосферу	Сточные воды с нефтью и нефтепродуктами (от 100 до 15000 мг/л)
	Резервуары для хранения нефтепродуктов	Выбросы в атмосферу через клапаны при избыточном давлении паров, нарушение герметичности резервуаров	Легкие углеводороды, мазуты, дизельные и другие топлива
	Технологические установки	Выбросы через предохранительные клапаны	Углеводороды, сероводород
	Факельные системы	Неполное сгорание углеводородов, сероводорода, отсутствие пламени на факеле	Углеводороды, сероводород, окислы серы, углерода, фенолы, бензол, бенз(а)пирен

При попадании нефти в почву в ней происходят глубокие и часто необратимые изменения морфологических, физических, физико-химических, микробиологических свойств, а иногда и существенная перестройка всего почвенного профиля, что приводит к потере загрязненными почвами плодородия и выведению загрязненных территорий из сельскохозяйственного использования. В результате разлива нефти высокомолекулярные продукты ее деградации образуют на поверхности почвы, весьма устойчивые к разложению, корочки. В процессе просачивания смолисто-асфальтовые компоненты нефти сорбируются большей частью верхними горизонтами почв, прочно цементируя их, что ухудшает водно-воздушные свойства почв (Трофимов др., 2000).

С момента поступления нефти в почву начинается процесс ее естественного фракционирования. Изменение нефти в почвах, ее деградация происходит под влиянием трех основных взаимозависимых и взаимообусловленных факторов: микробиологического, физического и химического. Действие их в отдельности весьма трудно вычленить, и можно лишь решить вопрос об относительном доминировании на отдельных стадиях деградации нефти физических, химических, либо биологических процессов. Физические процессы ведут к испарению легких фракций, вымыванию и рассеиванию за пределы площади загрязнений части углеводородов. Химические процессы ведут к образованию трех основных видов продуктов: воднорастворимых соединений, асфальтово-смолистых веществ и слаборастворимых или нерастворимых в органических растворителях продуктов типа оксикеритов и гуминокеритов, т.е. битуминозные вещества в почвах переходят постепенно в нерастворимое состояние и гумифицируются (Яценко, 2011 г.).

Параллельно с загрязнение почвы нефтепродуктами, происходит также и ее засоление. Причиной этого процесса являются разливы засоленных вод, залегающих в одних и тех же пластах, что и нефть. Причиной разливов, как

правило, являются неисправности в проводящей системе трубопроводов (Любин, Кусаинов, 2014).

Попадая в почвенные горизонты соли вызывают значительные изменения практически всех почвенных показателей. Прежде всего, накопление в почвенных горизонтах легкорастворимых солей ведет к изменению условия питания растений. Степень влияния засоленных вод на свойства почв во многом определяется составом вод. Воды, содержащие в своем составе значительные количества кальция, оказывают менее негативное влияние на физические свойства, чем аналогичные концентрации натрия. В целом натрий является наиболее токсичным катионом среди компонентов легкорастворимых солей. Даже при незначительных количествах этого элемента в почве наблюдается разрушение почвенной структуры, повышение плотности почв, уплотнение почв, резкое ухудшение водно-физических свойств (Ковда, 2008; Конюшкова, 2010, 2014; Панкова, 2017).

## ГЛАВА 2 УСЛОВИЯ, ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

### 2.1 Природные условия района исследований

Самарская область расположена в среднем течении реки Волга. Границы территории определяются координатами  $51^{\circ}45'$  и  $54^{\circ}40'$  северной широты и  $47^{\circ}55'$  и  $52^{\circ}35'$  восточной долготы. Река Волга делит территорию области на две неравные части – правобережную и левобережную (Самарское Заволжье), занимающую 9/10 площади (рис. 2.1) (Атлас., 2009).

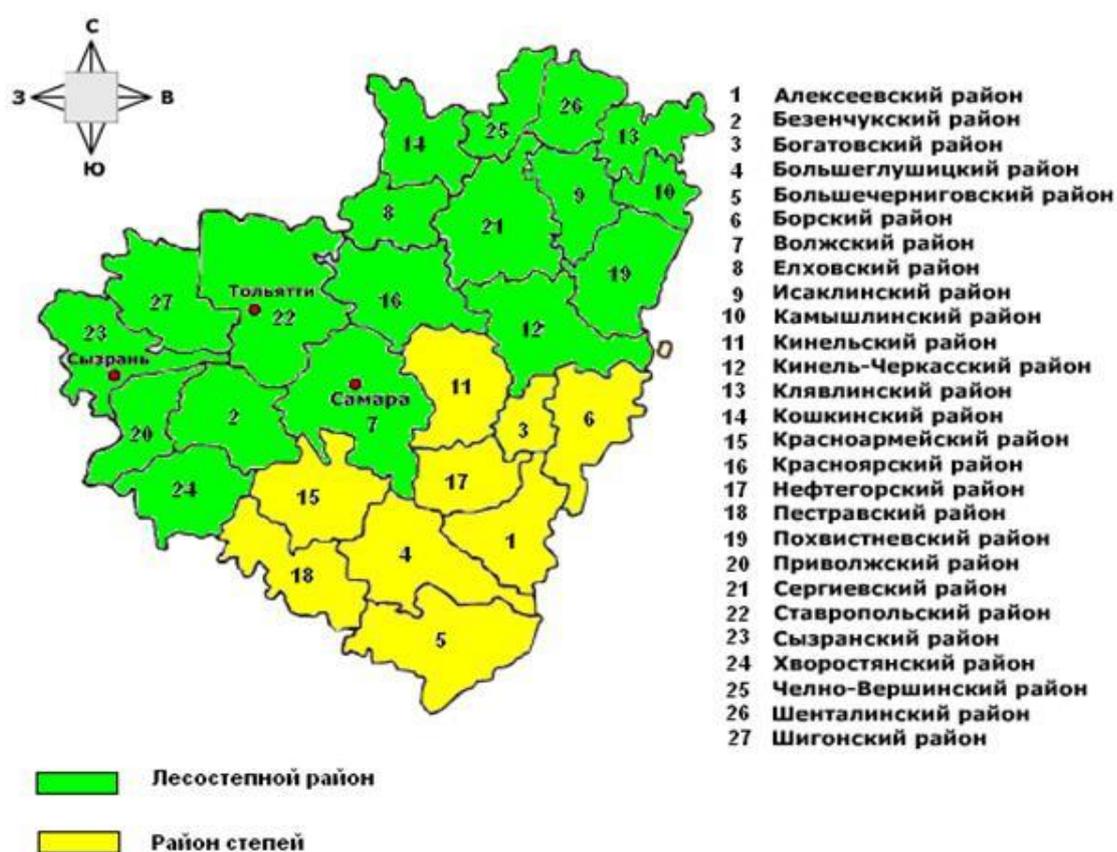


Рис. 2.1 - Картограмма расположения административных районов в лесостепной и степной части Самарской области

Климат региона континентальный, с резкими температурными контрастами, короткими переходными сезонами, холодной зимой, жарким летом (Бажуткин, 2016).

Зима в области длится не менее 5 месяцев. Самым холодным месяцем в году является январь со средней температурой воздуха  $-13^{\circ}\text{C}$   $-14^{\circ}\text{C}$ . Температура воздуха в зимние месяцы может понижаться до  $-40^{\circ}\text{C}$ . Самый теплый месяц – июль. На севере области средняя температура июля составляет  $+19,3^{\circ}\text{C}$ , повышаясь к югу до  $+21,9^{\circ}\text{C}$ . Максимум температур летом может превышать  $+40^{\circ}\text{C}$ .

Годовое количество осадков невысокое и колеблется от 450 мм на севере до 300 мм и менее – на юге. Наименьшее количество осадков получают южные сухостепные районы. Максимум осадков приходится на июль – август.

Снежный покров в среднем лежит в лесостепной зоне 156-148 дней, в степной – 145-138 дней. Наибольшей мощностью снежного покрова характеризуются западные и северо-восточные районы области, где его высота колеблется от 46 до 52 см.

В холодное время года в области преобладают южные и юго-западные ветра, нередко с обильными снегопадами. В теплый период времени преобладают северные, западные и северо-западные ветра. Среднегодовая скорость ветра составляет 4-5 м/сек, зимой в степной части могут наблюдаться ветры до 40 м/сек. В теплый период года максимум ветряных дней (больше 15 м/сек) приходится на конец апреля – начало мая (Герасимова, Рыкалин, 2014).

Самарская область расположена в юго-восточной части Русской равнины. Долиной р. Волга территория области делится на две неравные части, отличающиеся по характеру рельефа. Меньшая правобережная часть представляет собой крупно- и среднехолмисто-увалистую местность Приволжской возвышенности, включающую Жигулевские горы и одноименное плато (Степанова, Ильинская, 2016).

Жигулевские горы являются самой высокой частью территории области с максимальной абсолютной отметкой 370 м. Резкая расчлененность и горный характер рельефа свойственны только узкой прибрежной полосе правобережья вдоль северной окраины территории Самарской Луки, центральная часть которой представляет собой волнистое плато, вытянутое в широтном направлении на уровне 250-300 м.

К южному краю Самарской Луки плато понижается до отметок 60,8 м и затем резко обрывается к р. Волга крутыми обрывами, расчлененными сетью оврагов. Западный склон плато к р. Уса имеет пологий характер и расчленен множеством оврагов на мелкие увалы с более или менее мягкими пологими склонами (Горбунов, Уманская, 2009).

В формировании рельефа правобережной части Самарской области существенная роль принадлежит тектоническим (горообразовательным) процессам, которыми объясняются и значительные высоты Жигулевских гор, и резкий контраст между возвышенными территориями правобережья и низменными пространствами вдоль левобережья р. Волга (Сенатор, 2015).

Большая, левобережная часть включает на юго-востоке платообразные поверхности Сыртового Заволжья, на севере и северо-западе грядово-увалистую и холмисто-увалистую местность Высокого Заволжья, а также Низменное Заволжье, представленное широкой полосой пойм и надпойменных террас р. Волга (Храмков, 2003; Воронин, Гавриленкова, 2008).

Высокие поймы четко выражены. Отметки ближайших к р. Волга высоких пойм колеблются в пределах 28-30 м, относительная высота их уступа составляет 4-5 м.

Низкие поймы с высотой уступа над урезом воды до 1,5-2 м имеют локальное распространение. Они часто заболочены, осложнены старицами и протоками. В весенние паводки луговые поймы затапливаются, а мелкие озера объединяются протоками в целые системы (Георгиевский, 2015).

Кроме описанных естественных форм рельефа, на территории Самарской области имеется множество искусственно созданных, возникших в про-

цессе хозяйственной деятельности человека: карьеры, отвалы, выемки, грунтовые дамбы, плотины, дорожные насыпи и т.д. (Ясюк, 2015).

Территория Самарской области представлена пятью геоморфологическими провинциями (Храмков, 2007):

I – провинция Приволжской возвышенности;

II – провинция Самарской Луки;

III – провинция Низменного Заволжья;

IV – провинция возвышенного Сыртового Заволжья;

V – провинция Высокого Заволжья.

В пределах провинции Низменного Заволжья различают террасовую равнину долин рек Волги и Самары и Сыртовую равнину.

Рельеф Самарской области имеет длительную (около 20 млн. лет) историю развития. Его формирование происходило на фоне устойчивых тектонических поднятий, охвативших в позднепалеоген-четвертичное время большую часть Волго-Уральской антеклизы. В период с позднего палеогена до позднего плиоцена значительная часть территории представляла собой слаборасчлененную денудационную равнину. В позднеплиоценовое время на территории области по тектонически предопределенным понижениям стали неоднократно проникать воды древнекаспийских (акчагыльско-апшеронских) морей. В устьях крупных рек существовали обширные дельты. На участках, свободных от воздействия морских и дельтовых вод, рельефообразование происходило под воздействием процессов комплексной денудации с преобладанием линейной эрозии (Митрошенкова, Лысенко, 2009).

С начала плейстоцена по настоящее время территория полностью находится в стадии континентального развития под воздействием комплекса рельефоформирующих процессов – аллювиальной эрозии и аккумуляции, овражно-балочной эрозии, склоновой денудации и, локально, аллювиально-озерной аккумуляции (Выборнов, 2009).

Структура земной коры определяет характер рельефа, степень обнаженности пород, и, следовательно, условия питания и разгрузки подземных

вод. Особенности тектонических условий территории Самарской области определяют условия формирования ресурсов подземных вод и их химический состав (Галиев и др., 2015; Гритчина, Хакимов, 2012).

Самарская область располагается на территории Восточно-Европейской платформы. Платформа состоит из кристаллического фундамента, сложенного магматическими и метаморфическими породами и чехла, сложенного осадочными породами (Иванов, Поляков, 1960; Захарова, 1971; Ясаманов, 1985; Обедиентова, 1988; Никитин, 2002).

Фундамент в пределах территории Самарской области устанавливается методами геофизических исследований и глубокого бурения на глубине от 1500 м (Жигулевско-Пугачевский свод) до 4800 м (юго-восточная часть Бузулукской впадины) и представлен преимущественно толщами первично-осадочных сильнометаморфизированных и дислоцированных пород (Государственная геологическая карта Российской Федерации масштаба 1:200000, (Ред. Зайонц В.Н., 2000).

Породы фундамента преимущественно сложены биотитовыми и амфиболово-пироксеновыми гнейсами серыми с зеленоватым, розоватым и другими оттенками, неяснослоистой текстурой и гранобластовой структурой, в отдельных районах отмечаются основные интрузии (преимущественно габбро-нориты); в верхней части разреза породы рыхлые, сильно выветрелые (древняя кора выветривания), ниже – плотные, монолитные (Потемкин, 2015).

Разрез отложений платформенного чехла начинается с позднепротерозойских (рифейских) толщ континентальных и мелководных красноцветных и пестроцветных песчаников, аргиллитов, доломитов и известняков слабо-метаморфизированных и дислоцированных, развитых локально (Сеитов, Аршамов, 2015).

В тот период большая часть Восточно-Европейской равнины имела, по видимому, горный рельеф с обширными межгорными депрессиями, где и происходило накопление мощных обломочных толщ. Отмечаются многочисленные интрузии, активное проявление разломно-блоковой тектоники, что

приводит к изменчивости стратиграфической полноты разреза, а также к его неоднородности и изменчивости толщин. Локально отложения рифея распространены на участках пониженного залегания кристаллического фундамента в различных частях территории и представлены песчано-гравийными пестроцветными породами, кварцево-глауконитовыми песчаниками и алевролитами, аргиллитами с прослоями или пачками доломитов (Попов, Попова и др., 2013).

В конце протерозоя и раннем палеозое (венд-ранний период) активные понятия формирующейся платформы продолжаются и сопровождаются отмиранием межгорных депрессий как зон аккумуляции, что проявилось в отсутствии осадков этого возраста на огромных территориях. Начиная со среднего девона территория, соответствующая современной Волго-Уральской антеклизе, начинает испытывать довольно интенсивные погружения, продолжающиеся с небольшими перерывами вплоть до позднего триаса. В этот период была сформирована толща осадочных пород, представленная известняками темно-серыми, глинистыми и песчаниками кварцевыми, полевошпатовыми, разномерными. Возраст данных пород подтверждается комплексами остракод и спор (Семенова, 2007).

Триасовая система развита только на востоке области и представлена нижним отделом, в отложениях юрской системы отсутствует нижний отдел, средний и верхний развиты на западе и юго-востоке, меловая система развита практически только в западной и северо-западной части области и только спорадически, отдельными «пятнами» (Колотухин, Логинова, 2011).

Отложения палеогеновой системы распространены в северо-западной части Самарской области. Неогеновые отложения представлены глинами серыми, плотными, неяснослоистыми с прослоями песков. Образования четвертичной системы, представленные красновато-бурыми суглинками с прослоями мелкозернистого песка (Потемкин, 2015).

На большей части Самарской области почвообразующие породы представлены элювием, который формируется под влиянием процессов выветри-

вания (физического, химического и биологического). На твердых и стойких к разрушению известняках, мергелях, доломитах, песчаниках и других аналогичных породах формируются породы тяжелого глинисто-суглинистого состава, часто содержащий много каменисто-щебнистых включений (Кормилицына, 2006).

На более мягких и податливых выветриванию глинах, суглинках и песках формируется элювий более однородный по гранулометрическому составу, причем на глинах – более тяжелый (глинистый), на песках – более мягкий (супеси, суглинки) (Васильева, Баранова, 2007).

Большинство почв области (до 80%), сформированных на элювии коренных пород, имеют глинистый и тяжелосуглинистый гранулометрический состав, часто с включениями грубообломочного материала в виде щебня. Почвы среднесуглинистого состава также встречаются повсеместно (составляют 11% почв области) и сформированы, как правило, на почвообразующих породах, слабо затронутых процессами выветривания – на отложениях склонов, временных и постоянных водотоков, молодых террас рек и т.д. наиболее крупные массивы среднесуглинистых почв расположены на высоких надпойменных террасах Волги и ее крупных притоков. Легкие почвы (легкосуглинистые и супесчаные) составляют всего 7 % почвенного покрова области и распространены в основном на Приволжской возвышенности, где почвообразующими являются песчано-супесчаные отложения, развитые на палеогеновых песках. Песчаные почвы, составляющие всего 2% почвенного покрова области, приурочены к выходам на поверхность коренных песчаных пород, слабо затронутых процессами выветривания (Казанцев, Ибрагимова, 2016).

Таким образом, в геологическом отношении Самарская область сложена каменноугольными, пермскими, триасовыми, юрскими, меловыми, палеогеновыми, неогеновыми, четвертичными отложениями. Наиболее древними породами являются девонские доломиты и гипсы, которые на поверхность нигде не выходят. Покрывающие их каменноугольные отложения в виде из-

вестняков обнаруживаются лишь в районе Самарской Луки. Перекрытые пермскими и юрскими породами, каменноугольные отложения почти не принимают участия в почвообразовании. Пермские породы имеют более широкое распространение в основном в левобережной части области и представлены отложениями казанского и татарского ярусов.

Элювий пород казанского яруса обнаружен в юго-восточной части Самарской Луки в бассейне р. Сока, отложения татарского яруса принимают широкое участие в почвообразовании в Высоком Заволжье и восточнее р. Большой Кинель. Из неогеновых отложений наибольшее значение в почвообразовании имеют акчагыльские осадки, содержащие большое количество сернокислых солей, что обуславливает, в местах их близкого залегания к поверхности, формирование солонцеватых почв. Они широко распространены в Сыртовом Заволжье (Сидоренко, 1973; Розенберг, 2011).

Наибольшее распространение среди почвообразующих пород имеют отложения четвертичного периода. Среди них выделяются сыртовые, делювиальные и элювиальные отложения. Сыртовые глины и суглинки имеют значительное распространение в левобережной части. Мощность их в Высоком Заволжье достигает 15-25 м, в Сыртовом Заволжье – 25-40 м. Они характеризуются лессовидностью, буро-коричневым или серо-коричневым цветом, наличием конкреций извести и кристаллов гипса. Делювиальные отложения в виде глин и тяжелых суглинков покрывают пологие склоны водоразделов, образуя более или менее значительные шлейфы. Они характеризуются желто-бурой окраской, карбонатностью и отсутствием слоистости. Элювий развит на водораздельных плато, характер его целиком зависит от коренных пород. Большая часть элювиальных отложений – каменистые и щебневатые глины и суглинки. Большое распространение в области имеют древнеаллювиальные отложения, слагающие террасы рек Волги, Самары, Сока, Кинеля и др. Рисская терраса Волги сложена в основном песком, вюрмская – осадками глинистого и суглинистого гранулометрического состава. Самыми молодыми четвертичными породами являются современные аллювиальные отложения,

слагающие поймы рек. Формирование их связано с периодическим отложением осадков паводковыми водами. Гранулометрический состав различный. Различия в строении рельефа и изменения климатических факторов, растительности и почвообразующих пород в широтном направлении оказывают разностороннее влияние на почвенный покров области (Иванов, 1960; Захаров, 1971; Копп, 2005; Никитин, 2002; Васильева, 2007).

Отмечается неравномерное распределение объектов гидрографической сети территории Самарской области, тесно связанное с особенностями рельефа, геологического строения местности и условиями природно-географического районирования. На части территории, приуроченной к лесостепной природно-географической зоне, к северу от реки Самары и реки Большой Кинель до впадения в нее реки Кутулук, гидрографическая сеть более развитая, водотоки, в основном, постоянные. Южнее резко возрастает количество пересыхающих водотоков и получает развитие сеть эпизодических водотоков балок и оврагов (Сенатор, 2015).

Главным водотоком является река Волга, естественные гидрографические и гидрологические параметры которой существенно преобразованы практически полным зарегулированием речного стока на всем протяжении от истока до устья каскадом водохранилищ (в Самарской области – Куйбышевское и Саратовское водохранилища).

Общая длина реки Волги составляет 3690 км, из них на территорию Самарской области приходится 340 км (9,2%). Самым крупным притоком реки Волги является р. Самара. Из общей длины её водотока (594 км), на территорию Самарской области приходится 222 км (Георгиевский, 2015).

Относительно всего бассейна реки Волги территория Самарской области отличается сравнительно густой речной сетью притоков. Меньшая часть притоков впадает в реку Волгу с правого берега, это – Уса, Сызранка; с левого берега впадают реки Сок, Самара, Чапаевка, Чагра, Большой Иргиз. Средняя густота речной сети составляет 0,22 км на квадратный километр территории (по северу области этот показатель выше) (Георгиевский, 2015).

Долины рек достаточно хорошо выражены, в основном имеют трапецеидальную форму и асимметричны. На возвышенных участках долины более глубоко врезаны и имеют пересеченные оврагами склоны. Долины рек достаточно хорошо выражены, в основном имеют трапецеидальную форму и асимметричны. На возвышенных участках долины более глубоко врезаны и имеют пересеченные оврагами склоны. К югу от реки Самары склоны речных долин более пологие, постепенно сливающиеся с прилегающей местностью, постепенно сливающиеся с прилегающей местностью (Воронин, 2004).

Неравномерное распределение стока внутри года осложняет использование поверхностных вод во всех видах хозяйственной деятельности. Создание каскада водохранилищ на Волге и ее притоках компенсировало этот недостаток (Бурдин, 2011).

Среднемноголетние поверхностные водные ресурсы области составляют порядка 236,8 км<sup>3</sup>/год, из них на реку Волгу приходится в среднем порядка 231,38 км<sup>3</sup>. Доля всех притоков в пределах Самарской области в водном балансе составляет 8,61 км<sup>3</sup> (Госдоклад «О состоянии окружающей среды и природных ресурсах Самарской области за 2009 год»). Министерство природопользования, лесного хозяйства и охраны окружающей среды Самарской области, Самара 2010 г).

Все устьевые зоны притоков реки Волги первого порядка и некоторые притоки второго порядка находятся в подпоре от водохранилищ. Подпор распространяется вверх по течению на многие километры. В пределах акватории Куйбышевского водохранилища такое подпертое устье-залив имеет река Уса, на Саратовском водохранилище – Сок, Самара, Большой Кинель, Чапаевка, Сызранка и др.

Водные ресурсы средних и малых рек Самарской области в целом, практически не используются как ресурсы для хозяйственно-питьевого водоснабжения. В хозяйственно-питьевом отношении интерес представляют не столько сами реки, сколько их подрусловые водоносные горизонты (подземные воды, приуроченные к долинам рек) (Розенберг, 2007).

Почвенный покров Самарской области подчинен общей широтной зональности, обусловленной постепенным изменением биоклиматических факторов с севера на юг. Самарская область расположена в двух природных зонах – лесостепной и степной, каждая из которых занимает примерно половину ее территории. Важной чертой лесостепи является разнообразие почвенного покрова, который отражает, прежде всего, переходный характер между лесной и степной зонами. По биоклиматическим особенностям, влияющим на почвенные процессы, западная (правобережная) часть лесостепной зоны отнесена к Среднерусской провинции; левобережная часть лесостепи – к Предуральской. Вся степная часть территории области отнесена к Заволжской провинции (Прохорова, 2000; Несмеянова, Зудилин, 2007).

Правобережная часть лесостепной зоны (Шигонский, Сызранский административные районы) относится к Приволжской возвышенности и характеризуется крупноволнистым рельефом, с приподнятыми платообразными увалами и глубокими речными долинами, балками и оврагами. Почвенный покров представлен серыми лесными почвами, оподзоленными, выщелоченными черноземами, нередко легкого механического состава. Элювий плотных меловых пород послужил основой формирования на значительной площади типичных остаточно-карбонатных щебневатых черноземов. Значительная крутизна склонов, многочисленные балки и овраги, наличие легких по механическому составу почв и грунтов способствуют развитию водной и ветровой эрозии. Район Самарской Луки (часть Волжского района и часть Ставропольского района) отличается наименьшей освоенностью под сельскохозяйственное производство. В почвенном покрове сельскохозяйственных угодий доминируют выщелоченные черноземы, значительные площади занимают типичные, в частности остаточно-карбонатные каменисто-щебневатые черноземы (Атлас земель..., 2002).

Левобережная часть области, или Заволжье, в целом характеризуется преобладанием равнинных элементов рельефа (Гнеденко, Обущенко, 2013).

На территории, относящейся к Предуральской провинции, выделено несколько природных районов, отличающихся по почвенному покрову: лесостепь Высокого Заволжья, прикондурчинская лесостепь и низменное лесостепное Заволжье (северный район волжских террас) (Дмитриев, Кабытов, 2001).

Лесостепь Высокого Заволжья, отграниченная с юга реками Кинелем и Самарой, с запада – Кондурчой, низовьем Сока и Волгой (на ее участке от устья Сока до устья Самары) делится на северо-восточную часть (Шенталинский, Иса克林ский, Челно-Вершинский, Клявлинский и Камышлинский административные районы), характеризующуюся сложным волнисто-увалистым и холмисто-увалистым древнеэрозионным рельефом, и юго-западную часть (Сергиевский, Похвистневский, восточная часть Красноярского, северные части Кинель-Черкасского и Кинельского районов), имеющую более спокойный характер рельефа. Почвенный покров данных районов представлен в основном выщелоченными и типичными черноземами, главным образом тяжелого механического состава. Близкое к поверхности залегание плотных меловых пород обусловило широкое распространение остаточного-карбонатных каменисто-щебневатых маломощных почв. Сложный эрозионный рельеф способствует развитию интенсивных процессов водной эрозии, особенно в северо-восточной части (Сенатор, 2015).

Прикондурчинская лесостепь расположена на водоразделе Сок – Кондурча – Черемшан (Кошкинский и Елховский административные районы). Рельеф сравнительно спокойный, с преобладанием мягких, сглаженных форм – плоско-выпуклых увалов с пологими протяженными склонами. Значительное развитие здесь получили надпойменные террасы и поймы рек. В почвенном покрове доминируют черноземы выщелочные и типичные, главным образом среднегумусные среднемощные тяжелого механического состава. Площадь остаточного-карбонатных щебневатых черноземов небольшая. Процессы плоскостной водной эрозии развиты незначительно (Лобов, 1985).

Низменное лесостепное Заволжье, или северный район волжских террас, занимает территорию между Куйбышевским водохранилищем и Кондурчой (основная часть Ставропольского района, западная часть Красноярского района и южная часть Елховского района). Данная территория расположена на древних волжских террасах, характеризуется равнинным рельефом. Почвообразующими породами послужили в основном древнеаллювиальные отложения. В почвенном покрове преобладают остаточные-луговые типичные и карбонатные перерытые черноземы повышенной мощности среднесуглинистого и тяжелосуглинистого механического состава. Плоскостная эрозия практически отсутствует, овражная эрозия выражена в значительных размерах. Наличие супесчаных и песчаных почв способствует развитию ветровой эрозии (Сенатор, 2016).

Заволжская провинция представлена несколькими природными районами: переходная степная полоса Заволжья, низменное Степное Заволжье, Сыртовая степь Заволжья, сухая степь Сыртового Заволжья (Дмитриева, Кабытов, 2001).

Переходная степная полоса Заволжья занимает междуречье Кинеля – Самары (южные части Кинельского, Кинель-Черкасского и Похвистневского районов и север Богатовского и Борского районов) и характеризуется спокойным, относительно выровненным рельефом. Почвенный покров представлен выщелоченными, типичными и обыкновенными черноземами с преобладанием последних. Значительные площади заняты пойменными луговыми почвами. Механический состав почв района варьирует в широких пределах (от глин до песков), при этом преобладают средние и легкие разновидности почв. Процессы водной и ветровой эрозии достаточно развиты (Горелов, 1990; Ясюк, 2015).

Низменное Степное Заволжье, или южный район волжских террас, расположено на древних волжских террасах, представленных плоскими, широковолнистыми, слабо расчлененными равнинами (Приволжский, Безенчукский и часть Волжского районов). Фон почвенного покрова составляют оста-

точно-луговатые черноземы, нередко карбонатные перерытые. Значительное развитие получили луговые почвы, солонцы и их комплексы, приуроченные к пониженным участкам и обширным депрессиям террас. Среди почв значительные площади принадлежат разновидностям среднего, легкого механического состава, а также супесчаным, что способствует развитию ветровой эрозии. Водная эрозия развита незначительно (Горбунов, 1974, Дикарева, 2002; Сенатор, 2015).

Сыртовая степь Заволжья – самый крупный почвенный район области (Хворостянский, Красноармейский, Нефтегорский, Алексеевский районы, южная часть Волжского, Богатовского, Борского районов, северная часть Пестравского и Большеглушицкого районов). Большая его часть представляет собой обширную равнину, расчлененную на ряд крупных плоско-выпуклых увалов-сыртов. Наиболее распространенными почвами являются южные, затем обыкновенные черноземы, нередко карбонатные. В верховьях овражно-балочных систем, по отрогам Общего Сырта получили развитие солонцы и солонцовые комплексы. Преобладающее большинство почв имеют тяжелый механический состав. Расчлененность территории овражно-балочной сетью и неоднородный характер рельефа обусловили развитие водной эрозии (Носин, 1949; Прохорова, 1997; Драчева, 2002).

Сухая степь Сыртового Заволжья находится южнее Большого Иргиза (юг Пестравского и Большеглушицкого районов, Большечерниговский район). По характеру рельефа территория аналогична сыртовой степи Заволжья. Почвенный покров характеризуется сравнительным однообразием. Доминирующее положение занимает чернозем южный маломощный, преимущественно карбонатный. По нижним, очень пологим частям сыртовых склонов к Большому Иргизу распространены темно-каштановые почвы, отличающиеся еще большей ксероморфностью. Значительное распространение имеют солонцы и солонцеватые почвы. Механический состав преимущественно тяжелый. Территория подвержена водной и ветровой эрозии (Дикарева, 2002; Смелянский, Паженков, 2007; Сенатор, 2015).

В структуре почв Самарской области выделяют следующие типы и подтипы: типичные чернозёмы – 1178, 5 тыс. га (обычные – 562,1 га, карбонатные перерытые – 68,7 га, остаточно-карбонатные – 339,2 га, неполноразвитые – 27,8 га, солонцеватые – 2,3 га, остаточно-луговатые – 178,4 га); южные чернозёмы – 1113,4 тыс. га (обычные – 408,4 га, карбонатные – 576, 0 га, солонцеватые – 2,1 га, остаточно-луговатые – 126,9 га); выщелоченные чернозёмы – 935,2 тыс. га (обычные – 844,0 га, остаточно-луговатые – 91,2 га); обыкновенные чернозёмы – 636,8 тыс. га (обычные – 345,3 га, карбонатные – 55,8 га, остаточно-луговатые – 235,7 га); серые лесные почвы – 392,4 тыс. га (светло- серые 34,1 га, серые – 45,1 га, тёмно-серые – 313,2 га); остаточно-луговатые – 178,4 тыс. га; тёмно-каштановые – 152,1 тыс. га; солонцы и их комплексы – 130.1 тыс. га; чернозёмы оподзоленные – 57,5 тыс. га; лугово-черноземные – 52,0 тыс. га; луговые – 13,7 тыс. га; дерново-карбонатные – 9,6 тыс. га (Обущенко, 2015).

В процентном отношении зональные типы почв представляются (%): дерново-карбонатные – 12,3 %, серые лесные – 7,4 %, черноземы – 73,3 %, темно-каштановые – 2,7 %, межзональные и интразональные почвы – 0,2 %, земли под водными объектами – 4,1 %. (Обущенко, 2002).

В пределах территории области выделяют 17 почвенных районов (рис. 2.2, табл.2.1) (Атлас земель..., 2002).

Зональные особенности структуры почвенного покрова, проявленные в определенных сочетаниях типов и подтипов почв, степени эродированности, засоленности тесно связаны с геолого-геоморфологическим строением территории.

Почвенный покров Самарской области подчинен широтной ландшафтной зональности, обусловленной постепенным изменением биоклиматических факторов с севера на юг. В условиях лесостепной почвенно - ландшафтной зоны с нормальным увлажнением преобладают типичные и выщелоченные черноземы.

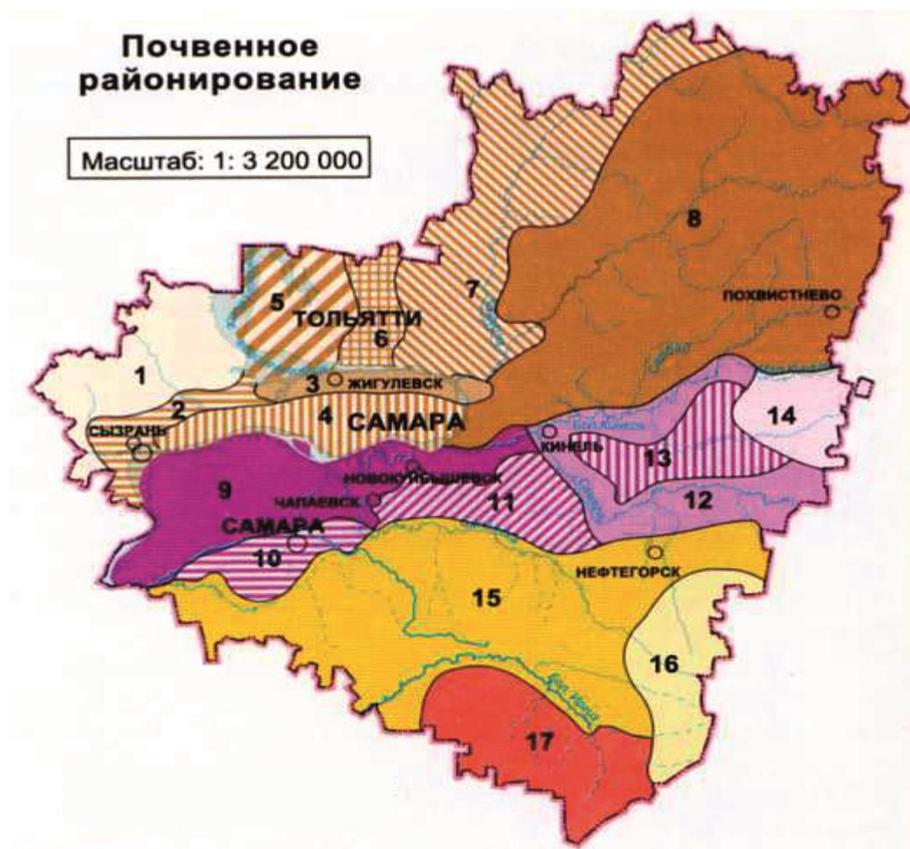


Рис. 2.2 - Карта почвенного районирования Самарской области :

1 – Правобережный район, 2 – Сызранский район, 3 – Жигулевский район, 4 – Район Самарской Луки, 5 – Левобережный район, 6 – Тольятинский район, 7 – Прикондурчинский район, 8 – Похвистневский район, 9 – Северный Приволжский район, 10 – Южный Приволжский район, 11 – Чапаевский район, 12 – Самарско – Кинельский район, 13 – Кутулукский район, 14 – Борский район, 15 – Среднесыртовой район, 16 – Синесыртовой район, 17 – Южный район.

Обыкновенные черноземы находятся в условиях умеренного увлажнения, с летним дефицитом, в переходной от лесостепной к степной зоне (буферной). Степная зона с преобладающими обыкновенными и южными черноземами характеризуется слабым годовым дефицитом влажности. В сухостепной зоне с устойчивым годовым дефицитом влажности преимущество в почвенном покрове имеют южные черноземы и каштановые почвы (Ковда, 1988; Кузнецова, 2011).

В границах Самарской области выделяют две природно-географические зоны: лесостепную и степную. Весь правый берег Саратовского водохрани-

лица расположен в зоне лесостепи, левый в основном – степной. Границей зон на левом берегу принято считать реку Самару до впадения в нее реки Большой Кинель, далее реки Большой Кинель до впадения в нее реки Кутулук на границе Кинельского и Кинель-Черкасского районов и реки Кутулук, истоки которой находятся в Оренбургской области (Смелянский, Паженков, 2007, Сенатор, 2015).

Природные условия, характерные для выделенных природно-географических зон, определяют и фоновый растительный покров, который представлен, соответственно, лесными, луговыми и степными формациями. Хвойные насаждения на территории области занимают 14,4 % от покрытой лесом площади; твердолиственные леса (дуб, ясень, клен, вяз) – 33 %; мягколиственные (береза, осина, ольха черная, липа, тополь, ива древовидная) – 51,8 % (Мозговой, 2007; Антипова, Прохорова, 2012; Маркелова, 2012).

В современных условиях растительный покров, с одной стороны, характеризуется значительным видовым разнообразием, с другой – высокой степенью антропогенной преобразованности. В результате хозяйственной деятельности естественные растительные сообщества на значительных территориях были уничтожены, особенно это показательно для южной части территории, где распаханность земель достигает более 70 % (Васильева, 2007; Гордеев, 2008; Миронова, 2013; Ибрагимова, 2014).

Зона лесостепи характеризуется чередованием лесной и лугово-степной растительности. Сохранившиеся участки луговых степей занимают преимущественно неудобные для сельского хозяйства земли. В их травостое преобладает лугово-степное разнотравье в сочетании с типчаком и различными видами ковыля (Устинова, 2000; Ясюк, 2014; 2015). Лесная растительность в степной зоне практически отсутствует. Отдельные насаждения приурочены к долинам рек и балкам. Наиболее крупные из них расположены вдоль реки Самары.

Таблица – 2.1. Почвенные районы Самарской области

Почвенный район	Почвы	Рельеф	Геология
Правобережный	Сочетание серых лесных и черноземов, реже оподзоленных, преимущественно слабосмытых	Эрозионно-денудационные волнистые сильнорасчлененные возвышенные олигоцен-четвертичные равнины	Пески, песчаники, алевролиты, глины, мергели, опоки, мел
Сызранский	Черноземы выщелоченные, иногда слабосмытые, с участие серых лесных и черноземов выщелоченных остаточно-луговатых	Эрозионно-денудационные волнистые слаборасчлененные низкие позднеплиоцен-четвертичные равнины	Глины, суглинки
Жигулёвский	Дерново-карбонатные слабосмытые	Олигоценное холмогорье	Доломиты, известняки, мергели, глины, аргиллиты, песчаники
Самарской Луки	Сочетание серых лесных и чернозёмов выщелоченных, преимущественно слабосмытых, с участием чернозёмов типичных и выщелоченных остаточно-луговатых и серых лесных	Эрозионно-денудационные волнистые расчлененные возвышенные олигоценные равнины	Мергели, доломиты, известняки
Левобережный	Чернозёмы типичные осаточно-луговатые	Аккумулятивные аллювиальные плоские нерасчлененные низкие равнины (террасы Волги) средне- и позднеплейстоценового и голоценового возраста	Пески, супеси, суглинки.

Тольяттинский	Сочетание чернозёмов типичных реже выщелоченных и серых лесных	Аккумулятивно-денудационные первично аллювиальные, в том числе дельтовые, аллювиально-озерные слабонаклоненные практически нерасчлененные низкие познеплиоцен-четвертичные равнины	Пески, глины, суглинки
Прикондурчинский	Черноземы выщелоченные, часто смытые, с участием черноземов типичных выщелоченных остаточно-луговатых и серых лесных	Эрозионно-денудационные волнистые расчлененные низкие познеплиоцен-четвертичные равнины	Пески, глины, суглинки
Похвистневский	Сочетание черноземов выщелоченных типичных, в том числе типичных остаточнокarbonатных, часто смытых с участием серых лесных и черноземов выщелоченных остаточно-луговых	Эрозионно-денудационные холмистые ступенчатые сильнорасчлененные возвышенные олигоценые равнины	Песчаники, доломиты, мергели, известняки, глины, гипсы, аргиллиты
Северный Приволжский	Черноземы обыкновенные остаточно-луговые с участием аллювиальных дерновых насыщенных почв и солодей	Аккумулятивные аллювиальные и аллювиально-озерные плоские нерасчлененные низкие равнины средне- и позднеплейстоценового и голоценового возраста	Пески, супеси, суглинки
Южный Приволжский	Черноземы обыкновенные с участием черноземов южных	Эрозионно-денудационные плоские слабонерасчлененные низкие познеплиоцен-четвертичные равнины	Глины, суглинки
Чапаевский	Сочетание черноземов обыкновенных и черноземов обыкновенных карбонатных преимущественно слабосмытых	Эрозионно-денудационные волнистые расчлененные низкие познеплиоцен-четвертичные	Глины, суглинки

Самарско-Кинельский	Сочетание черноземов обыкновенных остаточно-луговатых и типичных с участием солонцов и аллювиальных дерновых насыщенных почв	Аккумулятивные аллювиальные, аллювиально-озерные и озерные плоские нерасчлененные низкие равнины ранне-, средне-, позднеплейстоценового и голоценового возраста	Пески, супеси, суглинки, глины
Кутулукский	Сочетание черноземов обыкновенных с черноземами типичными, редко слабосмытыми, с участием серых лесных	Эрозионно-деудационные волнистые слаборасчлененные низкие позднеплиоцен-четвертичные равнины	Глины, суглинки
Борский	Сочетание черноземов типичных, обыкновенных и выщелоченных с участием чернозёмов осадочно-карбонатных смытых и черноземов обыкновенных карбонатных слабосмытых	Эрозионно-денудационные волнистые и холмистые расчлененные возвышенные олигоцен-четвертичные равнины	Мергели, глины, песчаники, аргиллиты
Среднесыртовый	Сочетание черноземов обыкновенных, южных, южных карбонатных разной степени смытости с участием черноземов южных остаточно-луговатых и аллювиальных дерновых насыщенных почв	Эрозионно-денудационные волнистые расчлененные низкие и возвышенные позднеплиоцен-четвертичные равнины	Глины, суглинки. Пески, часто засоленные
Синесыртовый	Сочетание черноземов южных, южных карбонатных и темно-каштановых почв разной степени смытости с участием солонцов черноземных и луговых	Эрозионно-денудационные волнистые расчлененные возвышенные олигоцен-четвертичные равнины	Глины, мергели, алевролиты, пески, часто засоленные
Южный	Сочетание черноземов южных, южных карбонатных и темно-каштановых почв разной степени смытости солонцов луговых	Эрозионно-денудационные волнистые расчлененные низкие и возвышенные олигоцен-четвертичные равнины	Глины, суглинки, мергели, алевролиты, мел

Зональной растительностью, которая сохранилась на отдельных участках вдоль реки Самары, являются разнотравно-типчаково-ковыльные степи, в травостое которых ведущую роль играют степные злаки – ковыль и типчак (Смелянский, Паженков, 2007).

Азональным типом растительности является растительность пойм, которая представлена крупно-разнотравными лугами с участками степных элементов в сочетании с древесно-кустарниковой растительностью.

Целый ряд растительных сообществ, имеющих большое научно-познавательное и природоохранное значение, являются памятниками природы. Среди них особое место занимают уникальные растительные сообщества Самарской Луки (Виноградов, 1992, 1999; Иванова, 2008; Абакумов, 2009).

В пространственном отношении на территории Самарской области выделяют южную, центральную и северную климатические зоны, отличающиеся почвенно-климатическими условиями и ценностью сельскохозяйственных земель (рис. 2.3). (Почвы..., 1985; Природа..., 1990; Экологическая ситуация..., 1994; Матвеев, Филиппова, 1994, Матвеев, 1997; Некрасов, 2009; Самохвалова, 2011).

**Северная зона** занимает 25,7 % площади области. За год выпадает 350-450 мм осадков. Среднегодовая температура воздуха равна +2,6-3,5<sup>0</sup>С. Сумма активных температур – 2200-2300<sup>0</sup>С. Гидротермический коэффициент – 1,0-1,1. Запасы продуктивной влаги весной составляют 150-200 мм. Безморозный период наиболее короткий – 132-145 дней. Преобладающие почвы – выщелоченные и типичные черноземы среднегумусовые и среднемощные (Матвеев, 1997).

**Центральная зона** занимает 2,7 млн.га, или 46,3 % территории области, в том числе 1,2 млн.га пашни. Количество осадков за год равно 350-400 мм. Среднегодовая температура воздуха +3,2-3,6<sup>0</sup>С. Сумма активных температур 2500-2700<sup>0</sup>С. Гидротермический коэффициент 0,7-0,8. Запасы продуктивной влаги в почве весной составляют 125-150 мм.



Рис. 2.3 – Агроклиматическое районирование Самарской области (Матвеев, 1997)

Продолжительность безморозного периода 144-152 дня. Преобладающие почвы: черноземы типичные среднегумусовые и среднемошнные (Матвеев, 1997).

**Южная зона** занимает около 1,5 млн.га или 28,0% площади области, в том числе – 1,1 млн. га пашни. Среднегодовая температура воздуха равна +3,3-4,1<sup>0</sup>С. За год выпадает лишь 270-300 мм осадков. Сумма активных температур – 2600-2800<sup>0</sup>С. Гидротермический коэффициент – 0,6-0,7. Весенние запасы почвенной влаги составляют 100-120 мм. Продолжительность безморозного периода – 148-154 дня. Преобладающие почвы: черноземы южные среднемошнные, и темно-каштановые почвы (Матвеев, 1997).

Благоприятные природные условия для производства сельскохозяйственных культур в Северной агроэкономической зоне Самарской области, в которой сосредоточено 23% сельхозугодий и 21,8% пашни, в Южной зоне биоклиматический потенциал самый низкий из-за дефицита влаги, урожайность зерновых культур низка и неустойчива – на 35% ниже, чем в Северной зоне (Нефедова, 2005, Некрасов, 2009).

## **2.2 Объекты исследований**

Для решения поставленных задач в 2003 – 2015 гг нами осуществлялись исследования основных типов и подтипов почв, сельскохозяйственных и дикорастущих растений агроландшафтов Самарской области.

В 2011 -2013 гг проведено изучение трансформации тяжелых металлов в почвах при различном использовании сельскохозяйственных земель:

- кормовые угодья (пастбище и сенокос);
- интенсивно используемая пашня;
- пар;
- длительная залежь;
- лесная полоса.

Обследованы следующие агроландшафты Самарской области:

1. Среднерусская провинция:

а) Приволжская возвышенность:

- Сызранский район;

2. Предуральская провинция:

а) Лесостепь Высокого Заволжья:

- северо-восточная часть - Шенталинский район;
- юго-западная часть - Кинельский район;

б) Прикондурчинская лесостепь - Кошкинский район;

в) Низменное лесостепное Заволжье - север Ставропольского района;

3. Заволжская провинция:

- а) Переходная степная полоса Заволжья (междуречье Кинель - Самара) Кинель-Черкасский район;
- б) Низменное Степное Заволжье - Волжский и Безенчукский район;
- в) Сыртовая степь Заволжья - Нефтегорский район;
- г) Сухая степь сыртового Заволжья - Большечерниговский район.

В каждом районе в 2011 году были выбраны участки пашни, пастбищ и лесополос на одной почвенной разности. Всего было заложено 83 пробные площади, с которых отобрано 115 проб почв и 178 растительных образцов в 2011г., 78 проб почв и 88 растительных образцов в 2012 г. (ГОСТ 17.4.4.02-84; МУ по проведению комплексного мониторинга..., 2003; Флоринский и др., 1994).

На пахотных угодьях были собраны образцы сельскохозяйственных растений: пшеницы озимой, кукурузы сахарной, подсолнечника полевого, проса обыкновенного, чечевицы посевной, нута (бараний горох), вики посевной, козлятника восточного, эспарцета посевного, на пастбище были выявлены и отобраны доминантные виды растений в фитоценозе (ковыль перистый, костер безостый, житняк гребневидный). В лесополосе с вяза мелколистного была снята листва и взят опад (табл.2.2). (Ванин, 1967, Митяшина, 1987, Тихонов, 1990, Васильев, 1990, Бараканов, 2000, Dempewolf, 2004, Атабаева, 2005, Бушулян, 2009, Капустин, 2009, Лиджиева, 2010, Рубан, 2011, Горчакова, 2013, Камасин, 2014, Подгаевская, 2015.).

Видовая принадлежность растений устанавливалась по определителям: «Флора Европейской части СССР» (1974-1979), «Злаки СССР» (Цвелев, 1976), П. Ф. Маевский, 2006.

В 2008-2010 гг. нами исследовались агроландшафты: в Северной зоне – Камышлинского; в Центральной – Кинельского; в Южной – Большеглушицкого муниципальных районов, наиболее полно отражающих зональные природные особенности Самарского Заволжья по рельефу, типу почв, почвообразующим породам, химизму грунтовых вод, а также по виду сельскохозяйственного

использования (севообороты, обработка почвы, предшественники, культуры и т.д.).

Таблица 2.2. Особенности биологии и сельскохозяйственное использование растений

Название	Особенности биологии	Использование
Вика посевная <i>Vicia sativa L.</i>	<p>Вегетационный период. У скороспелых 75-80 дней, у среднеспелых 110-120, у позднеспелых 130-140 дней. Укосная спелость среднеспелых сортов наступает на 55-70-й день, зерновая - на 75-120-й день после посева.</p> <p>Менее требовательна к теплу. Прорастание семян начинается при 2-3°C, всходы могут переносить заморозки 3-5°C.</p> <p>Требовательна к влаге, особенно в фазе цветения, когда происходит наибольший прирост стеблей и наибольшее увеличение веса растений. При недостатке влаги урожай значительно снижается.</p> <p>Дает хорошие урожаи на различных почвах - черноземах, каштановых, хорошо удается на суглинистых, глинистых, супесчаных, но не выносит засоленных, заболоченных и кислых почв.</p>	<p>Кормовая культура. Является ценным предшественником для других культур, так как оставляет после себя в почве много азота и значительное количество корневых и пожнивных остатков. Часто используется как парозанимающая культура, в пожнивных посевах, а также для получения семян.</p>
Вяз Мелколиственный <i>Ulmus pumila L.</i>	<p>Быстрорастущее листопадное дерево. Засухоустойчив. Теневынослив и морозостоек. Хорошо переносит городские условия. Хорошо выдерживает обрезку кроны. Довольно газоустойчив. Нетребователен к богатству почвы и содержанию влаги в ней. Высокая морозоустойчивость позволяет успешно использовать его в зеленых насаждениях России.</p>	<p>Используется в защитных насаждениях.</p>
Житняк Гребневидный <i>Agropyron pectinatum (Bieb.) Beauv.</i>	<p>Отличается высокой кустистостью. Морозостойкость и зимостойкость очень хорошие. Способен переносить длительную засуху, а после выпадения осадков хорошо отрастать. Растет на нейтральных и слабозасоленных почвах. На формирование 1т сухой массы потребляет из почвы: азота – 22кг, фосфора – 5кг, калия – 21кг. Может расти на одном месте 15-20 лет и более. Наивысшие урожаи дает в первые 4-5 лет жизни.</p>	<p>Ценное кормовое растение, используемое на сенокосах и пастбищах.</p>
Ковыль перистый <i>Stipa pennata</i>	<p>Травянистый плотнодерновинный многолетник. Цветет в апреле-мае, плодоносит в мае-июне. Гелиофит, ксерофит. Гемикриптофит. Эдификатор. Произрастает в лугово-степных, степных, лесо-</p>	<p>Ценное кормовое растение. Декоративен. Включен в Крас-</p>

Название	Особенности биологии	Использование
<i>L.</i>	степных сообществах, на остепненных лугах, осыпях, приморских склонах, среди степных кустарников. На залежах не восстанавливается до 40 лет.	ную книгу Российской Федерации (Перечень..., 2005), в 3-ю категорию.
Козлятник восточный  <i>Galega orientalis L.</i>	Растение озимого типа развития. Ценными биологическими свойствами и признаками этой культуры являются долголетие и зимостойкость. В посеве при правильном уходе и использовании он сохраняется до 15-20 лет. Растение требовательно к свету в начале роста, не переносит затемнения, а поэтому чувствителен к наличию сорняков, которые его затевают, и может погибнуть	Ценный сидерат. Лекарственное растение. Медонос
Костер (кострец) Безостый  <i>Bromopsis inermis</i>	Многолетник с длинным корневищем. Зимо- и морозоустойчив. К почвам не требователен, устойчив к весенним и осенним заморозкам, засухоустойчив. Успешно произрастает на основных типах почв лесной и лесостепной зон, исключая кислые, засоленные, заболоченные, тяжелые и заплывающие. Хорошо переносит вытаптывание. Обычно доминирует в травостое или является содоминантом в естественных луговых ценозах, чаще лисохвостовых и узколист-номятликовых. Нередко образует чистые заросли	Относится к ценным сенокосным и пастбищным растениям. Хорошо поедается всеми видами скота. Используется для создания культурных пастбищ и сенокосов, закрепления земель, подверженных смыву
Кукуруза Обыкновенная  <i>Zea mays L.</i>	Относится к группе засухоустойчивых растений, но отзывчива на орошение, особенно в период формирования початков. Требовательна к свету и не выносит затенения, относится к растениям короткого дня, теплолюбивая культура. К грунтам она умеренно требовательна и хорошо растет на легких плодородных грунтах. Положительно реагирует на органические удобрения, а также минеральные, в первую очередь фосфорные, потом азотные и калийные	Ценный пищевой продукт. Для лечебных целей собирают кукурузные столбики вместе с рыльцами в период цветения
Нут (бараний горох)  <i>Cicer arietinum L.</i>	Теплолюбивая и засухоустойчивая культура. Морозостоек. Обладая высокой засухоустойчивостью, нут может давать хорошие и устойчивые урожаи в засушливых районах, где многие другие зернобобовые не удаются. Плохо переносит избыточное увлажнение и в дождливые годы поражается грибными болезнями. К почвам нут не требователен. Он хорошо удается на черноземах, но дает неплохие урожаи и на других почвах. Растение длинного дня, вегетационный период длится 80-120 дней	Бобы в основном используют в пищу. Солома и зеленая масса идет на корм для скота

Название	Особенности биологии	Использование
Подсолнечник культурный  ( <i>Helianthus annuus</i> L.)	Экологически подсолнечник — степной вид. Вид культурного подсолнечника обычно считают короткодневным. Оптимальная температура для роста и развития подсолнечника 25-27°C, семена начинают прорастать при 5-10°C, всходы могут переносить кратковременные заморозки до минус 5-6° С. Длина периода вегетации по сортам составляет от 100 до 138 дней	В основном возделывают как масличное и кормовое растение
Просо Обыкновенное  <i>Panicum miliaceum</i> L.	Однолетняя яровая культура. Светолюбивое растение короткого светового дня. Вегетационный период проса в зависимости от сорта продолжается 60-105 дней. Выметывание длится 15-20 дней. Характерная особенность – экономное потребление влаги в течение всего вегетационного периода – от прорастания семян до созревания. Жаровыносливость проса очень высока	Крупяная культура. Зерно и отходы, полученные при переработке проса на крупу, является хорошим кормом для скота
Пшеница яровая	Достаточно жаровыносливая и засухоустойчивая. Продолжительность вегетационного периода (включая зиму) — 275-350 дней. Растение длинного светового дня. В связи с огромным количеством сортов ее можно выращивать в широком диапазоне теплового, светового и почвенного режимов	Одна из самых распространенных важнейших продовольственных культур на земном шаре
Чечевица обыкновенная, или пищевая  ( <i>Ervum lens culinaris</i> .)	Яровое растение. Период вегетации 75-115 суток. Всходы переносят кратковременные заморозки до -5°C. Сравнительно засухоустойчива. Лучшие почвы - рыхлые суглинистые и супесчаные, богатые известью; на тяжёлых кислых и солонцеватых - малоурожайна. Обогащает почву азотом. Чечевица - хороший предшественник для многих небобовых, в том числе озимых культур. Растение длинного дня.	Продовольственная и кормовая культура
Эспарцет Посевной  <i>Onobrychis viciifolia</i> ; <i>Onobrychis</i> spp.	Растет на почвах разных типов, даже на каменистых, но заболоченных и кислых не выдерживает. Предпочитает почвы, богатые известью. Требователен к свету и под покровом других трав растет плохо. Холодостоек. Засухоустойчив.	Кормовая культура. Выращивается на сено, сенаж, зеленый корм и как пастбищное растение. Хороший медонос. Применяют в медицине в гормональных препаратах

В агроландшафтах выделяли элементарные ландшафты, в которых закладывали стационарные пробные площади для отбора образцов сельскохозяйственных растений и почвы.

Параллельно в 2008-2010 гг. на опытном поле Фонда сельскохозяйственного обучения (ФСО) ФГБОУ ВО Самарская ГСХА, проводились эксперименты по изучению влияния различных систем обработки почвы на характер локализации тяжелых металлов в пахотном горизонте и растениях озимой и яровой пшеницы и ячменя. Опыт предусматривал три варианта основной обработки почвы: 1 – прямой посев (без обработки); 2 – поверхностная обработка (14-16 см); 3 – отвальная вспашка (25-27 см). Исследования начаты с третьей ротации четырехпольного стационарного севооборота, т.е. через 8 лет после закладки опыта. В указанный период также на опытном поле ФСО ФГБОУ ВО Самарская ГСХА изучалось действие минеральных удобрений на аккумуляцию и мобильность тяжелых металлов в почве и основных сельскохозяйственных культурах. Опыт предусматривал 2 уровня минерального питания растений: 1 – контроль (без удобрений); 2 – внесение расчетных доз NPK. Нормы удобрений распределялись следующим образом: яровая пшеница –  $N_{60}P_{60}K_{60}$ ; ячмень, овес –  $N_{45}P_{45}K_{20}$ ; просо –  $N_{30}P_{40}K_{40}$ ; горох –  $N_{10}P_{60}K_{60}$ , гречиха –  $N_{45}P_{60}K_{60}$ . Система их применения предусматривала основное внесение, предпосевное и подкормки. Из азотных удобрений применялась мочевины -  $CO(NH_2)_2$  (N – 46%), фосфорных – суперфосфат двойной –  $Ca (H_2PO_4)_2$  (P – 45%), калийных – хлористый калий – KCl (K – 62%). Для подкормок использовался нитроаммофос –  $NH_4H_2PO_4 + (NH_4)_2HPO_4$  (N – 23%, P – 23%). Опыты закладывались в соответствии с существующей методикой (Доспехов, 1985; Головатый и др., 2009; Ильясов и др., 2010).

В 2003 году на участке было выполнено полевое почвенное обследование на производственных плантациях земляники садовой площадью 13,5 га. В качестве фонового принято содержание валовых форм тяжелых металлов, установленное ранее для почв Приволжского района Самарской области (Прохорова, 2000).

В 2008 году были отобраны образцы надземной фитомассы земляники и образцы почвы прикорневой сферы соответствующих растений для выявления причин их различного состояния. В 2009 году был проанализирован химический состав надземной фитомассы земляники и почвенных образцов с ягодной плантации.

В 2010 года были отобраны образцы почв с описываемого участка и проведен их агрохимический и химический анализ. В 2010 были заложены плантации рассадой «фриго» стандарт А (диаметр рожка 8-12 мм). Применялась четырехстрочная система выращивания на мульчирующей пленке с плотностью посадки 80 тыс. растений на гектаре в сочетании с капельным поливом.

В 2011-2013 гг были заложены пробные площадки на сортовых участках земляники.

Параллельно в 2011-2013 гг проводился эксперимент по изучению эффективности использования опал-кристобалитовой породы (опоки) в сочетании с минеральными удобрениями на аккумуляцию тяжелых металлов (кадмия, свинца, меди, цинка, марганца, хрома, железа) земляникой садовой сортов Хоней и Эльсанта. Изучение эффективности опоки и ее смеси с минеральными подкормками проводилось в трехкратной повторности по схеме: I-контроль, II-минеральные подкормки «Абиго-Пик», «Феррелин», «Brexil Zn», «Brexil Mn», III-минеральные подкормки «Абиго-Пик», «Феррелин», «Brexil Zn», «Brexil Mn» + опока. Опока вносилась в количестве 50 кг/га однократно при предпосевной обработке почвы.

Изучение влияния сортовых особенностей картофеля на накопление тяжелых металлов проводили в сентябре 2011-2012 гг. на полях крестьянско-фермерского хозяйства (КФХ), расположенного в Приволжском районе Самарской области. В растении отделялась ботва от клубней, которые отмывались в дистиллированной воде. От основного вещества клубня (паренхимы) отделялась перидерма. Для исследований было отобрано 14 сортов картофеля: Витесса элита, Розара суперэлита, Романо, Витессе, Розара, Колетте, Спринт элита, Лиани, Наташа, Розалинд, Ланорма, Роко, Винетта, Родрига.

Образцы почв отбирались в трехкратной повторности сопряжено с пробами растений. Проанализировано 90 почвенных и 42 растительных образцов.

Исследования воздействия природных адсорбентов и биологически активных препаратов на мобильность тяжелых металлов, проводились в 2013-2015 годах на полях хозяйства ЗАО «Бобровское» Кинельского района, расположенного в центральной агроклиматической зоне Самарской области, имеющим типичные, характерные для конкретной агроклиматической зоны почвенные и погодные условия, рельеф и режим увлажнения. Опытный участок находился на четвертом поле первого севооборота. Территория имела выровненный микрорельеф. Почва участка – чернозём обыкновенный среднесуглинистый с содержанием гумуса 5,2% и мощностью гумусового горизонта до 50-60 см. Концентрация легкогидролизуемого азота в пахотном горизонте равнялась 4,5 мг, подвижного фосфора 16,0 мг и обменного калия 18,4 мг на 100 г почвы. Реакция почвенной среды и раствора равна рН 7,1.

Объектом исследований являлись растения сои районированного в области сорта Самер 3, семена, которого перед посевом обрабатывались биологическими препаратами Агрика, Ризоторфин, Гумариз.

Параллельно закладывался опыт по изучению действия природных адсорбентов. Согласно схеме опыта в первом (контрольном) варианте внесения природных адсорбентов не проводилось. Во втором варианте перед посевом вносили опоку в дозе 50кг/га, в третьем – навоз (40 т/га), в четвертом - древесный уголь. Уголь вносился в дозе 30-40 % от массы плодоносного слоя, использовалась фракция 10-40 мм. На всех вариантах проводилась глубокая (адсорбенты вносились перед посевом на глубину 30 см) и нулевая обработки почвы (адсорбенты разбрасывались по поверхности почвы).

Площадь делянок – 450 м<sup>2</sup>, учетная 400 м<sup>2</sup> повторность – трехкратная, размещение вариантов систематическое. Все варианты размещались на удобренном фоне. Расчетные дозы (N<sub>60</sub>P<sub>45</sub>K<sub>30</sub>) вносились на планируемый урожай зерна 3,0 т с 1 га.

В 2011-2013 гг нами изучалось состояния почв сельскохозяйственных угодий, переданных во временное пользование под нефтедобычу в трех агроэкологических зонах области – Северной, Центральной и Южной.

В Северной агроэкологической зоне исследования проводились в 2011 г на территории Смагинского месторождения в границах Шенталинского района Самарской области. По природно-сельскохозяйственному районированию страны исследуемая территория относится к Предуральской провинции лесостепной зоны. Территория расположена в основном на водоразделе рек и представлена вершинами, покатыми и крутыми склонами, сильно пересеченными оврагами и балками (Лобов, 1985, Природно-хозяйственная характеристика..., 1980).

Почвы участка – чернозем выщелоченный характеризующийся высоким (76) и чернозем типичный средним значением (49) баллами бонитета. Климат района расположения участка исследования умеренно-континентальный, находится в первом агроклиматическом районе, который характеризуется повышенным увлажнением (Почвы землепользования, 1976).

Образцы почвы отбирались на участке, испытывающим влияние нефтедобывающих скважин Смагинского месторождения и установки предварительного сброса вод (УПСВ) «Смагинская». Проведен агрохимический анализ, определено содержание нефтепродуктов и тяжелых металлов цинка, меди, кобальта (Zn, Cu, Co) в 28 почвенных образцах.

В Центральной агроэкологической зоне исследования проводились на Михайловско-Кохановском месторождении территориально расположенного в границах Кинель-Черкасского и Борского района Самарской области. Территория находится в зоне умеренно континентального климата и относится к III агроклиматическому району с пониженным увлажнением.

Место отбора образцов почвы было поделено на 3 участка: Юго-Восточная часть Кинель-Черкасского района, Восточная часть Борского района, Восточная часть Кинель-Черкасского района. Территория Восточной части Кинель-Черкасского района расположено в переходной полосе степного За-

волжья, на водоразделе рек Малый Кинель и Кутулук: в процессе полевого обследования заложено 23 контрольных разреза и отобрано 26 образцов почв для анализа. Совместно со специалистами хозяйства уточнены и выявлены земельные участки с антропогенно измененными почвами:

- переувлажненные, вызывающие задержку обработки – 54 га;
- загрязненные нефтью – 1 га.

Территория Восточной части Борского района представляет собой волнистую равнину, расчлененную долиной реки Кутулук и овражно-балочной сетью: в процессе полевого обследования заложено 13 контрольных разрезов и отобрано 18 образцов почв для анализа. Совместно со специалистами хозяйства уточнены и выявлены земельные участки с антропогенно измененными почвами:

- переувлажненные, вызывающие задержку обработки – 56 га;
- загрязненные нефтью – 6 га.

Территория Юго-Восточной части Кинель-Черкасского района относится к переходной степной полосе Заволжья и расположена на междуречье Большой Кинель-Кутулук: в процессе полевого обследования заложено 52 контрольных разреза и отобран 61 образец почв для анализа. Совместно со специалистами хозяйства уточнены и выявлены земельные участки с антропогенно - измененными почвами:

- переувлажненные, вызывающие задержку обработки – 65 га;
- загрязненные нефтью – 1 га;
- нарушенные – 10 га.

В Южной агроэкологической зоне исследования проводились в 2012 году на территории Волжского района Самарской области, в зоне деятельности ОАО «Самаранефтегаз» в районе Горбатовского месторождения. Участок обследования представлен коридором коммуникаций, на котором в разное время происходило загрязнение территории в результате порыва трубопроводов, что привело к загрязнению и прилегающей территории на общей площади 6,0 га. В

качестве фоновых данных взяты агрохимические показатели по результатам обследования 2002-2003 г.г., проведенного институтом ВолгоНИИгипрозем.

Для изучения были выбраны химические элементы Fe, Cr, Cu, Zn, Pb, Mn, Co и Cd, геохимическая характеристика и биологическая роль которых приведена в таблице 2.2. (Ноздрюхина, 1977, Rengel, 1991, Прохорова, 1998, Ahnston, 1999, Самогута, 2006, Бурдуковский, 2011, Водяницкий, 2010).

Таблица 2.2. Геохимическая характеристика и биологическая роль тяжелых металлов

Элемент	Геохимическая характеристика	Биологическая роль
Железо (Fe)	Важнейший почвообразующий элемент. Содержится в гематите, магнезите, сидерите. Соотношение групп и форм Fe определяет типовые и подтиповые различия почв.	Для растительных и животных организмов железо является эссенциальным микроэлементом, входящим в состав ферментных комплексов любых растений, как токсичный поллютант особого значения не имеет. Макроэлемент, необходим для нормального роста и развития растений. Фитотоксичность низкая, возрастает при повышении кислотности почв. Установлен антагонизм с Cu в корнях. Транспорт и депонирование кислорода, цитохромы, окислительное фосфорилирование, редокс-ферменты, антиоксидантное действие, необходимость для синтеза порфирина в гемоглобине, миоглобине.
Хром (Cr)	Относительно распространен, присутствует в тяжелых минералах и полевых шпатах, мусковите, глинистых минералах. Малоподвижный, инертный элемент слабо биологического захвата.	Cr эссенциальный для организма элемент, но в условиях превышения оптимального уровня содержания депонируется в тканях. Постоянное присутствие в клетках животных и растений. Повышение продуктивности фотосинтеза, синтез белков. Токсичен ( $Cr^{+6} > Cr^{+3}$ ), $Cr^{+6}$ – канцероген. Накапливается в волосах, надпочечниках, легких, гипофизе, крови, легких. Углеводный обмен, в организмах кофактор инсулина, оптимизация толе-

Элемент	Геохимическая характеристика	Биологическая роль
		рантности к глюкозе.
Медь (Cu)	Среднее содержание ее в земной коре составляет 0,01 % по массе, причем основные и ультраосновные породы богаче медью по сравнению с кислыми массивно-кристаллическими породами, незначительные количества меди содержатся в известняках, доломитах, валунных суглинках и песках. Входит в состав халькопирита, халькозина, куприта, малахита. Наиболее прочно микроэлемент связывается монтмориллонитом, глинами и гумусом почвы. Характерно поглощение органическим веществом почвы. Относится к подвижным мигрантам, более подвижен в кислых почвах.	Истинный биоэлемент, участвует в разнообразных метаболических реакциях у растений. Фитотоксичность выше, чем у Zn, проявляется на легких почвах. Установлен антагонизм с Mn в корнях. Мутаген. Оксидазы, окислительное фосфорилирование, антиоксидантное действие, метоболизм жирных кислот, метаболизм фенольных соединений, переносчик кислорода в реакциях сшивания коллагена и образования пигментов, участие в метаболизме соединительной ткани (коллагена, эластина).
Цинк (Zn)	Высокое содержание в изверженных породах, меньше – в лессах и суглинках, глинах, минимально – в песчаных и супесчаных почвах. Главные минералы и горные породы, которые могут служить природными загрязнителями цинком, являются сфалерит, смитсонит, каламин, госларит, цинкит. Водный мигрант, концентрируется на щелочном барьере. Подвижен в кислой среде. Взаимодействует с органическим веществом почвы.	Цинк - жизненно необходимый (эссенциальный) микроэлемент, один из самых распространённых микроэлементов организма, количественно, второй после железа/ Необходим для растений. Считается слаботоксичным. Негативно влияет на общее состояние, кровь, центральную нервную систему, вызывает цинковую лихорадку у людей. Входит в состав 70 ферментов, включая карбоангидразу, дигидрогеназу, щелочную фосфатазу, участвует в усвоении силикатов, метаболизме нуклеиновых кислот и клеточном делении, в гидролизе фосфатов, синтезе РНК.
Свинец (Pb)	Естественными источниками Pb в окружающую среду являются эндогенные и экзогенные минералы. Основные руды – галенит, англезит, церуссит, пироморфит, миметит. Поглощается органическими и минеральными коллоидами почвы, прочно удерживается гумусом.	Биологическая роль очень мала, из-за слабой растворимости соединений относительно низка токсичность. Компонент физиологически активных соединений. Мутаген, тератоген.
Марганец	Распространен в литосфере, осо-	Mn позиционируется как «микроэле-

Элемент	Геохимическая характеристика	Биологическая роль
(Mn)	бенно в карбонатных и глинистых породах, менее – в песчаниках и кварцитах. Концентрируется в амфиболах, роговой обманке, манганите, брауните. Характерна переменная валентность (II - IV). Водный мигрант, подвижный в восстановительных и инертный в окислительных средах.	мент». Основные функции: катализирующая, участие в окислительно-восстановительных процессах, в фотосинтезе и др. Тормозит поглощение растениями Ca и Mg, показан антагонизм с Cu. Фитотоксичность возможна в кислой среде. Депонируется в костях. Антиоксидантное действие, кофактор дыхательных ферментов, синтез стирола, гликозилирование, метаболизм углеводов, синтез мукополисахаридов в хрящах
Кадмий (Cd)	Относится к редким, рассеянным элементам: он содержится в виде изоморфной примеси во многих минералах и всегда в минералах цинка. Не образует самостоятельных месторождений, а входит в состав руд месторождений других металлов. Cd связывается почвенными комплексами, доступными для усвоения растениями, его соединения мобильны, отличаются большой биодоступностью и тенденцией к бионакоплению. В растениях Cd концентрируется в корнях, в меньшей степени листьями. Одним из основных источников в почвах агроценозов являются удобрения в особенности суперфосфат, куда Cd входит в виде примеси.	Cd относят к токсичным ультрамикроредким элементам. Специфическое физиологическое значение достоверно не установлено. Известно, что кадмий влияет на углеводный обмен, на синтез в печени гиппуровой кислоты, на активность некоторых ферментов, а также на обмен в организме цинка, меди, железа и кальция. Некоторые исследования позволяют предполагать, что микроскопические количества кадмия в пище могут стимулировать рост у млекопитающих. На основании такого рода фактов некоторые ученые относят кадмий к условно-эссенциальным микроэлементам Соединения кадмия ядовиты. Канцероген.
Co	Co принадлежит к членам семейства железа. В природе выделяют следующие формы его нахождения: интерметаллические соединения (0,06-1,48%), собственные минералы, примеси с соседями по триаде, сорбированном природными сорбентами, элементарно-органические соединения, простые и комплексные ионы в природных водах, атомного рассеяния во многих минералах, породах. Имеет самый низкий кларк. Материнский источник-ультраосновные породы.	Co – важный биогенный элемент. Роль Co в жизни растений до конца не выяснена. При содержании Co в почве меньше 7 мг/кг растения испытывают недостаток этого элемента, а при концентрации 30 мг/кг появляются признаки фитотоксичности. Co найден во всех низших и высших растениях, его содержание в растительных клетках колеблется от 0,06 до 11,6 мг/кг. Из наземных растений его больше в злаках, чем в бобовых. У бобовых он концентрируется в клубеньках.

### **2.3 Методика полевых исследований и отбор почвенных и растительных образцов**

Почвенное полевое обследование проведено согласно с методическими указаниями по полевому обследованию и картографированию уровня загрязненности почвенного покрова техногенными выбросами через атмосферу от 1980 г. (Методические указания, 1980). Закладку почвенных разрезов и отбор почвенных и растительных образцов производили с применением общепринятых методов (Добровольский, 1973, Глазовская, 1964, Алексеенко, 1990, 2000).

В ходе исследования, на каждом участке поля пашни и пастбища по диагонали были заложены площадки размером 1x1 м, с которых был произведен отбор почвенных проб. Методом прикопок на каждой пробной площади в четырех равноудалённых друг от друга точках из верхнего плодородного горизонта (0-30см) брали почвенный образец.

Все пробы ссыпали вместе, ещё раз перемешивали и также методом конверта брали смешанный образец весом около 500 г, который помещали в маркированные бумажные пакеты. Аналогичным образом отбирались образцы из среднего (10-20см) и нижнего горизонтов (20-30см).

Участки исследований разбивались на площадки отбора смешанных образцов длиной 500 м. На каждой площадке производился отбор проб через каждые 100 м вдоль трассы с глубины 0-0,20 м, далее они смешивались и полученному образцу давался номер.

Растительные образцы отбирали параллельно с почвенными на тех же пробных площадках в фазу полной спелости, методом укосов с отбором средней пробы и разделением ее на генеративные, вегетативные надземные и подземные органы.

Растения выкапывали с корнями из земли в разных достаточно отдалённых друг от друга точках пробной площади. Отбирали по 5-30 и более экземпляров в зависимости от их размера, сразу отделяли корни, стебли и соцветия.

Каждую пробу помещали в маркированные пакеты. Маркировка растительных образцов была связана с номером соответствующей пробной площадки.

С залежных участков и пашни в состоянии пара были отобраны только почвенные образцы.

Подготовку образцов почвы и растений для определения валового содержания тяжёлых металлов в них проводили традиционным методом. (Муравин, 2005). Надземные части растений освобождали от крупной пыли и частиц почвы. Корни отмывали дистиллированной водой. Почву и взятые для анализа части растений доводили до воздушно - сухого состояния. Затем средний образец почвы растирали в фарфоровой ступке и просеивали через капроновое сито с диаметром отверстий 1 мм, отвешивали 2 г и помещали маркированные пакетики из пергаментной бумаги.

Из средних образцов воздушно-сухого растительного материала отбирали, измельчали вручную и взвешивали на аналитических весах с точностью до 3-го знака определенное количество надземной фитомассы (стебли, листья, генеративные органы) и корней растений. Количество воздушно сухого материала, необходимого для анализа, определяли по выходу золы не менее 100 мг зольных веществ. Навеску воздушно-сухого материала озоляли в муфельной печи при температуре +450 - +500<sup>0</sup>С в течение 4-20 часов в зависимости от характера образца (Пустовой и др., 1995). Зола взвешивали на аналитических весах до 3-го знака, растирали в агатовой ступке и помещали в маркированные пакетики, на которых указывали начальную навеску воздушно-сухого материала и вес полученной золы в граммах. В пакетиках подготовленные пробы хранились до анализа.

## **2.4 Методы лабораторных исследований**

Лабораторные анализы почвенных и растительных образцов проводились в лаборатории ФГУ «Станция агрохимической службы «Самарская», имеющую аттестат аккредитации испытательной лаборатории № РОСС RU.

0001.510565 в испытательной лаборатории ФГБУ «Самарский референтный центр федеральной службы по ветеринарному и фитосанитарному надзору»: содержание органического вещества по Тюрину, легкогидролизуемого азота, фосфора подвижного, калия обменного, рН солевой, валовое содержание и содержание подвижных форм тяжелых металлов (Fe, Cr, Cu, Zn, Pb, Mn, Co и Cd) в почвенных пробах, содержание Fe, Cr, Cu, Zn, Pb, Mn, Co и Cd в растительных образцах (ГОСТ 26205-91; ГОСТ 26213-91; ГОСТ 26951-86; ГОСТ 26423-85; Кузнецов А.В. и др., 1992; МУ по определению ТМ..., 1992).

Для определения подвижных форм ТМ в почвах в качестве экстрагента применяют слабые солевые растворы, с ионной силой, близкой к ионной силе природных почвенных растворов: (0,01–0,05 М  $\text{CaCl}_2$ ,  $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ ,  $\text{KNO}_3$ ). Содержание потенциально подвижных соединений контролируемых элементов в почвах определяют в вытяжке 1 н.  $\text{NH}_4\text{CH}_3\text{COO}$  при разных значениях рН. Используют этот экстрагент и с добавлением комплексообразователей (0,02-1,0 М ЭДТА) (Мотузова, 2007).

С расширением экологического контроля состояния почв широко стали применять методы определения содержания кислоторастворимых (1 н.  $\text{HCl}$ , 1 н.  $\text{HNO}_3$ ) соединений ТМ. Нередко им присваивают название «условно-валовое содержание ТМ» (Мотузова, 2007). Применение в качестве реагентов разбавленных растворов минеральных кислот не обеспечивает полного разложения пробы, но позволяет перевести в раствор основную часть соединений химических элементов техногенного происхождения.

Несмотря на это ведутся исследования и предлагаются методики по совершенствованию оценки степени загрязнения почв. Так, в ЦИНАО (Орлова и др., 2001) разработан комплекс комбинированных аналитических методик, позволяющий рационально сочетать автоклавную пробоподготовку с методами атомной спектроскопии.

А.В. Пуховский (2000) модифицировал общепринятый метод инверсионной вольтамперометрии (ИВА) и предложил экспрессное вольтамперометрическое определение ТМ, позволяющий изучать процессы перехода элементов

практически *in vivo* с минимальными затратами на пробоподготовку в лабораторных и полевых условиях.

Ф.А. Чмиленко и Н.М. Смитюк (2004) разработали методику определения валового содержания ТМ в почвах с использованием комбинированных схем разложения пробы, включающих ультразвуковую обработку и кипячение с кислотами.

Для контроля уровней загрязнения почв ТМ используют различные методы биологической индикации.

Метод, основанный на определении ферментативной активности почвы. Под действием ТМ происходят нарушения в структуре и комплексе почвенных микроорганизмов, что находит свое отражение в изменении уровня ферментативной активности почвы (Паникова, Перцовская, 1982). Так, Р.В. Галиулин, Д.Л. Пинский, Р.А. Галиулина (1990) доказали индикационное значение дегидрогеназной активности при контроле почвенного покрова от загрязнения ТМ. С.И. Цыганок (2006) установил, что целлюлозолитическая активность почв позволяет диагностировать загрязнение на самых ранних стадиях, пока ряд показателей почв не претерпел существенных изменений. И.Н. Семенова и др. (2010) показала целесообразность использования диагностики целлюлазной активности сильно загрязненных ТМ почв (более 10 ПДК).

Метод фитоиндикации. И.В. Глебова, О.А. Тутова, Н.Н. Ходыревская (2008) показали целесообразность использования вики яровой и ячменя посевного для индикации загрязнения почв цирконием. Индикатором повышенного содержания Си в почве являются бурачок двусемянный, таволжник, кизильник (Загрязнение почв и..., 1978). С.Е. Головатый, Н.К. Лукашенко, З.С. Ковалевич (2010) показали, что метод фитотестирования растений в первые периоды их роста и развития по водной вытяжке Рb из почвы не в полной степени отражает токсическое действие элемента на растительный организм, т. к. доля водорастворимой формы Рb в почвах незначительна.

Определение ТМ в почве проводилось методом атомно-абсорбционной спектроскопии с пламенной и беспламенной атомизацией, основанном на спо-

собах свободных атомов, определяемых элементов, образующихся в пламени при введении в него анализируемых растворов, селективно поглощать резонансное излучение определенных для каждого элемента длин волн (Самохвалов, 1977, Обухов, 1977, РД 52.18,1988, Методические указания...,1992).

Валовое содержание ТМ в почвах определяли в вытяжках 5М HNO<sub>3</sub>. Подвижные формы соединений извлекались ацетатно-аммонийным буферным раствором с рН 4,8 (ААБ). Конечное определение элементов проводили пламенным и электротермическим вариантами с применением атомно - абсорбционного спектрофотометра «Спектр 5 - 4» в пламени ацетилен – воздух.

Содержание Fe, Cr, Cu, Zn, Pb, Mn и Cd в растительных образцах определяли в их зольных растворах на атомно-абсорбционном спектрофотометре. Используемые аналитические линии: для цинка – 213,8 нм, для меди – 324,7 нм, свинца – 217,0 нм, кадмия – 228,8 нм. Для атомизации элементов использовали воздушно-ацетиленовое пламя.

В качестве фоновых значений тяжелых металлов использовались значения, полученные Н.В. Прохоровой 1998, 2000, 2006, а также сведения полученные институтом «ВолгоНИИгипрозем» в 2002 г. (Технический отчет..., 2002).

Помимо содержания тяжелых металлов в почвах определяли:

- содержание гумуса по методу И.В. Тюрина в модификации ЦИНАО в соответствии с ГОСТ 26213-91;
- рН солевой суспензии в модификации ЦИНАО в соответствии ГОСТ 26483-83;
- содержание подвижного фосфора и обменного калия в нейтральных почвах по Ф.В. Чирикову (ГОСТ 26204-91), в карбонатных почвах по Б.П. Мачигину (ГОСТ 26205-91);
- содержание легкогидролизуемого азота в кислотной (0,5Н H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) вытяжке по Ю.В. Тюрину и М.М. Кононовой в модификации В.Н.Кудеярова.

Содержание подвижного фосфора и обменного калия получены разными методами, для сопоставимости полученные результаты лабораторных анализов по Мачигину пересчитаны по методу Чирикова.

Средние значения из повторений и стандартные отклонения вычисляли с помощью программы Excel. Наименьшую существенную разность средних рассчитывали по Доспехову, используя пакет анализа программы Excel.

Данные учета урожайности подвергали математической обработке методом дисперсионного анализа (Доспехов, 1985) при помощи компьютерной программы для расчета НСР<sub>05</sub>, разработанной в Мордовском ГУ (1992).

## ГЛАВА 3 АГРОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ПЛОДОРОДИЯ ПОЧВ АГРОЛАНДШАФТОВ САМАРСКОЙ ОБЛАСТИ

### 3.1 Агрохимические показатели уровня плодородия почв

Почвенный покров пашни Самарской области представлен разнообразными типами и подтипами, с преобладанием малогумусных черноземов тяжелого гранулометрического состава, обладающих высоким потенциальным плодородием.

Многолетние данные ООО «ВолгоНИИгипрозем», свидетельствуют об изменениях показателей плодородия почв. При этом увеличились площади: а) переувлажненной пашни (с 929 га до 1489 га), на которой задерживались сроки весенней обработки; б) пашни с вторичным засолением (с 287 га до 302 га); в) выявлены участки нарушенных земель, изрытые участки пашни (0,5 га) и пастбищ (8,5 га), примыкающие к карьерам (Технический отчет, 2003).

Нами исследовались почвы Самарской области типичных участков основных природных ландшафтов по видам сельскохозяйственных угодий: интенсивно используемая пашня (под зерновыми, бобовыми и масличными культурами), пар, многолетняя залежь, пастбище, лесополоса (С.В. Ишкова, 2011, 2012, 2013).

Важнейшими показателями плодородия почвы являются мощность гумусовых горизонтов и содержание в них гумуса. Черноземы России потеряли местами до 50% гумуса (Лотош, 2002). За последние 20 лет в Самарской области содержание гумуса на пашне снизилось на 2%, что связано с резким снижением норм внесения органических и минеральных удобрений и повышенными в связи с этим процессами минерализации гумуса (Обущенко, Гнеденко, 2015).

По результатам проведенных нами исследований отмечено, что содержание гумуса в верхнем слое почв колеблется от 2,1 до 8,4% (табл. 3.1.1).

Таблица 3.1.1 - Агрохимические показатели почв основных агроландшафтов Самарской области

Агроландшафты	Угодья	Показатель				
		Гумус, %	рН солевой	Н легкогид., мг/кг	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> , мг/кг	K <sub>2</sub> O, мг/кг
Сухая степь сыртового Заволжья	пашня	2,7-3,3	7,3-7,4	31,6-36,1	12,7-21,3	40,6-49,1
	пар	3,7	7,2	39,2	29,5	60,6
	залежь	2,5	7,6	29,0	24,8	99,6
	пастбище	3,6	7,5	37,2	8,9	48,9
	лесополоса	5,1	7,2	46,3	21,3	84,5
Сыртовая степь Заволжья	пашня	4,8-5,1	6,9-7,0	40,8-43,6	50,5-53,8	41,8-53,0
	пар	4,4	7,1	42,4	24,8	63,9
	залежь	2,7	7,6	29,0	19,2	90,0
	пастбище	4,5	7,1	41,3	3,6	10,7
	лесополоса	5,6	6,2	46,7	6,9	59,7
Низменное Степное Заволжье	пашня	3,0-4,0	6,9-7,4	32,2-41,6	42,4-253,8	33,6-41,8
	пар	3,3	7,1	33,4	559,7	81,6
	залежь	2,8	7,4	29,8	49,6	38,5
	пастбище	3,4	7,1	41,8	19,2	55,6
	лесополоса	4,5	7,4	39,7	52,8	74,5
Низменное лесостепное Заволжье	пашня	2,7-4,5	7,0-7,1	38,7-43,0	16,1-56,0	89,3-136,3
	пар	6,5	6,5	47,3	17,7	97,8
	залежь	4,5	5,4	45,8	30,7	146,2
	пастбище	5,8	5,4	47,6	20,8	128,4
	лесополоса	5,7	7,7	44,3	34,4	120,4
Прикондурчин- ская лесостепь	пашня	4,9-6,9	6,2-7,3	39,4-46,8	26,2-90,9	90,0-264,9
	пар	3,9	7,2	33,1	30,4	129,0
	залежь	5,7	6,8	45,6	78,8	165,0
	пастбище	8,1	7,0	46,8	106,1	180,0
	лесополоса	6,1	7,3	45,6	26,2	132,0
Лесостепь Высокого Заволжья	пашня	5,6-7,0	7,0-7,3	45,6-50,0	18,3-35,5	120,0-240,0
	пар	5,7	5,3	41,4	20,8	201,0
	залежь	8,4	6,3	53,9	28,8	168,9
	пастбище	5,8	7,4	41,4	6,5	72,6
	лесополоса	7,3	6,1	50,0	20,8	141,9
Приволжская возвышенность	пашня	3,9-5,3	6,3-7,1	33,8-46,7	21,6-46,7	108,4-148,3
	пар	4,8	5,5	34,6	36,9	113,5
	залежь	2,1	5,6	32,6	23,1	33,1
	пастбище	4,2	5,2	33,6	6,6	67,2
	лесополоса	6,4	6,3	48,7	29,6	101,1

Высокое содержание гумуса в почве способствует повышению биологической активности пахотного горизонта, адсорбции и закреплению избыточного количества элементов – токсикантов, в том числе тяжелых металлов (Манторова, 2010). Верхняя часть гумусового горизонта связывает токсиканты за счет адсорбции их тонкодисперсными минеральными частицами и образования сложных, нерастворимых, практически не разлагаемых комплексных соединений (Банников и др., 1999).

Максимальное содержание органического вещества обнаружено в почвах Лесостепи Высокого Заволжья и составляет в среднем 6,70 %, минимальное на Приволжской возвышенности – 2,24 %. Согласно существующим градациям Б.А. Ягодина, 1987, В.В. Кидина, 2008, В.Г. Минеева, 2001, указанное содержание классифицируется, как очень высокое и низкое, соответственно.

Содержание гумуса в почвах сельскохозяйственных угодий максимально преимущественно под лесополосами (4,5-7,3 %). Некоторые особенности отмечены в почвах угодий Лесостепи Высокого Заволжья, где максимальные количества гумуса обнаружены в верхнем слое почв залежи – 8,4 %.

Поглощение ТМ почвой в большей степени зависит от реакции среды и от того, какие анионы преобладают в почвенном растворе. В кислой среде больше сорбируются медь, свинец и цинк, а в щелочной – интенсивно поглощаются кадмий и кобальт (Анспок, 1981; Ефимов, 1986; Яковченко, 2014).

Реакция среды почвенного раствора варьируется от слабокислой (5,2 %) в почвах под пастбищами Приволжской возвышенности до слабощелочной (7,7 %) в почвах лесополосы Низменного лесостепного Заволжья, что связано с родом почвы и степенью содержания в ней карбонатов, и благоприятно для роста и развития большинства сельскохозяйственных культур.

На урожайность сельскохозяйственных культур оказывает влияние содержание в почве подвижного фосфора (Бирюкова, 2014). Высокое содержание подвижного фосфора снижает поступление эссенциальных элементов в растения (Шеуджен, 2003, Прошкин, 2014, Загоруйко, 2017) за счет образования труднорастворимых фосфатов, фосфор сокращает количество подвижных

металлов в почве (Лазарев и др., 2013). Вынос фосфора урожаями в среднем составляет 15-50 кг/га, изменяясь в зависимости от биологических особенностей культур и уровня урожайности.

Обеспеченность обследованных почв подвижным фосфором по отношению к зерновым культурам очень низкая (3,6-20,8 мг/кг почвы), низкая (21,3-50,5 мг/кг почвы) и средняя (53,8-90,9 мг/кг почвы). Минимальные значения содержания подвижного фосфора практически во всех обследованных ландшафтах характерны для верхнего слоя почв пастбищ, очень высокая обеспеченность подвижным фосфором наблюдается в верхнем слое почв пашни и пара низменного степного Заволжья на фоне повышенного внесения минеральных удобрений.

С точки зрения ионного обмена, одним из самых химически активных металлов системы почва-растение является калий.

Обеспеченность почв обменным калием для большинства обследованных агроландшафтов принимает высокие значения – до 264,9 мг/кг почвы.

Многими исследователями приводятся данные о необходимости определения легкогидролизуемого азота почвы для оценки почвенного плодородия (Лукин, 2011; Nafe D., 1983, 1990; Riley M.J., 2001; Новиков, 2012). Накопление легкогидролизуемого азота в почве повышает интенсивность минерализационных процессов и улучшает эффективное плодородие почв (Гамзиков, 1981, Васильченко, 2014).

Содержание легкогидролизуемого азота в изучаемых почвах колеблется от очень низкого (29,0-29,8 мг/кг почвы) до среднего (41,3-50,0), но в основном соответствует низкому уровню для выращивания основных видов сельскохозяйственных растений.

В совместных исследованиях с С.В. Ишковой, 2012, нами сопоставлены динамические показатели содержания гумуса в почвах Приволжской возвышенности (территория Сызранского района) свидетельствующие о его снижении в почвах пашни. По данным ООО «ВолгаНИИГипрозем» (Технический отчет..., 2002), содержание гумуса в пахотном слое в 1975-1981 гг. составляло 5,20 %, в

1987-1992 гг. – 4,70 %, в 1993-2000 гг. – 4,30 %, по нашим данным в 2002-2003 гг. – 4,10%. Таким образом, за 25 лет сельскохозяйственного использования пашни разница в содержании гумуса составила 1,1 %, что соответствует средней ежегодной потере из обрабатываемого слоя почвы 1,2 т/га гумуса.

В настоящее время на Приволжской возвышенности в пределах Самарской области по содержанию гумуса (табл. 3.1.2) преобладают малогумусные и слабогумусированные почвы. Они занимают соответственно 43,6 % и 37,9 % от площади сельхозугодий. Менее распространены среднегумусные – 7,6 % и микрогумусные почвы – 10,9 %.

Таблица 3.1.2 - Агрохимические показатели почв сельскохозяйственных угодий Сызранского района

Угодье	Гумус, %	Элементы, мг/кг почвы		
		P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	N легкогидр.
Пастбище	3,2	21,7	67,2	33,6
Пашня	4,1	37,5	379,0	40,1
Залежь	2,1	76,1	49,7	32,6
Пар	3,8	121,8	113,5	34,6
Многолетние насаждения	6,4	97,7	101,1	48,7

Динамика площадей почв пашни и многолетних насаждений по содержанию гумуса такова, что за период между обследованиями площади среднегумусных и малогумусных почв сократились соответственно на 6,8 % и 4,3 %. Площади слабогумусированных почв увеличились на 6,4%, микрогумусных почв – на 4,7 % (Обущенко, 2014).

Водной эрозии подвержено 29,4 % от площади сельхозугодий, из них слабосмытых – 20,3 %, среднесмытых – 3,7 %, сильносмытых – 5,4 %. Дефлированные почвы занимают 7,7 % площади сельхозугодий Сызранского района, из них слабодефлированные – 7,5 %, среднедефлированные – 0,2 %.

Эрозия, наряду с другими факторами, способствовала усилению таких негативных, как дегумификация, уменьшение мощности гумусового слоя, по-

теря важнейших элементов питания: азота – 0,3 %, фосфора – 0,15 %, калия – 2 % от веса смытой почвы.

К уменьшению плодородия при выращивании сельскохозяйственных культур почв ведет резко отрицательный баланс питательных веществ. Так, вынос питательных веществ (NPK) с урожаем 2002 года в среднем составил 90,8 кг/га пашни, а внесение – 19,0 кг/га. Отрицательный баланс составил 71,8 кг/га (Технический отчет..., 2003).

Большая часть обследованных площадей по фосфору приходится на категорию малообеспеченных. Причем, обеспеченность подвижным фосфором почв пастбища и пашни низкая, залежи и многолетних насаждений – средняя, пара на фоне внесенных удобрений – повышенная.

Почвы района характеризуются в целом как хорошо обеспеченные калием. Обеспеченность обменным калием почв залежи и пастбища средняя, пара и многолетних насаждений – повышенная, пашни – очень высокая.

Содержание легкогидролизуемого азота в почвенных образцах пастбища, пара и залежи соответствует низкому уровню для выращивания основных видов сельскохозяйственных растений, пашни и многолетних насаждений – среднему.

Отрицательный баланс питательных веществ (в первую очередь гумуса) в пахотных почвах, вызванный высоким уровнем использования территории (80-90 %), интенсивными обработками почвы, нарушением естественного хода гумусообразования из-за смешивания верхних плодородных слоев почвы с бедными нижележащими слоями, отрицательным балансом элементов питания в системе «почва-растение-удобрение».

В наших исследованиях проведен анализ основных агрохимических показателей основных типов почв Заволжской провинции степной зоны (темно-каштановые почвы, черноземы южные, обыкновенные и типичные), Предуральской провинции лесостепной зоны (темно-серые лесные почвы и черноземы выщелоченные) и Среднерусской провинции.

Содержание гумуса в верхнем слое темно-каштановой почвы составляет 3,6 %, темно-серой лесной почвы – 5,8 %. Обследованные черноземы являются малогумусными с содержанием гумуса в верхнем горизонте 4,1-5,8 %. Реакция среды почвенного раствора темно-каштановой почвы и чернозема южного слабощелочная (рН сол. – 7,5 и 7,1, соответственно), чернозема обыкновенного, выщелоченного и типичного – нейтральная (рН сол. – 6,0-6,6), чернозема оподзоленного и темно-серой лесной почвы – слабокислая (рН сол. – 5,4 и 5,5, соответственно). Обеспеченность подвижным фосфором темно-каштановой почвы и чернозема южного очень низкая (7,2-17,6 мг/кг почвы), чернозема обыкновенного – низкая (48,3 мг/кг почвы), темно-серой лесной почвы и чернозема типичного – средняя (67,5-68,5 мг/кг почвы), чернозема обыкновенного – повышенная (121,8 мг/кг почвы). Обеспеченность темно-каштановой почвы и чернозема южного обменным калием очень низкая (2,1-14,7 мг/кг почвы), чернозема обыкновенного и выщелоченного – средняя (51,0-72,6 мг/кг почвы), чернозема оподзоленного – повышенная (113,5 мг/кг почвы), темно-серой лесной почвы и чернозема типичного – высокая (128,4-135,0 мг/кг почвы). Содержание легкогидролизуемого азота в почвенных образцах колеблется от 33,6 до 47,6 мг/кг почвы, что соответствует оптимальному уровню для нормального роста и развития растений (Ишкова, 2012).

По приведенным агрономическим показателям можно заключить, что почвы обследованных участков пригодны для сельскохозяйственного использования.

### **3.2 Валовое содержание и содержание подвижной формы тяжелых металлов в почвах изучаемых агроландшафтов**

Аккумуляция, миграция, перераспределение тяжелых металлов в почвах агроландшафтов лесостепной и степной зоны Самарской области обуславливается совокупным действием рельефа, климата, растительности, высокой ак-

тивностью водной эрозии, обменной адсорбцией поверхности глин и гумуса, формирование устойчивых комплексных соединений с гумусом, адсорбция поверхности и окклюзирование, формирование нерастворимых соединений. Основная масса их формируется в почве за счет содержания их в материнской породе (Матвеев, 1995).

От содержания гумуса в почве зависит уровень аккумуляции в ней тяжелых металлов (Прохорова, 1996). В почвах Самарской области в составе гумуса преобладают гуминовые кислоты, связывающие тяжелые металлы в неподвижные комплексы, способствующие снижению поступления в органы растений (Варшал и др., 1996; Данченко и др., 1996).

Запасы гумуса в почвах области, как правило, увеличиваются в направлении от светло-серых лесных почв к типичным чернозёмам: светло-серые → серые → тёмно-серые лесные почвы → оподзоленные и выщелоченные чернозёмы → типичные чернозёмы. Дальше на юг, к южным чернозёмам и каштановым почвам, запасы гумуса снижаются.

Больше всего гумуса содержится в типичных чернозёмах (в метровом слое до 800–900 т/га), меньше всего – в светло-серых и серых почвах (80–270 т/га) (Обущенко, 2015). По содержанию гумуса почвы региона относятся к средне- и малогумусным, а по мощности гумусового горизонта – средне- и маломощные (Казанцев, 2016). Ежегодная потеря гумуса по региону составляет 0,4 т/га, а площади среднегумусных почв сократились на 1,7 %, начиная с 2003 года, 1,9 тыс. га имеют высокую степень засоления почв (Ишкова, 2012; Обущенко, 2013).

Важной экологической проблемой является эрозия почв (Гнеденко, 2011; Ишкова, 2012; Ибрагимова, 2014).

Водная эрозия приводит к потерям необходимых для растений, как макро-, так и микроэлементов. Степень смывости почвы влияет на содержание тяжелых металлов в почве: чем она выше, тем ниже содержание микроэлементов. Максимальная промывка профиля от тяжелых металлов отмечается на

сильносмытых почвах. Здесь потери тяжелых металлов по сравнению с несмытыми почвами в среднем составляют 39,0 % (Медведев, 2017).

В Самарской области почвы подвергаются водной эрозии и дефляции и эти два процесса характерны для всех типов почв. Первый процесс – водная эрозия оказывает наибольшее влияние в местах распространения серых лесных и черноземных почв. В регионе данному процессу подвержено около 30 % сельскохозяйственных угодий и особенно она распространена на территориях Высокого Заволжья и Самарской Луки. Поэтому, наибольшее развитие в регионе получили овражно-балочные системы, занимающие, например, в Большеглушицком районе до 40 % территории. Сильносмытые почвы характерны для северо - востока региона, среднесмытые для юго-востока, для центральной и западной частей характерны слабосмытые почвы. Второй процесс – дефляция характерна для южных районов региона с преобладанием южных черноземов и темно - каштановых почв (Казанцев, 2016).

Особенно важны подвижные формы металлов в почве, передвижение которых определено поведением катионов. Большинство исследований показало, что тяжелые металлы аккумулируются в верхней части гумусового горизонта, их содержание постепенно снижается вниз по профилю до глубины залегания карбонатов (Горбунова, Протасова, 2008). Карбонатный барьер аккумулирует тяжелые металлы вследствие образования нерастворимых солей.

По нашим данным, содержание большинства ТМ в обследованных почвах не превышает уровень ПДК (табл. 3.2.1). Загрязнение ТМ выявлено на полях, находящихся в зоне промышленных предприятий г. Сызрани. Так, по данным обследования 2003 года содержание Со на контрольной площадке, расположенной в 0,5 км от Сызрани, составляло 21,2 мг/кг почвы, что превышало ПДК в 1,5 раза, содержание Сг находилось на пороге допустимой концентрации (100 мг/кг почвы). В 1995 г. наблюдалось превышение ПДК содержания валовой формы Си в 1,2 раза, в 2011 году превышение составило 1,8-4,2 ПДК на всех сельскохозяйственных угодьях, кроме пастбища.

Таблица 3.2.1 – Содержание валовых и подвижных форм тяжелых металлов в профиле основных типов и подтипов почв Самарской области, мг/кг

Слой почвы, см	Элемент						
	Pb	Cd	Fe	Zn	Cu	Mn	Cr
<i>Темно-каштановая почва</i>							
0-30	<u>4,20*</u> 15,30	<u>0,04</u> 0,12	= 11885,60	<u>0,60</u> 64,80	<u>0,20</u> 21,20	<u>56,30</u> 728,70	<u>0,10</u> 26,40
30-60	<u>4,80</u> 14,90	<u>0,06</u> 0,07	= 11465,30	<u>0,70</u> 66,50	<u>0,20</u> 21,00	<u>63,10</u> 554,50	<u>0,30</u> 25,00
60-90	<u>5,60</u> 14,90	<u>0,04</u> 0,07	= 22697,00	<u>1,00</u> 57,40	<u>0,30</u> 21,90	<u>61,0</u> 493,60	<u>0,30</u> 24,20
90-120	<u>5,80</u> 14,60	<u>0,08</u> 0,08	= 22253,30	<u>0,50</u> 65,60	<u>0,30</u> 21,50	<u>51,40</u> 536,60	<u>0,40</u> 23,00
120-150	<u>6,00</u> 15,30	<u>0,10</u> 0,06	= 23444,20	<u>0,50</u> 68,90	<u>0,30</u> 22,10	<u>62,80</u> 628,90	<u>0,40</u> 25,30
Фон	14,70	0,45	10410,00	42,80	14,40	625,00	26,80
<i>Чернозем южный</i>							
0-30	<u>2,20</u> 14,90	<u>0,05</u> 0,08	= 23663,10	<u>0,20</u> 71,40	<u>0,09</u> 21,20	<u>20,30</u> 719,90	<u>0,07</u> 27,80
30-60	<u>2,50</u> 13,90	<u>0,02</u> 0,05	= 20159,90	<u>0,50</u> 65,50	<u>0,13</u> 19,70	<u>24,60</u> 691,50	<u>0,20</u> 22,90
60-90	<u>4,10</u> 13,90	<u>0,06</u> 0,07	= 20446,20	<u>0,50</u> 64,30	<u>0,18</u> 18,80	<u>45,30</u> 638,60	<u>0,40</u> 21,10
90-120	<u>2,20</u> 13,80	<u>0,05</u> 0,07	= 23445,00	<u>0,40</u> 67,90	<u>0,06</u> 19,50	<u>28,70</u> 683,10	<u>0,20</u> 24,40
120-150	<u>4,20</u> 14,10	<u>0,06</u> 0,06	= 23676,70	<u>0,50</u> 66,50	<u>0,29</u> 18,60	<u>55,10</u> 627,80	<u>0,40</u> 18,30
Фон	12,30	0,70	11100,00	34,90	14,10	560,00	11,20
<i>Чернозем обыкновенный</i>							
0-30	<u>1,70</u> 12,50	<u>&lt;0,02</u> 0,11	= 30863,70	<u>1,40</u> 67,40	<u>&lt;0,01</u> 21,60	<u>22,70</u> 646,00	<u>0,15</u> 24,00
30-60	<u>1,70</u> 11,60	<u>&lt;0,02</u> 0,11	= 20646,80	<u>0,80</u> 69,80	<u>&lt;0,01</u> 18,60	<u>14,80</u> 643,00	<u>0,15</u> 20,40
60-90	<u>2,90</u> 11,80	<u>&lt;0,02</u> 0,08	= 28423,00	<u>0,50</u> 53,70	<u>&lt;0,01</u> 17,20	<u>29,00</u> 565,60	<u>0,15</u> 18,90
90-120	<u>4,70</u> 12,60	<u>&lt;0,02</u> 0,10	= 27954,70	<u>0,40</u> 54,30	<u>0,03</u> 16,70	<u>48,10</u> 539,60	<u>0,40</u> 14,40
120-150	<u>5,40</u> 12,60	<u>&lt;0,02</u> 0,08	= 19497,40	<u>0,60</u> 36,50	<u>0,26</u> 16,60	<u>64,40</u> 338,40	<u>0,50</u> 12,40
Фон	13,50	0,80	12810,00	37,90	11,30	360,00	17,90
<i>Чернозем типичный</i>							
0-30	<u>0,25</u> 7,30	<u>0,07</u> 0,28	= 30458,00	<u>0,11</u> 54,10	<u>0,16</u> 16,70	<u>25,60</u> 702,00	<u>1,18</u> 40,20
30-60	<u>0,35</u> 7,40	<u>0,04</u> 0,31	= 29896,00	<u>0,08</u> 53,70	<u>0,24</u> 15,80	<u>16,40</u> 461,0	<u>0,92</u> 37,20
60-90	<u>0,14</u> 7,30	<u>0,05</u> 0,32	= 26932,00	<u>0,13</u> 56,00	<u>0,47</u> 15,00	<u>31,00</u> 482,00	<u>0,12</u> 54,90
90-120	<u>0,15</u>	<u>0,06</u>	=	<u>0,18</u>	<u>0,99</u>	<u>23,60</u>	<u>н/обн</u>

Слой почвы, см	Элемент						
	Pb	Cd	Fe	Zn	Cu	Mn	Cr
	5,30	0,26	20907,00	59,00	13,90	421,00	19,90
120-150	<u>0,40</u>	<u>0,06</u>	=	<u>0,20</u>	<u>0,96</u>	<u>24,70</u>	<u>н/обн</u>
	5,20	0,24	20776,00	51,00	19,30	393,00	23,90
Фон	14,60	0,82	11240,00	32,90	13,40	540,00	28,00
<i>Чернозем выщелоченный</i>							
0-30	<u>0,21</u>	<u>0,06</u>	=	<u>0,09</u>	<u>0,19</u>	<u>9,67</u>	<u>7,57</u>
	12,00	0,43	21302,00	36,80	20,40	619,00	64,80
30-60	<u>0,58</u>	<u>0,05</u>	=	<u>0,25</u>	<u>0,18</u>	<u>25,20</u>	<u>4,45</u>
	13,50	0,44	20721,00	36,90	20,70	746,00	63,20
60-90	<u>0,66</u>	<u>0,10</u>	=	<u>2,71</u>	<u>0,24</u>	<u>24,40</u>	<u>5,67</u>
	14,40	0,46	21200,00	36,80	17,50	518,00	62,00
90-120	<u>1,35</u>	<u>0,09</u>	=	<u>0,30</u>	<u>1,85</u>	<u>15,20</u>	<u>7,16</u>
	10,30	0,53	22113,00	36,70	19,60	770,00	50,90
120-150	<u>0,78</u>	<u>0,03</u>	=	<u>0,22</u>	<u>0,91</u>	<u>17,50</u>	<u>3,26</u>
	11,50	0,45	28959,00	36,80	22,40	782,00	76,40
Фон	12,60	0,78	10830,00	34,90	15,00	500,00	49,60
<i>Чернозем оподзоленный</i>							
0-30	<u>0,25</u>	<u>0,03</u>	=	<u>0,30</u>	<u>&lt;0,01</u>	<u>51,80</u>	<u>0,07</u>
	7,40	0,08	5351,10	29,10	9,80	523,80	16,60
30-60	<u>&lt;0,2</u>	<u>&lt;0,02</u>	=	<u>0,07</u>	<u>&lt;0,01</u>	<u>10,00</u>	<u>0,04</u>
	2,40	0,07	11007,80	30,80	3,30	89,80	9,60
60-90	<u>0,20</u>	<u>&lt;0,02</u>	=	<u>0,02</u>	<u>&lt;0,01</u>	<u>2,10</u>	<u>&lt;0,01</u>
	4,20	0,02	12110,50	24,50	6,10	40,20	22,70
90-120	<u>0,20</u>	<u>&lt;0,02</u>	=	<u>0,03</u>	<u>&lt;0,01</u>	<u>2,30</u>	<u>&lt;0,01</u>
	3,80	<0,02	5842,50	26,60	5,90	43,20	24,40
120-150	<u>0,40</u>	<u>&lt;0,02</u>	=	<u>0,04</u>	<u>&lt;0,01</u>	<u>2,20</u>	<u>&lt;0,01</u>
	4,50	<0,02	13000,40	27,10	6,60	52,00	26,70
Фон	12,70	0,54	7360,00	28,20	10,30	342,00	19,30
<i>Темно-серая лесная почва</i>							
0-30	<u>0,60</u>	<u>&lt;0,02</u>	=	<u>0,70</u>	<u>&lt;0,01</u>	<u>63,60</u>	<u>0,23</u>
	20,10	0,07	15553,30	89,3	28,6	1785,9	30,5
30-60	<u>0,60</u>	<u>&lt;0,02</u>	=	<u>0,06</u>	<u>&lt;0,01</u>	<u>44,50</u>	<u>0,15</u>
	18,00	<0,02	21901,40	89,3	27,7	1944,1	34,6
60-90	<u>0,90</u>	<u>&lt;0,02</u>	=	<u>0,05</u>	<u>&lt;0,01</u>	<u>51,90</u>	<u>&lt;0,01</u>
	20,40	0,13	26257,50	69,1	26,8	3335,6	29,5
90-120	<u>0,90</u>	<u>&lt;0,02</u>	=	<u>0,03</u>	<u>&lt;0,01</u>	<u>19,40</u>	<u>&lt;0,01</u>
	18,30	<0,02	17766,60	79,8	35,6	1452,6	41,8
120-150	<u>1,20</u>	<u>&lt;0,02</u>	=	<u>0,03</u>	<u>&lt;0,01</u>	<u>22,40</u>	<u>&lt;0,01</u>
	21,40	<0,02	18299,80	70,1	36,4	1675,1	39,3
Фон	13,40	0,50	9100,00	31,1	9,8	455	16
ПДК	<u>6,00</u>	<u>1,00</u>	=	<u>23,00</u>	<u>3,00</u>	<u>140,00</u>	<u>6,00</u>
	32,00	2,00	38000,00	220,0	132,0	1500,0	100,00

\*числитель – содержание подвижных форм тяжелых металлов, знаменатель – валовое содержание тяжелых металлов.

По данным 1991 года, обследования содержание подвижной формы Cu в почвах превысило ПДК в 4,2 раза, в 2011 г. превышение составило 3,3-14,2 ПДК в почвах всех сельскохозяйственных угодий.

Данные по валовому содержанию и содержанию подвижных форм ТМ в почвах обследованных участков, основные нормативы значений ТМ и фоновые их показатели позволяют сделать следующие заключения.

Содержание ТМ в обследованных почвах ниже уровня ПДК, кроме Mn, валовое содержание которого в темно-серой лесной почве превышает ПДК в 1,2 раза и подвижной формы Cr, содержание которого в черноземе выщелоченном выше ПДК в 1,3 раза. При этом для исследования были выбраны относительно благоприятные в экологическом плане участки, достаточно удаленные от различных источников загрязнения, что указывает на поступление указанных тяжелых металлов извне. Во всех обследованных почвах наблюдается низкое содержание подвижных форм Zn (0,02-1,40 мг/кг почвы), при недостатке которого в растениях происходит нарушение процессов синтеза хлорофилла, белкового, углеводного и фосфорного обмена веществ. Верхние горизонты всех обследованных почв характеризуются низким содержанием подвижных форм Cu (<0,01-0,20 мг/кг), при недостатке которого происходит задержка роста, потеря тургора, развивается хлороз листьев. Высокое содержание подвижной формы Mn (20,3-63,6 мг/кг почвы) наблюдается в верхних горизонтах всех почв, что благоприятно для нормального роста и развития растений, кроме чернозема выщелоченного, верхний горизонт которого характеризуется низким содержанием подвижного Mn (9,67 мг/кг почвы) (Флоринский и др., 1994; Гундарева, Мелякина, 2005).

По сравнению с фоновым, валовое содержание тяжелых металлов повысилось в 1,2-2,7 раза, кроме Cd, содержание которого в обследованных почвах участков снизилось, по сравнению с фоновым в 3,8-8,8 раза. Кроме того, валовое содержание Pb, Fe, Cu и Cr в черноземе оподзоленном по сравнению с фоновым снизилось в 1,1-1,7 раза. Валовое содержание Pb ниже фонового в чер-

ноземах обыкновенном, типичном, выщелоченном, оподзоленном в 1,1-2,0 раза.

По валовому содержанию ТМ в профиле различных типов почв наблюдается следующая тенденция: в черноземе обыкновенном с глубиной постепенно снижается концентрация Cu, Mn и Cr в 1,3-1,9 раза, содержание Cd уменьшается в черноземе оподзоленном на 12,5-71,4%, Fe – уменьшается в черноземе типичном в 1,5 раза.

Во всех типах почв отмечается постепенное увеличение с глубиной содержания подвижной формы Pb в 1,4-3,7 раза. В профиле чернозема оподзоленного и темно-серой лесной почвы наблюдается снижение с глубиной концентрации подвижных форм Zn, Mn и Cr на 64,8-95,8%. Увеличивается с глубиной содержание подвижных форм Cu и Cr в темно-каштановой почве, черноземе южном и обыкновенном, Zn – в черноземе южном, Cu – в черноземе типичном в 1,5-26 раз (Рис. 3.2.1).

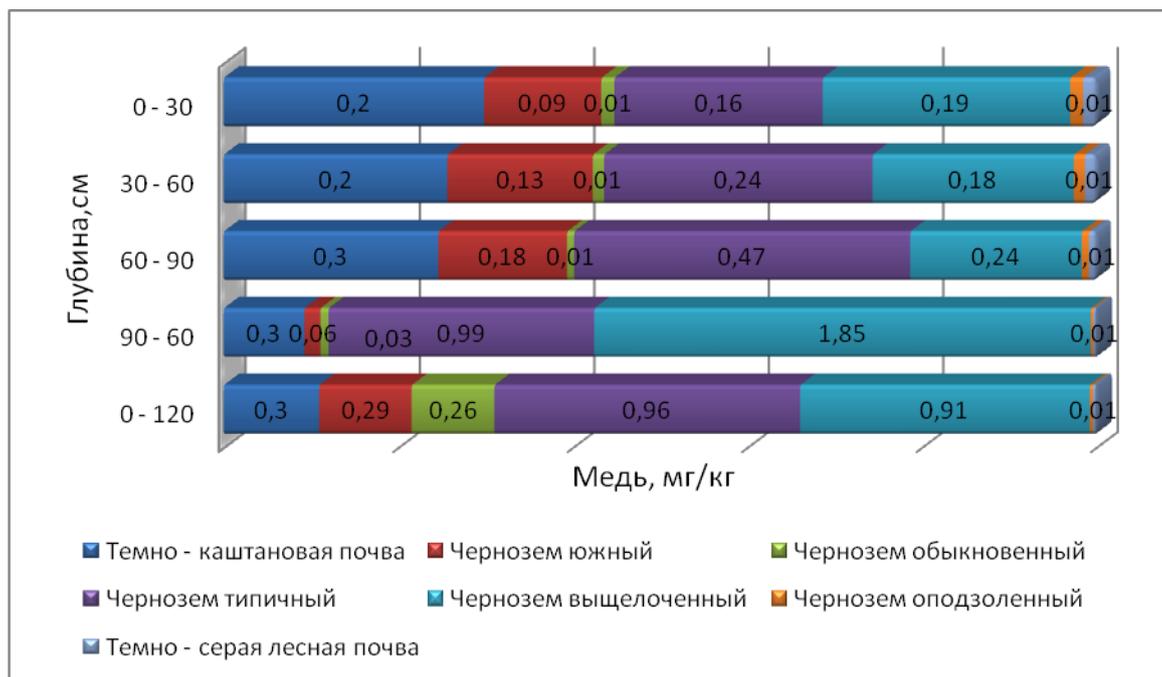


Рис. 3.2.1. Содержание подвижной формы меди в основных типах и подтипах почв

Распределение ТМ в почвенном профиле зависит от наличия и расположения геохимических барьеров. Так, взаимодействуя с органическим веще-

ством почв, в гумусовом горизонте максимально валовое содержание всех ТМ в черноземах южном и обыкновенном, Pb, Cd, Mn и Cr в темно-каштановой почве, Pb, Cd, Mn и Cu в черноземе оподзоленном, Fe и Mn в черноземе типичном (Рис. 3.2.2).

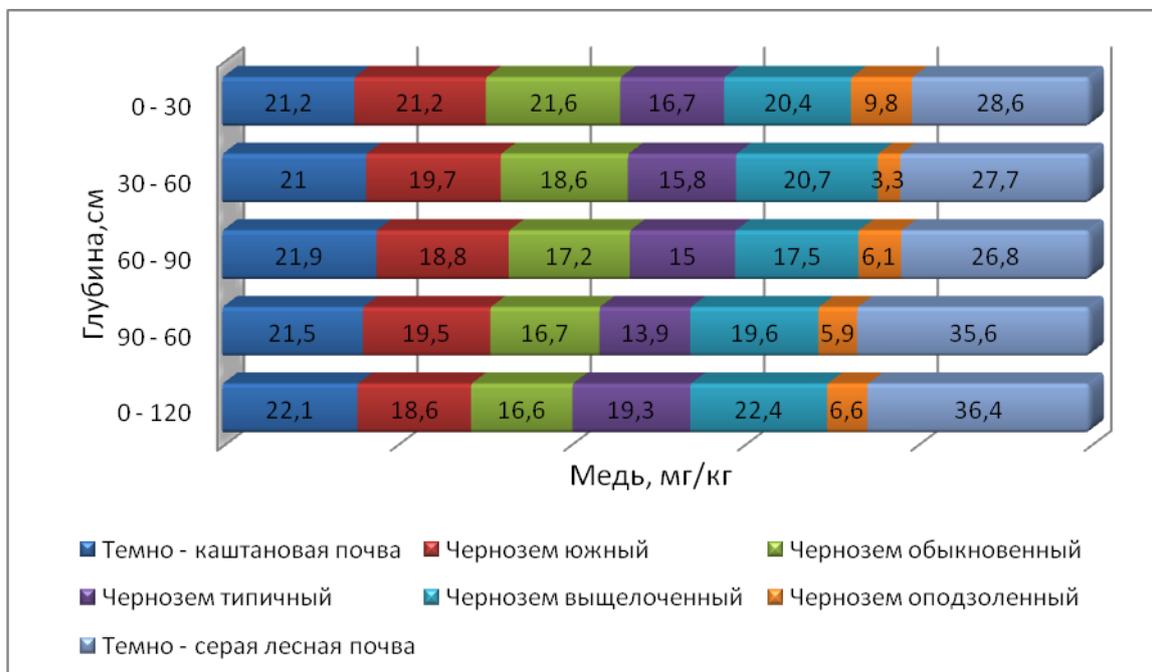


Рис. 3.2.2. Валовое содержание меди в основных типах и подтипах почв

В оподзоленном горизонте выявлены минимальные валовые концентрации Pb, Cu, Cr, подвижной формы Pb. В верхнем горизонте темно-серой лесной почвы аккумулируются подвижные формы Zn, Mn, Cr.

По общему содержанию ТМ в разных типах почв нами выявлена закономерность, которая выражается в минимальном значении их для чернозема оподзоленного, максимальном (в 2,7 раза выше) – для чернозема типичного.

Суммарный показатель загрязнения почвы отражает степень опасности загрязнения почв комплексом элементов. По величине этого показателя исследуемые почвы отнесены к категории с допустимым уровнем загрязнения, Zс (по Fe, Cr, Cu, Zn, Pb, Mn и Cd) колеблется в пределах – 0,17-8,98. Максимальное значение суммарного показателя загрязнения почвы характерно для темно-серой лесной почвы, минимальное – для чернозема оподзоленного.

Статистическая обработка материалов исследований позволила выявить наличие положительной корреляционной зависимости между валовым содержанием Pb и Zn ( $r = 0,72$ ), что отражает сходную направленность биохимической миграции в процессе почвообразования. Аккумуляция подвижных форм Cr в исследованных почвах находится в прямой зависимости от его валового содержания ( $r = 0,74$ ). При увеличении pH почвенного раствора увеличивается содержание подвижной формы Pb ( $r = 0,71$ ). В исследованных почвах выявлен высокий уровень положительной корреляционной связи ( $r = 0,74-0,99$ ) валового содержания Pb, Cu и Cr, а также Zn, Mn и Cd гумусового слоя с материнской породой.

Превышение норм ПДК по содержанию ТМ в почвах агроландшафтов Самарской области незначительно и носит единичный и локальный характер.

Детальный анализ почв сельскохозяйственных угодий территории Сызранского района, расположенного на Приволжской возвышенности, показал различную динамику трансформации тяжелых металлов (табл. 3.2.2).

Таблица 3.2.2 – Валовое содержание и содержание подвижных форм ТМ в почвах различных сельскохозяйственных угодий Сызранского района

Угодье	Элемент, мг/кг						
	Pb	Cd	Fe	Zn	Cu	Mn	Cr
пастбище	<0,2*	<0,02	23,1	0,07	10,0	<0,01	0,04
	2,4	0,07	11007,8	30,8	89,8	3,3	9,6
пашня	1,7	0,03	5,1	0,2	33,9	<0,01	<0,01
	10,9	0,07	12357,1	57,4	478,8	17,4	32,3
залежь	<0,2	<0,02	21,6	0,1	16,8	<0,01	<0,01
	4,6	0,07	3347,0	21,8	236,6	8,2	11,7
пар	0,5	0,02	15,3	0,4	19,5	<0,01	0,07
	7,4	0,09	7768,5	44,3	346,1	13,0	23,2
Многолетние насаждения	1,2	<0,02	13,5	0,5	42,7	<0,01	<0,15
	12,3	0,08	11983,3	62,4	553,4	18,1	30,9
ПДК**	6,0	1,0	-	23,0	3,0	140,0	6,0
	32,0	2,0	38000	220,0	132,0	1500,0	100,0

\*числитель – содержание подвижных форм тяжелых металлов,

знаменатель – валовое содержание тяжелых металлов.

\*\*ПДК - МУ по оценке степени..., 1987.

Во всех обследованных почвах наблюдается низкое содержание подвижных форм Zn и Mn (0,07 - 0,5 и < 0,01 мг/кг почвы соответственно), при недостатке которых в растениях происходит нарушение процессов фотосинтеза и дыхания, синтеза хлорофилла, белкового, углеводного и фосфорного обмена веществ, наблюдается хлороз листьев, задержка роста растений (Флоринский и др., 1994, Кабата-Пендиас, Пендиас 1989; Виноградов, 1952).

По сравнению с обследованиями 1991-2003 гг. содержание Pb, Cd, Fe, Mn и Cr снизилось в 1,2-8,0 раза, Cu повысилось в 1,4-8,8 раза; валовое содержание Zn в почвах пашни и многолетних насаждений возросло в 1,2 раза, в почвах остальных сельскохозяйственных угодий снизилось, по сравнению с фоновым, в 1,2-2,4 раза.

Максимальные валовые концентрации и значения подвижных форм Zn и Cu, а также валовое содержание Pb, Mn и подвижной формы Cr наблюдаются в почвах под многолетними насаждениями. Содержание подвижных форм Pb и валовое содержание Fe в почве пашни превышает таковое в почвах остальных угодий в 1,1-8,5 раза. Минимальные валовые концентрации и значения подвижных форм Cu, а также валовое содержание Pb, Mn, Cr и содержание подвижного Zn наблюдаются в почвах пастбища. По суммарному уровню загрязнения ТМ в почвах различные сельскохозяйственные угодья образуют следующий ряд: пастбище < пар < залежь < пашня.

Суммарный показатель загрязнения почв отражает степень опасности их загрязнения комплексом элементов. По величине этого показателя почвы пастбища и залежи отнесены к категории с допустимым уровнем загрязнения, Zc (по Fe, Cr, Cu, Zn, Pb, Mn и Cd) для них составляет 2,13 и 12,0, соответственно. По уровню загрязнения комплексом ТМ почвы пашни (Zc=31,19) и пара (Zc=20,90) отнесены к умеренно опасной категории, почвы под многолетними насаждениями (Zc=36,59) – опасной. (СанПиН 2.1.7.1287-03).

Установлено превышение ПДК в почве пара сухой степи сыртового Заволжья по валовому содержанию Fe в 1,1 раза (табл. 3.2.3), в почве пастбища низменного лесостепного Заволжья отмечено превышение ПДК по валовому

содержанию Mn в 1,2 раза, в почвах пашни и пастбища лесостепи высокого Заволжья превышено содержание подвижной формы Cr в 1,3-1,8 раза (приложение 1).

Содержание подвижной формы Mn в почвах соответствует средней и высокой градации (11,8-85,4 мг/кг), что благоприятно для выращивания сельскохозяйственных растений (Флоринский, 1994; Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989).

Таблица 3.2.3 – Показатели коэффициентов накопления Кс и процента подвижности тяжелых металлов в почвах Самарской области

Угодье	Элемент						
	Pb	Cd	Fe	Zn	Cu	Mn	Cr
Сухая степь сыртового Заволжья							
пашня	<u>1,45</u>	<u>0,24</u>	<u>0,17</u>	<u>1,52</u>	<u>1,45</u>	<u>1,63</u>	<u>0,96</u>
	29,7	63,6	-	0,84	0,48	9,52	1,16
пар	<u>1,39</u>	<u>0,38</u>	<u>4,13</u>	<u>1,44</u>	<u>1,44</u>	<u>1,62</u>	<u>1,00</u>
	22,9	47,05	-	0,97	0,39	11,6	1,49
залежь	<u>1,41</u>	<u>0,88</u>	<u>1,83</u>	<u>1,05</u>	<u>0,91</u>	<u>1,09</u>	<u>0,79</u>
	9,09	22,5	-	0,66	3,82	2,97	3,79
пастбище	<u>1,57</u>	<u>0,26</u>	<u>1,14</u>	<u>1,51</u>	<u>1,47</u>	<u>1,78</u>	<u>0,99</u>
	27,5	33,3	-	0,98	0,94	7,73	0,38
лесополоса	<u>1,45</u>	<u>0,42</u>	<u>2,16</u>	<u>1,44</u>	<u>1,44</u>	<u>1,44</u>	<u>0,92</u>
	22,7	47,4	-	1,29	0,48	14,4	0,81
Сыртовая степь Заволжья							
пашня	<u>1,09</u>	<u>0,19</u>	<u>2,07</u>	<u>2,05</u>	<u>1,56</u>	<u>1,41</u>	<u>2,36</u>
	0,15	23,1	-	0,69	0,45	2,39	0,26
пар	<u>0,17</u>	<u>0,14</u>	<u>2,29</u>	<u>2,13</u>	<u>0,06</u>	<u>1,26</u>	<u>2,45</u>
	0,96	60,0	-	0,67	21,2	7,63	0,73
залежь	<u>6,86</u>	<u>0,58</u>	<u>1,77</u>	<u>1,31</u>	<u>0,4</u>	<u>0,85</u>	<u>1,96</u>
	0,83	21,9	-	0,66	14,2	2,46	5,00
пастбище	<u>1,21</u>	<u>0,11</u>	<u>2,13</u>	<u>2,05</u>	<u>0,09</u>	<u>1,29</u>	<u>2,48</u>
	14,8	62,5	-	0,28	21,2	2,82	0,25
лесополоса	<u>0,93</u>	<u>0,14</u>	<u>2,16</u>	<u>1,99</u>	<u>0,08</u>	<u>1,21</u>	<u>2,33</u>
	0,17	50,0	-	0,72	21,3	4,94	0,57
Низменное Степное Заволжье							
пашня	<u>0,96</u>	<u>0,16</u>	<u>3,65</u>	<u>1,80</u>	<u>1,57</u>	<u>1,34</u>	<u>0,46</u>
	16,8	15,4	-	1,25	0,058	4,22	0,76
пар	<u>1,20</u>	<u>0,2</u>	<u>4,11</u>	<u>3,6</u>	<u>2,08</u>	<u>1,60</u>	<u>0,53</u>
	13,6	12,5	-	0,72	0,044	3,81	0,70
залежь	<u>1,02</u>	<u>0,15</u>	<u>3,59</u>	<u>1,35</u>	<u>1,58</u>	<u>0,89</u>	<u>0,5</u>
	16,0	16,7	-	1,67	0,057	5,80	0,05
пастбище	<u>0,98</u>	<u>0,20</u>	<u>3,35</u>	<u>1,72</u>	<u>1,57</u>	<u>1,22</u>	<u>0,5</u>
	19,6	12,5	-	1,87	0,058	3,10	0,35
лесополоса	<u>1,06</u>	<u>0,18</u>	<u>3,36</u>	<u>1,50</u>	<u>1,59</u>	<u>1,10</u>	<u>0,5</u>

Угодье	Элемент						
	Pb	Cd	Fe	Zn	Cu	Mn	Cr
	19,2	13,3	-	1,71	0,057	7,48	0,35
Низменное лесостепное Заволжье							
пашня	<u>0,21</u>	<u>0,18</u>	<u>1,50</u>	<u>1,89</u>	<u>1,64</u>	<u>0,89</u>	<u>1,66</u>
	18,8	22,2	-	0,39	0,06	1,66	0,04
пар	<u>1,34</u>	<u>0,14</u>	<u>1,40</u>	<u>2,93</u>	<u>1,94</u>	<u>1,65</u>	<u>1,98</u>
	9,44	28,6	-	0,22	0,05	6,97	0,38
залежь	<u>1,44</u>	<u>0,18</u>	<u>1,76</u>	<u>2,59</u>	<u>3,04</u>	<u>2,28</u>	<u>2,13</u>
	4,64	22,2	-	0,62	0,03	2,98	0,35
пастбище	<u>1,50</u>	<u>0,14</u>	<u>1,70</u>	<u>2,87</u>	<u>2,91</u>	<u>3,92</u>	<u>1,90</u>
	2,99	28,6	-	0,78	0,03	3,56	0,75
лесополоса	<u>1,26</u>	<u>0,14</u>	<u>0,93</u>	<u>1,92</u>	<u>1,77</u>	<u>0,84</u>	<u>1,55</u>
	23,7	28,6	-	4,34	0,06	19,3	0,04
Прикондурчинская лесостепь							
пашня	<u>0,71</u>	<u>0,64</u>	<u>2,34</u>	<u>1,21</u>	<u>1,17</u>	<u>0,85</u>	<u>0,36</u>
	4,55	15,4	-	1,11	1,70	6,48	15,7
пар	<u>0,81</u>	<u>0,69</u>	<u>2,36</u>	<u>1,24</u>	<u>1,22</u>	<u>1,03</u>	<u>0,56</u>
	6,45	23,8	-	0,87	3,25	5,45	3,91
залежь	<u>0,73</u>	<u>0,59</u>	<u>2,21</u>	<u>1,21</u>	<u>1,08</u>	<u>1,03</u>	<u>0,34</u>
	1,79	16,7	-	0,67	1,47	5,21	11,4
пастбище	<u>0,67</u>	<u>0,67</u>	<u>2,26</u>	<u>1,23</u>	<u>1,17</u>	<u>0,96</u>	<u>0,39</u>
	2,91	12,2	-	1,31	1,35	5,48	20,2
лесополоса	<u>0,75</u>	<u>0,62</u>	<u>2,39</u>	<u>1,24</u>	<u>1,16</u>	<u>0,96</u>	<u>0,26</u>
	6,09	13,2	-	1,30	1,34	6,08	33,9
Лесостепь Высокого Заволжья							
пашня	<u>0,94</u>	<u>0,56</u>	<u>2,16</u>	<u>1,05</u>	<u>1,1</u>	<u>1,35</u>	<u>0,58</u>
	4,24	13,6	-	1,09	1,21	3,77	20,34
пар	<u>1,00</u>	<u>0,51</u>	<u>2,25</u>	<u>1,05</u>	<u>0,99</u>	<u>1,15</u>	<u>0,82</u>
	3,17	10,0	-	1,39	0,67	3,16	2,23
залежь	<u>1,03</u>	<u>0,52</u>	<u>2,30</u>	<u>1,05</u>	<u>1,33</u>	<u>1,43</u>	<u>1,06</u>
	3,08	9,3	-	1,08	0,50	2,46	10,08
пастбище	<u>0,95</u>	<u>0,55</u>	<u>1,96</u>	<u>1,05</u>	<u>1,36</u>	<u>1,23</u>	<u>1,30</u>
	1,67	13,9	-	0,27	0,98	1,57	12,04
лесополоса	<u>1,93</u>	<u>0,44</u>	<u>1,46</u>	<u>1,05</u>	<u>1,03</u>	<u>1,17</u>	<u>1,01</u>
	5,33	28,6	-	7,95	3,23	4,01	5,38
Приволжская возвышенность							
пашня	<u>0,86</u>	<u>0,14</u>	<u>1,41</u>	<u>2,06</u>	<u>1,68</u>	<u>1,39</u>	<u>1,47</u>
	14,5	37,5	-	0,38	0,06	6,67	0,03
пар	<u>0,58</u>	<u>0,16</u>	<u>0,87</u>	<u>1,57</u>	<u>1,26</u>	<u>1,01</u>	<u>1,05</u>
	6,76	22,2	-	0,90	0,08	5,63	0,30
залежь	<u>0,36</u>	<u>0,12</u>	<u>0,37</u>	<u>0,77</u>	<u>0,79</u>	<u>0,69</u>	<u>0,53</u>
	4,35	28,6	-	0,46	0,12	7,10	0,09
пастбище	<u>0,58</u>	<u>0,14</u>	<u>0,59</u>	<u>1,03</u>	<u>0,95</u>	<u>1,53</u>	<u>0,75</u>
	3,38	37,5	-	1,03	0,10	9,90	0,42
лесополоса	<u>0,96</u>	<u>0,14</u>	<u>1,34</u>	<u>2,21</u>	<u>1,75</u>	<u>1,61</u>	<u>1,40</u>
	9,76	25,0	-	0,80	0,06	7,72	0,49

\*числитель – коэффициент накопления Кс, знаменатель – процент подвижности ТМ.

Общая тенденция к увеличению валового содержания ТМ в 1,1-4,1 раза, особенно Fe, Zn и Cu, нами выявлена во всех агроландшафтах, кроме Cd, содержание которого, ниже фонового в 1,1-10,8 раза.

Анализ ТМ в почвах различных сельскохозяйственных угодий вывил следующую тенденцию: в почвах пашни и пара аккумулируется основная масса ТМ, при этом максимальное содержание Pb отмечается в тех угодьях, которые ближе всего расположены к автодорогам, чаще всего это полевые полосы, накопление Mn и Zn характерно для почв полей и пастбищ. Минимальные концентрации ТМ выявлены в почвах залежи. Рассчитанный нами суммарный уровень загрязнения ТМ в почвах различных сельскохозяйственных угодий позволил вывести следующий ряд: пар > полевая полоса > пашня > пастбище > залежь.

Для подсчета полиэлементного загрязнения почв тяжелыми металлами использовали формулу Саета (Мотузова, 2007). По величине этого показателя почвы обследованных агроландшафтов отнесены к категории с допустимым уровнем загрязнения по Fe, Cr, Cu, Zn, Pb, Mn и Cd, суммарный показатель загрязнения для них колеблется в пределах -2,36-8,98. По уровню загрязнения комплексом ТМ почвы Приволжской возвышенности являются самыми экологически чистыми ( $Z_c=0,85$ ), почвы Низменного лесостепного Заволжья, напротив, – наиболее загрязненными ( $Z_c=5,34$ ) из исследованных агроландшафтов (Методические указания по оценке..., 1987).

Статистическая обработка нами материалов исследований позволила выявить наличие положительной корреляционной зависимости между содержанием подвижных форм Cu и Cd ( $r = 0,84$ ), Pb и Mn ( $r = 0,60$ ), валовым содержанием Pb и Cu ( $r = 0,62$ ), Pb и Mn ( $r = 0,63$ ), Zn и Cu ( $r = 0,76$ ), Cu и Mn ( $r = 0,77$ ), что отражает сходную направленность биохимической миграции в процессе почвообразования. Кроме того, выявлена корреляционная зависимость между содержанием валовых форм Pb и легкогидролизуемого азота ( $r = 0,52$ ), Cd и обменного калия ( $r = 0,58$ ). Аккумуляция подвижных форм Cd и Cr в исследованных почвах находится в прямой зависимости от их валового содержа-

ния ( $r = 0,62; 0,56$ ). При увеличении валового содержания Pb и Cd увеличивается содержание подвижных форм Zn, Cu и Cr ( $r = 0,57-0,75$ ).

### **3.3 Эффективность возделывания сельскохозяйственных культур в различных агроландшафтах Сыртовой степи Заволжской провинции**

По природно-климатическому районированию и сельскохозяйственному районированию территории обследованные участки находятся в третьем агро-климатическом районе, который характеризуется ясно выраженными чертами континентальности климата и неустойчивым, пониженным увлажнением и относятся к Заволжской провинции степной зоны. Почва – чернозем южный карбонатный малогумусный среднемощный легкоглинистый.

Содержание гумуса в верхнем корнеобитаемом слое почвы обследованных участков колеблется от 4,5 до 5,6 %, реакция среды почвенного раствора в образце, отобранном на пастбище слабощелочная (рН сол. – 7,1), в образцах, взятых из лесополосы и с пашни – нейтральная (рН сол. – 6,2 и 6,9-7,0, соответственно). Обеспеченность подвижным фосфором почв пастбища и лесополосы очень низкая (1,8-6,7 мг/кг почвы), пашни – средняя (51,1-53,8 мг/кг почвы). Обеспеченность почв обменным калием средняя (46,4-59,7 мг/кг почвы). Содержание легкогидролизуемого азота в почвенных образцах колеблется от 40,8 до 46,7 мг/кг почвы, что соответствует оптимальному уровню для выращивания основных видов сельскохозяйственных растений.

В таблице 3.3.1 приведены данные по валовому содержанию и содержанию подвижных форм ТМ в почвах обследованных участков, основные нормативы и фоновое значение ТМ.

Доступность элементов для растений определяется их подвижными формами.

С увеличением степени гумусированности и смещением реакции почвенного раствора в нейтральную сторону повышается емкость поглощения у почвы и, как следствие, увеличиваются буферность и способность к более ин-

тенсивному связыванию рассматриваемых тяжелых металлов (Петрова, Райхерт, 2013).

Исследованиями доказано, что в черноземных почвах содержатся высокие концентрации подвижных форм тяжелых металлов (Mortensen, 1963, Хоботова и др., 2008). Значение подвижных форм подвержено колебаниям (Ильин, 1991). Каждый элемент ведет себя по-разному, в зависимости от специфических особенностей растений и свойств почвы.

Таблица 3.3.1 – Валовое содержание и содержание подвижных форм тяжелых металлов в черноземе южном под различными растениями, мг/кг

Растения	Элемент*						
	Pb	Cd	Fe	Zn	Cu	Mn	Cr
Ковыль перистый <i>Stipa pennata L</i>	<u>2,2</u> 14,9	<u>0,05</u> 0,08	<u>3,8</u> 23663	<u>0,2</u> 71,4	<u>0,09</u> 21,2	<u>20,3</u> 719,9	<u>0,07</u> 27,8
Чечевица посевная <i>Lens culinaris Mill</i>	<u>&lt;0,2</u> 13,8	<u>0,03</u> 0,10	<u>6,7</u> 20916	<u>0,7</u> 74,4	<u>0,09</u> 22,3	<u>17,9</u> 842,9	<u>0,07</u> 27,1
Подсолнечник полевой <i>Heliantus annuus L</i>	<u>&lt;0,2</u> 13,2	<u>0,03</u> 0,15	<u>7,1</u> 209944	<u>0,2</u> 68,8	<u>0,11</u> 21,7	<u>19,7</u> 730,5	<u>0,04</u> 25,5
Просо обыкновенное <i>Panicum miliaceum L</i>	<u>&lt;0,2</u> 13,3	<u>0,03</u> 0,10	<u>7,1</u> 24931	<u>0,5</u> 74,1	<u>0,06</u> 22,1	<u>19,3</u> 783,1	<u>0,10</u> 27,7
Вяз мелколистный <i>Ulmus pumila L</i>	<u>&lt;0,2</u> 11,5	<u>0,05</u> 0,10	<u>7,9</u> 24018	<u>0,5</u> 69,3	<u>0,08</u> 21,3	<u>33,4</u> 676,3	<u>0,15</u> 26,1
Фон	12,3	0,7	11100	34,9	14,1	560,0	11,2
ПДК	<u>6,0</u> 32,0	<u>1,0</u> 2,0	<u>-</u> 38000	<u>23,0</u> 220,0	<u>3,0</u> 132,0	<u>140,0</u> 1500	<u>6,0</u> 100,0

\* Числитель - содержание подвижных форм тяжелых металлов, знаменатель – валовое содержание тяжелых металлов.

Содержание подвижных форм ТМ в обследованных почвах в 1,5-150 раз ниже норм ПДК и ОДК. Так, во всех почвенных образцах наблюдается низкое содержание подвижных форм Zn (0,2-0,7 мг/кг почвы), Cu (0,06-0,11 мг/кг). Высокое содержание подвижной формы Mn наблюдается в почве пастбища и лесополосы (20,3-33,4 мг/кг) почвы, в почве пашни – среднее (17,9-19,7 мг/кг) почвы, что благоприятно для выращивания сельскохозяйственных растений (Флоринский и др., 1994; Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989; Виноградов, 1952).

По сравнению с фоновым, валовое содержание ТМ выше в 1,1-2,5 раза, кроме Cd, значения которого в почвах обследованных участков ниже фонового в 4,7-8,8 раза. По валовому содержанию ТМ в почвах различных сельскохозяйственных угодий наблюдается следующая тенденция: в почве пашни по сравнению с пастбищем и лесополосой Cd и Mn больше в 1,1-1,5 раза, в почве пастбища содержание Pb в 1,1-1,3 раза выше, в почве под лесополосой в 1,1 раза больше накапливается Fe. Кроме того, по сравнению с почвами пашни и пастбища, в почве под лесополосой в 1,1-3,8 раза больше накапливается подвижных форм Fe, Mn и Cr. В почве пастбищ в 11 раз выше содержание подвижной формы Pb, но в 2,0-2,5 раза ниже содержание Zn и Fe, в почве пашни в 1,7 раза ниже содержание подвижной формы Cd. Повышенное содержание Cd и Mn (0,10-0,15 и 730,5-842,9 мг/кг почвы соответственно) в почве пашни, по-видимому связано с использованием осадков сточных вод в качестве удобрений, а также внесением минеральных удобрений (суперфосфата, фосфата калия, селитры и др.), навоз также является источником Cd на обрабатываемой пашне. Накопление Pb (14,9 мг/кг почвы) на поле пастбища может быть связано с интенсивным автомобильным движением и оседанием его из выхлопных газов на поверхности почвы, т. к. иных источников Pb вблизи обследованной территории выявлено не было. Высокое содержание Fe (24017,5 мг/кг почвы) в почве лесополосы обусловлено геохимическими особенностями образования почвенных горизонтов под древесно-кустарниковой растительностью.

Проанализировав данные, приведенные в таблице 3.3.1, можно сделать вывод, что почвы обследованных участков по степени загрязнения ТМ являются экологически чистыми, содержание ТМ не превышает норм ПДК и не оказывает негативного воздействия на произрастание растений (СанПиН 2.1.7.1287-03).

Изменение влажности почв, энергичности микробиоты влияют на кислотно-основное и окислительно-восстановительное равновесие, содержание хелатообразующих соединений, состав почвенной атмосферы, и все это, в свою очередь, сказывается на подвижности тяжелых металлов.

Большое значение для почв пастбищ имеет «степная дернина», образованная плотными дерновинами злаков, в том числе – ковылей. Связь ковылей с плодородием почвы отмечена в трудах многих исследователей. Было установлено, что почва под ковылем получает в 1,8 раза больше элементов - органоге-нов, чем под типчаком, поэтому ковыль имеет высокую ценность по влиянию на гумусообразование (Лисецкий, 2011).

Высокой подвижности элементов в почвах пастбищ могут способствовать наличие гуминовых кислот, замедленные окислительные процессы.

В лесополосе отмечено высокое содержание элементов в листовых пластинках и последующем опаде. Снижение подвижности элементов на пашне может быть связано с более высоким содержанием гумуса. Максимальная подвижность характерна для кадмия, средний уровень у свинца, марганца и хрома, более низкая подвижность у меди и цинка. Поскольку физиологическая необходимость растений для кадмия и свинца не доказана, это свидетельствует о техногенном привнесении элементов в почву. На пашне отмечена более высокая подвижность элементов под культурой подсолнечника полевого при возделывании его после пара. Низкая подвижность тяжелых металлов характерна при выращивании на почвах пастбищ пшеницы.

Потенциальная подвижность (табл. 3.3.2), оцениваемая в процентах от содержания валовых форм, позволила вывести убывающий ряд для сельхозугодий: пастбище > лесополоса > пашня > залежь.

Таблица 3.3.2 - Подвижность ТМ в верхнем слое (0-30 см) чернозема южного Заволжской провинции степной зоны

Сельскохозяй- ственное угодье	Доминирующее растение	Подвижность, %					
		Pb	Cd	Zn	Cu	Mn	Cr
Пастбище	Ковыль перистый <i>Stipa pennata L.</i>	<u>8,96</u> 3,15-14,77	<u>35,75</u> 9,00-62,50	<u>0,23</u> 0,18-0,28	<u>0,87</u> 0,42-1,31	<u>3,27</u> 2,82-3,71	<u>5,69</u> 0,25-11,12
Лесополоса	Вяз мелколистный <i>Ulmus pumila L.</i>	<u>4,86</u> 1,74-7,98	<u>31,25</u> 12,50-50,00	<u>0,94</u> 0,72-1,15	<u>0,99</u> 0,38-1,59	<u>7,85</u> 4,94-10,76	<u>0,51</u> 0,57-3,80
Залежь	растительные образцы не отбирались	<u>5,01</u> 2,95-7,06	<u>14,38</u> 6,80-21,95	<u>0,80</u> 0,66-0,93	<u>1,83</u> 0,84-2,82	<u>3,12</u> 2,46-3,77	<u>2,19</u> 1,08-2,38
Пар/пашня	Подсолнечник полевой <i>Heliantus annuus L.</i>	<u>3,59</u> 1,69-5,49	<u>34,43</u> 8,85-60,00	<u>0,67</u> 0,66-0,67	<u>0,62</u> 0,28-0,96	<u>6,18</u> 4,73-7,63	<u>1,41</u> 0,73-2,08
Пашня/пар	Чечевица посевная <i>Lens culinaris Mill.</i>	<u>1,69</u> 1,45-1,93	<u>20,00</u> 10,00-30,00	<u>0,53</u> 0,12-0,94	<u>0,53</u> 0,12-0,94	<u>2,48</u> 2,12-2,84	<u>5,89</u> 0,26-11,51
Пашня	Подсолнечник полевой <i>Heliantus annuus L.</i>	<u>2,91</u> 1,52-4,30	<u>14,82</u> 9,63-20,00	<u>0,30</u> 0,29-0,31	<u>0,81</u> 0,51-1,10	<u>2,99</u> 2,70-3,28	<u>9,86</u> 0,16-19,55
Пашня	Просо обыкновенное <i>Panicum miliaceum L.</i>	<u>3,49</u> 1,50-5,48	<u>19,63</u> 9,26-30,00	<u>0,47</u> 0,27-0,67	<u>0,69</u> 0,27-1,10	<u>3,04</u> 2,46-3,61	<u>2,44</u> 0,36-4,51
Пашня	Пшеница	<u>4,79</u> 2,36-7,22	<u>17,69</u> 8,80-26,58	<u>0,55</u> 0,19-0,90	<u>1,33</u> 0,73-1,93	<u>3,41</u> 3,30-3,51	<u>8,33</u> 6,46-10,20

Эти факты подтверждаются значениями кларка концентрации элементов (табл. 3.3.3).

Таблица 3.3.3 – Значение кларка валовой концентрации тяжелых металлов в верхнем слое (0-30 см) чернозема южного Заволжской провинции степной зоны по видам сельскохозяйственных угодий

Угодье	Элемент						
	Pb	Cd*	Fe	Zn	Cu	Mn	Cr
Пастбище	0,81	2,24	0,56	0,84	0,38	0,57	0,27
Лесополоса	0,75	2,39	0,57	0,74	0,39	0,52	0,30
Залежь	0,65	3,50	0,52	0,69	0,32	0,45	0,26
Пар	0,73	2,39	0,58	0,87	0,39	0,56	0,29
Пашня	0,75	2,70	0,55	0,84	0,37	0,56	0,28

\*Коэффициент валовой концентрации Cd выше 1,0, что показывает накопление этого элемента в почве по сравнению с земной корой.

Высокие значения кадмия свидетельствуют о его накоплении в почвах сельхозугодий. Свинец, железо, цинк, медь, марганец относятся к группе рассеивающихся в почвах сельхозугодий элементов. Концентрация в почве цинка достаточно высока в сравнении с другими рассеивающимися элементами, однако элемент отличается низкой подвижностью в почвах.

На основании расчета коэффициентов накопления (табл.3.3.4) и с учетом проведенных исследований Н.В. Прохоровой (2004), отмечено относительно слабое загрязнение естественных экосистем степной зоны тяжелыми металлами и активное накопление Cu.

Наши исследования почв сельхозугодий позволяют утверждать о низком накоплении кадмия, высоком уровне накопления железа, хрома, цинка, меди, свинца и марганца в сравнении с фоновыми значениями.

Таблица 3.3.4 – Значение коэффициентов накопления валовых форм ТМ в верхнем слое почвы (0-30 см) чернозема южного Сыртовой степи Заволжской провинции

Сельскохозяйственное угодье	Доминирующее растение	Коэффициент накопления						
		Pb	Cd	Fe	Zn	Cu	Mn	Cr
Пастбище	Ковыль перистый <i>Stipa pennata L.</i>	1,06	0,41	2,33	1,99	1,27	1,02	2,04
Лесополоса	Вяз мелколистный <i>Ulmus pumila L.</i>	0,97	0,44	2,36	1,76	1,29	0,92	2,19
Залежь	Растительные образцы не отбирались	0,84	0,65	2,18	1,63	1,05	0,80	1,92
Пар/пашня	Подсолнечник полевой <i>Heliantus annuus L.</i>	0,94	0,44	2,41	2,06	1,31	1,01	2,15
Пашня/пар	Чечевица посевная <i>Lens culinaris Mill.</i>	1,01	0,43	2,17	2,03	1,26	1,13	2,10
Пашня	Подсолнечник полевой <i>Heliantus annuus L.</i>	1,00	0,49	2,24	2,06	1,25	1,03	2,04
Пашня	Просо обыкновенное <i>Panicum miliaceum L.</i>	1,01	0,46	2,49	2,18	1,31	1,09	2,05
Пашня	Пшеница	0,903	0,63	2,18	1,63	1,07	0,74	1,92

Содержание ТМ в фитомассе доминирующих растений сельхозугодий Сыртовой степи Заволжской провинции (табл. 3.3.5) не достигает критических и фитотоксических значений и не превышает ПДК в растительных кормах.

Таблица 3.3.5 – Содержание тяжелых металлов в воздушно-сухой фитомассе растений, мг/кг

Растение	Орган растения	Элемент						
		Pb	Cd	Fe	Zn	Cu	Mn	Cr
Ковыль перистый <i>Stipa pennata L</i>	зерновки	1,2	<0,02	96,2	21,8	3,7	22,1	1,4
	стебли и листья	1,2	<0,02	147,0	14,8	2,5	45,4	2,3
	корни	8,4	<0,02	1868,7	60,3	15,1	385,0	29,6
Чечевица посевная <i>Lens culinaris Mill.</i>	бобы	1,2	<0,02	404,4	47,9	8,0	39,0	1,8
	стебли и листья	2,4	<0,02	345,7	24,9	6,2	36,0	1,0
	корни	2,4	<0,02	1464,3	20,5	9,3	97,0	16,1
Подсолнечник полевой <i>Helianthus annuus L</i>	семянки	0,6	<0,02	98,6	24,4	5,5	38,2	<0,1
	стебли и листья	1,2	0,04	169,6	12,1	4,4	63,8	0,4
	корни	4,8	0,20	1598,2	21,0	7,5	161,2	14,6
Просо обыкновенное <i>Panicum milia-seum L.</i>	зерновки	4,1	<0,02	215,1	33,3	13,2	46,0	0,6
	стебли и листья	4,6	<0,02	163,6	26,9	9,2	58,9	0,9
	корни	5,2	<0,02	1247,0	15,5	6,3	54,3	10,0
Вяз мелколистный <i>Ulmus pumila L.</i>	листья	5,8	<0,02	146,6	24,4	4,1	54,2	1,2
	опад	11,6	<0,02	1553,3	37,8	16,3	183,1	12,5
Фон*		3 – 9,2	-	1-55,0 3-844,4 5-116,3	3-54,0 4-40,2	38,7 33,4	1-25,0 3-1980,0 5-89,8	3-21,0 4-11,2
ПДК**	а б в	5,0 0,2- 0,5 0,3- 0,5	0,3 0,02- 0,03 0,03-0,1	- 50 -	50 10-25 50	30 5-10 10	0,1 - -	- - -
Критическая концентрация		10,0- 20,0	5,0-10,0	-	150,0- 200,0	15,0- 20,0	-	1,0-2,0
Фитотоксическая концентрация		60,0	100,0	-	400,0	20,0	500,0	100,0

\* Фоновое содержание тяжелых металлов в: 1 – надземной фитомассе ковыля перистого; 3 – фитомассе подсолнечника; 4 – фитомассе проса обыкновенного; 5 – надземной фитомассе (листьях) вяза мелколистного.

\*\* ПДК: а - в растительных кормах, б - ПДК в растительных продуктах питания: зерне, муке, крупе; в - ПДК в растительных продуктах питания: зерне, муке, крупе.

Содержание тяжелых металлов в генеративных органах превышает ПДК – Pb в 1,2-8,2 раза, Fe в 2,0-8,0 раза во всех растениях, содержание Cu в зерновках проса в 1,3 раза выше ПДК. По сравнению с фоновым содержание Pb и Cr в фитомассе подсолнечника ниже в 1,4 раза, Fe – в 2,2 раза выше, Cu – в 2,2 раза ниже, Mn – в 7,5 раз ниже. Содержание Fe и Mn в надземной фитомассе ковыля превышает фоновое в 4,4 и 2,7 раза соответственно. Содержание Fe в листьях вяза превышает фоновое в 1,3 раза, а Mn ниже фонового в 1,7 раза.

Важную роль в формировании выноса тяжелых металлов растениями играют их биологические особенности (Ларионов, 2010). Данные по особенностям накопления и выноса элементов растениями сельскохозяйственных групп могут использоваться при составлении севооборотов культур, экологических прогнозов состояния плодородного слоя почвы.

В литературе имеются сведения о неодинаковой способности различных органов и частей растений накапливать тяжелые металлы (Ильин, 1991; Матвеев, 1995).

Исследованные нами доминирующие растения сельхозугодий Сыртовой степи Заволжской провинции показали, что максимальное количество Pb, Fe и Cr обнаружено в корнях всех обследованных растений (рис.3.3.1). В листьях вяза мелколистного накапливается в 1,1-10,1 раза меньше ТМ, чем в опаде. В фитомассе ковыля перистого (Cr, Mn, Fe), подсолнечника (Pb, Cr, Mn и Fe) и проса обыкновенного (Pb, Cr, Mn) ТМ накапливаются по базипетальному типу, вероятнее всего, за счет нарушения функций корневого барьера. Минимальные количества тяжелых металлов нами обнаружено в листьях и стеблях чечевицы посевной, ковыля перистого и подсолнечника – Cu и Zn, проса обыкновенного – Fe, Cu и Zn. Различные виды растений также характеризуются избирательным накоплением тяжелых металлов. Зерновки проса обыкновенного содержат в 3,4-6,8 раза больше Pb, в 1,7-3,6 раза больше Cu и в 1,2-2,1 раза больше Mn, чем генеративные органы других растений.

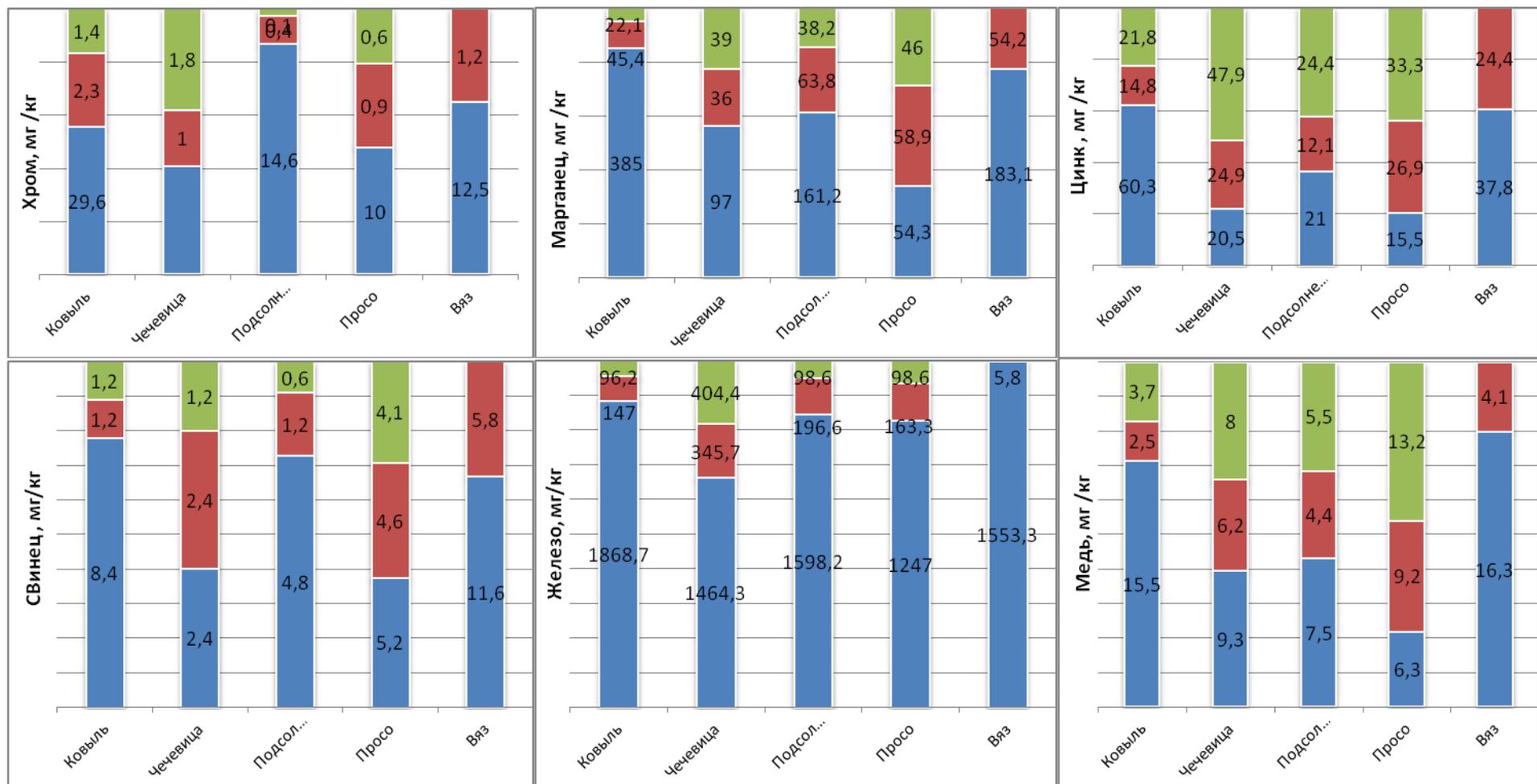


Рис 3.3.1. Содержание тяжелых металлов в растениях, произрастающих на черноземе южном в генеративных органах растений;  
 в надземных вегетативных органах растений (стебли и листья), для вяза – в листьях;  
 в подземных вегетативных органах растений (корни), для вяза – в опаде.



В бобах чечевицы посевной накапливается в 1,9-4,2 раза больше Fe, в 1,4-2,0 раза больше Zn и в 1,3-18,0 раз больше Cr, по сравнению с генеративными органами других растений. По содержанию ТМ в надземной фитомассе наиболее экологичным из всех обследованных растений является ковыль перистый, из культурных – подсолнечник полевой (рис. 3.3.2). По суммарному содержанию ТМ в фитомассе наиболее экологичным является просо обыкновенное.

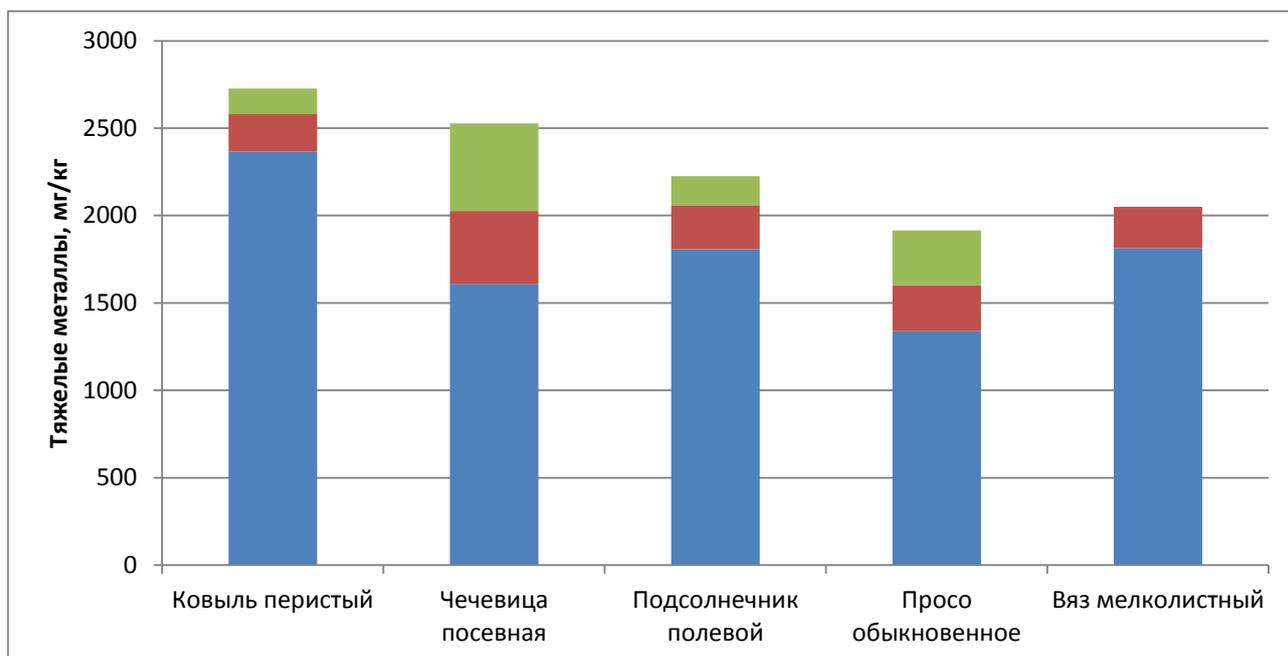


Рис 3.3.2. Общее содержание тяжелых металлов в растениях, произрастающих на черноземе южном

- в подземных вегетативных органах растений (корни), для вяза – в опаде;
- в надземных вегетативных органах растений (стебли и листья), для вяза – в листьях;
- в генеративных органах растений.

На основании полученных данных рассчитаны коэффициенты биоаккумуляции подвижных форм ТМ различными частями травянистых растений (таблица 3.3.6).

Таблица 3.3.6 – Коэффициенты биоаккумуляции ( $I_a$ ) элементов в почве и фитомассе растений ковыля, чечевицы, подсолнечника, проса и вяза

Растения	Орган растения	Элемент						
		Pb	Cd	Fe	Zn	Cu	Mn	Cr
Ковыль перистый <i>Stipa pennata L</i>	зерновки	0,55	0,40	25,32	109,00	41,11	1,09	20,00
	стебли и листья	0,55	0,40	38,68	74,00	27,78	2,24	32,86
	корни	3,82	0,40	491,76	301,50	167,78	18,97	422,86
Чечевица посевная <i>Lens culinaris Mill.</i>	бобы	6,00	0,67	60,36	68,43	88,89	2,18	25,71
	стебли и листья	12,00	0,67	51,60	35,57	68,89	2,01	14,29
	корни	12,00	0,67	218,55	29,29	103,33	5,42	230,00
Подсолнечник полевой <i>Helianthus annuus L</i>	семянки	3,00	0,67	13,89	122,00	50,00	1,94	2,50
	стебли и листья	6,00	1,33	23,89	60,50	40,00	3,24	10,00
	корни	24,00	6,67	225,10	105,00	68,18	8,18	365,00
Просо обыкновенное <i>Panicum milia-seum</i>	зерновки	20,50	0,67	30,30	66,60	220,00	2,38	0,67
	стебли и листья	23,00	0,67	23,04	53,80	153,33	3,05	9,00
	корни	26,00	0,67	175,63	31,00	105,00	2,81	100,00
Вяз мелколистный <i>Ulmus pumila L.</i>	листья	29,00	0,40	18,56	48,8	51,25	1,62	8,00

У большинства растений коэффициенты биоаккумуляции Cd меньше 1, что означает его слабое поглощение из почвы. Максимальные значения  $I_a$  Fe, Zn, Mn и Cr приходятся на корни ковыля. Высокое поглощение Pb ( $I_a= 29,00$ ) характерно для листьев вяза. Наибольшая величина коэффициента биологического поглощения Cu ( $I_a= 220,00$ ) приходится на зерновки проса, Cd ( $I_a= 6,67$ ) – на корни подсолнечника. Среднее значение коэффициента биоаккумуляции ТМ уменьшается в ряду Fe > Cr > Cu > Zn > Pb > Mn > Cd.

По показателям содержания подвижных форм ТМ в почве, генеративных и надземных вегетативных органах растений, был рассчитан коэффициент корреляции, значение которого показало слабую положительную корреляцию между содержанием подвижных форм Fe и Cr в почве и фитомассе растений (0,25-0,40), слабую отрицательную корреляцию между содержанием подвижной формы Pb в почве и фитомассе растений (-0,24 и -0,48). Отрицательная

корреляция средней степени наблюдается между содержанием подвижной формы Mn в почве и содержанием Mn в генеративных органах растений (- 0,56), положительная корреляция средней степени выявлена между этим показателем и содержанием Mn в стеблях и листьях растений (0,53).

Между показателями содержания подвижных форм Zn в почве и в генеративных органах растений, а также надземных вегетативных органах растений выявлена положительная корреляция высокой степени (0,98 и 0,89, соответственно), для Cu – сильная отрицательная корреляция (- 0,82 и - 0,75, соответственно).

## ГЛАВА 4 ОСОБЕННОСТИ АККУМУЛЯЦИИ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ ОСНОВНЫМИ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫМИ КУЛЬТУРАМИ В САМАРСКОЙ ОБЛАСТИ

### 4.1 Зерновые культуры

Изучению особенностей аккумуляции и локализации тяжелых металлов в фитомассе озимых зерновых культур посвящены работы Н.В. Прохоровой (1996, 2002), В.А. Павловского и др. (1996); Н.М. Матвеева и др. (1997, 2008), которые отмечают, что количество токсикантов в растительном организме зависит от конкретных почвенно-грунтовых и климатических условий зоны возделывания культуры, видовых особенностей биотипа, степени интенсификации производства, удаленности территории от источников антропогенного воздействия и т.д. Авторы подчеркивают, что растения, больше аккумулируют «природные» тяжелые элементы (Sr, Rb, Fe, Mn, Ti), имеющие по преимуществу естественное происхождение, т.е. содержащиеся в больших количествах в почвообразующих породах, и меньше «техногенные» (As, Cd, Co, Cr, Cu, Pb, Zn), привнесенные в агроценозы Самарского Заволжья от внешних техногенных источников.

В 2008 - 2010 гг. нами исследовались агроландшафты Северной агроклиматической зоны. Нами изучалось накопление тяжелых металлов основными сельскохозяйственными культурами, возделываемыми в агроклиматических условиях агроландшафтов. Из озимых злаковых культур изучали растения озимой пшеницей, озимой ржи и озимой тритикале.

В наших исследованиях выявлено, что максимальное количество из окружающей среды озимая пшеница поглощает Mn – в среднем от 31,70 до 51,1 мг/кг воздушно-сухой биомассы, или 59,3-71,6% от общего объема изучаемых элементов (табл. 4.1.1). Большое количество поступает в растение Zn 15,54-19,27 мг/кг, или 21,8-36 % от общей суммы. Объем Cu и Pb в фитомассе варьировал в пределах 1,89-2,94 и 0,54-1,23 мг/кг, а их удельный вес в общем

количестве металлотоксикантов составил соответственно 3,2-4,1 % и 0,9-1,72 %. Концентрация Co в сухой биомассе составляла 0,39-0,61 мг/кг, а Cd 0,051-0,067 мг/кг, что не превышало 0,60-1,11 % и 0,09-0,11 % от общей массы тяжелых металлов. В порядке убывания в биомассе озимой пшеницы химические элементы образуют следующий ряд:  $Mn > Zn > Cu > Pb > Co > Cd$ .

На характер накопления микроэлементов оказывали влияние абиотические и биотические условия района возделывания культуры. Растения, выращенные в северной зоне на черноземе выщелоченном, содержат в 1,43 раза больше Mn, чем растения культивируемые на черноземе типичном, и в 1,61 раза больше озимой пшеницы южной зоны. По отношению к Cd прослеживалась обратная зависимость: растения на черноземе южном содержали его на 26,4% больше, чем растения северной зоны, и на 31,3% больше, чем растения, центральной зоны, Zn и Co усваивались озимой пшеницей лучше на черноземе типичном.

Такие зональные особенности поступления элементов в растения можно объяснить разностью физико-химических условий почв, а также проявлением стимулирующего эффекта корневых выделений пшеницы на данном типе почв или действием химических выделений сорняков, повышающих биодоступность тяжелых металлов.

Сравнение полученных результатов с ПДК показало, что растения озимой пшеницы, выращенные во всех почвенно-климатических зонах Самарского Заволжья, содержат небольшое количество металлотоксикантов. Уровень аккумуляции Cu был в 10,2-15,8 раза меньше ПДК, Pb – в 4,1-9,2 раза, Mn и Si в 3,9-6,3 раза, а Co и Zn – в 1,63-3,2 раза.

Нами установлено превышение фонового уровня по Co: на черноземе выщелоченном в 2,9 раза, на типичном в 2,8, а на южном в 1,8 раза. В растениях северной и центральной зон отмечено превышение и по Pb соответственно в 2,2 и 1,3 раза. Объем аккумуляции остальных элементов в сухой биомассе находился в пределах естественных потребностей растений в минеральных веществах.

Таблица 4.1.1 – Содержание тяжелых металлов в озимых зерновых культурах, мг/кг воздушно-сухой массы, 2008-2010 гг.

Почва	Культура	Орган растения	Элемент					
			Cd	Pb	Zn	Cu	Co	Mn
Чернозем выщелоченный	Озимая пшеница	колос	0,032	0,44	18,63	2,60	0,33	34,65
		стебель	0,037	0,51	11,35	1,74	0,50	41,13
		корень	0,091	2,73	16,65	4,49	1,11	77,53
		среднее	0,053	1,23	15,54	2,94	0,64	51,10
	Озимая рожь	колос	0,038	0,09	13,53	2,19	0,19	22,73
		стебель	0,054	0,28	4,85	1,75	0,39	24,55
		корень	0,104	1,62	12,38	4,14	1,42	75,20
		среднее	0,065	0,66	10,25	2,69	0,67	40,83
Чернозем типичный	Озимая пшеница	колос	0,035	0,31	26,54	2,35	0,31	22,33
		стебель	0,056	0,68	14,50	2,19	0,42	31,08
		корень	0,061	1,19	16,78	4,17	1,09	53,11
		среднее	0,051	0,73	19,27	2,90	0,61	35,51
	Озимая тритикале	колос	0,040	0,31	27,35	2,77	0,14	17,23
		стебель	0,066	0,45	13,65	1,93	0,20	18,17
		корень	0,078	1,60	22,35	4,51	1,43	50,73
		среднее	0,061	0,78	21,11	3,07	0,60	28,71
Чернозем южный	Озимая пшеница	колос	0,039	0,19	23,50	1,35	0,21	21,96
		стебель	0,063	0,39	10,45	1,17	0,30	25,73
		корень	0,100	1,05	22,48	3,16	0,65	47,40
		среднее	0,067	0,54	18,81	1,89	0,39	31,70
ПДК			0,3	5,0	50,0	30,0	1,0	200
Фон*			0,28	0,55	20,66	6,44	0,22	58,45

\*По данным Н.М. Матвеева и др., 1997 г.

Нашими исследованиями установлено, что характер поступления тяжелых металлов в эти растения во многом схож с озимой пшеницей, но вместе с тем имеются и различия. Так, озимая рожь в отличие от озимой пшеницы на 25,1 % меньше накапливает Mn на 86,0% – Pb, 51,6% – Zn, 9,3% – Cu и, наоборот, в 1,3 раза больше аккумулирует Co и в 1,2 раза – Cd. При этом общий уровень поступления металлотоксикантов в фитомассу озимой ржи в идентичных почвенно-климатических условиях оказался на 29,3 % ниже, чем в растениях озимой пшеницы. Данную особенность необходимо учитывать при выборе культур для возделывания в условиях повышенного загрязнения агроэкосистем.

Сравнение полученных результатов с ПДК также не выявило их превышения, значения Cd, Zn, Cu и Mn были ниже регионального фонового уровня. Объемы накопления Cd, Zn, Mn находились в пределах 2,4-21,6 % от ПДК, Pb и Cu на уровне 1,3% и 8,9 %, а Co – 67,0% от ПДК. По Pb и Co отмечалось превышение фонового уровня в 1,2 и 3,0 раза.

Анализ фитомассы озимой тритикале, выращенной в условиях центральной зоны на черноземе типичном, показали, что этот вид зернового растения на 23,6% по сравнению с озимой пшеницей меньше аккумулирует Mn, но в 1,2 раза больше поглощает из окружающей среды Cd, на 9,5% – Zn, 5,8 % – Cu и на 6,8% – Pb. При этом общий уровень абсорбированных токсикантов достигал в среднем 54,33 мг на 1 кг воздушно-сухой биомассы, что на 9,8 % больше значений озимой пшеницы. Относительно высокий объем поглощения химических элементов озимой тритикале обусловлен более мощной корневой системой и ее высокой сосущей силой, а также способностью усваивать труднодоступные, для других биотипов, почвенные соединения. Однако, несмотря на это, величина поглощения тяжелых металлов растениями в условиях Самарского Заволжья не превышает ПДК. Ниже фонового значения отмечены и значения Cd, Cu и Zn. Вместе с тем выявлено, что культура способна на 41,8 % больше фонового аккумулировать Pb и в 2,7 раза – Co, а по уровню абсорбирования Zn озимая тритикале в 2,1 раза превосходит озимую рожь и в 1,1-1,4 раза озимую пшеницу.

Нами установлено, что большая часть поглощенных растениями тяжелых металлов локализуется в корневой системе и стеблях, а минимальное в колосе (табл. 4.1.1). Данная закономерность четко прослеживалась у всех изучаемых злаковых культур, независимо от зоны возделывания, и была выявлена для Cd, Pb, Co и Mn. Таким образом, срабатывает «естественный барьер» защищающий генетическую информацию, хранящуюся в генеративных частях растений от этих токсикантов. Однако, такие биогенные элементы, как Zn и Cu, способны преодолевать биологический барьер и аккумулироваться в соцветиях. Причем, объем накопления Zn в колосьях может в 1,2-1,6 раза превышать значения корней и в 2,0-2,2 раза индексы стеблей.

В соответствии с выявленными особенностями локализации Cd, Pb, Co и Mn, органы озимых злаковых культур образуют следующий убывающий ряд: корень > стебель > колос; Zn – колос > корень > стебель; Cu – корень > колос > стебель.

По результатам исследований, можно сделать заключение, что уровень аккумуляции Cd, Pb, Zn, Cu, Co и Mn озимыми культурами на всех подтипах изучаемых черноземов в условиях Самарского Заволжья не превышает ПДК, а по Cd, Zn, Cu и Mn и регионального фоновому уровню. Объем аккумуляции токсикантов растениями озимой ржи на 29,3 % меньше, а озимой тритикале - на 9,3% больше, чем озимой пшеницей. Наибольшее количество Cd, Pb, Co и Mn откладывается в корневой зоне растения и минимальное – в колосьях. Zn и Cu способны в относительно больших объемах мигрировать в генеративные органы растений.

Учитывая важное продовольственное и экономическое значение яровой пшеницы, многие исследователи и научные коллективы как у нас в стране, так и за рубежом в разные годы уделяли особое внимание изучению вопросов производства экологически безопасного зерна этой культуры (Ahnston et al, 1999; Ладонин, 2002; Можайский, 2003; Панин и др., 2005; Лукин и др., 2009).

В Самарской области этой проблеме посвящены работы Н.В. Прохоровой (2002), С.Н. Немцева (2003, 2011), Н.М. Матвеева и др. (2008), М.В. Игна-

тьева (2009), И.Ф. Медведева и др. (2009), В.Б. Троц и др. (2010), в которых отмечается, что наряду с биогенными элементами в определенных условиях яровая пшеница может поглощать из почвы довольно широкий спектр химических веществ, в том числе и ионы тяжелых металлов, аккумулируя их в большом количестве в корневой системе и надземных органах.

Исследованиями в наших опытах выявлено, что существенное влияние на характер поступления и особенности локализации тяжелых металлов в растениях оказывают почвенно-климатические условия района возделывания культуры. Так яровая мягкая пшеница, выращенная на черноземе выщелоченном северной зоны, поглощала в среднем 63,02 мг изучаемых элементов на 1 кг воздушно-сухой массы, в том числе 0,063 мг/кг – Cd, 1,40 мг/кг – Pb, 27,55 мг/кг – Zn, 4,38 мг/кг – Cu, 1,03 мг/кг – Co и 28,6 мг/кг – Mn (табл. 4.2.1). Сравнение полученных результатов с контрольными индексами показало, что объем накопления всех металлов, за исключением Co, находится в 1,14-1,55 раза ниже ПДК. По Co наоборот, отмечено превышение ПДК на 3,0 %. На 37,5 % выше физиологических потребностей растительного организма, то есть фоновых значений, в тканях аккумулировался и Zn - 27,55 мг/кг, против 20,10 мг/кг по норме.

Анализ уровней концентрации тяжелых металлов по органам растений показал, что максимальное количество металлотоксикантов откладывается в корневой зоне растений, следующий биологический барьер для Cd, Pb, Co и Mn устанавливается на уровне стеблей, и лишь относительно небольшая доля этих элементов проникает в генеративные части растений.

Zn и Cu способны мигрировать через барьеры стеблей и проникать в колос яровой мягкой пшеницы. Их концентрация в генеративной части растения соответственно на 70,0% и 71,0% выше, чем в стебле.

В годы исследований (2008-2010 гг) яровая мягкая пшеница, выращенная в центральной зоне на черноземе типичном, накапливала в сумме 58,45 мг/кг металлов, что на 7,8% раза меньше растений северной зоны.

Таблица 4.2.1. – Содержание тяжелых металлов в яровой пшенице, мг/кг воздушно-сухой массы, 2008-2010 гг.

Почва	Культура	Орган растения	Элемент					
			Cd	Pb	Zn	Cu	Co	Mn
Чернозем выщелоченный	Яровая мягкая пшеница	колос	0,033	0,21	28,00	3,49	0,21	24,87
		стебель	0,040	0,23	19,60	2,04	0,40	27,07
		корень	0,116	3,77	35,05	7,60	2,48	34,15
		среднее	0,063	1,40	27,55	4,38	1,03	28,6
Чернозем типичный	Яровая мягкая пшеница	колос	0,041	0,71	34,58	5,07	0,12	17,84
		стебель	0,032	0,61	25,58	2,39	0,32	28,88
		корень	0,052	0,91	21,95	3,03	0,72	32,50
		среднее	0,042	0,74	27,37	3,50	0,39	26,41
Чернозем южный	Яровая мягкая пшеница	колос	0,038	0,51	23,3	3,12	0,18	17,1
		стебель	0,026	0,40	19,60	2,76	0,20	22,16
		корень	0,056	0,89	24,30	3,00	0,68	30,10
		среднее	0,040	0,60	22,4	2,96	0,35	23,12
	Яровая твердая пшеница	колос	0,043	0,43	11,90	1,18	0,71	32,33
		стебель	0,061	0,40	6,62	1,51	0,47	14,52
		корень	0,107	2,32	11,88	3,80	1,32	58,68
		среднее	0,070	1,05	10,14	2,16	0,83	35,18
ПДК			0,3	5,0	50,0	30,0	1,0	200
*РФУ для яровой мягкой пшеницы			0,27	1,97	20,10	7,00	0,77	76,72

\*По данным Н.М. Матвеева и др., 1997 г.

При этом, отрицательная динамика отмечалась по всем изучаемым элементам. В частности объемы аккумуляции Cd были на 42,8% ниже, чем у яровой мягкой пшеницы зоны чернозема выщелоченного, Pb на 89,1%, Cu на 25,1%, Mn на 8,2%, а Co в 2,64 раза. Накопление Zn было примерно равным (с небольшим снижением у растений центральной зоны). Опыты показали, что концентрация металлов находится в пределах 11,6-54,7% от ПДК, за исключением Zn, концентрация на 16,2% выше фоновых значений.

Основная масса токсинов откладывалась в корневой зоне растений. Вторымместищем у Co и Mn являлись стебли. В колос их поступало не более 37,5 % и 61,7 % от стеблевых запасов и 16,6 % и 54,8 % от корневых. Относительно большая часть Zn и Cu, так же, как и у растений зоны чернозема выщелоченного, мигрировала в колос. Очевидно, данная закономерность характерна для яровой мягкой пшеницы. Однако, наряду с Zn и Cu почвенно - климатические условия зоны чернозема типичного способствовали продвижению в колос и таких высокотоксичных элементов, как Cd и Pb. Их уровень аккумуляции в данном органе растений хотя и был на 21,2 % и 21,8 % меньше, чем в корнях, но в среднем на 28,1 % и 16,3 % превышал концентрацию в стеблях.

Характер абсорбирования химических элементов яровой мягкой пшеницей в южной зоне во многом был схож с выявленными ранее закономерностями с той лишь разницей, что растения, выращенные в зоне чернозема южного, аккумулялировали на 17,5 % токсикантов меньше, чем растения центральной зоны и на 26,7 % северной. При этом уровень концентрации изучаемых элементов не превышал 9,8-44,8 % от величины ПДК и, за исключением Zn, был ниже фоновых значений. Установлено, что основная масса металлов задерживается растениями на биологических барьерах «корень-стебель». Однако, как и в центральной зоне, наряду с Zn и Cu, в колос проникают Cd и Pb.

По нашему мнению, кроме почвенно-климатических факторов, данное явление может быть обусловлено привнесением Cd и Pb с воздушными потоками атмосферы и их поступлением на поверхность растений с туманом и росой и последующим абсорбированием листьями, а также колосковыми чешуй-

ками. Таким образом, по абсолютному объему накопления металлов в яровой мягкой пшенице, выращенной на черноземе выщелоченном и черноземе южном, элементы образуют следующий убывающий ряд:  $Mn > Zn > Cu > Pb > Co > Cd$ , на черноземе типичном:  $Zn > Mn > Cu > Pb > Co > Cd$ . По месту локализации в растениях на севере области:  $Cd, Pb, Co, Mn$  - корень  $>$  стебель  $>$  колос,  $Zn$  и  $Cu$  - корень  $>$  колос  $>$  стебель. В центральной и южной зонах  $Co$  и  $Mn$  - корень  $>$  стебель  $>$  колос,  $Cd, Pb, Zn, Cu$  – корень  $>$  колос  $>$  стебель.

Наряду с яровой мягкой пшеницей в южной зоне нами изучалась и фитомасса яровой твердой пшеницы сорта «Безенчукская 200». Опытами установлено, что при практически равных объемах аккумуляции элементов - 49,45 мг/кг - твердая пшеница по сравнению с мягкой почти в 1,7 раза больше поглощает  $Cd$ , в 1,8 -  $Pb$ , в 2,4 -  $Co$  и в 1,5 раза  $Mn$ . В то же время, уровень поступления  $Zn$  был в 2,2 раза, а  $Cu$  в 1,4 раза меньше значений мягкой пшеницы. Сравнительная оценка полученных результатов с показателями ПДК не выявила их превышения. По уровню содержания  $Co$  отмечалось превышение фонового значения на 7,7%. Концентрация  $Cd, Pb, Zn, Cu$  и  $Mn$  находилась на физиологически необходимом уровне. По абсолютному объему накопления в твердой пшенице металлы образуют убывающий ряд аналогичный таковому для мягкой пшеницы:  $Mn > Zn > Cu > Pb > Co > Cd$ .

В отличие от мягкой, твердая пшеница имеет несколько иной характер локализации элементов в фитомассе. Очевидно, это обусловлено большим выносом минеральных веществ на единицу урожая и их транспортировкой в генеративную часть, а также усиленным оттоком ассимилянтов из стеблей и листьев в период налива зерна. Исследованиями выявлено, что аналогично другим зерновым культурам основная часть токсикантов на уровне 45,8 - 66,2 % от общего объема откладывается в корневой зоне, оставшееся количество мигрирует в надземные органы. При этом, уровень концентрации  $Pb$  в колосе оказывается в 1,08,  $Zn$  в 1,79,  $Co$  в 1,5, а  $Mn$  в 2,2 раза больше, чем в стеблях. Для  $Cd$  и  $Cu$ , наоборот, характерен следующий убывающий ряд: корень  $>$  стебель  $>$  колос.

Таким образом, по результатам проведенных исследований, можно сделать заключение, что относительно наименьшее количество тяжелых металлов накапливает фитомасса мягкой и твердой пшеницы степной зоны Самарского Заволжья на черноземе южном. Максимальное количество тяжелых элементов, а по Со даже с превышением ПДК, аккумулирует яровая мягкая пшеница в северной лесостепи на черноземе выщелоченном. Основная часть поступающих в растения токсинов локализуется в корневой системе и стеблях. Zn и Cu, как в мягкой, так и в твердой пшенице, способны в повышенных количествах мигрировать в колос.

#### 4.2 Зерновые фуражные культуры

Одним из условий производства высококачественных продуктов животноводства (молока, мяса, яиц и т.д.), а также успешного ведения агробизнеса является наличие экологически безопасных кормов и, в первую очередь, концентрированных кормов. Изучением данной проблемы в агроландшафтах черноземного пояса страны занимались Ю.Б. Соловьев (2001), Г.А. Ларионов и др. (2004), Е.М. Селезнева и др. (2005), Я.Т. Суюндуков и др. (2008), Н.А. Кирилов и др. (2010), которые отмечают, что в условиях антропогенного воздействия на экосистемы важно знать особенности поступления тяжелых металлов в зернофуражные культуры и путем правильного видового подбора при конструировании агрофитоценозов свести к минимуму негативные последствия привнесения токсикантов.

Наши исследования биомассы ведущих зернофуражных культур Самарского Заволжья ячменя ярового и овса посевного показали, что биотипы имеют некоторые сходства и отличия по степени аккумуляции тяжелых металлов (табл. 4.3.1). Так, в северной зоне на черноземе выщелоченном оба злаковых растения поглощают практически равное количество Cd – 0,042 и 0,046 мг/кг. По отношению к Pb овес проявил большую устойчивость и абсорбировал его в 4,0 раза меньше ячменя – 0,69 мг/кг против 2,78 мг/кг. На 5,4 % или 1,46 мг/кг ниже, чем в ячмень, поступало в овес и Zn, а по Cu разница составляла 7,3 %

или 0,3мг/кг. В 1,3 раза меньше ячменя овес поглощал и Со. По нашему мнению, относительно низкий объем поглощения Pb, Zn, Cu и Со овсом обусловлен глубоким проникновением его корневой системы и подъемом минеральных веществ из нижних горизонтов почвы, содержащих меньшее количество токсинов. Аналогичные закономерности наблюдались и в опытах Н.В. Прохоровой (1996) и Н.М. Матвеева (1997), которые связывают их с особенностями водопотребления культур. Содержание Mn в сухом веществе ячменя и овса также было примерно равными и составляло, соответственно, 35,27 и 35,19 мг/кг.

Таким образом, суммарное количество изучаемых металлов аккумулируемых ячменем, равнялось 72,24 мг/кг, а овсом 68,08 мг/кг. В порядке убывания в фитомассе ячменя элементы образуют следующий ряд: Mn > Zn > Cu > Pb > Со > Cd, а овса: Mn > Zn > Cu > Со > Pb > Cd, т.е. овес поглощает меньше высокотоксичного Pb, чем ячмень.

Анализами установлено, что около 45,2-60,5 % поступающих тяжелых металлов, зернофуражные культуры, как и зерновые растения, локализуют в корневой системе, 32,8-34,3 %, в стеблевой части и только 6,7-20,5 % Cd, Pb и Со транспортируется в колос. По Zn и Cu, а у овса еще и по Mn, прослеживалась иная закономерность. Около 32,6-41,5 % микроэлементов мигрировало в генеративную часть и только 20,1-25,6 % задерживалось «биологическим барьером» стеблей. Очевидно, данный тип поглощения этих биогенных элементов характерен для всех злаковых культур, в том числе и пленчатых.

Эксперименты в центральной зоне показали, что фитомасса ячменя, выращенного на черноземе типичном, суммарно содержит в среднем на 26,0 %, а овса на 9,2 % меньше аккумулянтов, чем растения северной зоны. При этом более четкая отрицательная динамика прослеживалась у ячменя; по Cd на 16,6 %; Pb на 9,4 %; Zn на 17,8 %; Cu на 49,2 %; Со на 64,0 %: Mn на 34,9 %. У овса уменьшение аккумуляции отмечалось только по Со и Mn на 12,3 % и 40,0 %, а по Cd, Zn и Cu концентрация увеличивалась соответственно на

45,6 %, 15,7 % и 3,4 %. Однако, в абсолютном весе это составляло не более 4,39 мг/кг при практически равных значениях по содержанию Pb.

Растения центральной зоны имели несколько иной характер локализации металлов в фитомассе. Наряду с Zn и Cu в колос ячменя и метелку овса, как и в случае с яровой пшеницей, в повышенных количествах, минуя «защитные барьеры», проникает высокотоксичный Pb. Причем, его средняя концентрация в овсе была почти в 3,2 раза меньше, чем в ячмене (0,70 мг/кг против 2,54 мг/кг), а в генеративных частях разница достигала 8,4 раза (0,28 мг/кг и 2,39 мг/кг).

По объему аккумуляции в фитомассе ячменя и овса, возделываемых в центральной зоне на черноземе типичном, элементы располагаются в следующем убывающем ряду: Mn > Zn > Cu > Pb > Co > Cd.

Растения южной зоны отличались относительно небольшим уровнем поглощения токсикантов. Сумма всех микроэлементов, усвоенных ячменем, равнялась 53,78 мг/кг, а овсом 45,15 мг/кг. Это на 34,3 % и 61,5 % ниже показателей северной зоны и на 6,5 % и 47,7 % центральной. Однако на черноземе южном ячмень в 1,5-1,8 раза больше поглощал Cd и в 1,2 раза больше по отношению к чернозему типичному Mn.

Однако, по весу это не превышало 0,020-0,029 мг/кг и 5,92 мг/кг, соответственно, и не оказывало существенного влияния на качество продукции, поскольку, показатели аккумуляции находились значительно ниже ПДК и фонового уровня.

Исследованиями выявлено, что растения степной зоны в 1,5-2,7 раза меньше накапливают Pb, а объемы его передвижения в колос и метелку не превышают 6,4-13,3 %. В отношении Zn и Cu сохранялись выявленные ранее закономерности: наряду с корневой зоной, вторымместищем этих элементов являлись генеративные части растений. У овса данная тенденция прослеживалась и с Mn.

Таблица 4.3.1 – Содержание тяжелых металлов в зернофуражных культурах мг/кг воздушно-сухой массы, 2008-2010 гг.

Почва	Культура	Орган растения	Элемент					
			Cd	Pb	Zn	Cu	Co	Mn
Чернозем выщелоченный	Ячмень	колос	0,024	1,75	27,08	4,03	0,24	15,20
		стебель	0,033	2,84	21,05	3,52	0,92	35,26
		корень	0,069	3,75	36,50	7,51	1,60	55,35
	Овес	метелка	0,025	0,17	31,30	3,19	0,12	25,60
		стебель	0,033	0,22	14,80	2,86	0,33	20,62
		корень	0,080	1,70	34,15	8,00	1,74	59,35
Чернозем типичный	Ячмень	колос	0,020	2,39	21,33	3,76	0,27	15,44
		стебель	0,030	1,72	14,48	3,04	0,31	20,06
		корень	0,058	3,52	36,00	5,49	1,11	42,93
	Овес	метелка	0,039	0,28	36,55	4,88	0,21	16,05
		стебель	0,053	0,20	22,75	3,07	0,35	13,15
		корень	0,109	1,61	33,58	6,57	1,38	46,05
Чернозем южный	Ячмень	колос	0,044	0,20	18,65	1,95	0,40	9,30
		стебель	0,062	0,24	11,35	1,16	0,29	24,85
		корень	0,090	2,67	20,88	5,32	1,85	62,03
	Овес	метелка	0,029	0,18	11,58	2,83	0,20	27,98
		стебель	0,039	0,33	2,30	2,21	0,25	18,36
		корень	0,069	0,84	16,33	3,17	0,38	39,33
ПДК			0,3	5,0	50,0	30,0	1,0	200
*РФУ для ячменя			0,26	0,67	17,16	7,29	0,22	43,71
*РФУ для овса			0,29	0,65	17,04	7,80	0,21	66,60

\*По данным Н.М. Матвеева и др., 1997 г.

В северной зоне у ячменя содержание варьировало в пределах 14,0-92,0 %, а у овса 13,8-73,0 % от ПДК. В центральной, соответственно, 12,0-56,0 % и 12,5-65,0 %, а в южной 9,3-33,9 % и 9,0-20,1 % от ПДК. При этом минимальное количество по отношению к ПДК в растениях откладывалось Cd, Cu и Mn, в среднем 9,2-17,5 %, и максимальное Pb, Zn и Co 36,5-92,0 %. Установлено, что овес во всех почвенно-климатических зонах в 2,3-4,2 раза меньше, чем ячмень, аккумулирует высокотоксичного Pb, а также Zn, Cu и Mn, а в зоне чернозема выщелоченного и южного, еще и Co.

Экспериментами выявлено, что растения ячменя и овса, не превышая ПДК, способны в 1,3-4,1 раза больше фоновых значений абсорбировать Co и в 1,1-4,0 раза Pb. В северной и центральной зонах на 40,0-81,6 % выше фонового индекса накапливается Zn. Концентрация Cd, Cu и Mn, а в южной зоне и Zn, находилась в пределах естественно-необходимого уровня.

Таким образом, по результатам исследований можно сделать заключение, что минимальное количество металлотоксикантов в условиях Самарского Заволжья накапливается в растениях овса, максимальное в ячмене. Наибольший уровень аккумуляции элементов имеют растения северной зоны, культивируемые на черноземе выщелоченном, меньший уровень в степной зоне, возделываемые на черноземе южном. Объемы поглощения тяжелых металлов зернофуражными культурами не превышают ПДК, а по Cd, Cu, Mn и фоновых значений. Основным местом локализации аккумулянтов является корневая система, а у Zn и Cu еще и генеративные органы

#### **4.3 Зерновые бобовые культуры**

Из зерновых бобовых культур наибольшие площади в агроландшафтах Самарского Заволжья занимает горох посевной. Наряду с горохом ряд хозяйств центральной и южной зоны промышленно культивирует относительно новое для нашего региона растение - сою. Учитывая важное продовольственное, кормовое и средообразующее значение зерновых бобовых, многие иссле-

дователи уделяли серьезное внимание изучению вопросов получения экологически безопасной продукции этих культур (Большаков, 2002; Босиева и др., 2003; Ильин, 2006; Елькина, 2010).

Большинство авторов подчеркивает, что бобовые растения способны к избирательному поглощению и регулируют поступление токсинов в ткани организма. Однако, в условиях высокого фонового загрязнения территории, регуляторная функция нарушается и в продукцию может поступать большое количество тяжелых металлов.

Нашими исследованиями выявлено, что горох, выращенный в северной зоне Самарского Заволжья, аккумулирует в среднем 0,060 мг на 1 кг воздушно-сухой биомассы Cd, 0,86 – Pb, 25,60 – Zn, 5,07 – Cu, 0,46 – Co и 28,68 мг/кг – Mn (табл. 4.4.1). Эти массы накопления относительно невелики и не превышали по Cd – 20,0%, Pb – 17,0%, Zn – 51,2%, Cu – 16,9%, Co – 46,0% и Mn – 14,3% от предельно допустимой концентрации, а по Cd и Cu и регионального фонового уровня. Однако концентрация в фитомассе Pb, Zn, Co и MnЮ, соответственно, в 1,6, 1,2, 1,3 и 1,5 раза превышала естественную норму. Очевидно, это связано с корневыми выделениями гороха, увеличивающими подвижность и абсорбцию почвенных металлотороксинов, а возможно, и с их привнесением воздушными потоками на поля извне.

Почвенно-климатические и техногенные условия центральной зоны способствовали меньшей аккумуляции тяжелых металлов в фитомассе гороха. Установлено, что общий объем изучаемых элементов в растениях не превышает 52,93 мг/кг, что на 7,80 мг меньше показателей северной зоны. При этом, снижение концентрации наблюдалось по всем металлам и составляло у Cd на 50,0%, Pb на 34,4%, Zn на 18,7%, Cu на 43,3%, Co на 58,7% и Mn на 6,9%. Сравнение полученных показателей с величиной ПДК не выявило их превышения. По Cd, Cu и Co, они находились, даже ниже регионального фонового уровня. В то же время, в северной зоне отмечалось повышенное поступление в растения Pb, Zn и Mn, соответственно, на 18,6 %, 2,8 % и 40,1 %.

Зональные особенности аккумуляции элементов прослеживались и у растений степной зоны, возделываемых на черноземе южном. В целом они содержали около 46,05 мг/кг тяжелых металлов. Это на 32,0 % меньше, чем растения северной зоны и на 14,9 % центральной. Особенно существенное уменьшение концентрации в тканях наблюдалось по Cu: с 5,07 мг/кг – на севере, до 3,54 мг/кг – в центре и 2,60 мг/кг – на юге, или на 95,0 % и до 36,2 %. Содержание Zn, Co и Mn было на 18,0 %, 16,0 % и 11,3 % ниже значений центральной зоны и на 40,0 %, 84,0 % и 18,9 % северной. По Cd и Pb, наоборот, наблюдалось повышение концентрации.

Причем, объемы накопления растениями Cd в 2,0 раза превышали показатели центральной зоны и в 1,3 раза северной – 0,080 мг/кг против 0,040 и 0,060 мг/кг. Концентрация Pb на 14,1 % превосходила значения растений, выращенных на черноземе типичном. Однако, несмотря на локальное повышение Cd в фитомассе гороха, объемы его накопления были в 3,2 раза меньше регионального фоновое уровня. Аналогичные закономерности прослеживались по Zn, Cu и Co. И только по Pb и Mn уровень поступления элементов оказался на 35,2 % и 25,8 % больше естественных потребностей. Сравнение полученных результатов с индексами ПДК показало, что содержание Cd в растениях гороха находится в 3,7 раза, Pb в 6,8, Zn в 2,7, Cu в 11,5, Co в 4,0, а Mn в 8,2 раза меньше ПДК.

Исследованиями выявлено, что основная часть поглощенного растением кадмия, свинца и кобальта, как у гороха северной зоны, так и южной, откладывается в подземной фитомассе. В стебель проникает в среднем в 1,3-3,0 раза, а в бобы в 2,1-6,4 раза меньше токсинов, чем в корень. Превалирующую долю цинка и меди растения также локализируют в корневой зоне, вторым местом этих элементов являются бобы, где их содержание в 1,1-1,8 раза выше, чем в стеблях. Наоборот, наибольшее количество марганца (26,13-33,50 мг/кг) растения транспортировали в бобы и только 22,00-25,30 мг/кг (или на 18,7-32,4% меньше) откладывали в корневой зоне.

Таблица 4.4.1 - Содержание тяжелых металлов в зернобобовых культурах, мг/кг  
воздушно-сухой массы, 2008-2010 гг.

Почва	Культура	Орган растения	Элемент					
			Cd	Pb	Zn	Cu	Co	Mn
Чернозем выщелоченный	Горох	бобы	0,038	0,20	26,34	5,20	0,20	33,50
		стебель	0,060	0,60	23,32	4,00	0,50	27,13
		корень	0,080	1,78	27,12	6,00	0,68	25,30
		среднее	0,060	0,86	25,60	5,07	0,46	28,68
Чернозем типичный	Соя	бобы	0,030	0,10	22,42	4,20	0,10	29,52
		стебель	0,080	0,61	12,46	3,30	0,46	25,61
		корень	0,120	0,89	26,15	5,12	0,56	22,26
		среднее	0,080	0,54	20,35	4,41	0,38	25,80
	Горох	бобы	0,015	0,20	21,41	3,44	0,10	28,14
		стебель	0,027	0,43	20,88	2,96	0,37	27,89
		корень	0,057	1,29	22,40	4,20	0,40	24,51
		среднее	0,040	0,64	21,57	3,54	0,29	26,85
Чернозем южный	Горох	бобы	0,030	0,30	18,55	2,60	0,15	26,13
		стебель	0,058	0,57	16,13	2,00	0,24	24,20
		корень	0,126	1,32	20,16	3,20	0,36	22,00
		среднее	0,080	0,73	18,28	2,60	0,25	24,11
ПДК			0,3	5,0	50,0	30,0	1,0	200
*РФУ для гороха			0,26	0,54	20,99	6,77	0,37	19,17

\*По данным Н.М. Матвеева и др., 1997 г.

В стеблях и листьях локализовалось от 24,20 до 27,89 мг/кг Mn. Это на 7,9-20,1 % ниже значений для бобов и на 10,0-10,2% для корней. Повышенное количество Zn, Cu и Mn в генеративных органах растений, очевидно, обусловлено их участием в синтезе белков и аминокислот, причем Mn в большей степени (Ахматов, 2016).

Сравнение объемов аккумуляции металлов биомассой гороха и сои показало, что характер поступления элементов и их локализация в растениях во многом схожи, с той разницей, что практически при равной концентрации Zn и Mn, соя, как высокоэнергетическая культура, в отличие от гороха в тех же агроусловиях почти в 2,0 раза больше поглощала Cd, в 1,2 – Cu и в 1,3 раза – Co. Однако, по отношению к Pb соя проявляла избирательность, абсорбируя его на уровне фоновых значений - 0,54 мг/кг или на 18,5 % ниже, чем горох. При этом, общая сумма металлов в сое только на 2,6 % уступала гороху и равнялась 51,56 мг/кг. Так же, как и горох, максимальное количество элементов, за исключением Mn, соя откладывала в корневой части и лишь незначительная доля Cd, Pb и Co проходила биологические барьеры и поступала в бобы. Локализация Mn, Zn и Cu в надземных органах во многом подчинялась закономерностям, выявленным у гороха, наибольшее их количество отмечалось в бобах сои. Анализ полученных результатов и не выявил превышения ПДК, поскольку, концентрация тяжелых металлов в тканях сои была на уровне естественных потребностей растительного организма в микроэлементах.

Таким образом, по результатам исследований можно сделать заключение, что агроэкологические условия Самарского Заволжья позволяют формировать фитомассу гороха и сои с концентрацией тяжелых металлов значительно уступающей ПДК. С продвижением посевов гороха с севера на юг содержание в растениях Zn, Cu, Co и Mn уменьшается, а Cd и Pb возрастает. Соя при практически равных с горохом объемах поглощения Zn и Mn больше абсорбирует Cd, Cu и Co и меньше Pb. Основную часть Cd, Pb и Co зерновые бобовые растения локализуют в корневой системе, Zn, Cu и Mn в относительно больших количествах транспортируется в бобы.

#### 4.5 Крупяные культуры

Для производства круп в агроландшафтах Самарского Заволжья культивируют гречиху обыкновенную и просо обыкновенное. Причем в северной лесостепной зоне предпочтение отдают гречихе, а в центральной и южной степной – просу. Учитывая, что крупа этих культур используется в детском и диетическом питании, изучение особенностей экологически безопасного производства зерна этих растений, имеет важное для поддержания здоровья значение. По сведениям Р.Е. Елишева и др. (2001), В.Ф. Кирдина (2010), В.Д. Баранникова и др. (2005), В.В. Бузмакова и др. (2005), в условиях техногенного загрязнения территории крупяные культуры могут накапливать, в отличие от других растений, значительное количество тяжелых металлов и аккумулировать их в зерновой части урожая.

Нашими экспериментами установлено, что гречиха в условиях центральной зоны на черноземе типичном может суммарно накапливать около 49,47 мг/кг изучаемых металлов (табл. 4.5.1). По уровню концентрации в фитомассе ТМ образуют следующий убывающий ряд:  $Mn > Zn > Cu > Pb > Co > Cd$ . При этом на долю Mn приходится 63,1% общего объема элементов, Zn – 30,4%, Cu – 5,1%, Pb – 0,8%, Co – 0,5% и Cd – 0,1%. Однако, несмотря на повышенную аккумуляцию Mn и Zn, их концентрация не превышала ПДК. Аналогичные закономерности прослеживались и по другим металлам. Содержание Pb и Cu варьировало около 7,6 % и 8,4 %, а Cd и Co 17,0 % и 29,0 % от ПДК. Концентрация Cd, Pb, Cu, Co и Mn не превышала и регионального фоновый показатель. Уровень накопления Zn оказался на 22,5 % выше естественного значения.

Просо в отличие от гречихи, имея мощную корневую систему с высоким градиентом сосущей силы, аккумулировало в 1,8 раза больше Cd, в 2,0 – Pb, в 1,8 – Zn, в 3,7 – Cu, в 2,2 – Co и в 1,1 раза Mn при суммарном накоплении элементов 73, 28 мг/кг. Аналогично гречихе, просо поглощает наибольшее количество Mn – 48,7% от общей массы, далее следует Zn – 36,3%, Cu – 12,9%,

Pb – 1,0%, Co – 0,9 и Cd – 0,1%. В соответствии с этим, металлы образуют следующий убывающий ряд: Mn > Zn > Cu > Pb > Co > Cd. Сравнение полученных результатов с показателями ПДК не выявило их превышения. Среднее количество Cd в фитомассе было не более 31,3 % от ПДК, Pb – 15,8 %, Zn – 53,2 %, Cu – 31,6 %, Co – 63,0 %, а Mn – 17,8 %.

Уровень аккумуляции металлов, за исключением Zn, был ниже и фоновых значений. Просо, как и гречиха, активно поглощало ионы Zn, накапливая их в 1,5 раза больше среднего фонового значения.

С продвижением в степную зону на чернозем южный, объемы аккумуляции микроэлементов в фитомассе проса снижались в среднем на 21,0% до 60,6 мг/кг. При этом концентрация Zn уменьшалась на 20,9 %, Cu на 35,3 %, Co на 34,1 % и Mn на 19,0 %. По Cd и Pb, аналогично другим культурам, отмечалась повышенная абсорбция этих элементов, соответственно на 15,0 % и 12,6 % до 0,108 и 0,97 мг/кг.

Однако и в этом случае объемы их накопления, как и других металлов, не превышали уровня ПДК и находились по Cd, Zn, Cu и Co в пределах 23,3-47,0%, а по Pb и Mn не более 15,0-19,4 % от ПДК. Выше фоновых значений аккумуляровался только Pb и Zn, соответственно, на 22,8 % и 27,0 %. Содержание других элементов находилось в пределах нормы.

Таблица 4.5.1. – Содержание тяжелых металлов в крупяных культурах, мг/кг воздушно-сухой массы, 2008-2010 гг.

Почва	Культура	Орган растения	Элемент					
			Cd	Pb	Zn	Cu	Co	Mn
Чернозем выщелоченный	Гречиха	соцветия	0,035	0,25	22,60	4,75	0,20	26,15
		стебель	0,047	0,40	15,40	2,16	0,42	37,20
		корень	0,120	0,88	27,40	5,30	0,62	60,52
		среднее	0,068	0,51	21,80	4,07	0,41	41,29
Чернозем типичный	Гречиха	соцветия	0,018	0,15	16,43	2,85	0,16	19,30
		стебель	0,040	0,32	10,13	1,57	0,26	27,52
		корень	0,094	0,66	18,56	3,20	0,45	46,70
		среднее	0,051	0,38	15,04	2,54	0,29	31,17
	Просо	метелка	0,060	0,20	25,85	10,12	0,18	17,68
		стебель	0,090	0,72	22,60	6,80	0,58	28,57
		корень	0,130	1,39	31,40	11,53	1,14	60,85
		среднее	0,094	0,77	26,61	9,48	0,63	35,70
Чернозем южный	Просо	метелка	0,080	0,45	21,13	7,80	0,10	15,60
		стебель	0,102	0,90	19,60	5,08	0,35	23,16
		корень	0,140	1,56	25,30	8,15	0,96	51,30
		среднее	0,108	0,97	22,01	7,01	0,47	30,02
ПДК			0,3	5,0	50,0	30,0	1,0	200
*РФУ для гречихи			0,20	0,88	12,28	8,00	0,90	73,13
*РФУ для проса			0,27	0,79	17,33	10,27	0,81	53,64

\*По данным Н.М. Матвеева и др., 1997 г..

Суммарное накопление тяжелых металлов в фитомассе гречихи северной зоны равнялся 68,73 мг/кг. Это в среднем на 39,0 % больше, чем в растениях центральной зоны. Причем увеличение концентрации отмечалось по всем элементам и достигало у Cd – 33,4 %, Pb – 34,3 %, Zn – 45,0 %, Cu – 60,3 %, Co – 41,4 %, Mn – 32,5%.

Повышенное поступление металлов в растения, возделываемые на черноземе выщелоченном наряду с подкисленной реакцией почвы, обусловлено еще и физиологическими особенностями гречихи, способной в отличие от других зерновых культур с помощью корневых выделений переводить трудно растворимые минеральные соединения в подвижные (Ахматов, 2015).

Исследованиями установлено, что несмотря на увеличение уровней накопления тяжелых металлов в фитомассе, они не превышают контрольных значений и находятся ниже ПДК (Pb, Cu, Mn и Cd, соответственно, на 89,8 %, 86,4 %, 79,4 % и 77,4 %, а Zn и Co на 56,4 % и 59,0 %). Не выявлено отклонений и от фоновых показателей. Поглощение всех металлов, за исключением Zn, находилось в пределах, характерных для агроценозов гречихи северной зоны. Превышение фонового параметра по Zn достигало 77,6% – 21,80 мг/кг против 12,28 мг/кг по норме.

По объему аккумуляции в растениях металлы образуют убывающий ряд, аналогичный гречихе центральной зоны:  $Mn > Zn > Cu > Pb > Co > Cd$ . При этом, на долю Mn приходится 60,0 % суммарной массы элементов, Zn – 31,7 %, Cu – 5,9 %, Pb – 0,7 %, Co – 0,4 % и Cd – 0,1 %.

Характерным для проса и гречихи являлось то, что основная часть поступающих в растения элементов откладывалась в подземных тканях растений. Вторым местами Cd, Pb, Co и Mn являлась надземная вегетативная масса. Репродуктивные органы аккумулировали в 1,9-9,6 раз меньше этих металлов, чем корни и в 1,3-3,5 раза меньше, чем стебли и листья. Механизм накопления Zn и Cu отличался тем, что, наряду с корневой системой, значительная часть этих металлов (в 1,1-1,6 раза больше, чем в стебле и листьях), растениями транспортировалась в соцветия.

Присутствие Cu в генеративных частях растений объясняется ее биологическим участием в ассимиляционных процессах и синтезе высокомолекулярных соединений в период налива зерна (Ахматов, 2011). Повышенная концентрация Zn в крупяных культурах обусловлена особенностью минерального питания этих растений, наличием пленочных оболочек вокруг зерна, возможным участием в синтезе запасяющих веществ, а также его синергизмом с другими поступающими металлами (Ахматов, 2017).

По результатам исследований можно сделать заключение, что в равных почвенно-климатических и экологических условиях просо аккумулирует в среднем на 84,0 % больше тяжелых металлов, чем гречиха. С продвижением проса в южную зону поступление Zn, Cu, Co и Mn в биомассу снижается в среднем на 21,0 %, а Cd и Pb возрастает на 15,0 % и 12,6 %. Гречиха северной зоны поглощает на 39,0 % больше металлотороксикантов, чем в центральной. Основная масса тяжелых элементов локализуется в корневой системе растений и лишь наибольшее количество Cd, Pb, Co и Mn транспортируется в генеративные органы. Zn и Cu могут в значительных объемах присутствовать в зоне формирования зерна. Уровень накопления изучаемых металлов в крупяных культурах Самарского Заволжья не превышает ПДК, а по Cd, Cu, Co, Mn и Pb в северной и центральной зонах – и фоновых значений.

#### **4.5 Пропашные культуры**

Из пропашных культур в Самарском Заволжье наибольшее распространение имеют подсолнечник на маслосемена и кукуруза, причем ее могут возделывать как на силос, так и на зерно. Эти растения имеют много общего в биологии и приемах возделывания, отличаясь от других полевых культур способностью поглощать из почвы большое количество минеральных веществ, необходимых для формирования высушенных урожаев вегетативной массы и семян.

Экспериментами выявлено, что наряду с макроэлементами растения способны поглощать и все изучаемые нами тяжелые металлы. Однако, объе-

мы их абсорбирования и характер локализации в растительных тканях во многом зависит от особенностей биотипов и почвенно-климатических условий агроценозов. Анализы фитомассы показали, что наибольшее количество тяжелых металлов на всех подтипах черноземов поглощает кукуруза (72,94-104,74 мг/кг сухой биомассы), а наименьшее – подсолнечник (28,84-53,10 мг/кг). При этом в общей структуре поглощенных элементов злаковым растением основная доля приходилась на Mn – 62,5-67,6 %, в то время, как у сложноцветного растения наибольший удельный вес занимал Zn – 43,9-57,6 %, а доля Mn составляла только 20,1-31,3 % (табл. 4.6.1).

Растения кукурузы северной зоны аккумулировали в среднем 0,033 мг/кг – Ca, 1,14 мг/кг – Pb, 18,65 мг/кг – Zn, 3,01 мг/кг – Cu, 0,76 мг/кг – Co и 49,35 мг/кг – Mn. Подсолнечник в этих же условиях в отличие от кукурузы накапливал в 3,8 раза больше Cd, в 2,3 раза Cu и на 6,3 % больше Zn, при одновременном снижении абсорбировании Pb в 2,4 раза, Co в 1,5 раза, а Zn в 7,0 раза.

Таким образом, по уровню накопления в фитомассе кукурузы на черноземе выщелоченном элементы образуют следующий убывающий ряд: Mn > Zn > Cu > Pb > Co > Cd, а в растениях подсолнечника Zn > Mn > Cu > Co > Pb > Cd. Причем, характер поступления Mn, Zn и Cu в биомассу кукурузы оказался во многом схож с аккумуляцией этих элементов другими злаковыми культурами и, очевидно, обусловлен особенностью строения корневой системы и общим механизмом поглощения минеральных элементов. Сравнение полученных значений с контрольными индексами не выявило превышения ПДК. Однако, уровень аккумуляции Pb и Zn в фитомассе кукурузы на 70,4 % и 38,7 %, а Co в 2,6 раза превышал фоновые значения. В растениях подсолнечника выше фоновых параметров оказалось содержание Zn и Co (соответственно, на 25,6 % и 48,5 %).

Анализы химического состава растений центральной зоны показали, что кукуруза, размещенная на черноземе типичном поглощает на 90,9 %

больше, чем в северной зоне, Cd, на 67,5 % – Pb, на 50,6 % – Zn, в 2,7 раза – Cu, 1,3 – Co и 1,3 раза – Mn.

Это связано с биологическими особенностями растений и их реакцией на оптимизацию почвенной среды, поскольку с повышением значений pH хлеба второй группы способны значительно увеличивать поглотительную способность корневой системы (Ахматов, 2016).

Аналогичные закономерности прослеживались и у подсолнечника. При отрицательной динамике по Cd, растения на 87,5 % больше аккумулировали Pb, на 17,6 % – Zn, на 59,3 % – Cu, в 1,9 раза – Co и в 2,3 раза – Mn. Исследованиями выявлено, что, как и в северной зоне, подсолнечник в отличие от кукурузы, в 2,1 раза меньше поглощает высокотоксичного Pb, на 5,3% – Co и в 3,9 раза – Mn. Но в то же время эта культура на 36,5 % больше накапливает такого канцерогена, как Cd. Очевидно, при относительно большой концентрации Cd в окружающей среде и стечении определенных обстоятельств, он начинает замещать один из биогенных элементов, входящих в состав липидов и жирowych кислот, откладываемых подсолнечником (Воронова, 2008).

Несмотря на увеличение концентрации тяжелых элементов в растениях подсолнечника, количество Cd не превышает 28,6 % от ПДК, Pb – 18,0 %, Zn – 46,6 %, Cu – 37,3 %, Co – 93,0 %, Mn – 83,0 %, а в фитомассе кукурузы, соответственно, 21,0 %, 38,2 %, 56,2 %, 27,2 %, 98,0 % и 32,7 % от ПДК. Выше фоновых значений в растениях подсолнечника оказалось содержание Pb – 25,0%, Zn на 47,8%, Cu на 15,7%, а Co в 2,8 раза. В кукурузе также превышение отмечено по Pb в 2,8 раза, Zn в 2,1 и Co в 3,3 раза. По уровню накопления в фитомассе тяжелые элементы образуют убывающие ряды, аналогичные зоне чернозема выщелоченного: кукуруза – Mn > Zn > Cu > Pb > Co > Cd, подсолнечник - Zn > Mn > Cu > Co > Pb > Cd.

Суммарный объем аккумуляции элементов в кукурузе степной зоны на черноземе южном был примерно равным с центральной зоной и составлял 100,85 мг/кг сухой биомассы.

Таблица 4.6.1 – Содержание тяжелых металлов в пропашных культурах, мг/кг воздушно-сухой массы, 2008-2010 гг.

Почва	Культура	Орган растения	Элемент					
			Cd	Pb	Zn	Cu	Co	Mn
Чернозем выщелоченый	Кукуруза	початок	0,011	0,17	15,05	1,39	0,04	1,73
		стебель	0,017	0,26	11,85	2,38	0,25	31,75
		корень	0,070	2,98	29,05	5,25	1,98	114,58
		среднее	0,033	1,14	18,65	3,01	0,76	49,35
	Подсолнечник	корзинка	0,139	0,20	37,45	14,30	0,15	5,92
		стебель	0,133	0,30	11,25	2,86	0,28	3,10
		корень	0,111	0,95	10,75	3,97	1,04	12,13
		среднее	0,128	0,48	19,82	7,04	0,49	7,05
Чернозем типичный	Кукуруза	початок	0,013	0,18	35,18	2,78	0,16	2,61
		стебель	0,043	1,49	16,65	9,31	0,50	70,28
		корень	0,133	4,07	32,45	12,38	2,29	123,72
		среднее	0,063	1,91	28,09	8,16	0,98	65,54
	Подсолнечник	корзинка	0,103	0,26	30,90	15,63	0,20	12,53
		стебель	0,095	0,96	27,30	13,51	0,53	7,25
		корень	0,060	1,48	11,75	4,52	2,06	30,03
		среднее	0,086	0,90	23,32	11,22	0,93	16,60
Чернозем южный	Кукуруза	початок	0,014	0,14	38,48	1,38	0,59	2,65
		стебель	0,042	0,50	15,45	6,07	0,40	97,48
		корень	0,119	4,18	27,85	10,65	2,22	94,35
		среднее	0,058	1,61	27,26	6,03	1,07	64,83
	Подсолнечник	корзинка	0,437	0,34	35,08	8,62	0,12	6,76
		стебель	0,055	0,50	4,00	1,91	0,22	3,56
		корень	0,129	0,91	10,75	2,30	0,71	10,13
		среднее	0,207	0,58	16,61	4,28	0,35	6,82
ПДК			0,3	5,0	50,0	30,0	1,0	200
*РФУ для кукурузы (Матвеев, 1997)			0,28	0,67	13,44	8,25	0,29	56,49
*РФУ для подсолнечника, (Матвеев, 1997)			0,41	0,72	15,77	9,69	0,33	51,18

У подсолнечника прослеживалась отрицательная динамика – 28,84 мг/кг против 37,92 мг/кг на севере и 53,10 мг/кг в центре области. Кукуруза южной зоны, по сравнению с растениями центральной зоны, поглощает в среднем на 8,6% меньше Cd, на 18,6% – Pb, 3,0% – Zn, 35,3% – Cu и 1,0% – Mn. Аналогичные закономерности прослеживались и в фитомассе подсолнечника с той разницей, что отрицательная динамика была большей и составляла по Pb – 55,1%, Zn – 40,3%, Cu в 2,6 раза, Co в 2,7 раза и Mn в 2,4 ра-

за. По нашему мнению, это связано с недостаточным режимом увлажнения и, как следствие, глубоким проникновением корневых систем растений в почву, подъемом питательных веществ и влаги из горизонтов с более низким уровнем почвенной концентрации тяжелых элементов.

В то же время, кукуруза степной зоны накапливает на 15,1% больше Co, что в 3,7 раза выше нормы и на 7,0% выше значения ПДК. Подсолнечник в 3,5 раза больше содержал Cd, однако, его концентрация была на 31,0 % ниже уровня ПДК и не превышала 0,207 мг/кг. Средний уровень аккумуляции Cd в растениях кукурузы был не более 19,3 % от ПДК, Pb – 32,2%, Zn – 54,4%, Cu – 20,1%, Mn – 32,4%. В фитомассе подсолнечника накопление Pb находилось в пределах 11,6% от ПДК, Zn – 33,2%, Cu – 14,2%, Co – 35,0%, Mn – 3,4%. Превышение фоновых значений у изучаемых биотипов отмечалось по Zn и Co, а у кукурузы еще и по Pb и Mn. По уровню максимального содержания в растениях степной зоны тяжелые металлы образуют следующий ряд: кукуруза – Mn > Zn > Cu > Pb > Co > Cd; подсолнечник – Zn > Mn > Cu > Pb > Co > Cd.

Исследованиями выявлено, что кукуруза и подсолнечник имеют разный характер локализации элементов в растительных тканях. Кукуруза, как и другие злаковые растения, основную часть поглощенного Cd, Pb, Cu, Co и Mn откладывает в корневой системе. В стебель и листья проникает в среднем около 22,5-30,6 % металлотиоксинов и только 1,5-10,7 %, преодолев биологические барьеры, накапливается в початке. По Zn иная закономерность. Относительно большое количество этого биогенного элемента транспортируется в початок и в пределах 15,05-38,48 мг/кг сухой биомассы концентрируется в зерне. Zn является важным катализатором при синтезе углеводов и контролирует накопление сахаров и крахмала в эндосперме (Ахматов, 2016).

Наибольшее количество Zn отмечено нами в растениях центральной и южной зон, формирующих полноценное по качеству зерно кукурузы – 35,45 и 38,48 мг/кг, а наименьшее – на севере области (15,05 мг/кг) в зоне лимитированного возделывания зерновой кукурузы.

Подсолнечник, так же, как и кукуруза, часть Zn транспортирует в запасяющие ткани. Но в отличие от злаковой культуры, его концентрация в корзинке может в 2,6-3,5 раза превышать содержание в корневой системе и в 1,5-3,3 раза, а на юге в 8,8 раза накоплений в стеблях. Наряду с Zn, в корзинке подсолнечника идет интенсивная аккумуляция биоэлемента Cu, участвующего в метаболических реакциях и, очевидно, контролирующего отложение липидов (Соколик, 2008; Ахматов 2016).

Кроме Zn и Cu, в соцветия подсолнечника активно мигрирует и Mn, достигая средней концентрации 5,92-12,53 мг/кг. При этом, по его накоплению органы растений образуют четкий убывающий ряд: корзинка > корень > стебель.

Экспериментами установлено, что наряду с относительно безопасными Zn, Cu и Mn, подсолнечник на всех подтипах черноземов способен в значительных количествах транспортировать в соцветия и высокотоксичный канцероген Cd до 0,103-0,437 мг/кг. Причем, максимальную концентрацию этого элемента имели корзинки, полученные в южной зоне. По нашему мнению, высокий уровень поступления Cd в репродуктивные органы подсолнечника может быть связан с засушливым типом погодных условий в годы исследований, особенностью транспирации почвенной влаги, поглощением минеральных веществ и их продвижением в тканях растений, а так же возможным его синергизмом с Zn.

Таким образом, по результатам исследований можно сделать заключение, что по объему аккумуляции тяжелых металлов кукуруза в условиях Самарского Заволжья превосходит подсолнечник. По абсолютному количеству в фитомассе кукурузы элементы образуют следующий убывающий ряд: Mn > Zn > Cu > Pb > Co > Cd; подсолнечника: Zn > Mn > Cu > Pb > Co > Cd. Уровень концентрации тяжелых металлов в биотипах, за исключением Co, не превышает ПДК. Повышенное содержание Co имеет кукуруза южной зоны. Выше фоновых значений в локальных условиях кукуруза способна накапливать Pb, Zn, Cu, Co и Mn, а подсолнечник Pb, Zn, Cu и Co. Максимальное ко-

личество Cd, Pb, Cu и Mn кукуруза локализует в корневой системе. Значительные объемы поглощенных подсолнечником Cd, Zn, Cu и Mn, а кукурузой и Zn могут мигрировать в генеративные части растений.

#### 4.6 Картофель

Посадки картофеля, являющегося основным продуктом, определяющим продовольственную базу страны, в Самарской области занимают значительные площади, до 8 тыс.га возделывается в сельскохозяйственных организациях и в личных подсобных хозяйствах (Альтергот, 2015; Рубцов, 2015).

Жаркая и сухая погода в период вегетации и высокий уровень техногенной нагрузки снижают продуктивность и ухудшают семенные качества картофеля уже после двух-трех вегетации, а у восприимчивых сортов даже после первой (Анисимов, 2004, 2010; Милехин, 2014.).

При возрастающем техногенном загрязнении агроландшафтов, наиболее эффективным путем повышения продуктивности картофеля является внедрение в практику сельского хозяйства высокоурожайных экологически устойчивых сортов, которые позволяют повысить продуктивность картофеля (Минев, 1982; Ахматов, 2011). При этом регулярно контролируется безопасность полученной продукции на содержание высокотоксичных тяжелых металлов (Давыдова, 2002; Черняков, 2013).

Исследования сортового картофеля проводились в полевых условиях южной агроклиматической зоны Самарского Заволжья, возделываемого на черноземе обыкновенном.

Анализ химического состава (табл. 4.7.1) изучаемых сортов показал, что содержание крахмала в клубнях колеблется от 12,9% (сорт Ланорма) до 14,9 % (сорт Витессе).

Сорта с высоким содержанием крахмала считаются более вкусными, при этом самыми высококрахмалистыми (14-25 %) можно назвать сорта Витессе (14,9 %) и сорт Роко (14,4 %).

Таблица 4.7.1. – Основные химические показатели сортов картофеля

Сорт	Показатель, %									
	Сухое вещество, %	Белки, %	Клетчатка, %	Зола, %	БЭВ, %	Азот, %	Фосфор, %	Калий, %	Сахар, г	Крахмал, %
Витесса элита	22,20	10,12	2,85	4,13	82,90	1,76	0,38	2,85	12,86	14,9
Розара суперэлита	19,40	13,51	1,09	4,14	81,26	2,35	0,46	2,76	14,08	13,5
Романо	19,33	13,28	4,98	4,29	77,45	2,31	0,38	2,48	12,57	14,0
Витессе	18,00	12,65	0,83	5,54	80,98	2,20	0,37	2,60	12,96	13,7
Розара	19,57	17,65	2,90	5,88	73,57	3,07	0,36	2,06	11,40	13,3
Колетте	19,63	13,45	6,48	3,61	76,46	2,34	0,38	2,85	12,86	14,0
Спринт элита	21,17	10,00	5,14	2,05	82,81	1,74	0,46	2,78	14,42	13,7
Лиани	22,33	13,28	4,03	2,99	79,70	2,31	0,37	2,73	13,76	13,7
Наташа	22,78	12,82	5,49	3,32	78,37	2,23	0,41	2,48	13,66	13,5
Розалинд	16,57	16,04	4,96	3,37	75,59	2,79	0,40	3,07	11,92	13,3
Ланорма	17,06	12,93	2,39	3,37	81,31	2,25	0,31	2,93	13,66	12,9
Роко	21,35	13,11	8,98	3,30	74,61	2,28	0,40	2,43	12,48	14,4
Винетта	20,35	13,85	6,11	3,50	76,54	2,41	0,42	2,26	12,93	13,6
Родрига	18,39	17,00	2,42	7,87	72,71	2,96	0,29	2,49	12,13	13,6

Они характеризуются как рассыпчатые, поэтому лучше подходят для приготовления пюре, варки в кожуре или для запекания в духовке. Сорта с низким содержанием крахмала (10-13 %) подходят для приготовления салатов и супов. Низкокрахмалистым является сорт Ланорма (12,9 %). При этом, для изготовления такого популярного продукта как чипсы не подходит ни один из изученных сортов, так как содержание крахмала в них не выше 20 %.

Изученные сорта обладают повышенным содержанием сахара (норма 10,5 г), самое высокое значение у сорта Спринт элита – 14,42 г. Известно, что

клубни картофеля, содержащие высокое число сахаров могут темнеть при варке. Несмотря на то, что изученные сорта выращиваются на орошаемом участке, содержание влаги находится в пределах нормы: (70,2-78,2 %) и колеблется от 63,2 до 86,9 %, в среднем достигая 76,0 %.

Оценивая химический состав картофеля с технической точки зрения, нами отмечено небольшое число БЭВ (безазотистых экстрактивных веществ), что связано в большей степени с невысоким содержанием крахмала, входящего в их состав.

Зольный остаток клубней изученных сортов колеблется от 2,05 (сорт Спринт элита) до 5,88 % (сорт Розара), тогда как по литературным данным в среднем он составляет 0,4-1,9 % (Мальцев, 2011).

Содержание клетчатки в изученных сортах варьирует от 0,83 (сорт Витессе) до 8,98 % (сорт Роко) при норме 1,1%.

Изученные сорта характеризуются низким содержанием сухого вещества, менее 22%.

Содержание азота (среднее значение в норме 2 %) колеблется от 1,74 у сорта Спринт элита до 3,07 % у сорта Розара, что является допустимым значением, до 4,6 %.

Значение калия варьирует от 2,06 % (сорт Розара) до 3,07 % (сорт Розалинд), в норме оно составляет до 4,2%. Содержание фосфора колеблется от 0,36 % в сорте Розара до 0,46 % в сорте Спринт элита и Розара Суперэлита, в норме – 0,5%.

Содержание подвижных форм изученных тяжелых металлов в почве в средних значениях не превышает предельно допустимой концентрации (табл. 4.7.2).

Наблюдается некоторое превышение фоновых значений по накоплению цинка в 1,25 раз и меди в 1,15 раз. Расчет коэффициентов концентрации (Кс) показал, что фактическое содержание элементов превышает их среднее значение в почве фонового участка. Значительно превышение Кс свинца – 2,75, указывает на накопление элемента на исследуемом участке. Содержа-

ние подвижных форм Fe, Zn, Cu, Mn, Cd незначительно превышают фоновый и уровень, эти элементы являются рассеянными в почве.

Аналогичная закономерность отмечена в значениях коэффициентов накопления элементов ( $K_n$ ), показывающих превышение содержания над ПДК.

Таблица 4.7.2 – Содержание подвижных форм тяжелых металлов под участками сортового картофеля, мг/кг (экстрагент ацетатно-аммонийный буфер с pH 4,8)

Участок под сортом картофеля	Элемент					
	Pb	Fe	Zn	Cu	Mn	Cd
Наташа	1,3	3,0	0,10	0,1	13,3	<0,02
Витессе	0,8	10,4	0,10	<0,01	8,5	0,04
Родрига	0,9	4,2	0,10	0,03	11,3	<0,02
Розара	1,0	5,6	0,09	0,02	10,6	<0,02
Роко	1,4	3,6	0,14	<0,01	10,6	0,02
Романо	1,4	3,5	0,12	<0,01	12,6	<0,02
Джелли	1,7	3,9	0,10	0,07	10,7	<0,02
Спринт элита	1,0	5,3	0,10	<0,01	12,9	0,04
Ланорма	0,5	5,4	0,30	<0,01	5,2	<0,02
Колетте	1,0	3,3	0,14	<0,01	12,1	<0,02
Винета	1,7	2,3	0,10	<0,01	13,1	<0,02
Розолинд	1,5	2,1	0,16	<0,01	11,4	<0,02
Лиани	0,8	4,9	0,09	<0,01	7,6	<0,02
Среднее	1,1	3,9	0,20	0,02	11,1	0,02
*ФОН	0,4	7,67	0,40	0,13	35,0	0,037
$K_c$	2,75	0,5	0,5	0,15	0,32	0,54
*ПДК	6,0	-	23,0	3,0	140,0	0,1
$K_n$	0,18	-	0,009	0,007	0,079	0,2

Примечание: \*Прохорова, 2000; Манторова, 2011

Анализ проб клубней и ботвы выявил следующие закономерности (табл. 4.7.3). В средних значениях превышений ПДК во всех изученных сортах не происходит, фоновые значения превышены по высокотоксичному свинцу в 3,2 раза и кадмию в 2 раза. Это может быть связано с поступлением из техногенной пыли, так как, подвижные значения в почве не превышают норм, а содержание их в ботве культур значительно выше, чем в клубне. Ос-

новной источник поступления свинца – автотранспорт, возможно, что при движении технических средств выделяемые продукты сжигания топлива, содержащие свинец, поступают в растение (Троц 2011; Ишкова, 2012).

При очистке клубней (удаление перидермы), содержание свинца в картофеле снижается на 80-90 %, кадмия на 20 %. Наименьшее количество тяжелых металлов накапливают сорта Колетте (16,37 мг/кг), Лиани (13,42 мг/кг), Розалинд (15,19 мг/кг). Наибольшее количество тяжелых металлов накапливают сорта Спринт элита (19,35 мг/кг), Джелли (16,4 мг/кг).

При сравнении исследованных частей растения выявлено, что максимальное количество металлов накапливает надземная часть меньше перидерма клубня и паренхима клубня. При этом, перидерма и запасающая часть клубня содержат допустимые значения токсикантов, не превышающие ПДК и в большинстве фоновых значений. Необходимо учитывать, что при длительном контакте с надземными частями растений, содержащими высокие значения тяжелых металлов, возможен отток по нисходящим сосудам в клубни растений (Федотова, 2010).

Расчет корреляционной зависимости (табл. 4.7.3) показал, что наибольшую связь ( $r= 0,292$ ) изученные тяжелые металлы обнаруживают с сухим веществом растений и содержанием фосфора ( $r=0,289$ ).

Таблица 4.7.3 – Корреляционная зависимость между накоплением тяжелых металлов и основных химических веществ клубнями сортового картофеля

Элемент	Сухое вещество	Белки	Клетчатка	Зола	БЭВ	Азот	Фосфор	Калий	Сахар	Крахмал	Влага
Pb	0,340	-0,490	0,145	-0,384	-0,068	0,254	0,012	0,441	0,215	0,252	0,348
Fe	0,379	-0,603	0,379	-0,374	-0,005	0,351	0,248	-0,408	-0,023	0,139	0,137
Zn	0,213	0,050	-0,102	0,121	0,004	0,052	0,171	0,025	0,131	-0,119	-0,193
Cu	0,256	0,171	-0,275	-0,203	0,186	0,169	0,055	-0,366	-0,130	-0,522	-0,338
Mn	0,539	-0,170	0,577	-0,085	-0,037	-0,171	0,491	-0,377	0,010	0,089	0,006
Cd	0,022	-0,044	-0,613	0,787	0,327	-0,264	0,469	0,135	0,261	0,340	0,341

Тяжелые металлы входят в состав минеральной части растения и накапливаются в сухом веществе с другими неорганическими компонентами. Корреляционная связь с фосфором говорит о том, что возможно их накопление в виде нерастворимых фосфатов, либо внесение с фосфорсодержащими удобрениями. Наибольшую связь с содержанием фосфора проявляют марганец и высокотоксичный кадмий. Значимой является величина корреляционной зависимости между накоплением калия и поступлением свинца, железа, меди и марганца в клубни изученных сортов. Высокотоксичные свинец и кадмий обнаруживают зависимость от содержания влаги в клубнях, что может быть связано с поступлением элементов в виде водорастворимых форм.

Клубни изученных сортов картофеля содержат в среднем 13,72 % крахмала (самым высококрахмалистым оказался сорт Витессе, низкокрахмалистым – сорт Роко), характеризуются повышенным содержанием золы (4,1 %), сахаров (12,98 г), допустимым содержанием влаги, фосфора, азота и калия, низким содержанием сухого вещества, БЭВ (78,6 %).

Содержание изученных тяжелых металлов в доступной для растения форме в почве находится в пределах норм ПДК, но содержание цинка и меди незначительно превосходит фоновые значения (табл. 4.7.4). В клубнях картофеля минимальные концентрации тяжелых металлов находятся в паренхиме клубня. Значительные количества накапливает ботва картофеля. Накопление изученных тяжелых металлов представлено следующим возрастающим рядом:  $Cd < Pb < Cu < Zn < Mn < Fe$ .

Расчет корреляционной зависимости выявил связь между поступлением изученных тяжелых металлов в клубни изученных сортов и значениями влаги, содержанием фосфора и калия. Концентрация токсикантов в сухом веществе и золе растений ожидаема, поскольку элементы входят в минеральную часть растений.

Таблица 4.7.4. – Содержание тяжелых металлов в культуре картофеля различных сортов, мг/кг

Элемент		Сорт	Наташа	Витессе	Родриго	Розара	Роко	Романо	Джелли	Спринг элита	Ланорма	Колетте	Винета	Розалинд	Лиани	Среднее	ФОН*	Крит. концентр.		
			1*	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2			3	4
Свинец	Части растения	1*	3,10	2,2	0,8	2,8	2,2	2,5	3,3	2,8	1,7	1,1	2,5	2,2	1,7	2,06	0,92	0,28	10-20	
		2	<0,20	0,3	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	0,5	0,6	0,6	0,4	0,6	0,4	0,5				0,45
		3	<0,20	<0,2	<0,20	<0,20	0,20	<0,20	0,3	0,4	0,4	<0,20	0,4	0,6	0,2	0,09				0,26
		4	1,20	0,9	0,4	1,07	0,87	0,97	1,37	1,27	0,83	0,63	1,23	0,93	0,76	0,92				
	Железо	1	405,70	737,5	338,6	727,4	285,0	717,0	695,0	414,1	464,0	464,3	717,0	695,0	355,4	501,1	182,4	336,4	750	
		2	38,10	44,9	55,1	33,9	38,4	50,6	32,7	60,6	59,0	93,1	22,2	43,1	23,5	42,51				
		3	4,00	2,8	3,5	5,1	3,9	3,3	3,9	4,5	3,8	5,0	4,1	2,5	2,9	3,52				
		4	149,30	261,73	132,4	255,47	109,1	256,97	243,87	159,73	175,6	187,47	247,77	246,87	127,27	182,39				
	Цинк	1	19,50	12,5	14,3	24,5	27,6	12,1	21,0	41,2	18,8	13,3	12,1	9,0	10,6	16,89	6,89	21,38	150-200	
		2	4,50	2,2	1,6	2,0	2,2	2,0	2,7	2,9	1,8	1,6	2,3	1,6	2,0	2,1				
		3	3,70	0,7	2,5	2,4	3,1	2,6	2,8	2,6	2,4	2,8	3,0	2,4	3,4	1,7				
		4	9,20	5,13	6,1	9,63	10,97	5,57	8,83	15,57	7,67	5,9	5,8	4,33	5,33	6,89				
	Медь	1	6,60	6,0	7,7	12,4	1,9	5,7	10,4	4,3	9,1	8,5	5,7	7,4	1,2	6,21	2,65	24,50	150-20	
		2	1,20	0,7	0,9	1,1	0,8	1,1	1,2	1,4	1,5	1,6	0,8	1,0	1,0	1,02				
		3	1,10	0,2	0,8	0,6	0,4	0,5	1,0	0,9	0,9	1,2	0,8	1,0	0,5	0,71				
		4	2,97	2,3	3,13	4,7	1,03	2,43	4,2	2,2	3,83	3,77	2,43	3,13	0,9	2,65				

Сорт		Наташа	Витессе	Родриго	Розара	Роко	Романо	Джелли	Спринт элита	Ланорма	Колетте	Винета	Розалинд	Лиани	Среднее	ФОН*	Крит. концентр.	
Марганец	1	32,70	55,3	25,8	66,2	27,5	67,1	61,8	63,5	55,8	38,0	67,1	82,2	16,8	40,8	14,63	46,73	200
	2	2,70	2,2	2,0	2,4	2,3	2,9	1,7	3,2	2,1	3,1	2,0	2,1	1,6	2,2			
	3	1,60	0,7	0,9	0,9	1,1	1,2	0,9	0,9	1,2	0,8	1,1	1,2	0,7	0,9			
	4	12,30	19,37	9,57	23,17	10,3	23,73	21,47	22,53	19,7	13,97	23,4	28,5	6,37	14,63			
Кадмий	1	0,16	0,26	0,34	0,16	0,16	0,07	0,18	0,27	0,14	0,05	0,07	<0,02	0,1	0,1	0,05	0,025	5-10
	2	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,02			
	3	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,02			
	4	0,07	0,1	0,13	0,07	0,07	0,037	0,07	0,10	0,06	0,03	0,037	0,02	0,05	0,05			

#### 4.7 Ягодные культуры

Земляника садовая самая популярная ягодная культура в Самарской области (Муханов 2012; Батманов, 2017). Земляника отличается способностью к быстрому вегетативному размножению, скороплодностью, урожайностью, высокой экологической пластичности (Войтюк, 2010).

По сравнению с другими ягодными культурами, земляника более чувствительна к загрязнению почв тяжелыми металлами, поскольку имеет неглубокую корневую систему, а основное количество токсикантов аккумулируют верхние горизонты почвы (Ветрова, 2015; Батманов, 2017).

Исследования растительных образцов земляники, возделываемых на черноземе обыкновенном степной зоны Самарского Заволжья, выявили, что на плантациях наряду со здоровыми растениями земляники обнаруживались растения, которые заметно отставали в развитии.

Средняя концентрация в надземной фитомассе тяжелых металлов в образцах больных растений, по сравнению со здоровыми, была выше: железа в 1,5 раза, свинца в 1,3 раза, цинка в 1,4 раза, меди в 1,2 раза, кадмия в 1,1 раза; марганца ниже в 1,2 раза (табл. 4.8.1).

За период между обследованиями содержание в надземной фитомассе земляники цинка, меди, марганца и железа снизилось в 18,2; 25,6; 1,8 и 1,9 раза, соответственно, что, предположительно связано с поглощением этих элементов растениями предыдущих генераций, внесением минеральной подкормки, способствующей связыванию элементов.

Так, в образцах растений, выращенных в 2009 году, содержание марганца превышает фоновое в 5,3 раза, но не достигает фитотоксического значения (в 2,0 раза ниже), концентрация железа и меди ниже фоновых показателей в 1,7 и 5,0 раз, а цинка выше фонового показателя в 1,3 раза.

Таблица 4.8.1 – Содержание тяжелых металлов в надземной фитомассе земляники (фазы – цветения-плодоношения), мг/кг

Год	Элемент					
	Mn	Fe	Pb	Zn	Cu	Cd
2008*	<u>5040</u>	<u>4140</u>	<u>0,11</u>	<u>42,0</u>	<u>8,73</u>	<u>0,021</u>
	4070	6071	0,14	60,7	10,08	0,023
2009	249,8	199,7	-	28,3	4,87	-
Среднее содержание ТМ в надземной фитомассе <i>Fragaria vesca L.</i> (земляника лесная), произрастающих в Самарской области (Прохорова, 1998)	46,73	336,44	0,28	21,38	24,50	-
Критическая концентрация ТМ в воздушно-сухой фитомассе (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989)	-	-	10-20	150-200	15-20	5-10
Фитотоксическая концентрация ТМ в воздушно-сухой фитомассе (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989)	500	-	60	400	20	100

\* в числителе – показатели по здоровым растениям, в знаменателе – по больным.

На основании полученных данных (табл. 4.8.2), рассчитаны коэффициенты биоаккумуляции подвижных элементов больными и здоровыми растениями земляники по формуле  $I_a = I_x / p_x$ , где  $I_x$  – содержание элементов в золе растений,  $p_x$  – содержание элементов в почве. Среднее значение коэффициента биоаккумуляции тяжелых металлов уменьшается в ряду  $Mn > Zn > Cu > Cd > Pb$ , минеральных элементов –  $N > K > P$ . Для кадмия и свинца коэффициенты биоаккумуляции меньше 1, что означает их слабое поглощение из почвы.

Таблица 4.8.2 – Коэффициент биоаккумуляции ( $I_a$ ) элементов в почве и надземной фитомассе земляники

Год	Элемент							
	N	P	K	Mn	Cu	Zn	Cd	Pb
2008*	<u>762,65</u>	<u>14,58</u>	<u>87,50</u>	<u>311,11</u>	<u>58,20</u>	<u>123,53</u>	<u>0,08</u>	<u>0,04</u>
	761,68	44,12	40,00	248,17	59,29	173,43	0,09	0,05
2009	663,74	107,81	61,03	26,29	32,47	26,95	-	-

\* в числителе – показатели под здоровыми, в знаменателе – под больными растениями.

Расчет коэффициентов концентрации по результатам исследований 2011-2013 г.г. показал, что в сравнении с фоном накопление изученных ТМ характеризуется зависимостью: Mn (30,3) > Pb (2,13) > Zn (1,93) > Cu (1,49) > Fe (0,55). Коэффициент опасности элементов представляется следующим убывающим рядом: Cr (3,1) < Fe (2,0) < Cu (0,71) < Pb (0,60) < Zn (0,49) < Cd (0,32).

Одним из основных факторов, определяющих урожайность земляники, является подбор здорового посадочного материала высокопродуктивных сортов. Исследования, проведенные нами в 2011-2013 гг. показали, что концентрирование ТМ в землянике садовой зависит от сорта и органа растения (табл. 4.8.3). Органы растений земляники суммарно накапливают тяжелые металлы (в мг/кг) в соответствии со следующим убывающим рядом:

корни (1175,9) > листья (443,2) > ягоды (87,7).

Максимальные концентрации обнаруживаются в корнях и листьях растений, минимальные в ягодах. Наиболее важным и являются показатели содержания ТМ в ягодах изученных сортов, так как возделывание растения направлено именно на получение именно этой продукции.

Таблица 4.8.3 – Содержание тяжелых металлов в растениях земляники садовой, мг/кг на сухое вещество, 2011-2013 г.г.

Сорт	Элемент						
	Cd	Pb	Cu	Zn	Mn	Fe	Cr
Корень							
Хоней	0,093	1,20	35,9	54,8	136,9	1101,5	0,71
Мармолада	0,080	0,96	81,9	83,3	176,8	1092,0	0,56
Эльсанта	0,035	0,56	23,0	37,4	83,5	615,9	0,66
Кс	2,30	3,20	1,90	2,73	2,83	0,39	3,2
Листья							
Хоней	0,052	0,31	40,2	35,1	209,4	197,8	0,47
Мармолада	0,024	0,29	18,8	17,7	118,8	364,4	0,46
Эльсанта	0,023	0,30	21,4	20,5	125,4	157,9	0,25
Фоновое значение	-	0,28	24,5	21,38	46,73	336,44	-
Кс	1,11	1,07	1,09	1,14	3,23	0,71	1,95

В ягодах изученных сортов содержание Cd, Zn, Cu, Mn, не превышает предельно допустимую концентрацию (ПДК) (табл. 4.8.4). Это связано с защитными функциями растений по отношению к своим генеративным органам. На уровне ПДК находится концентрация свинца в ягодах сорта Мармолада, тогда как в ягодах сортов Хоней и Эльсанта значения Pb ниже ПДК в 3,0 и 2,4 раза соответственно. Ягоды сорта Мармолада характеризуются повышенным содержанием Fe, превышающим уровень допустимой нормы в 1,4 раза. Вероятно повышенное накопление элементов, подвижность которых возрастает с наступлением высоких температур, связано со сроками развития растений изученных сортов. В ягодах изученных сортов отмечается повышенное содержание хрома, превышающее ПДК: сорт Хоней в 2,7 раза, Мармолада в 3,8 раза, Эльсанта в 2,8 раза. Высокие региональные значения элемента в важнейших сельскохозяйственных культурах отмечены в работах Н.В. Прохоровой (Прохорова, 2000).

Для хрома характерна способность аккумулироваться в верхних горизонтах почвы, а корневая система земляники не уходит глубоко в почву и растение поглощает питательные элементы с этих горизонтов.

Определив средние концентрации ТМ в растениях, мы отметили превышение в плодоножках ягод земляники биогенных элементов: Cu в 2,13 раза, Zn в 4 раза, Mn в 6,9 раз, Fe в 1,8 раза. Концентрация меди и цинка в плодоножках превышает ПДК в 1,5 и 2,0 раза, соответственно.

По значениям в изученных сортах растений элементы образуют следующие убывающие ряды (мг/кг): Сорт Хоней: Cu (140.58) > Zn (58.2) > Cr (4.78) > Mn (3.0) > Pb, Cd (1.4); Сорт Мармолада: Cu (204.8) > Zn (59.6) > Cr (4.2) > Mn (2.6) > Pb (1.8) > Cd (0.7); Сорт Эльсанта: Cu (200.0) > Zn (26.8) > Cr (4.9) > Mn (2.1) > Pb (0.6) > Cd (0.5). Как показывают расчеты коэффициента концентрации в органах растений земляники садовой, более активно концентрирует тяжелые металлы сорт Мармолада, несколько ниже сорта Эльсанта и Хоней. Выше критических концентраций значения меди. Корни сорта Мармолада накапливают медь выше установленных норм в 4 раза.

Таблица 4.8.4 – Содержание тяжелых металлов в ягодах перспективных сортов земляники садовой, мг/кг

Сорта (n=18)	Элемент						
	Cd	Pb	Cu	Zn	Mn	Fe	Cr
Хоней	$\frac{0,011 \pm 0,0007}{0,010 - 0,0125}$	$\frac{0,134 \pm 0,006}{0,125 - 0,148}$	$\frac{4,03 \pm 0,072}{3,90 - 4,15}$	$\frac{6,05 \pm 0,037}{5,98 - 6,11}$	$\frac{33,5 \pm 0,37}{32,9 - 34,2}$	$\frac{38,5 \pm 0,34}{37,9 - 39,1}$	$\frac{0,54 \pm 0,04}{0,51 - 0,57}$
Мармолада	$\frac{0,012 \pm 0,0007}{0,011 - 0,0135}$	$\frac{0,436 \pm 0,0007}{0,010 - 0,0125}$	$\frac{3,75 \pm 0,037}{3,68 - 3,81}$	$\frac{6,31 \pm 0,127}{6,10 - 6,54}$	$\frac{15,5 \pm 0,31}{15,0 - 16,1}$	$\frac{69,2 \pm 0,49}{68,4 - 70,1}$	$\frac{0,76 \pm 0,09}{0,73 - 0,79}$
Эльсанта	$\frac{0,0059 \pm 0,0005}{0,0050 - 0,0070}$	$\frac{0,170 \pm 0,005}{0,16 - 0,18}$	$\frac{2,97 \pm 0,072}{2,85 - 3,10}$	$\frac{5,62 \pm 0,095}{5,45 - 5,78}$	$\frac{30,5 \pm 0,60}{29,4 - 31,5}$	$\frac{42,9 \pm 0,95}{40,6 - 43,8}$	$\frac{0,56 \pm 0,06}{0,53 - 0,60}$
НСР 0.5	0,0018	0,018	0,023	0,062	0,054	0,058	0,032
ПДК	0,03	0,4	5,0	10	500	50	0,2

Примечание: n – количество проб; в числителе -  $X \pm m(x)$ ; в знаменателе - min-max

#### 4.8 Биотичность и физиологическая активность сельскохозяйственных и дикорастущих растений по отношению к тяжелым металлам

Анализ содержания химических элементов, расчеты коэффициентов их трансформации, показателей биотичности элементов (ПБЭ) показали, что их концентрация зависит от биологических особенностей растений (табл.4.8.1). По озимым зерновым культурам выявлены следующие ряды биотичности изученных элементов: пшеница озимая (*Triticum aestivum* L.):  $Cd_{0.4} > Zn_{0.2} > Cr_{0.1} > Cu_{0.05} > Pb_{0.05} > Mn_{0.04} > Co_{0.03} > Fe_{0.02}$ ; рожь озимая (*Secale cereale*):  $Cd_{0.5} > Zn_{0.1} > Cu_{0.06} > Mn_{0.05} > Pb_{0.04} > Co_{0.04}$ ; тритикале (*Triticale*):  $Cd_{0.5} > Zn_{0.3} > Cu_{0.07} > Pb_{0.05} > Mn_{0.03} > Co_{0.03}$ .

Из приведенных данных видно, что наиболее значимыми в связи озимых зерновых растений с окружающей средой являются кадмий и цинк. Расчет коэффициента перехода (Кп) показал, что в надземные органы у этих растений преимущественно переходят цинк и кадмий, а высокотоксичный свинец связывается в корнях, тем самым выполняется защитная барьерная функция корневой системы по отношению к вегетативным и генеративным органам.

Для твердой яровой пшеницы (*T. durum*) ряд ПБЭ представляется следующим образом:  $Cd_{0.5} > Zn_{0.1} > Pb_{0.07} > Co_{0.05} > Cu_{0.05} > Mn_{0.04}$ ; для мягкой яровой пшеницы (*T. aestivum*):  $Cd_{0.4} > Zn_{0.3} > Cu_{0.08} > Pb_{0.06} > Mn_{0.03} > Co_{0.03}$ . Расчет Кп выявил, что в надземную часть растений активно переходят элементы: цинк, марганец и медь. Корневая система твердой пшеницы менее развита, чем мягкой и обладает невысокой усваивающей способностью (Долгополова, 2010).

Барьерные механизмы корневой системы твердой пшеницы выражены сильнее, Кп в среднем равен 0,47, у мягкой пшеницы Кп в среднем равен 0,60. Сходные ряды биотичности элементов у зернофуражных культур – ячменя обыкновенного (*Hordeum vulgare*)  $Cd_{0.4} > Zn_{0.3} > Pb_{0.1} > Cu_{0.08} > Co_{0.04}$

> Mn<sub>0.03</sub> и овса посевного (*Avena sativa* L.) Cd<sub>0.4</sub> > Zn<sub>0.3</sub> > Cu<sub>0.09</sub> > Pb<sub>0.05</sub> > Mn<sub>0.03</sub> > Co<sub>0.03</sub>.

При переходе к вегетативным и генеративным органам у растений в большом количестве транспортируются цинк, медь и марганец. Это объясняется высокой потребностью этих элементов при формировании зерна культур. В зерне ячменя цинк и марганец обнаруживаются в больших количествах, несмотря на менее развитую в сравнении с другими хлебными злаками корневую систему (Гайдукова, 2015). Корневую систему овса отличает высокая поглотительная способность по отношению к труднорастворимым веществам (Петункина, 2012).

Высокотоксичный кадмий проникает в надземную массу овса в 1,3 раза больше, чем у ячменя. Ряды ПБЭ для зерновых бобовых культур имеют следующий вид: горох посевной (*Avena sativa* L.) Cd<sub>0.4</sub> > Zn<sub>0.3</sub> > Pb<sub>0.1</sub> > Cu<sub>0.08</sub> > Co<sub>0.04</sub> > Mn<sub>0.03</sub>; соя культурная (*Glicine hispida maxim*) Cd<sub>0.6</sub> > Zn<sub>0.3</sub> > Cu<sub>0.09</sub> > Pb<sub>0.03</sub> > Mn<sub>0.03</sub> > Co<sub>0.02</sub>; чечевица обыкновенная, или пищевая (*Ervum lens culinaris.*); Zn<sub>0.3</sub> > Cu<sub>0.2</sub> > Cd<sub>0.2</sub> > Pb<sub>0.1</sub> > Cr<sub>0.08</sub> > Mn<sub>0.06</sub> > Fe<sub>0.02</sub> нут (*Cicer arietinum*) Cd<sub>0.5</sub> > Zn<sub>0.2</sub> > Pb<sub>0.2</sub> > Cu<sub>0.1</sub> > Mn<sub>0.02</sub> > Fe<sub>0.03</sub>.

Биотическая способность зерновых бобовых культур выражается в кадмиево-цинковой специализации. Исключение составляет чечевица, у которой в равных значениях с кадмием находится медь. При переходе от корней к надземным органам бобовых растений выявлено, что у гороха и сои в больших количествах транспортируется марганец, нута и чечевицы – медь. Корневые системы гороха и сои в отличие от поверхностных систем нута и чечевицы имеют хорошо выраженный главный корень, проникающий на глубину 1-2 м, способный поглощать марганец, соединения которого обычно мигрируют в нижележащие слои почвы.

Высокотоксичный кадмий у всех изученных культур имеет повышенное значение Кп. Различные барьерные функции корней ограничивают поступление Cd в надземные органы, в меньшей степени он транспортируется у гороха и сои, у нута и чечевицы его переход преобладает. Крупяные культу-

ры гречиха посевная (*Fagopyrum vulgare*) и просо посевное (*Panicum milliaceum*) имеют соответственно следующие ПБЭ:  $Cd_{0.5} > Zn_{0.2} > Co_{0.2} > Cu_{0.07} > Pb_{0.03} > Mn_{0.02}$  и  $Cd_{0.8} > Zn_{0.3} > Cu_{0.2} > Cr_{0.07} > Pb_{0.05} > Fe_{0.03} > Mn_{0.03} > Co_{0.03}$ .

При высоком ПБЭ кадмия его доступ к надземным органам более всего ограничивается высокофизиологичными корнями гречихи ( $K_p = 0,36$  у проса  $0,64$ ), у которой в преимуществе цинк, медь и марганец. Ряды ПБЭ для кукурузы обыкновенной (*Zea mays* L.) и подсолнечника полевого (*Helianthus annuus* L.) имеют вид:  $Cd_{1.1} > Zn_{0.3} > Cu_{0.1} > Pb_{0.1} > Mn_{0.06} > Co_{0.05} > Fe_{0.02}$  и  $Cd_{1.1} > Zn_{0.3} > Cu_{0.2} > Cr_{0.08} > Pb_{0.03} > Co_{0.03} > Fe_{0.02} > Mn_{0.01}$  и показывают высокую кадмиево-цинковую физиологическую роль у растений.

При переходе к надземным органам от корней у кукурузы ограничиваются в транспортировке Cd ( $K_p = 0,18$ ) и Pb ( $K_p = 0,12$ ). Максимальные значения  $K_p$  элементов из корневой системы в надземную массу у подсолнечника для меди (2,63), цинка (2,42) и кадмия (1,33). Удовлетворяя потребность растения в необходимых веществах, корневая система подсолнечника способна расходовать максимальное количество веществ почвы (Низамов, 2007).

Изучение растений земляники садовой (*Fragaria ananassa*) и картофеля (*Solanum tuberosum*) проводилось в условиях производственных посевов при наличии необходимой агротехники (Троц, 2013; Батманов, 2014). В ПБЭ земляники садовой доминирует медь:  $Cu_{0.5} > Zn_{0.4} > Cd_{0.3} > Mn_{0.1} > Fe_{0.09} > Pb_{0.03} > Co_{0.007}$ . Преимущественно в надземные органы растения земляники транспортируется марганец ( $K_p = 0,67$ ).

Биотичность растений картофеля представляется следующим рядом:  $Cd_{0.5} > Zn_{0.1} > Cu_{0.08} > Pb_{0.08} > Fe_{0.06} > Mn_{0.02}$ . Клубни картофеля накапливают меньше токсичных элементов, чем ботва.  $K_p$  рассчитывались как переход из ботвы в клубни в период их формирования, значения в среднем суммарном показателе составляют 0,12, что является минимальным значением среди изученных растений.

Преобладание Zn - Cd биотичности отмечается у исследованных трав: вика посевная (*Vika sativa*): Cd<sub>0.4</sub> > Zn<sub>0.3</sub> > Cu<sub>0.2</sub> > Pb<sub>0.1</sub> > Mn<sub>0.04</sub> > Cr<sub>0.02</sub> > Fe<sub>0.01</sub>; костер безостый (*Bromus inermis*): Cd<sub>0.6</sub> > Zn<sub>0.5</sub> > Cu<sub>0.3</sub> > Pb<sub>0.2</sub> > Mn<sub>0.08</sub> > Cr<sub>0.08</sub> > Fe<sub>0.02</sub>; эспарцет посевной (*Onobrychis viciifolia*; *Onobrychis spp.*): Zn<sub>0.5</sub> > Cd<sub>0.4</sub> > Pb<sub>0.2</sub> > Cu<sub>0.1</sub> > Mn<sub>0.06</sub> > Cr<sub>0.02</sub> > Fe<sub>0.01</sub> житняк гребневидный (*Agropurum pectiniforme*): Cd<sub>0.3</sub> > Pb<sub>0.3</sub> > Zn<sub>0.2</sub> > Mn<sub>0.08</sub> > Cr<sub>0.06</sub> > Cu<sub>0.05</sub> > Fe<sub>0.06</sub>; козлятник восточный (*Galega orientalis*): Cd<sub>0.3</sub> > Zn<sub>0.2</sub> > Cr<sub>0.2</sub> > Cu<sub>0.2</sub> > Mn<sub>0.08</sub> > Fe<sub>0.07</sub> > Pb<sub>0.07</sub>; ковыль перистый (*Stipa tenuifolia*): Zn<sub>0.4</sub> > Cd<sub>0.3</sub> > Cu<sub>0.1</sub> > Mn<sub>0.1</sub> > Pb<sub>0.07</sub> > Fe<sub>0.02</sub>.

Цинк имеет большую физиологическую значимость для эспарцета и ковыля. Расчет Кп показал, что в травах преимущественно транспортируются к надземным органам Cu и Zn, корневая система вика посевной в значительных количествах пропускает Pb (Кп=1,59). По сравнению с другими бобовыми культурами корневая система вика посевной маломощная, недостаточно развитая из-за небольшого количества боковых корней (Золотарев, 2015). Эспарцет имеет высокие Кп по Cu - 1,28 и Mn - 0,95, его значения Кп выше в сравнении с другими изученными травами, суммарно 3,91.

Переход в надземные органы меди преобладает у житняка гребневидного, цинка у ковыля перистого. Козлятник восточный, обладающий сравнительно поверхностной корневой системой, имеет высокий Кп цинка (1,94), хотя по биотичности преобладает Cd. Длиннокорневищный костер безостый имеет высокие Кп цинка (0,56) и марганца (0,34). Ковыль перистый имеет мощно развитую корневую систему, способную образовывать плотный дерн, обладающую высокими защитными механизмами и наиболее низкий средний суммарный показатель Кп - 0,20.

На поступление химических элементов в почву и на онтогенез растения, оказывает влияние листовая опад (Коношина, 2014). В защитных лесополосах сельхозугодий встречается листопадное дерево вяз мелколистный (*Ulmus pumila L.*), молодые ветки которого могут служить кормом скоту. Элементный анализ листьев и опада вяза мелколистного показал, что ряд

биотичности для них имеет вид: листья -  $Cu_{0.36} > Zn_{0.27} > Cr_{0.18} > Cd_{0.15} > Pb_{0.10} > Mn_{0.054} > Fe_{0.031}$ ; опад -  $Cd_{1.08} > Zn_{0.52} > Pb_{0.43} > Mn_{0.18} > Fe_{0.094} > Cu_{0.084} > Cr_{0.083}$ . В процессе жизненного цикла в растениях увеличивается показатель биотичности всех изученных элементов, и преобладающая роль принадлежит кадмию.

У исследованных сельскохозяйственных растений выявлена высокая кадмиево-цинковая физиологическая активность. Максимальная величина биотичности по кадмию обнаружена у группы пропашных культур: кукурузы ( $Cd_{1,1}$ ) и подсолнечника ( $Cd_{1,1}$ ), минимальная у чечевицы - группа зерновых бобовых ( $Cd_{0,2}$ ); по цинку самое высокое значение ПБЭ у многолетней травы – эспарцета ( $0,5$ ), низкое у картофеля (клубнеплоды) –  $0,1$ .

Расчет коэффициентов перехода показал, что корневая система служит мощным барьером на пути движения элементов к надземной части. Минимальные значения транспортировки веществ из ботвы в клубни картофеля – средний  $K_p$  равен  $0,12$ ; низкие механизмы защиты корневой системы у многолетних трав – эспарцета, в среднем  $K_p = 0,56$  и козлятника восточного, в среднем  $K_p = 0,43$ , а также у подсолнечника (пропашные культуры), в среднем  $K_p = 0,95$ . Соотношение полученных данных позволяет сделать вывод о преимущественно акропетальном поступлении элементов в изученные растения.

Таблица 4.8.1 – Аккумуляция химических элементов основными сельскохозяйственными культурами, мг/кг

1	Растения			Озимые зерновые		Яровая пшеница		Зернофуражные		Зерновые бобовые			Крупяные		Пропашные		Ягодные	Клубнеплоды	Травы					Древесные
	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
	Озимая пшеница ( <i>Triticum aestivum</i> L.)	Озимая рожь ( <i>Secale cereale</i> )	Тритикале ( <i>Triticale</i> )	Твердая пшеница ( <i>T. durum</i> )	Мягкая пшеница ( <i>T. aestivum</i> )	Ячмень обыкновенный ( <i>Hordeum vulgare</i> )	Овес полевой ( <i>Avena sativa</i> L.)	Горох полевой ( <i>Pisum sativum</i> L.)	Соя культурная ( <i>Glycine hispida maxim</i> )	Чечевица обыкновенная, или пищевая ( <i>Ervum lens culinaris</i> .)	Нут ( <i>Cicer arietinum</i> L.)	Гречиха полевая ( <i>Fagopyrum vulgare</i> )	Просо обыкновенное <i>Panicum mitaceseum</i> L.	Кукуруза обыкновенная ( <i>Zea mays</i> L.)	Подсолнечник культурный ( <i>Helianthus annuus</i> L.)	Земляника садовая ( <i>Fragaria ananassa</i> )	Картофель ( <i>Solanum tuberosum</i> ): 1- ботва 2- клубни клубнибеньбень	Вика полевая ( <i>Vika sativa</i> )	Костер безостый ( <i>Bromus inermis</i> )	Эспарцет полевой ( <i>Onobrychis viciifolia</i> )	Житняк гребневидный ( <i>Agropyron rectiniforme</i> )	Козлятник восточный ( <i>Galega orientalis</i> )	Ковыль перистый ( <i>Stipa pennata</i> L.)	Вяз мелколистный ( <i>Ulmus rumila</i> L. 1-листья 2-опад)
Свинец Рb (ПДК** - 5,0; Кларк** *- 16)																								
1*	0,42	0,19	0,38	0,42	0,45	1,53	0,23	0,36	0,36	1,80	0,72	0,28	0,57	0,46	0,43	0,27	2,06	2,57	1,12	2,35	2,18	0,32	0,67	1,71
2	1,66	1,62	1,60	2,32	1,86	3,31	1,38	1,54	0,89	2,40	7,98	0,77	1,48	3,74	1,79	0,91	0,36	1,62	8,22	2,94	7,80	2,94	2,15	8,12
Кп	0,25	0,12	0,24	0,18	0,24	0,46	0,17	0,23	0,40	0,75	0,09	0,36	0,38	0,12	0,24	0,29	0,17	1,59	0,14	0,80	0,28	0,11	0,31	-
ПБЭ	0,05	0,04	0,05	0,07	0,06	0,13	0,04	0,05	0,03	0,13	0,20	0,03	0,05	0,10	0,03	0,03	0,08	0,14	0,22	0,16	0,25	0,07	0,07	-
РФУ	0,55	0,31	-	-	1,97	0,67	0,65	0,54	10,8	-	-	0,88	0,79	0,67	0,72	0,28	1,21	1,05					0,50	

	Озимые зерновые			Яровая пшеница		Зернофуражные		Зерновые бобовые				Крупяные		Пропашные		Ягодные	Клубнеплоды	Травы						Древесные
	Растения	Озимая пшеница ( <i>Triticum aestivum</i> L.)	Озимая рожь ( <i>Secale cereale</i> )	Тритикале ( <i>Triticale</i> )	Твердая пшеница ( <i>T. durum</i> )	Мягкая пшеница ( <i>T. aestivum</i> )	Ячмень обыкновенный ( <i>Hordeum vulgare</i> )	Овес полевой ( <i>Avena sativa</i> L.)	Горох полевой ( <i>Pisum sativum</i> L.)	Соя культурная ( <i>Glycine hispida maxim</i> )	Чечевица обыкновенная, или пищевая ( <i>Ervum lens culinaris</i> )	Нут ( <i>Cicer arietinum</i> L.)	Гречиха полевая ( <i>Fagopyrum vulgare</i> )	Просо обыкновенное ( <i>Panicum miliaceum</i> L.)	Кукуруза обыкновенная ( <i>Zea mays</i> L.)			Подсолнечник культурный ( <i>Helianthus annuus</i> L.)	Земляника садовая ( <i>Fragaria ananassa</i> )	Картофель ( <i>Solanum tuberosum</i> ): 1- ботва 2- клубни клубнибыльбен	Вика полевая ( <i>Vika sativa</i> )	Костер безостый ( <i>Bromus inermis</i> )	Эспарцет полевой ( <i>Onobrychis viciifolia</i> )	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
Кадмий Cd (ПДК – 0,05-1,00; Кларк - 0,13)																								
1	0,05	0,05	0,05	0,05	0,04	0,04	0,04	0,04	0,05	0,02	0,03	0,04	0,09	0,02	0,16	0,02	0,10	0,03	0,03	0,02	0,02	0,01	0,02	0,02
2	0,08	0,10	0,08	0,11	0,07	0,07	0,09	0,09	0,12	0,02	0,15	0,11	0,14	0,11	0,12	0,07	0,02	0,09	0,15	0,12	0,10	0,10	0,09	0,14
Кп	0,63	0,50	0,63	0,45	0,57	0,57	0,44	0,44	0,42	1,00	0,20	0,36	0,64	0,18	1,33	0,29	0,20	0,33	0,20	0,17	0,20	0,10	0,22	-
ПБЭ	0,50	0,50	0,50	0,54	0,61	0,35	0,35	0,41	0,41	0,59	0,23	0,53	0,48	0,79	1,12	1,12	0,29	0,46	0,39	0,56	0,41	0,41	0,33	-
РФУ	0,28	-	-	-	0,27	0,26	0,29	0,26	0,80	-	-	0,20	0,27	0,28	0,41	-	0,73	0,30						-

	Растения			Озимые зерновые	Яровая пшеница	Зернофуражные	Зерновые бобовые					Крупяные	Пропашные	Ягодные	Клубнеплоды	Травы							Деревесные		
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
	Озимая пшеница ( <i>Triticum aestivum</i> L.)	Озимая рожь ( <i>Secale cereale</i> )	Тритикале ( <i>Triticale</i> )	Твердая пшеница ( <i>T. durum</i> )	Мягкая пшеница ( <i>T. aestivum</i> )	Ячмень обыкновенный ( <i>Hordeum vulgare</i> )	Овес полевой ( <i>Avena sativa</i> L.)	Горох полевой ( <i>Pisum sativum</i> L.)	Соя культурная ( <i>Glycine hispida maxim</i> )	Чечевица обыкновенная, или пищевая ( <i>Ervum lens culinaris</i> )	Нут ( <i>Cicer arietinum</i> L.)	Гречиха полевая ( <i>Fagopyrum vulgare</i> )	Просо обыкновенное <i>Panicum miliaceum</i> L.	Кукуруза обыкновенная ( <i>Zea mays</i> L.)	Подсолнечник культурный ( <i>Helianthus annuus</i> L.)	Земляника садовая ( <i>Fragaria ananassa</i> )	Картофель ( <i>Solanum tuberosum</i> ): 1- ботва 2- клубни клубнибеньбен	Вика полевая ( <i>Vika sativa</i> )	Костер безостый ( <i>Bromus inermis</i> )	Эспарцет полевой ( <i>Onobrychis viciifolia</i> )	Житняк гребневидный ( <i>Agropyron rectiniforme</i> )	Козлятник восточный ( <i>Galega orientalis</i> )	Ковыль перистый ( <i>Stipa pennata</i> L.)	Вяз мелколистный ( <i>Ulmus pumila</i> L. 1-листья 2-опад)	
Цинк Zn (ПДК – 300; Кларк - 83)																									
1	17,5	9,19	20,5	9,26	25,1	18,9	22,6	21,1	17,4	36,4	18,5	16,1	22,6	22,1	26,9	14,7	16,9	24,5	19,9	28,4	16,0	21,0	20,0	22,4	
2	18,6	12,4	22,4	11,9	27,1	31,1	28,0	23,2	26,2	20,5	16,3	23,0	28,4	29,8	11,1	58,5	1,90	25,1	35,7	56,6	37,3	10,8	54,8	42,8	
Кп	0,94	0,74	0,92	0,78	0,93	0,61	0,80	0,91	0,67	1,77	1,13	0,70	0,80	0,74	2,42	0,25	0,11	0,98	0,56	0,50	0,43	1,94	0,36	-	
ПБЭ	0,22	0,12	0,25	0,12	0,31	0,28	0,29	0,26	0,25	0,30	0,21	0,22	0,29	0,30	0,26	0,35	0,11	0,30	0,30	0,46	0,28	0,21	0,38	0,51	
РФУ	20,7	17,1	-	-	-	17,2	17,0	20,9	-	-	-	12,3	17,3	13,4	15,8	21,4	-	39,7							29,9

Растения	Озимые зерновые			Яровая пшеница		Зернофуражные		Зерновые бобовые				Крупяные		Пропашные		Ягодные	Клубные плоды	Травы						Древесные
	Озимая пшеница ( <i>Triticum aestivum</i> L.)	Озимая рожь ( <i>Secale cereale</i> )	Тритикале ( <i>Triticale</i> )	Твердая пшеница ( <i>T. durum</i> )	Мягкая пшеница ( <i>T. aestivum</i> )	Ячмень обыкновенный ( <i>Hordeum vulgare</i> )	Овес полевой ( <i>Avena sativa</i> L.)	Горох полевой ( <i>Pisum sativum</i> L.)	Соя культурная ( <i>Glycine hispida maxim</i> )	Чечевица обыкновенная, или пищевая ( <i>Ervum lens culinaris</i> )	Нут ( <i>Cicer arietinum</i> L.)	Гречиха полевая ( <i>Fagopyrum vulgare</i> )	Просо обыкновенное ( <i>Panicum miliaceum</i> L.)	Кукуруза обыкновенная ( <i>Zea mays</i> L.)	Подсолнечник культурный ( <i>Helianthus annuus</i> L.)			Земляника садовая ( <i>Fragaria ananassa</i> )	Картофель ( <i>Solanum tuberosum</i> ): 1- ботва 2- клубни клубнибеньбен	Вика полевая ( <i>Vika sativa</i> )	Костер безостый ( <i>Bromus inermis</i> )	Эспарцет полевой ( <i>Onobrychis viciifolia</i> )	Житняк гребневидный ( <i>Agropyron rectiniforme</i> )	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
Медь Cu (ПДК - 30; Кларк - 47)																								
1	1,90	1,97	2,35	1,35	3,21	2,91	3,17	3,37	3,75	7,10	4,70	2,40	7,45	3,89	9,50	15,2	7,13	6,53	3,70	5,80	2,40	6,40	3,01	17,2
2	3,94	4,14	4,51	3,80	4,54	6,11	5,91	3,75	5,12	9,30	6,63	3,80	9,84	9,43	3,60	46,9	0,87	10,7	32,2	4,53	2,65	10,9	8,8	3,94
Кп	0,48	0,47	0,52	0,35	0,70	0,47	0,53	0,89	0,73	0,76	0,70	0,63	0,76	0,41	2,63	0,32	0,12	0,61	0,11	1,28	0,90	0,59	0,34	-
ПБЭ	0,05	0,06	0,07	0,05	0,08	0,08	0,09	0,07	0,09	0,17	0,11	0,07	0,18	0,13	0,16	0,55	0,08	0,17	0,28	0,11	0,05	0,17	0,11	0,37

	Растения			Озимые зерновые		Яровая пшеница		Зернофуражные		Зерновые бобовые			Крупяные		Пропашные		Ягодные	Клубнеплоды	Травы						Древесные
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16			17	18	19	20	21	22	
РФУ	6,44	-	-	-	-	7,29	7,80	6,77	45,3	-	-	8,00	10,3	8,25	9,69	24,5	7,13	8,99						-	
Марганец Mn (ПДК - 200; Кларк - 1000)																									
1	29,5	23,6	17,7	23,4	22,9	20,0	20,3	27,8	27,6	37,5	12,2	27,5	21,3	34,4	6,52	88,9	40,8	28,4	48,8	61,4	32,7	27,3	21,3	54,2	
2	59,4	75,2	50,7	58,7	32,3	53,4	48,2	23,9	22,3	97,0	29,7	53,6	56,1	111	17,4	132	1,55	75,5	145	64,4	145	190	284	183	
Кп	0,50	0,31	0,35	0,40	0,71	0,37	0,42	1,16	1,24	0,39	0,41	0,51	0,38	0,31	0,37	0,67	0,04	0,38	0,34	0,95	0,23	0,14	0,08	-	
ПБЭ	0,04	0,05	0,03	0,04	0,03	0,03	0,01	0,03	0,03	0,06	0,02	0,02	0,03	0,06	0,01	0,10	0,02	0,04	0,08	0,06	0,07	0,08	0,11	-	

	Озимые зерновые			Яровая пшеница		Зернофуражные		Зерновые бобовые				Крупяные		Пропашные		Ягодные	Клубнеплоды	Травы						Деревесные
	Растения	Озимая пшеница ( <i>Triticum aestivum</i> L.)	Озимая рожь ( <i>Secale cereale</i> )	Тритикале ( <i>Triticale</i> )	Твердая пшеница ( <i>T. durum</i> )	Мягкая пшеница ( <i>T. aestivum</i> )	Ячмень обыкновенный ( <i>Hordeum vulgare</i> )	Овес полевой ( <i>Avena sativa</i> L.)	Горох полевой ( <i>Pisum sativum</i> L.)	Соя культурная ( <i>Glycine hispida maxim</i> )	Чечевица обыкновенная, или пищевая ( <i>Ervum lens culinaris</i> .)	Нут ( <i>Cicer arietinum</i> L)	Гречиха полевая ( <i>Fagopyrum vulgare</i> )	Просо обыкновенное <i>Panicum miliaceum</i> L	Кукуруза обыкновенная ( <i>Zea mays</i> L.)			Подсолнечник культурный ( <i>Helianthus annuus</i> L.)	Земляника садовая ( <i>Fragaria ananassa</i> )	Картофель ( <i>Solanum tuberosum</i> ): 1- ботва 2- клубни клубнибеньбен	Вика полевая ( <i>Vika sativa</i> )	Костер безостый ( <i>Bromus inermis</i> )	Эспарцет полевой ( <i>Onobrychis viciifolia</i> )	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
РФУ	58,5	-	-	-	-	43,7	66,6	19,2	68,6	-	-	73,1	53,6	56,5	51,2	46,7	33,0	67,7						-
Хром Сг (ПДК – 0,1 – 2,0; Кларк - 83)																								
1	3,03	-	-	-	-	-	-	-	-	1,40	1,19	-	0,95	-	0,54	0,51	-	1,28	2,34	0,57	1,19	2,70	1,54	1,47
2	28,8	-	-	-	-	-	-	-	-	16,1	20,5	-	14,3	-	15,2	0,64	-	2,09	14,1	4,75	11,3	34,3	40,8	6,90
Кп	0,11	-	-	-	-	-	-	-	-	0,09	0,06	-	0,07	-	0,04	0,80	-	0,61	0,17	0,12	0,11	0,08	0,04	-



1	Растения			Яровая пшеница	Зернофуражные	Зерновые бобовые	Крупяные	Пропашные	Ягодные	Клубнеплоды	Травы	Древесные																	
	Озимые зерновые	Озимая пшеница ( <i>Triticum aestivum</i> L.)	Озимая рожь ( <i>Secale cereale</i> )										Тритикале ( <i>Triticale</i> )	Твердая пшеница ( <i>T. durum</i> )	Мягкая пшеница ( <i>T. aestivum</i> )	Ячмень обыкновенный ( <i>Hordeum vulgare</i> )	Овес полевой ( <i>Avena sativa</i> L.)	Горох полевой ( <i>Pisum sativum</i> L.)	Соя культурная ( <i>Glycine hispida maxim</i> )	Чечевица обыкновенная, или пищевая ( <i>Ervum lens culinaris</i> .)	Нут ( <i>Cicer arietinum</i> L.)	Гречиха полевая ( <i>Fagopyrum vulgare</i> )	Просо обыкновенное <i>Panicum miliaceum</i> L.	Кукуруза обыкновенная ( <i>Zea mays</i> L.)	Подсолнечник культурный ( <i>Helianthus annuus</i> L.)	Земляника садовая ( <i>Fragaria ananassa</i> )	Картофель ( <i>Solanum tuberosum</i> ): 1- ботва 2- клубни клубнибеньбен	Вика полевая ( <i>Vika sativa</i> )	Костер безостый ( <i>Bromus inermis</i> )
Кп	РФУ	ПБЭ	Кп	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	
	0,22	0,03	0,58	-	0,20	0,04	0,03	0,05	0,03	0,04	0,03	0,02	0,02	-	-	0,02	0,03	0,05	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Железо Fe (Нормальное содержание – 250-500; Кларк – 46500)																													
1	165	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	375	250	-	194	350	187	145	501	23,3	202	109	345	302	172	146	

	Растения			Яровая пшеница	Зернофуражные	Зерновые бобовые						Крупяные	Пропашные	Ягодные	Клубнеплоды	Травы								Древесные
	Озимые зерновые																							
	Озимая пшеница ( <i>Triticum aestivum</i> L.)	Озимая рожь ( <i>Secale cereale</i> )	Тритикале ( <i>Triticale</i> )	Твердая пшеница ( <i>T. durum</i> )	Мягкая пшеница ( <i>T. aestivum</i> )	Ячмень обыкновенный ( <i>Hordeum vulgare</i> )	Овес полевой ( <i>Avena sativa</i> L.)	Горох полевой ( <i>Pisum sativum</i> L.)	Соя культурная ( <i>Glycine hispida maxim</i> )	Чечевица обыкновенная, или пищевая ( <i>Ervum lens culinaris</i> .)	Нут ( <i>Cicer arietinum</i> L.)	Гречиха полевая ( <i>Fagopyrum vulgare</i> )	Просо обыкновенное <i>Panicum miliaceum</i> L.	Кукуруза обыкновенная ( <i>Zea mays</i> L.)	Подсолнечник культурный ( <i>Helianthus annuus</i> L.)	Земляника садовая ( <i>Fragaria ananassa</i> )	Картофель ( <i>Solanum tuberosum</i> ): 1- ботва 2- клубни клубнибеньбен	Вика полевая ( <i>Vika sativa</i> )	Костер безостый ( <i>Bromus inermis</i> )	Эспарцет полевой ( <i>Onobrychis viciifolia</i> )	Житняк гребневидный ( <i>Agropyron rectiniforme</i> )	Козлятник восточный ( <i>Galega orientalis</i> )	Ковыль перистый ( <i>Stipa pennata</i> L.)	Вяз мелколистный ( <i>Ulmus pumila</i> L. 1-листья 2-опад
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
2	2220	-	-	-	-	-	-	-	-	1464	2842	-	3265	2418	2425	937	23,0	1944	2508	1213	2620	9746	2350	4363
	Кл	0,07	-	-	-	-	-	-	-	0,26	0,09	-	0,06	0,14	0,08	0,15	0,05	0,12	0,08	0,09	0,13	0,03	0,07	-
	ПБЭ	0,18	-	-	-	-	-	-	-	0,16	0,24	-	0,03	0,02	0,02	0,09	0,005	0,01	0,02	0,01	0,02	0,07	0,01	-
	РФУ	105	-	-	120	107	89,3	83,3	-	-	-	-	130	93	103	336	353	-	-	325	-	-	-	163

Примечание: \*1 - надземная часть; 2- корни; РФУ источник Прохорова, 2000;\*\* - источник ГН2.1.7.020-94; \*\*\* - источник Макарова, 2012.

## **ГЛАВА 5 ВЛИЯНИЕ ПРИЕМОВ АГРОТЕХНИКИ И РЕМИДАЦИИ НА КАЧЕСТВО И ПРОДУКТИВНОСТЬ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ РАСТЕНИЙ**

### **5.1 Влияние различных способов обработки почвы на содержание тяжелых металлов в почве и растениях**

Известно, что различные системы обработки почвы оказывают существенное влияние на комплекс показателей, определяющих физико - механические, агрохимические, биологические и другие свойства почвы. По сведениям В.Ф. Кирдина (2010), Ю.Н. Синих (2010), В.А. Телегина и др. (2011), П.П. Васюкова и др. (2011) и др., с уменьшением глубины обработки и оборачиваемости пласта меняется водный и воздушный режим верхнего горизонта, содержание органического вещества, активность биоты, поглотительная способность и т.д., что в конечном итоге определяет содержание минеральных веществ в активном слое почвы.

Наши исследования показали, что изучаемые системы обработки, в первую очередь, влияют на процессы гумусообразования. Его количество в почве участка с классической системой обработки, базирующейся на отвальной вспашке, составило в среднем 5,5 %, при поверхностном рыхлении объемы гумуса увеличивались на 3,6 % до 5,7 %, а на участке с прямым посевом (без обработки) на 7,2 % до 5,9 % (табл. 5.1.1). Причем, при минимальных обработках более интенсивное накопление органического вещества наблюдалось в слое почвы 0-10 см. Разница в содержании гумуса между верхним и нижним горизонтом (20-30 см) при прямом посеве составляла 18,5 %, поверхностной обработке 13,2 %, а при вспашке только 7,5 %. Менялся и фракционный состав почвы. На участке с прямым посевом увеличивалось количество мелкодисперсных частиц илистой (< 0,001 мм) и глинистой (< 0,01 мм) фракции в среднем до 43 % и 59 %, что на 2,3 % и 1,7 % больше, чем при поверхностной обработке, и на 16,2 % и 5,5 %, чем при вспашке.

Таблица 5.1.1 – Физико-химические свойства почвы при различных видах обработки, 2008-2010 гг.

Вид обработки	Слой почвы, см	Фракции, мм, %		рН водной вытяжки	Гумус, %	Поглощенные основания, мг/экв/кг почвы				Содержание подвижных форм, мг/кг почвы	
		<0,01	<0,001			сумма	Ca	Mg	Na	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O
Прямой посев (без обработки)	0-10	60	40	6,7	6,4	417	345	72	--	215	217
	10-20	60	44	6,8	6,0	395	320	75	--	196	210
	20-30	57	45	6,9	5,4	331	260	71	--	185	195
	ср.	59	43	6,8	5,9	381	308	73	--	199	207
Поверхностная обработка	0-10	60	39	6,7	6,0	419	350	69	--	210	215
	10-20	59	42	6,8	5,7	388	315	73	--	190	207
	20-30	56	44	6,8	5,3	346	270	76	--	172	190
	ср.	58	42	6,8	5,7	384	312	73	--	191	204
Вспашка	0-10	58	35	6,7	5,7	410	340	70	--	185	200
	10-20	57	37	6,8	5,6	382	310	72	--	182	197
	20-30	54	38	6,8	5,3	345	270	75	--	165	191
	ср.	56	37	6,8	5,5	379	307	72	--	177	196

Исследованиями выявлено, что системы обработки почвы практически не сказываются на рН среды и объемах поглощенных оснований. На всех участках значения рН находились в пределах 6,8, что близко к нейтральным параметрам, а сумма поглощенных оснований варьировала в среднем от 379 до 384 мг/экв/кг, при этом, на долю Са приходилось 80,8-82,8 % общего объема, присутствие Na не прослеживалось.

Анализ концентрации подвижных форм биогенных макроэлементов показал, что почва участка с прямым посевом содержит в среднем 199 мг/кг  $P_2O_5$  и 207 мг/кг –  $K_2O$ . Это на 4,2 % и 1,4 % больше, чем на участке с поверхностной обработкой, и на 12,4 % и 5,6 %, больше, чем со вспашкой. Причем в первом и во втором случае преобладающая часть элементов находилась в поглощательном комплексе верхнего горизонта (0-10 см) в среднем на 11,2-22,0 % больше, чем в слое 20-30 см. На участках со вспашкой эта разница составляла лишь 4,7 % и 12,2 %.

Таким образом, можно сделать заключение, что физико-химические свойства почв на участках с минимальными обработками и, в первую очередь, на полях с прямым посевом, могут способствовать большей аккумуляции тяжелых металлов, чем при вспашке.

Экспериментами установлено, что пахотный горизонт (0-30 см) на участке с прямым посевом озимой пшеницы аккумулирует в среднем 0,36 мг/кг валовых форм – Cd, 12,4 мг/кг – Pb, 37,9 мг/кг – Zn, 20,8 мг/кг – Cu, 10,9 мг/кг – Co и 761 мг/кг – Mn, или в сумме 843,3 мг металлов на 1 кг почвы (приложение 2).

При поверхностной обработке суммарный показатель накопления равнялся 835,2 мг/кг, а при вспашке 813,9 мг/кг, что, соответственно, на 1,0 % и 3,6 % меньше первого варианта обработки. При этом отрицательная динамика прослеживалась по всем металлам, но наиболее существенная разница, достигающая 11,8-29,8 %, отмечалась по Cu, Pb, Cd и Zn. У Mn и Co уровень уменьшения аккумуляции с увеличением глубины обработки был меньшим и равнялся соответственно 2,1 % и 5,8 %.

Аналогичные закономерности прослеживались и в опытах с яровой пшеницей, с той разницей, что объемы накопления Cd и Pb на участке прямого посева (без обработки) в 2,2 и 2,7 раза, а Zn, Cu, Co и Mn в 1,2-1,3 раза превышали уровень их аккумуляции в почвах с классической вспашкой. В сумме пахотный горизонт содержал 675,2 мг/кг металлов против 542,8 мг/кг при вспашке, или на 24,3 % больше. Вариант с поверхностной обработкой по содержанию Cd, Pb, Zn и Co был ближе к вспашке, то есть отличался относительно невысоким уровнем накопления этих металлов, в среднем на 6,7-13,3 % превышающем контрольные показатели, а по Cu и Mn ближе к прямому посеву, соответственно, 15,6 и 561 мг/кг, или на 34,4 и 17,1 % выше контроля. Суммарная концентрация элементов равнялась 633,0 мг/кг. Это в среднем на 6,6 % ниже значений первого варианта.

В опытах с ячменем, почва участка с прямым посевом содержала в среднем на 15,0 и 18,7 % больше Cd и Zn, по сравнению, с глубоко обрабатываемой почвой, а по Co, Mn, Pb и Cu эта разница достигала, соответственно, 49,1 %, 59,8 %, 67,6 % и 90,8 %. Суммарно на делянках прямого посева в слое 0-30 см содержалось 821,2 мг/кг тяжелых элементов. На поле с поверхностной обработкой накапливалось 630,7 мг/кг, или на 30,2 % меньше, а на участке со вспашкой – 521,2 мг/кг, что в среднем на 57,5 % меньше значений первого варианта опыта и на 21,0 % второго.

Исследованиями выявлено, что при прямом посеве, исключаящем оборот почвы, большая часть металлов сосредоточена в верхнем слое 0-10 см. По нашему мнению, это обусловлено их подъемом корневыми системами растений из нижних горизонтов и последующей ежегодно прирастающей локализацией в пожнивных остатках и отмерших подземных частях растений, а также закреплением в почвенно-поглолительном комплексе, насыщенном органическими коллоидами. При поверхностной обработке преобладающее количество элементов наблюдается в слое 10-20 см. Их миграция вызвана механическим перемещением в процессе обработки верхнего горизонта почвы, вместе

с техногенно выпавшими металлами и растительными остатками в данную зону.

При отвальной вспашке элементы относительно равномерно распределяются по пахотному слою с их некоторым преобладанием в нижнем горизонте 20-30 см, куда они перемещаются в результате оборота пласта и вымывания влагой осадков.

Нами установлено, что объемы накопления валового содержания металлов не превышают допустимых концентраций и находятся по Cd, Zn и Cu в пределах 15,0-43,6 %, а по Mn, Pb и Co на уровне 21,6-82,7 % от ПДК. Однако, на вариантах с прямым посевом и поверхностной обработкой отмечено существенное превышение фоновых индексов по Pb и Zn, а на участках с посевом озимой пшеницы еще и по Cu и Mn.

Валовое содержание металлов в почве во многом определяло объемы подвижных форм. Анализами выявлено, что их динамика во многом схожа. Наибольшее количество потенциально доступных для растений металлов находилось на полях, где посев проводится без предварительной подготовки (вариант 1). Так, на участке, занятом озимой пшеницей прямого посева, их суммарный объем равнялся 45,8 мг/кг, это в среднем на 21,1 % больше, чем при вспашке и на 7,2 % больше, чем при поверхностной обработке. Причем, увеличение концентрации подвижных форм отмечается по всем металлам.

В опытах с яровой пшеницей при прямом посеве в почве аккумуляровалось около 52,2 мг/кг подвижных форм элементов, поверхностной обработке – 42,2 мг/кг, а вспашке – 34,9 мг/кг, то есть, почти в 1,5 и 1,2 раза меньше, чем при ресурсосберегающих технологиях возделывания культуры. На участках с ячменем содержание металлов в почве от первого варианта опыта ко второму и третьему снижалась соответственно с 51,4 мг/кг до 48,3 и 38,0 мг/кг, или на 6,2 % и 35,2 %.

Относительно низкое содержание подвижных форм металлов в глубоко обрабатываемой почве обусловлено не только небольшим запасом валовых форм, но и тем, что при активном отвальном рыхлении пахотного горизонта,

значительно усиливаются окислительно-восстановительные процессы, в результате которых, мобильные тяжелые металлы переходят в состав комплексных нерастворимых соединений, возрастает их миграция в подпочвенные горизонты, с нисходящими потоками влаги, а также абсорбирование почвенной биотой (Ахматов, 2016).

Сравнение полученных результатов с контрольными индексами показало, что они находятся значительно ниже ПДК. Но практически на всех вариантах опыта отмечено превышение фоновых значений по Cd, Cu, Co и Mn, а при прямом посеве и поверхностной обработке по Pb и Zn.

Исследованиями выявлено, что растения потенциально могут извлечь из слоя почвы 0-30 см: 0,12-0,22 кг/га – Cd; 0,84-5,49 кг/га – Pb; 0,54-1,95 кг/га – Zn; 0,10-0,84 кг/га – Cu; 0,36-1,68 кг/га – Co и 102,9-152,4 кг/га – Mn (табл. 5.1.2). При этом минимальный абсолютный запас мобильных форм металлов имела почва в вариантах со вспашкой, а максимальный – при прямом посеве. Установлено, что в годы исследований, при всех системах обработки, наиболее подвижен в почве был Cd – 10,2-23,0 % и Mn – 4,9-8,9 %. Мобильность Pb и Co находилась на уровне 2,0-8,0 % и 1,8-5,1 %, а Zn и Cu, соответственно, 0,5-1,7 % и 0,3-1,3 %.

Наряду с обработкой, определенное влияние на доступность металлов оказывали и растения. Так, корневые выделения озимой пшеницы стимулировали мобильность Cd, Zn, Cu и Co и сдерживали Pb и Mn, яровой пшеницы, наоборот, уменьшали подвижность Cd и повышали Pb.

Опытами установлено, что озимая пшеница, высеянная на необрабатываемом участке аккумулирует в среднем 0,101 мг на 1 кг воздушно-сухой массы Cd, 1,30 мг/кг – Pb, 20,62 мг/кг – Zn, 5,13 мг/кг – Cu и 1,79 мг/кг – Co. Это, соответственно, на 57,8 %, 94,0 %, 10,6 %, 12,5 % и 73,7 % больше, чем растения, возделываемые на поверхностно обработанном поле и, в среднем, в 1,2-2,7 раза, а по Pb и Co в 4,3 и 3,1 раза больше, чем растения, размещенные на вспаханном участке.

Таблица 5.1.2 – Валовое содержание и содержание подвижных форм тяжелых металлов в почве, 2008-2010 гг.

Культура	Вид обработки	Содержание металла, кг/га	Элемент					
			Cd	Pb	Zn	Cu	Co	Mn
Озимая пшеница	прямой посев (без обработки)	валовое	1,08	37,2	113,7	62,4	32,7	2283
		подвижная форма	0,22	1,44	1,95	0,84	1,68	131,4
		% подвижности	20,4	3,9	1,7	1,3	5,1	5,8
	поверхностная обработка	валовое	1,05	35,4	110,7	56,1	34,5	2268
		подвижная форма	0,21	1,32	1,65	0,81	1,59	122,7
		% подвижности	20,0	3,7	1,5	1,4	4,6	5,4
	вспашка	валовое	0,87	31,8	87,6	55,8	30,9	2235
		подвижная форма	0,20	0,69	1,41	0,66	1,47	109,2
		% подвижности	23,0	2,2	1,6	1,2	4,8	4,9
Яровая пшеница	прямой посев (без обработки)	валовое	1,95	68,4	130,8	45,6	24,0	1755
		подвижная форма	0,20	5,49	1,00	0,24	0,51	152,4
		% подвижности	10,2	8,0	0,8	0,5	2,1	8,7
	поверхностная обработка	валовое	1,02	27,9	118,8	46,8	21,6	1683,0
		подвижная форма	0,15	1,77	0,84	0,12	0,36	123,3
		% подвижности	14,7	6,3	0,7	0,3	1,7	7,3
	вспашка	валовое	0,90	24,9	111,3	34,8	19,5	1437
		подвижная форма	0,12	0,87	0,54	0,10	0,36	102,9
		% подвижности	13,3	3,5	0,5	0,3	1,8	7,2
Ячмень	прямой посев (без обработки)	валовое	1,14	19,5	109,8	49,8	26,4	2244
		подвижная форма	0,22	1,05	1,38	0,42	0,96	141,6
		% подвижности	19,3	5,4	1,3	0,8	3,6	6,3
	поверхностная обработка	валовое	0,96	32,7	110,1	43,2	23,7	1686
		подвижная форма	0,19	0,84	1,29	0,36	0,99	150,4
		% подвижности	19,8	2,6	1,2	0,8	4,2	8,9
	вспашка	валовое	0,96	28,2	95,4	26,1	17,7	1404
		подвижная форма	0,18	0,57	0,72	0,33	0,78	111,0
		% подвижности	18,8	2,0	0,8	1,3	4,4	7,9

У Mn, наоборот, отмечалась обратная зависимость снижения объемов поглощения от третьего варианта опыта ко второму на 24,0% и первому на 79,3%, с 50,13 мг/кг до 40,42 и 27,95 мг/кг (табл. 5.1.3).

В опытах с яровой пшеницей суммарный объем накопления Cd, Pb, Zn, Cu и Co в растительном организме, выращенном при прямом посеве, равнялся 27,29 мг/кг, на поверхностно обработанном поле 20,08 мг/кг, или, в среднем, на 35,9 % меньше, а на вспаханном участке 18,97 мг/кг, что на 43,8 % ниже значений первого варианта и на 5,8 % второго. При этом наибольшая отрицательная динамика прослеживалась по Pb в 2,7-3,0 раза и Cu на 53,5-65,6 %.

Уровень аккумуляции Mn с увеличением глубины и интенсивности рыхления возрастал с 43,92 мг/кг до 47,20 и 69,41 мг/кг, или на 7,5 % и 58,0 %.

Аналогичные закономерности наблюдались и в опытах с ячменем. Наиболее интенсивное поступление металлов в биомассу отмечалось при посеве на необработанном участке. Предварительное поверхностное рыхление поля уменьшало объемы абсорбирования Cd в 2,0 раза, Pb в 1,7 раза, а Zn на 2,5 %, Cu на 14,7 % и Co на 17,8 %. При глубокой отвальной вспашке ячмень накапливал в 2,3-2,6 раза меньше высокотоксичного Cd и Pb, чем при первом варианте опыта. По Zn, Cu и Co эта разница составляла в среднем 9,8 %, 11,7 % и 24,6 %. Поглощение Mn с глубинной обработки повышалось с 30,68 до 46,56 мг/кг, или на 51,7 %.

Повышенное поступление тяжелых металлов в растения, возделываемые на участках прямого посева и поверхностной обработки, обусловлено не только относительно высоким содержанием валовых и подвижных элементов в почве данных вариантов, но и особенностью морфологии и биологии растений. При данных системах обработки формируется относительно плотный пахотный горизонт, затрудняющий глубокое проникновение корневых систем. Растения образуют мощно развитую мягковатую корневую систему с основной массой корней в верхнем горизонте, насыщенном химическими соединениями, в том числе и привнесенными извне.

Известно также, что градиент сосущей силы таких корней выше, чем у растений, размещенных на рыхлых участках (Черкасов и др., 2011; Власенко и др., 2011).

Сравнение полученных результатов с контрольными параметрами показало, что, несмотря на значительное увеличение объемов, поступление тяжелых металлов в биомассу растений при прямом посеве, их абсолютное количество относительно невелико и по большинству элементов не превышает фоновых значений. В опытах с озимой пшеницей выше естественных норм отмечалась только концентрация Pb и Co, причем, аккумуляция последнего была значительной и на 79,0 % превышала ПДК.

Таблица 5.1.3 – Содержание тяжелых металлов, мг/кг воздушно-сухой массы,  
2008-2010 гг.

Культура	Вид обработки	Орган	Элемент					
			Cd	Pb	Zn	Cu	Co	Mn
Озимая пшеница	прямой посев	колос	0,060	0,07	21,15	4,80	0,12	20,77
		стебель	0,061	0,10	19,84	1,89	0,40	25,05
		корень	0,183	3,73	20,89	8,70	4,67	38,04
		среднее	0,101	1,30	20,62	5,13	1,79	27,95
	поверхностная обработка	колос	0,032	0,10	18,50	4,56	0,10	25,60
		стебель	0,064	0,15	15,54	2,78	0,32	30,45
		корень	0,098	1,78	21,85	6,34	2,68	65,23
		среднее	0,064	0,67	18,63	4,56	1,03	40,42
	вспашка	колос	0,025	0,05	19,05	3,27	0,02	26,16
		стебель	0,026	0,17	10,50	2,21	0,16	31,09
		корень	0,062	0,70	20,32	4,48	1,49	83,16
		среднее	0,037	0,30	16,62	3,32	0,55	50,13
Яровая пшеница	прямой посев	колос	0,030	0,25	20,40	4,14	0,15	26,27
		стебель	0,026	0,27	18,08	3,38	0,28	28,39
		корень	0,106	3,60	20,50	8,24	2,44	77,11
		среднее	0,054	1,37	19,66	5,25	0,96	43,92
	поверхностная обработка	колос	0,025	0,13	18,57	3,10	0,19	36,78
		стебель	0,024	0,49	13,37	2,75	0,50	55,09
		корень	0,072	0,91	14,66	3,67	1,81	49,73
		среднее	0,040	0,51	15,53	3,17	0,83	47,20
	вспашка	колос	0,026	0,16	16,15	4,03	0,12	61,31
		стебель	0,027	0,22	13,25	2,06	0,17	73,71
		корень	0,061	1,01	13,40	4,19	2,11	73,22
		среднее	0,038	0,46	14,26	3,42	0,80	69,41
Ячмень	прямой посев	колос	0,045	0,14	20,10	4,02	0,17	20,15
		стебель	0,102	0,20	16,83	4,14	0,28	28,56
		корень	0,144	2,34	22,07	5,83	2,15	43,33
		среднее	0,097	0,89	19,66	4,66	0,86	30,68
	поверхностная обработка	колос	0,025	0,23	19,38	4,05	0,13	22,47
		стебель	0,032	0,60	18,14	3,49	0,37	33,46
		корень	0,089	0,83	20,06	4,66	1,69	45,67
		среднее	0,048	0,55	19,19	4,06	0,73	33,86
	вспашка	колос	0,017	0,10	20,27	3,34	0,06	20,91
		стебель	0,027	0,51	16,10	2,45	0,27	36,72
		корень	0,071	0,56	17,38	6,72	1,76	82,05
		среднее	0,038	0,39	17,91	4,17	0,69	46,56
*РФУ для озимой пшеницы			0,28	0,55	20,66	6,44	0,22	58,45
*РФУ для яровой мягкой пшеницы			0,27	1,97	20,10	7,00	0,77	76,72
*РФУ для ячменя			0,26	0,67	17,16	7,29	0,22	43,71
ПДК			0,3	5,0	50,0	30,0	1,0	200

\*По данным Н.М. Матвеева и др., 1997 г.

Уровень Рb оказался в 2,3 раза больше нормы, но не выше 26,0 % от ПДК. Однако, основная масса этих металлов локализовалась в корневой системе и не могла ухудшить качества продукции. В экспериментах с яровой пшеницей на 24,6 % больше фонового значения оказалась только концентрация Рb, в опытах с ячменем Рb и Zn, соответственно, на 32,8 % и 14,5 %, а также Со в 4,0 раза. Но и в этом случае, объемы накопления были ниже ПДК.

При поверхностной обработке выше фоновых значений биомасса озимой пшеницы поглощала Рb на 21,8%, а Со даже на 3,0 % превышая ПДК.

Глубокая отвальная вспашка позволяет значительно уменьшить абсорбцию Рb. Его концентрация во всех изучаемых растениях не превышала норму. Исключение составлял Со, уровень поступления которого и при вспашке оставался высоким, но в целом не достигал ПДК.

Установлено, что системы обработки почвы практически не влияют на характер локализации элементов в растительных тканях. Они откладывались в соответствии с ранее выявленными закономерностями.

Основная часть поступивших в растения металлов, около 52,2-60,3 %, задерживалась в корневой зоне, в среднем 22,1-38,6 % проникало в стебли и лишь 9,2-17,6 % мигрировало в соцветия. Исключения составляли Zn и Cu, значительное количество которых перемещалось в колос.

Анализ рассчитанных коэффициентов накопления ( $K_n$ ) показал, что при всех системах обработки наиболее интенсивно в изучаемые растения поступает Zn и Cu с вариацией значений в пределах  $K_n = 31,7-79,2$  и  $K_n = 14,6-79,3$  (табл. 5.1.4).

Причем, максимальной эффективностью поглощения этих металлов отличается яровая пшеница. Относительно высокие индексы накопления имеет и Со –  $K_n=1,12-6,92$ . При прямом посеве возрастала скорость поступления в растения Cd, Рb и Со, а в фитомассу пшеницы еще и Cu. При вспашке четко прослеживалась закономерность повышения коэффициентов накопления Mn и Zn. Математический анализ полученных результатов показал, что поступление Cd, Рb, Zn, Со и Mn в растения при прямом посеве культур (без обработки почвы)

во многом определяется наличием подвижных форм металлов в пахотном горизонте.

#### 5.1.4 – Коэффициенты накопления тяжелых металлов при различных способах обработки почвы, 2008-2010 гг.

Культура	Вид обработки	Элемент					
		Cd	Pb	Zn	Cu	Co	Mn
Озимая пшеница	прямой посев (без обработки)	1,40	2,70	31,7	18,3	3,19	0,64
	поверхностная обработка	0,91	1,52	33,8	18,8	1,94	0,99
	вспашка	0,56	1,30	35,4	14,6	1,12	1,37
Яровая пшеница	прямой посев (без обработки)	8,57	0,74	59,5	65,6	5,64	0,86
	поверхностная обработка	0,80	0,86	55,5	79,3	6,92	1,15
	вспашка	0,95	1,70	79,2	110,6	6,66	2,02
Ячмень	прямой посев (без обработки)	1,32	2,54	42,7	33,3	2,68	0,65
	поверхностная обработка	0,76	1,96	44,6	33,8	2,21	0,67
	вспашка	0,65	2,05	74,6	37,9	2,65	1,25

Коэффициент корреляции признаков показал (табл. 5.1.5), что, более сильная зависимость характерна для Cd и Zn ( $r = 0,99$  и  $0,91$ ) и в меньшей степени для Pb и Mn ( $r = 0,67$  и  $0,70$ ). При поверхностной обработке высокая степень зависимости сохраняется у Cd:  $r = 0,94$  и Zn:  $r = 0,82$ , средняя у Co:  $r = 0,64$ , сильная зависимость у Cu:  $r = 0,94$ .

Таблица 5.1.5 – Коэффициенты корреляции ( $r$ ) между содержанием тяжелых металлов в биомассе растений и наличием их подвижных форм в почве, 2008-2010 гг.

Вид обработки	Элемент					
	Cd	Pb	Zn	Cu	Co	Mn
Прямой посев (без обработки)	0,99	0,67	0,91	0,03	0,88	0,70
Поверхностная обработка	0,94	-0,22	0,82	0,94	0,64	-0,85
Глубокая отвальная	- 0,72	0,44	0,36	-0,2	-1,0	-1,0

При глубокой обработке корреляционные связи между содержанием подвижных форм металлов в почве и в растениях прослеживалась только по Pb и Zn, и то в средней степени ( $r = 0,44$  и  $0,36$ ). По остальным металлам, наоборот, выявлена отрицательная зависимость признаков.

Таким образом, по результатам исследований можно сделать заключение, что при прямом посеве зерновых культур и мелкой поверхностной обработке происходит накопление валовых и подвижных форм тяжелых металлов в пахотном горизонте (0-30 см), что обуславливает их относительно высокие объемы поступления в биомассу. Проведение глубокой отвальной обработки позволяет, в среднем в 1,2-2,7 раза, а по Pb, Cu и Co в 2,5-4,0 раза, уменьшить поступление металлов в растение. Аккумуляция Cd, Pb, Zn, Co и Mn в растения при прямом посеве культур во многом определяется наличием подвижных форм металлов в пахотном горизонте ( $r = 0,67-0,99$ ). При глубокой обработке корреляционные связи выражены слабо ( $r = 0,36-0,44$ ), а у Cd, Co, Cu, Mn с отрицательным значением.

Уровень аккумуляции тяжелых металлов в почве при всех видах обработки в период исследований не превышал ПДК. Однако, на участках прямого посева и поверхностной обработки объемы накопления Pb, Zn и Co, а локально Cu и Mn были существенно выше фоновых индексов. Эти металлы интенсивно поступали и в биомассу, причем, Co в растения озимой пшеницы поступал с превышением ПДК на 3,0 %, а при прямом посеве на 79,0 %. Глубокая отвальная вспашка снижает концентрацию всех металлов, за исключением Co, до фонового уровня. При всех видах обработки основная масса поступивших в растения элементов локализуется в корневой системе. Zn и Cu могут в относительно больших количествах транспортироваться в колос.

## **5.2 Влияние уровней минерального питания растений, природных адсорбентов и биологически активных веществ на мобильность тяжелых металлов**

Исследования в опытах с различным уровнем плодородия почв показали, что систематическое внесение минеральных удобрений под полевые культуры способствует повышению концентрации тяжелых металлов в пахотном горизонте. Так, на делянках без внесения минеральных удобрений среднее количество валовых форм Cd в слое почвы 0-30 см варьировало от 0,34 до 0,44 мг на 1 кг (Ахматов, 2016). На ежегодно удобряемых участках его содержание равнялось 0,42-0,67 мг/кг или на 23,5-52,2 % превышало контрольные показатели. Аналогичные закономерности прослеживались и с Pb с той разницей, что его концентрация на удобренных органах достигала 12,1-22,8 мг/кг, что на 18,6-55,1% больше значений контрольных вариантов. Внесение удобрений способствует насыщению почвенного поглотительного комплекса и такими биогенными элементами, как Zn, Cu и Co, соответственно, до уровня 42,4-48,0 мг/кг, 16,0-19,7 мг/кг и 11,5-13,6 мг/кг, что на 1,0-6,5 %, 2,5-9,0 % и 17,2-32,1 % выше параметров неудобренных участков. Содержание Mn в почвах с естественным плодородием находилось в пределах 372,0-692,0 мг/кг, а удобренных 450,0-701,0 мг/кг, что на 9,0-78,0 мг/кг или 1,3-20,9 % больше нормы.

По нашему мнению, повышение концентрации тяжелых металлов в систематически удобряемых почвах обусловлено их привнесением в составе наполнителей, входящих в удобрения, а также их подъемом из подпахотных горизонтов мощными корневыми системами растений; меньшим выносом элементов с урожаем прошлых лет, поскольку растения лучше обеспечивались необходимыми биогенными макроэлементами; биофиксацией металлов активно развивающейся микрофлорой; накоплением и закреплением в корневых и пожнивных остатках растений, пронизывающих пахотный слой, в гумусовом веществе почвы.

Экспериментами установлено, что несмотря на увеличение концентрации изучаемых металлов в удобренной почве, объемы их содержания не превышают предельных контрольных индексов и находятся: по Cd в 2,9-5,0 раза; Pb в 5,7-10 раза; Zn в 4,5-5,1 раза; Cu в 6,9-7,9 раза; Co в 1,1-1,2 раза, а Mn в 2,1-3,3 раза ниже ПДК. Однако, нами отмечено превышение фоновых значений по Pb в почве под посевами проса и гороха, соответственно, на 50,9 % и 49,0 %. На всех делянках опыта, как удобренных, так и неудобренных, наблюдалась повышенная концентрация Zn в 1,2-1,4 раза больше фоновых индексов. На 13,5-27,0 % и 26,2-33,2 выше естественных значений под посевами ячменя, овса и гороха находилась концентрация ионов Cu и Mn. Очевидно, это связано с особенностью применения удобрений под эти культуры: внесением марганце- и медесодержащих препаратов стимулирующих развитие почвенных и симбиотических азотфиксаторов, а также способностью корневых систем биотипов подтягивать из нижних горизонтов и удерживать в зоне ризодермы ионы данных металлов.

Анализ индексов подвижных форм металлов показал, что потенциально доступными для растений могут быть от 0,032 до 0,096 мг/кг, или 10,0-22,5 % от валового содержания в почве Cd, 0,17-0,89 мг/кг, или 1,4-7,7 %; Pb, 0,23-0,81 мг/кг, или 0,6-1,7 %; Zn, 0,08-0,25 мг/кг, или 0,4-1,5 %; Cu, 0,12-0,24 мг/кг, или 0,9-2,9 %; Co 21,8-47,0 мг/кг, или 4,7-14,0 %; Mn. Исследованиями выявлено, что применение удобрений, практически, не влияет на подвижность Cd и Pb. Однако, в отношении Zn, Cu, Co и Mn прослеживаются закономерности в увеличении мобильности металлов соответственно на 20,0-50,0 %, 14,2-25,0 %, 6,2-33,0 % и 2,1-57,0 %. Дополнительное внесение в почву макроэлементов на ионном уровне вытесняет часть тяжелых металлов из почвенного поглотительного комплекса и переводит их в растворы, доступные растениям. К тому же, применение удобрений меняет реакцию почвенной среды, что также повышает мобильность элементов.

Установлено, что определенное влияние на подвижность тяжелых металлов оказывают и корневые выделения растений. Так, физиологически ак-

тивные вещества ризосферы яровой пшеницы при всех уровнях минерального питания растений стимулировали мобильность Cd, Pb, и Mn и ингибировали Co, а ячменя и овса, наоборот, снижали активность Cd, Pb и Mn и увеличивали подвижность Co. Гречиха и просо, в отличие от других культур, активизировали миграцию Zn и Cu. Очевидно, это естественная реакция растений на повышенную потребность организма в этих элементах.

Сравнение полученных индексов подвижных форм металлов в слое почвы 0-30 см со значениями ПДК не выявило их превышения. Концентрация Cd, Pb, Zn, Cu и Co была относительно небольшой и варьировала в пределах 1,0-19,2 %, а Mn 21,8-47,8 % от ПДК.

Расчетами определено, что в биологический круговорот на участках с естественным плодородием почвы может быть вовлечено в среднем 0,18 кг/га – Cd, 1,68 кг/га – Pb, 1,09 кг/га – Zn, 0,41 кг/га – Cu, 0,51 кг/га – Co и 100,9 кг/га – Mn. На систематически удобряемых участках объемы подвижных форм металлов в кг на 1 га увеличиваются по Cd в среднем на 11,1%, Pb – на 13,6%, Zn – на 29,3%, Cu – на 21,9%, Co – на 23,5% и Mn – на 15,8%. Исследованиями выявлено, что внесение удобрений не вызывает аномального увеличения концентрации тяжелых элементов в каком-либо слое почвы. Они относительно равномерно распределяются по пахотному горизонту.

Химические анализы фитомассы изучаемых биотипов показали, что на неудобренных делянках растения способны аккумулировать в среднем от 0,036 до 0,090 мг на 1 кг воздушно-сухой массы Cd, 0,38-1,54 мг/кг; Pb, 15,33-33,28 мг/кг; Zn, 2,60-9,95 мг/кг; Cu, 0,21-0,74 мг/кг; Co 18,87-41,86 мг/кг; Mn (табл. 5.2.1). Суммарно яровая пшеница накапливала около 72,52 мг/кг, ячмень 59,63 мг/кг, овес 74,84 мг/кг, просо 79,30 мг/кг, горох 57,17 мг/кг, а гречиха 50,90 мг/кг тяжелых металлов.

На удобренных участках поступление элементов в биомассу яровой пшеницы снижалась до 50,12 мг/кг, или в среднем на 30,9 %. При этом, отрицательная динамика прослеживалась по всем элементам, за исключением Pb и Co, абсорбция которых при внесении удобрений увеличивалась соответствен-

но на 37,5 % и 19,0 % с 0,40 мг/кг до 0,55 мг/кг и с 0,21 мг/кг до 0,25 мг/кг. Очевидно, это связано с внекорневой подкормкой посевов путем их опрыскивания в период налива зерна раствором нитроаммофоса. Этим можно объяснить и относительно высокую концентрацию Рb в генеративной части растений, поскольку он поступил в ткани колоса, минуя биологические барьеры на уровне корня и стебля.

Суммарный объем аккумуляции металлотоксикантов в удобренных растениях ячменя в среднем оказался на 5,6 % ниже контроля, в основном, за счет снижения поступления Рb и Mn соответственно на 63,8 % и 43,0 %. По остальным элементам наоборот отмечалось увеличение концентрации: Cd на 58,3 %, Cu на 67,2 %, Zn на 6,3 % и Co в 1,6 раза. Однако, в абсолютном весе общее количество дополнительно поглощенных металлов не превышало 4,88 мг/кг, а их концентрация в фитомассе находилась значительно ниже индексов ПДК и фоновых значений (Ахматов, 2016).

Таблица 5.2.1 – Накопление тяжелых металлов в растениях, мг/кг воздушно-сухой массы, 2009-2010 гг.

Культура	Орган	Без удобрений						С удобрениями					
		Cd	Pb	Zn	Cu	Co	Mn	Cd	Pb	Zn	Cu	Co	Mn
Яровая пшеница	колос	0,044	0,27	31,30	3,29	0,10	26,78	0,037	0,42	24,45	2,56	0,10	14,61
	стебель	0,053	0,34	28,68	2,38	0,15	31,76	0,039	0,32	20,40	2,13	0,22	15,37
	корень	0,054	0,60	38,67	5,82	0,39	46,93	0,045	0,93	37,95	5,51	0,43	24,86
	среднее	0,051	0,40	32,88	3,83	0,21	35,15	0,041	0,55	27,60	3,40	0,25	18,28
Ячмень	колос	0,020	0,39	31,33	3,76	0,27	15,44	0,020	0,45	30,35	6,84	0,30	9,03
	стебель	0,030	1,72	14,48	3,04	0,31	20,06	0,034	0,66	18,75	3,66	0,40	9,43
	корень	0,058	2,52	36,0	5,49	1,11	42,93	0,117	1,71	37,88	10,02	2,18	36,35
	среднее	0,036	1,54	27,27	4,09	0,56	26,14	0,057	0,94	28,99	6,84	0,96	18,27
Овес	метелка	0,025	0,07	31,30	3,19	0,37	22,22	0,039	0,28	33,58	3,07	0,21	16,05
	стебель	0,033	0,22	14,80	2,86	0,12	24,01	0,053	0,20	22,75	4,88	0,35	13,51
	корень	0,080	2,02	34,15	8,00	1,74	79,35	0,109	1,61	36,55	6,57	1,38	46,05
	среднее	0,046	0,77	26,75	4,68	0,74	41,86	0,067	0,69	30,96	4,84	0,65	25,20
Просо	метелка	0,060	0,48	31,40	11,53	0,18	11,68	0,054	0,58	34,23	10,81	0,13	13,53
	стебель	0,080	0,70	22,60	7,20	0,40	30,14	0,060	0,65	18,40	6,11	0,30	20,72
	корень	0,130	2,39	45,85	11,12	1,14	60,85	0,123	1,17	44,13	12,82	1,10	29,82
	среднее	0,090	1,19	33,28	9,95	0,57	34,22	0,079	0,80	32,25	9,91	0,51	21,35
Горох	бобы	0,016	0,20	32,10	4,08	0,15	20,40	0,080	0,10	28,70	3,80	0,12	34,16
	стебель	0,041	0,36	31,33	3,94	0,29	19,22	0,023	0,26	31,30	3,67	0,27	22,26
	корень	0,073	0,64	36,15	4,87	0,68	17,00	0,083	0,52	30,60	4,18	0,42	12,36
	среднее	0,043	0,40	33,19	4,29	0,37	18,87	0,062	0,29	30,20	3,88	0,27	22,92
Гречиха	соцветие	0,020	0,15	15,70	2,80	0,18	21,50	0,012	0,10	14,10	2,60	0,16	16,70
	стебель	0,050	0,30	13,50	1,70	0,21	30,20	0,036	0,22	10,20	1,50	0,18	27,30
	корень	0,108	0,68	16,80	3,31	0,40	45,20	0,094	0,66	16,43	2,85	0,45	46,70
	среднее	0,059	0,38	15,33	2,60	0,26	32,3	0,047	0,33	13,57	2,32	0,26	30,23

Характер поступления тяжелых элементов в растения овса во многом схож с ячменем, с той лишь разницей, что с улучшением агрофона, он, в отличие от ячменя, наряду с Pb и Mn, уменьшает и абсорбцию Co, соответственно, на 13,4 %, 39,8 % и 12,8 %. По Cd овес аналогично ячменю повышает концентрацию на 45,6 %, Zn на 15,7 % и Cu на 3,4 %, в сумме дополнительно привнося в биомассу около 4,39 мг металлов на 1 кг воздушно-сухой массы, при общей тенденции снижения объема с 74,84 мг/кг на удобренных делянках до 62,40 мг/кг на удобренных, или на 16,6 %. Сравнение полученных результатов с контрольными индексами показало, что количество Cd, Cu и Mn в удобренных растениях овса содержится в пределах естественных потребностей организма. Близко к фоновым значениям аккумулируется и Pb, а по Zn и Co концентрация в 1,7 раза и 3,2 раза превышала норму, но в целом, находилась в 1,6 раза и в 1,5 ниже ПДК.

Повышение концентрации Cd, Zn, Cu и Co в растениях ячменя и овса, на наш взгляд, обусловлено особенностью минерального питания этих культур, поглощающих большую часть макро и микроэлементов в первый период вегетации, когда подвижные формы металлов в почве еще не успевают фиксироваться биотой и мигрировать в нижние горизонты и являются наиболее доступными для растений. Причиной может являться и принятое в производстве припосевное внесение удобрений под эти культуры, обуславливающее повышение концентрации химических элементов, а также изменение реакции почвенной среды непосредственно в зоне расположения корневой системы.

Удобренные растения проса накапливали в сумме около 64,89 мг/кг изучаемых элементов, это на 18,2 % меньше контрольного варианта. При этом, снижение концентрации наблюдалось по всем металлам. Но особенно существенно это отмечалось у Mn на 37,7 % и Pb на 32,8 %.

Но их концентрация, как и других металлов, находится значительно ниже ПДК.

Внесение удобрений под горох практически не меняло общую массу тяжелых металлов в растениях. Их суммарное количество в контрольных об-

разцах находилось в пределах 57,16 мг/кг, а удобренных в пределах 57,62 мг/кг. Однако, с повышением агрофона изменялось соотношение элементов. Удобренные растения меньше аккумулировали Pb, Zn, Cu и Co, соответственно, на 37,9 %, 9,9 %, 10,5 % и 40,7 % и больше поглощали Cd на 44,1 % с 0,043 мг/кг до 0,62 мг/кг и Mn на 21,4 % с 18,87 мг/кг до 22,92 мг/кг. В сумме в биомассу гороха дополнительно поступало 4,05 мг/кг тяжелых металлов, но при этом около 99,53 % их веса приходилась на биогенный Mn и только 0,47% на высокотоксичный Cd, который большей частью локализовался в корневой системе растений. Его концентрация в бобах удобренных растений снизилась почти в 2,0 раза, а в стеблях в 1,7 раза, по сравнению с контрольными вариантами. Исследованиями установлено, что объемы аккумуляции изучаемых элементов в фитомассе как удобренных, так и контрольных растений не превышают ПДК, а по Cd, Pb, Cu, Co, Mn и фоновых индексов. Выше естественных потребностей в ткани опытных растений поступал Zn, соответственно, на 58,1 % и 43,8 %.

Система удобрений гречихи позволяла в среднем на 8,2 % снизить поступление тяжелых элементов в фитомассу, с 50,90 мг/кг у контрольных растений до 46,75 мг/кг у удобренных. При этом уменьшение концентрации отмечалось по всем металлам и составило у Cd – 25,0%, Pb, Zn и Cu – 12,0-15,1 %, а Mn – 6,8 %. Содержание элементов в растениях находилось в пределах естественных норм и варьировало от 7,6 до 30,6 % от ПДК.

Экспериментами установлено, что внесение удобрений практически не оказывает влияние на характер локализации элементов в растительных тканях. Как в удобренных растениях, так и в неудобренных основная часть абсорбированного Cd, Pb, Zn, Cu и Mn задерживается биологическим барьером на уровне корней 45,0-60,2 %. В стебли проникает в среднем около 25,6-38,7 %, поступающих элементов, и только 14,2-20,3 % металлотаксикантов мигрирует в соцветия. Zn и Cu могут в значительных количествах транспортироваться в генеративные части растений.

Сравнение коэффициентов накопления ( $K_n$ ) металлов при различных уровнях минерального питания растений показало, что внесение удобрений под яровую пшеницу увеличивало коэффициенты поступления в растительные ткани Pb с  $K_n = 0,51$  до  $K_n = 0,69$  или в 1,4 раза (табл. 5.2.2). Улучшение агрофона под ячменем увеличивало интенсивность поглощения Cd – с  $K_n = 0,80$  до  $K_n = 1,26$ , или в 1,6 раза, Zn – с  $K_n = 77,2$  до  $K_n = 87,8$ , или в 1,1 раза и Cu с  $K_n = 29,2$  до  $K_n = 45,5$ , или в 1,6 раза.

Таблица 5.2.2 – Коэффициенты накопления тяжелых металлов при различных уровнях минерального питания растений, 2009-2010 гг.

Фон	Культура	Элемент					
		Cd	Pb	Zn	Cu	Co	Mn
Без удобрений	яровая пшеница	0,69	0,51	121,7	29,5	1,50	1,26
	ячмень	0,80	3,20	77,2	29,2	2,24	0,55
	овес	0,83	4,52	116,3	58,5	4,35	1,32
	просо	1,02	1,45	69,3	58,5	3,35	0,90
	горох	0,69	1,25	114,5	39,0	2,11	0,46
	гречиха	1,84	0,48	25,9	13,6	2,90	1,47
С удобрениями	яровая пшеница	0,55	0,69	61,3	20,0	1,31	0,61
	ячмень	1,26	1,95	87,8	45,5	2,90	0,43
	овес	1,11	2,55	96,7	53,7	2,82	0,57
	просо	0,82	0,90	56,5	47,2	2,68	0,45
	горох	0,86	0,63	86,2	29,8	1,28	0,53
	гречиха	1,11	0,41	16,7	9,28	2,16	1,38

Удобренный овес в 1,3 раза интенсивнее абсорбировал Cd – с  $K_n = 0,83$  до  $K_n = 1,11$ , а горох наряду с Cd еще и Mn, соответственно, с  $K_n = 0,69$  до  $K_n = 0,86$  и с  $K_n = 0,46$  до  $K_n = 0,53$ , или в 1,2 и 1,1 раза. Экспериментами выявлено, что в условиях естественного плодородия почвы Cd наиболее интенсивно поступает в просо и гречиху, Pb в овес и ячмень, Zn в яровую пшеницу и овес, Cu в горох, просо и овес, Co в овес и просо, а Mn в гречиху и овес. С внесением удобрений Cd, кроме гречихи, начинает интенсивнее поглощаться еще ячменем и овсом, Pb, Zn, Cu, Co также овсом и ячменем, а Mn гречихой и яровой пшеницей. Высокая интенсивность поглощения микроэлементов зернофуражными культурами на делянках с повышенным агрофоном во многом обусловлена биологической отзывчивостью ячменя и овса на

улучшение условий минерального питания, а так же особенностью строения корневой системы, способной пронизывать большой объем почвы и поглощать недоступные для других растений химические соединения.

Математический анализ зависимости поступления металлов в биомассу растений от содержания их подвижных форм в почве показал, что такая связь в годы исследований на контрольных вариантах прослеживалось у Cd, Pb и Co. Коэффициенты корреляции равнялись соответственно  $r = 0,58$ ,  $r = 0,53$  и  $r = 0,056$ . (табл. 5.2.3). По остальным элементам наблюдается отрицательная зависимость.

Таблица 5.2.3 – Коэффициенты корреляции ( $r$ ) содержания металлов в биомассе с наличием их подвижных форм в почве, 2009-2010 гг.

Фон минерального питания	Элемент					
	Cd	Pb	Zn	Cu	Co	Mn
Без удобрений	0,58	0,53	-0,06	-0,57	0,56	-0,54
С удобрениями	0,56	0,11	-0,81	0,01	0,86	-0,51

С внесением удобрений степень зависимости снижалась у Cd до  $r = 0,56$ , Pb до  $r=0,11$ , а Co возрастала до  $r = 0,86$ . Очевидно, Co привносится в почву с удобрением или в присутствии удобрений вступает в синергизм с другими биогенными элементами и поступает в растения.

Таким образом, по результатам исследований можно сделать заключение, что систематическое внесение расчетных доз минеральных удобрений повышает содержание в почве валовых форм Cd, Pb и Co в среднем на 36,1 %, а Zn, Cu и Mn на 10,9 % и увеличивает мобильность Zn, Cu, Co и Mn в среднем на 25,9 %. Абсолютный уровень концентрации изучаемых металлов в удобренной почве относительно невелик и варьирует от 1,0 % до 47,8 % от ПДК. Повышение уровня минерального питания яровой пшеницы, ячменя, овса, проса и гречихи в среднем на 5,6-30,9 % снижает суммарный объем поступления тяжелых металлов в фитомассу. Однако, внесение удобрений уве-

личивает интенсивность миграции Pb в растения яровой пшеницы, Cd, Zn и Cu в биомассу ячменя и овса. Удобренный горох интенсивнее поглощает Cd и Mn. Внесение удобрений не меняет характера локализации тяжелых металлов в биомассе. Основная часть аккумулируемых элементов откладывается в корневой зоне растений, Zn и Cu способны в относительно больших количествах как на удобренных, так и неудобренных вариантах транспортироваться в генеративные органы. Внекорневая подкормка яровой пшеницы азотно-фосфорными удобрениями повышает концентрацию Pb в колосе.

Поступления Cd, Pb и Co в биомассу растений зависит от содержания их подвижных форм в почве ( $r = 0,58$ ,  $r = 0,53$  и  $r = 0,56$ ). С внесением удобрений степень зависимости снижается, а у Co возрастает до  $r = 0,86$ .

В целом объем накопления тяжелых металлов в фитомассе удобренных растений не превышает ПДК, а по Cd, Cu и Mn и фоновых значений.

По мнению ряда исследователей, в частности В.А. Исайчева (2006), В.И. Костина (2008), А.Н. Постникова и др. (2009), продуктивность сельскохозяйственных культур, и в том числе, яровой пшеницы может быть увеличена за счет применения биологически активных веществ и регуляторов роста. В настоящее время ГНУ «Всероссийский НИИ сельскохозяйственной микробиологии» Россельхозакадемии разработаны технологии производства и применения биопрепаратов на основе симбиотических и ассоциативных азотфиксирующих и фосфатомобилизующих микроорганизмов, а также микроорганизмов продуцирующих фитогармоны, витамины, органические кислоты антибиотики и другие биологически активные вещества. Это способствует улучшению минерального питания растений, повышению их устойчивости к различным стрессам и фитопатогенам, росту урожайности и качества продукции (Селезнев, 2001; Вакуленко, 2001; Соловьев, 2012). В исследованиях В.Н. Титова (2011), К.А. Грузновой (2016), Т.А. Беловой (2016) отмечено влияние биологически активных препаратов на содержание и подвижность тяжелых металлов в растениях.

Для изучения данной проблемы нами в 2013-2015 гг закладывалось два полевых опыта, по одному в центральной и южной зонах Самарской области в хозяйствах, имеющих типичные, характерные для конкретной агроклиматической зоны почвенные и погодные условия, рельеф и режим увлажнения. Объектом исследований служил районированный сорт сои Самер 3. Семена перед посевом обрабатывали препаратами Агрика, Ризоторфин, Гумариз.

По нашим данным, внесение биологически активных препаратов не вызвало превышения значений ПДК тяжёлых металлов в биомассе сои (табл.5.2.4). Отмечено превышение фонового значения по свинцу в 1,11 раза на контроле, в 1,13 раза на варианте с применением ризоторфина, в 1,2 раза при использовании ризоторфина в сочетании с агрикой, в 1,12 раза в сочетании с гумаризом.

Согласно полученным данным, биологически активные препараты оказывают влияние на снижение валовых форм кобальта и марганца по сравнению с контролем. Наименьшее значение содержания кобальта отмечено в варианте с применением ризоторфина 5,15 мг/кг, что ниже контрольного значения в 1,09 раза.

Снижение содержания валовых форм марганца относительно контрольного значения наблюдалось по всем вариантам опыта: с применением ризоторфина в 1,14 раза, ризоторфина в сочетании с агрикой в 1,17 раза, в сочетании с гумаризом в 1,03 раза.

Следует также отметить, что максимальные превышения значений элементов, за исключением свинца, наблюдались на варианте с применением ризоторфина в сочетании с гумаризом. Значение контроля по содержанию валовых форм кадмия превышено в 1,05 раза, меди в 1,1 раза, цинка в 1,03 раза, кобальта в 1,31 раза, железа в 1,14 раза.

В результате проведённых расчётов наибольшее значение коэффициента концентрации при действии биологически активных препаратов отмечено по свинцу (1,2) у варианта с применением ризоторфина+агрика.

Таблица 5.2.4 – Валовое содержание тяжёлых металлов в почве под урожаем сои сорта Самер 3 при действии биологически активных препаратов, 2013 - 2015 г.г.

Вариант опыта	Элемент, мг/кг						
	Pb	Cd	Cu	Zn	Co	Mn	Fe
Контроль	$\frac{12,00 \pm 0,64}{10,80 - 13,00}$ 1,11	$\frac{0,60 \pm 0,04}{0,55 - 0,68}$ 0,07	$\frac{22,40 \pm 1,02}{20,50 - 24,00}$ 1,77	$\frac{58,70 \pm 0,82}{57,60 - 60,30}$ 1,42	$\frac{5,62 \pm 0,31}{5,10 - 6,16}$ 0,53	$\frac{666,00 \pm 9,17}{648,00 - 678,00}$ 15,87	$\frac{20503,00 \pm 33,05}{20449,00 - 20563,00}$ 57,24
Кс	1,11	0,75	0,49	0,76	0,50	0,97	0,59
+ Ризоторфин	$\frac{12,20 \pm 0,40}{11,40 - 12,60}$ 0,69	$\frac{0,60 \pm 0,02}{0,56 - 0,62}$ 0,03	$\frac{23,80 \pm 1,27}{21,60 - 26,00}$ 2,20	$\frac{59,60 \pm 1,04}{57,70 - 61,30}$ 1,81	$\frac{5,15 \pm 0,09}{4,98 - 5,30}$ 0,16	$\frac{583,00 \pm 3,61}{576,00 - 588,00}$ 6,24	$\frac{20720,00 \pm 74,65}{20629,00 - 20868,00}$ 129,29
Кс	1,13	0,75	0,53	0,78	0,46	0,85	0,59
+ Ризоторфин + Агрика	$\frac{13,00 \pm 0,12}{12,80 - 13,20}$ 0,20	$\frac{0,62 \pm 0,03}{0,58 - 0,67}$ 0,05	$\frac{23,90 \pm 0,92}{22,70 - 25,70}$ 1,59	$\frac{59,90 \pm 0,69}{58,70 - 61,10}$ 1,20	$\frac{5,67 \pm 0,20}{5,34 - 6,02}$ 0,34	$\frac{570,00 \pm 8,08}{554,00 - 580,00}$ 14,00	$\frac{21580,00 \pm 325,63}{21018,00 - 22146,00}$ 564,01
Кс	1,20	0,78	0,53	0,78	0,50	0,83	0,62
+ Ризоторфин + Гумариз	$\frac{12,10 \pm 0,21}{11,70 - 12,40}$ 0,36	$\frac{0,63 \pm 0,03}{0,59 - 0,69}$ 0,05	$\frac{24,70 \pm 1,16}{22,80 - 26,80}$ 2,01	$\frac{60,30 \pm 0,40}{59,80 - 61,10}$ 0,70	$\frac{7,38 \pm 0,25}{6,92 - 7,77}$ 0,43	$\frac{647,00 \pm 16,82}{615,00 - 672,00}$ 29,14	$\frac{23362,00 \pm 592,19}{22422,00 - 24456,00}$ 1025,71
Кс	1,12	0,79	0,55	0,79	0,65	0,94	0,67
ПДК	32,00	2,00	55,00	100,00	14,00	1500,00	-
ФОН	10,80	0,80	45,30	76,80	11,30	688,60	35010,00

Именно Pb на всех вариантах опыта можно отнести к числу накапливающихся элементов ( $K_c > 1,1$ ). Марганец на контрольном варианте и при применении ризоторфина в сочетании с гумаризом близок к его фоновому содержанию, остальные изучаемые элементы являются рассеивающимися, т.к.  $K_c < 0,9$ .

Полученные данные показали, что значения подвижных форм тяжелых металлов находятся на уровне ПДК (табл.5.2.5). Превышение фона установлено по содержанию подвижных форм свинца и меди в 1,38 и 1,15 раза, соответственно, на варианте с применением ризоторфина, кадмия и цинка на всех вариантах опыта в 1,37 и 1,5 раза, соответственно, кобальта в 1,3 раза на варианте с применением ризоторфина и в 1,15 раза в сочетании с гумаризом, железа на контрольном варианте в 1,03 раза, на варианте ризоторфин+агрика и ризоторфин+гумариз в 1,08 раза. Превышения фонового значения по марганцу не обнаружено.

При применении биологически активных препаратов наблюдается снижение содержания свинца в подвижной форме на участках с применением ризоторфина в сочетании с агрикой в 1,04 раза и гумаризом в 1,26 раза. Снижение по содержанию подвижного кадмия отмечено в варианте с применением ризоторфина в 1,16 раза.

Концентрация подвижных форм меди и кобальта снижаются при применении ризоторфин+агрика по сравнению с контролем в 1,1 и 2 раза, соответственно. Снижение по Mn отмечено по всем вариантам в 1,31-1,58 раза, по Fe при применении ризоторфина в 1,64 раза. Минимальное содержание Zn отмечено на контрольном варианте.

Процент подвижности Pb возрастает при внесении ризоторфина в 2,26 раза; Cd в 1,01 раза при внесении ризоторфина с агрикой, в 1,06 с гумаризом. При действии ризоторфина также отмечен рост процента подвижности Cu, Zn и Co в 1,17; 1,21 и 1,77 раза, соответственно.

Таблица 5.2.5 – Содержание подвижной формы тяжёлых металлов в почве под урожаем сои сорта Самер 3 при действии биологически активных препаратов, 2013 - 2015 г.г.

Вариант опыта	Элемент, мг/кг						
	Pb	Cd	Cu	Zn	Co	Mn	Fe
Контроль	$\frac{0,24 \pm 0,01}{0,23 - 0,26}$ <sub>0,02</sub>	$\frac{0,051 \pm 0,001}{0,049 - 0,053}$ <sub>0,002</sub>	$\frac{0,12 \pm 0,02}{0,09 - 0,16}$ <sub>0,04</sub>	$\frac{0,44 \pm 0,02}{0,41 - 0,46}$ <sub>0,03</sub>	$\frac{0,16 \pm 0,02}{0,13 - 0,18}$ <sub>0,03</sub>	$\frac{16,30 \pm 0,70}{14,90 - 17,10}$ <sub>1,22</sub>	$\frac{7,92 \pm 0,26}{7,45 - 8,33}$ <sub>0,44</sub>
%	2,00	8,50	0,54	0,75	2,85	2,45	0,04
+ Ризоторфин	$\frac{0,55 \pm 0,02}{0,51 - 0,58}$ <sub>0,04</sub>	$\frac{0,044 \pm 0,002}{0,042 - 0,047}$ <sub>0,003</sub>	$\frac{0,15 \pm 0,02}{0,13 - 0,18}$ <sub>0,03</sub>	$\frac{0,54 \pm 0,03}{0,48 - 0,57}$ <sub>0,05</sub>	$\frac{0,26 \pm 0,02}{0,23 - 0,29}$ <sub>0,03</sub>	$\frac{10,30 \pm 0,26}{9,80 - 10,70}$ <sub>0,46</sub>	$\frac{4,82 \pm 0,18}{4,47 - 5,08}$ <sub>0,31</sub>
%	4,51	7,33	0,63	0,91	5,05	1,77	0,02
+ Ризоторфин +Агрика	$\frac{0,23 \pm 0,02}{0,21 - 0,26}$ <sub>0,03</sub>	$\frac{0,053 \pm 0,002}{0,051 - 0,056}$ <sub>0,003</sub>	$\frac{0,11 \pm 0,006}{0,10 - 0,12}$ <sub>0,01</sub>	$\frac{0,77 \pm 0,04}{0,69 - 0,81}$ <sub>0,07</sub>	$\frac{0,08 \pm 0,01}{0,06 - 0,10}$ <sub>0,02</sub>	$\frac{12,40 \pm 0,20}{12,20 - 12,80}$ <sub>0,35</sub>	$\frac{8,28 \pm 0,02}{8,26 - 8,31}$ <sub>0,03</sub>
%	1,77	8,55	0,46	1,29	1,41	2,18	0,04
+ Ризоторфин +Гумариз	$\frac{0,19 \pm 0,02}{0,17 - 0,23}$ <sub>0,03</sub>	$\frac{0,057 \pm 0,003}{0,052 - 0,062}$ <sub>0,005</sub>	$\frac{0,13 \pm 0,01}{0,12 - 0,15}$ <sub>0,02</sub>	$\frac{0,57 \pm 0,02}{0,53 - 0,59}$ <sub>0,03</sub>	$\frac{0,23 \pm 0,01}{0,21 - 0,25}$ <sub>0,02</sub>	$\frac{10,60 \pm 0,46}{10,00 - 11,50}$ <sub>0,79</sub>	$\frac{8,30 \pm 0,17}{8,10 - 8,64}$ <sub>0,30</sub>
%	1,57	9,05	0,53	0,95	3,12	1,64	0,04
ПДК	6,00	0,500	3,00	23,00	5,00	140,00	-
ФОН	0,40	0,037	0,13	0,40	0,20	35,00	7,67

Ризоторфин в сочетании с агрикой увеличивает процент подвижности Zn в 1,72 раза. При применении ризоторфина в сочетании с гумаризом отмечен рост подвижности Zn и Co, соответственно, в 1,27 и 1,09 раза. Роста подвижности Mn и Fe при действии биологически активных препаратов не обнаружено.

Превышения критической концентрации по изучаемым тяжёлым металлам при применении биологически активных препаратов в зерне сои не обнаружено (табл.5.2.6.). Снижение содержания тяжёлых металлов по сравнению с контрольным вариантом отмечено по Pb при применении сочетания ризоторфина и агрика в 1,67 раза. На всех вариантах опыта наблюдается снижение относительно контроля концентрации меди в 1,32 раза и железа в 1,13 раза. Снижение по Cd обнаружено у варианта с применением ризоторфина и гумариза в 1,11 раза по сравнению с контролем, по Zn при применении ризоторфина в 1,08 раза относительно контроля. Концентрация Co и Mn увеличивается, по сравнению, с контрольным вариантом в 3,46 и 1,05 раза, соответственно.

Коэффициенты биологического поглощения показывают, что при действии биологически активных препаратов наиболее растениями сои поглощаются медь и цинк, также как и в опытах с внесением природных адсорбентов. Потребность растений в кадмии, кобальте, свинце, марганце и, в особенности, железе – минимальна. Коэффициенты биологического поглощения показали, что изучаемые тяжёлые металлы относятся к группе биологического захвата, т.е. в течение жизни растения лишь захватываются ими.

Снижение содержания токсичных элементов в системе растение – животное – человек возможно, благодаря применению природных адсорбентов, фиксирующих тяжелые металлы и препятствующих их дальнейшему распространению. Применение природных адсорбентов позволяет снизить концентрацию тяжелых металлов в почве, а также ограничить их доступ для растений и свести к минимуму попадание в пищевые цепи (Везенцева, 2006; Батманов, 2017).

Таблица 5.2.6 – Содержание тяжёлых металлов в зерне сои сорта Самер 3 при действии биологически активных препаратов, 2013 - 2015 г.г.

Вариант опыта	Элемент, мг/кг						
	Pb	Cd	Cu	Zn	Co	Mn	Fe
Контроль	$\frac{0,10 \pm 0,006}{0,09 - 0,11}$ 0,01	$\frac{0,031 \pm 0,002}{0,028 - 0,033}$ 0,003	$\frac{2,84 \pm 0,10}{2,65 - 2,96}$ 0,17	$\frac{45,30 \pm 0,50}{44,70 - 46,30}$ 0,87	$\frac{0,11 \pm 0,01}{0,09 - 0,13}$ 0,02	$\frac{7,15 \pm 0,03}{7,09 - 7,19}$ 0,05	$\frac{55,00 \pm 0,64}{53,90 - 56,10}$ 1,10
КБП	0,008	0,052	0,127	0,772	0,020	0,011	0,003
+ Ризоторфин	$\frac{0,10 \pm 0,01}{0,08 - 0,12}$ 0,02	$\frac{0,032 \pm 0,001}{0,031 - 0,033}$ 0,001	$\frac{2,25 \pm 0,03}{2,19 - 2,29}$ 0,05	$\frac{42,10 \pm 0,62}{41,50 - 43,30}$ 1,08	$\frac{0,17 \pm 0,01}{0,16 - 0,19}$ 0,02	$\frac{7,19 \pm 0,03}{7,14 - 7,22}$ 0,04	$\frac{46,80 \pm 1,10}{44,70 - 48,40}$ 1,90
КБП	0,008	0,053	0,095	0,706	0,033	0,012	0,002
+ Ризоторфин +Агрика	$\frac{0,06 \pm 0,01}{0,04 - 0,08}$ 0,02	$\frac{0,039 \pm 0,001}{0,037 - 0,041}$ 0,002	$\frac{2,48 \pm 0,03}{2,45 - 2,53}$ 0,04	$\frac{45,90 \pm 0,30}{45,30 - 46,20}$ 0,52	$\frac{0,19 \pm 0,04}{0,13 - 0,26}$ 0,07	$\frac{7,71 \pm 0,07}{7,58 - 7,82}$ 0,12	$\frac{53,30 \pm 0,65}{52,00 - 54,00}$ 1,13
КБП	0,004	0,063	0,104	0,766	0,034	0,014	0,002
+ Ризоторфин +Гумариз	$\frac{0,10 \pm 0,01}{0,08 - 0,11}$ 0,02	$\frac{0,028 \pm 0,002}{0,026 - 0,031}$ 0,003	$\frac{1,92 \pm 0,03}{1,89 - 1,97}$ 0,04	$\frac{45,90 \pm 1,78}{43,30 - 49,30}$ 3,08	$\frac{0,59 \pm 0,01}{0,58 - 0,61}$ 0,02	$\frac{7,54 \pm 0,08}{7,38 - 7,63}$ 0,14	$\frac{45,20 \pm 1,07}{43,30 - 47,00}$ 1,85
КБП	0,008	0,044	0,078	0,761	0,080	0,012	0,002
Критическая концентрация	0,50	0,100	10,00	50,0	-	-	-

В качестве органического детоксиканта вносят навоз, образующий с тяжелыми металлами низкорастворимые органоминеральные соединения (Зиняев, 2011; Киреева, 2011; Выгузова, 2013; Гайдукова, 2015). Внесение новых материалов в агроэкосистемы является актуальным и требует их тщательного изучения. Такими материалами являются древесный уголь и опока. Древесный уголь является биоремедиантом с высокими абсорбционными способностями, способствующими снижению токсичности загрязнителей (Шачнева, 2013). Опока – кремнистый природный сорбент с развитой поверхностью. На Балашейском месторождении Сызранского района Самарской области ведется добыча опал-кристобалитовой высококремнистой породы (опоки), пригодность которой до конца не изучена. Состав опоки определяется следующим процентным содержанием:  $\text{SiO}_2$ -73,99;  $\text{Al}_2\text{O}_3$ -10,01;  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ -4,12;  $\text{CaO}$ -1,37;  $\text{MgO}$ -1,20;  $\text{SO}_3$ -0,63;  $\text{K}_2\text{O}$ -1,30;  $\text{Na}_2\text{O}$ -0,68. Известны некоторые положительные эффекты опоки как адсорбента (Ищеряков, 2006; Тойгильдина, 2008; Ивлева, 2014).

Нами проводились исследования в 2013-2015 гг. на полях хозяйства, расположенного в центральной агроклиматической зоне Самарской области. Согласно схеме опыта в первом (контрольном) варианте внесения природных адсорбентов не проводилось. Во втором варианте при различной обработке почвы перед посевом вносили опоку в дозе 50 кг/га, в третьем навоз (40 т/га), в четвертом древесный уголь (50 кг/га).

Значения валового содержания тяжёлых металлов (табл.5.2.7.) в почве под урожаем сои сорта Самер 3 не превышали ПДК на всех вариантах опыта: глубокой (30 см), минимальной (15 см) и нулевой обработках почвы.

Превышение фоновых значений отмечено по высокотоксичному свинцу на контрольном варианте при нулевой обработке в 1,03 раза.

Таблица 5.2.7 – Валовое содержание тяжёлых металлов в почве под урожаем сои сорта Самер 3 при различной обработке и внесении адсорбентов, 2013 - 2015 г.г.

Вариант опыта	Элемент, мг/кг						
	Pb	Cd	Cu	Zn	Co	Mn	Fe
Глубокая отвальная вспашка							
Контроль	$\frac{7,60 \pm 0,73}{6,15 - 8,37}$ 1,26	$\frac{0,38 \pm 0,03}{0,33 - 0,42}$ 0,05	$\frac{19,77 \pm 2,78}{14,20 - 22,70}$ 4,82	$\frac{48,13 \pm 4,18}{43,90 - 56,50}$ 7,25	$\frac{5,38 \pm 0,18}{5,03 - 5,62}$ 0,31	$\frac{441,00 \pm 11,53}{418,00 - 454,00}$ 19,97	$\frac{17587,67 \pm 1803,98}{14008,00 - 19768,00}$ 3124,58
Кс	0,70	0,48	0,44	0,63	0,48	0,64	0,50
+ Опока	$\frac{8,06 \pm 0,36}{7,41 - 8,64}$ 0,62	$\frac{0,33 \pm 0,07}{0,19 - 0,41}$ 0,12	$\frac{18,73 \pm 2,47}{13,80 - 21,50}$ 4,28	$\frac{50,33 \pm 1,49}{48,70 - 53,30}$ 2,57	$\frac{7,21 \pm 0,89}{6,21 - 9,00}$ 1,55	$\frac{468,33 \pm 20,85}{440,00 - 509,00}$ 36,12	$\frac{17820,33 \pm 2348,67}{13169,00 - 20714,00}$ 4068,02
Кс	0,75	0,41	0,41	0,66	0,64	0,68	0,51
+ Навоз	$\frac{8,26 \pm 0,27}{7,73 - 8,59}$ 0,46	$\frac{0,33 \pm 0,06}{0,21 - 0,39}$ 0,10	$\frac{18,00 \pm 2,45}{13,10 - 20,50}$ 4,24	$\frac{51,33 \pm 2,29}{48,80 - 55,90}$ 3,96	$\frac{6,73 \pm 1,01}{5,01 - 8,51}$ 1,75	$\frac{451,67 \pm 20,50}{416,00 - 487,00}$ 35,50	$\frac{16962,00 \pm 1889,57}{13184,00 - 18931,00}$ 3272,82
Кс	0,76	0,41	0,40	0,67	0,60	0,66	0,48
+ Древесный уголь	$\frac{8,19 \pm 0,61}{6,97 - 8,89}$ 1,06	$\frac{0,35 \pm 0,07}{0,21 - 0,42}$ 0,12	$\frac{18,60 \pm 2,35}{13,90 - 21,10}$ 4,07	$\frac{49,23 \pm 3,28}{45,00 - 55,70}$ 5,69	$\frac{6,83 \pm 0,90}{5,17 - 8,27}$ 1,56	$\frac{470,33 \pm 26,41}{435,00 - 522,00}$ 45,74	$\frac{17499,67 \pm 2162,61}{13189,00 - 19962,00}$ 3745,75
Кс	0,76	0,44	0,41	0,64	0,60	0,68	0,50
Поверхностная обработка							
Контроль	$\frac{8,78 \pm 0,16}{8,45 - 8,95}$ 0,28	$\frac{0,41 \pm 0,10}{0,25 - 0,60}$ 0,18	$\frac{17,73 \pm 2,34}{13,70 - 21,80}$ 4,05	$\frac{55,37 \pm 2,71}{50,00 - 58,70}$ 4,69	$\frac{5,14 \pm 0,25}{4,86 - 5,65}$ 0,44	$\frac{509,00 \pm 25,51}{458,00 - 536,00}$ 44,19	$\frac{18097,67 \pm 2470,11}{13158,00 - 20632,00}$ 4278,36
Кс	0,81	0,51	0,39	0,72	0,45	0,74	0,52
+ Опока	$\frac{9,16 \pm 0,39}{8,67 - 9,93}$ 0,68	$\frac{0,35 \pm 0,06}{0,24 - 0,41}$ 0,10	$\frac{16,97 \pm 1,64}{13,90 - 19,50}$ 2,84	$\frac{49,83 \pm 2,08}{47,70 - 54,00}$ 3,61	$\frac{7,18 \pm 1,14}{5,01 - 8,87}$ 1,98	$\frac{478,00 \pm 34,24}{410,00 - 519,00}$ 59,30	$\frac{17088,33 \pm 2419,17}{12250,00 - 19510,00}$ 4190,12

Кс	0,85	0,44	0,37	0,65	0,64	0,69	0,49
+ Навоз	$\frac{8,68 \pm 0,09}{8,57 - 8,85}$ 0,15	$\frac{0,36 \pm 0,07}{0,22 - 0,44}$ 0,12	$\frac{16,40 \pm 1,20}{14,00 - 17,60}$ 2,08	$\frac{51,20 \pm 2,54}{47,90 - 56,20}$ 4,40	$\frac{6,90 \pm 1,14}{4,78 - 8,67}$ 1,97	$\frac{495,33 \pm 24,99}{446,00 - 527,00}$ 43,29	$\frac{16143,33 \pm 2009,17}{12125,00 - 18156,00}$ 3479,98
Кс	0,80	0,45	0,36	0,67	0,61	0,72	0,46
+ Древесный уголь	$\frac{8,49 \pm 0,04}{8,43 - 8,56}$ 0,07	$\frac{0,34 \pm 0,06}{0,21 - 0,40}$ 0,11	$\frac{16,57 \pm 1,41}{13,80 - 18,40}$ 2,44	$\frac{51,53 \pm 3,24}{48,10 - 58,00}$ 5,60	$\frac{6,74 \pm 0,97}{4,95 - 8,30}$ 1,69	$\frac{470,67 \pm 26,31}{435,00 - 522,00}$ 45,57	$\frac{16919,67 \pm 2041,84}{12836,00 - 18969,00}$ 3536,57
Кс	0,79	0,43	0,37	0,67	0,60	0,68	0,48
Нулевая обработка							
Контроль	$\frac{11,09 \pm 0,91}{9,26 - 12,00}$ 1,58	$\frac{0,34 \pm 0,07}{0,21 - 0,41}$ 0,11	$\frac{15,37 \pm 1,97}{13,30 - 19,30}$ 3,41	$\frac{51,20 \pm 1,35}{49,80 - 53,90}$ 2,34	$\frac{5,22 \pm 0,47}{4,28 - 5,70}$ 0,81	$\frac{552,33 \pm 64,41}{443,00 - 666,0}$ 111,56	$\frac{16686,00 \pm 1754,99}{13196,00 - 18755,00}$ 3039,75
Кс	1,03	0,43	0,34	0,67	0,46	0,80	0,48
+ Опока	$\frac{10,69 \pm 0,86}{8,99 - 11,70}$ 1,49	$\frac{0,35 \pm 0,06}{0,24 - 0,42}$ 0,09	$\frac{15,43 \pm 2,03}{13,40 - 19,50}$ 3,52	$\frac{51,97 \pm 1,87}{49,90 - 55,70}$ 3,24	$\frac{6,25 \pm 0,33}{5,72 - 6,85}$ 0,57	$\frac{524,67 \pm 62,95}{417,00 - 635,00}$ 109,02	$\frac{17271,67 \pm 1618,22}{14061,00 - 19230,00}$ 2802,84
Кс	0,99	0,44	0,34	0,68	0,55	0,76	0,49
+ Навоз	$\frac{10,04 \pm 0,78}{8,65 - 11,36}$ 1,36	$\frac{0,34 \pm 0,06}{0,23 - 0,40}$ 0,09	$\frac{15,03 \pm 1,78}{13,20 - 18,60}$ 3,09	$\frac{62,10 \pm 9,01}{50,30 - 79,80}$ 15,61	$\frac{5,79 \pm 0,62}{4,68 - 6,84}$ 1,08	$\frac{523,00 \pm 59,77}{421,00 - 628,00}$ 103,53	$\frac{17303,67 \pm 1617,37}{14095,00 - 19263,00}$ 2801,37
Кс	0,93	0,43	0,33	0,81	0,51	0,76	0,49
+ Древесный уголь	$\frac{10,70 \pm 0,89}{8,91 - 11,60}$ 1,55	$\frac{0,33 \pm 0,07}{0,20 - 0,40}$ 0,12	$\frac{14,93 \pm 1,73}{13,20 - 18,40}$ 3,002	$\frac{49,57 \pm 2,45}{46,50 - 54,40}$ 4,24	$\frac{5,94 \pm 0,52}{5,04 - 6,84}$ 0,90	$\frac{544,33 \pm 66,44}{427,00 - 657,00}$ 115,07	$\frac{17429,00 \pm 1136,01}{15206,00 - 18947,00}$ 1967,62
Кс	0,99	0,41	0,33	0,65	0,53	0,79	0,50
ПДК	32,00	2,00	55,00	100,00	14,00	1500,00	-
ФОН	10,80	0,80	45,30	76,80	11,30	688,60	35010,00

В условиях глубокой обработки почвы внесение опоки позволяет снизить валовое содержание кадмия и меди по сравнению с контролем в 1,15 и 1,06 раза, соответственно. Внесение навоза снижает валовую концентрацию кадмия, меди и железа, соответственно, в 1,16; 1,10 и 1,04 раза, по сравнению, с контрольным вариантом опыта. Древесный уголь, как и навоз, оказывает воздействие на кадмий, медь и железо, снижая их содержание относительно контроля в 1,09; 1,06 и 1,01 раза.

При минимальной обработке почвы, опока по сравнению с контрольным вариантом (без внесения адсорбентов), снижает валовую концентрацию кадмия в 1,17 раза, меди в 1,04 раза, цинка в 1,11 раза, марганца в 1,06 раза, железа в 1,06 раза. При внесении навоза снижается валовое содержание изученных тяжёлых металлов, за исключением кобальта (отмечено повышение в 1,34 раза). Древесный уголь, как и при глубокой обработке, оказывает воздействие аналогичное навозу, снижая концентрацию валовых форм Pb, Cd, Cu, Zn, Mn и Fe и повышая содержание кобальта в 1,31 раза.

Внесение опоки в варианте опыта без применения почвенной обработки снижает валовое содержание свинца и марганца по сравнению с контролем в 1,04 и 1,05 раза, соответственно. Навоз оказывает влияние на валовое содержание свинца, меди и марганца наблюдается снижение относительно контрольного варианта в 1,10; 1,02 и 1,06 раза, соответственно. При внесении древесного угля отмечено снижение валового содержания свинца в 1,04 раза, кадмия в 1,03 раза, меди в 1,03 раза, цинка в 1,03 раза и марганца в 1,01 раза, по сравнению, с контрольным вариантом опыта без применения адсорбентов.

Рассчитанные коэффициенты концентрации показывают, что среди изучаемых тяжёлых металлов не обнаружено элементов, относящихся к числу накапливающихся ( $K_c > 1,1$ ). Однако содержание свинца на вариантах опыта без почвенной обработки оказалось близким к фоновому  $0,9 < K_c < 1,1$ , т.е. данный элемент содержится на уровне региональных фоновых концентраций. Все остальные тяжёлые металлы можно отнести к группе рассеивающихся, т.к. их коэффициенты концентрации ниже 0,9.

Доступность тяжёлых металлов для растений характеризуется их подвижными формами. Согласно полученным данным содержание подвижной формы изученных тяжёлых металлов в почве под урожаем сои сорта Самер 3 находится в пределах ПДК, за исключением кобальта, превышение значений которого на всех вариантах опыта при применении различных почвенных обработок составляет 1,21-1,37 раза (табл.5.2.8).

Значение ФОНа превышено на всех вариантах опыта по кадмию в 1,22-1,78 раза, меди в 1,46-2,85 раза, кобальту в 30,4-34,2 раза, а также по свинцу в варианте с внесением древесного угля при глубокой обработке почвы в 1,13 раза, в контрольном варианте при минимальной обработке в 1,35 раза и в варианте с внесением навоза при нулевой обработке почвы в 1,25 раза; цинку – при глубокой обработке почвы в вариантах с внесением навоза в 1,33 раза и древесного угля в 1,18 раза, при минимальной обработке с внесением навоза в 1,18 раза, при нулевой обработке по всем вариантам в 1,05-1,68 раза.

Применение опоки в условиях глубокой обработки почвы позволило снизить, по сравнению с контролем, содержание подвижных форм кадмия в 1,04 раза, меди в 1,39 раза, кобальта в 1,002 раза, марганца в 1,09 раза. Внесение навоза способствовало снижению содержания подвижных форм всех изучаемых элементов относительно контрольного варианта опыта, за исключением цинка и железа (отмечено повышение в 1,51 и 1,12 раза, соответственно). Древесный уголь оказал влияние на снижение содержания подвижных форм кадмия в 1,04 раза, меди 1,33 раза, кобальта 1,03 раза, марганца в 1,05 раза.

При минимальной обработке почвы с внесением опоки наблюдается превышение по сравнению с контролем подвижных форм кадмия и кобальта в 1,13 и 1,01 раза, соответственно.

Таблица 5.2.8 – Содержание подвижной формы тяжёлых металлов в почве под посевами сои сорта Самер 3 при различной обработке и внесении адсорбентов, 2013 - 2015 г.г.

Вариант опыта	Элемент, мг/кг						
	Pb	Cd	Cu	Zn	Co	Mn	Fe
Глубокая отвальная обработка							
Контроль	$\frac{0,29 \pm 0,17}{0,10 - 0,63}$ <sub>0,29</sub>	$\frac{0,056 \pm 0,01}{0,047 - 0,072}$ <sub>0,01</sub>	$\frac{0,32 \pm 0,12}{0,20 - 0,56}$ <sub>0,21</sub>	$\frac{0,35 \pm 0,05}{0,26 - 0,44}$ <sub>0,09</sub>	$\frac{6,84 \pm 0,32}{6,29 - 7,41}$ <sub>0,56</sub>	$\frac{16,97 \pm 9,71}{7,02 - 36,40}$ <sub>16,83</sub>	$\frac{1,49 \pm 0,36}{1,10 - 2,21}$ <sub>0,62</sub>
%*	3,82	14,74	1,62	0,73	127,14	3,85	0,01
+ Опока	$\frac{0,37 \pm 0,02}{0,33 - 0,40}$ <sub>0,04</sub>	$\frac{0,054 \pm 0,01}{0,048 - 0,066}$ <sub>0,01</sub>	$\frac{0,23 \pm 0,06}{0,17 - 0,34}$ <sub>0,10</sub>	$\frac{0,37 \pm 0,11}{0,18 - 0,56}$ <sub>0,19</sub>	$\frac{6,83 \pm 0,36}{6,15 - 7,37}$ <sub>0,62</sub>	$\frac{15,59 \pm 7,46}{7,60 - 30,50}$ <sub>12,92</sub>	$\frac{1,85 \pm 0,48}{1,19 - 2,78}$ <sub>0,83</sub>
%	4,59	16,36	1,23	0,74	94,73	3,33	0,01
+ Навоз	$\frac{0,19 \pm 0,03}{0,16 - 0,24}$ <sub>0,04</sub>	$\frac{0,055 \pm 0,01}{0,047 - 0,065}$ <sub>0,01</sub>	$\frac{0,22 \pm 0,06}{0,16 - 0,35}$ <sub>0,11</sub>	$\frac{0,53 \pm 0,02}{0,51 - 0,56}$ <sub>0,03</sub>	$\frac{6,78 \pm 0,34}{6,22 - 7,40}$ <sub>0,59</sub>	$\frac{16,96 \pm 7,60}{8,17 - 32,10}$ <sub>13,17</sub>	$\frac{1,67 \pm 0,32}{1,11 - 2,23}$ <sub>0,56</sub>
%	2,30	16,67	1,22	1,03	100,74	3,75	0,01
+ Древесный уголь	$\frac{0,45 \pm 0,03}{0,40 - 0,51}$ <sub>0,06</sub>	$\frac{0,054 \pm 0,01}{0,042 - 0,069}$ <sub>0,01</sub>	$\frac{0,24 \pm 0,07}{0,17 - 0,38}$ <sub>0,12</sub>	$\frac{0,47 \pm 0,12}{0,24 - 0,64}$ <sub>0,21</sub>	$\frac{6,65 \pm 0,36}{6,27 - 7,36}$ <sub>0,62</sub>	$\frac{16,16 \pm 7,48}{8,11 - 31,10}$ <sub>12,95</sub>	$\frac{1,91 \pm 0,53}{1,13 - 2,91}$ <sub>0,91</sub>
%	5,49	15,43	1,29	0,95	97,36	3,44	0,01
Поверхностная обработка							
Контроль	$\frac{0,54 \pm 0,12}{0,41 - 0,78}$ <sub>0,21</sub>	$\frac{0,045 \pm 0,01}{0,032 - 0,069}$ <sub>0,02</sub>	$\frac{0,27 \pm 0,13}{0,12 - 0,52}$ <sub>0,22</sub>	$\frac{0,24 \pm 0,09}{0,14 - 0,42}$ <sub>0,16</sub>	$\frac{6,07 \pm 0,06}{5,96 - 6,17}$ <sub>0,11</sub>	$\frac{16,95 \pm 8,92}{8,00 - 34,80}$ <sub>15,46</sub>	$\frac{3,20 \pm 0,25}{2,71 - 3,46}$ <sub>0,42</sub>
%	6,15	10,98	1,52	0,43	118,09	3,33	0,02
+ Опока	$\frac{0,35 \pm 0,07}{0,28 - 0,50}$ <sub>0,13</sub>	$\frac{0,051 \pm 0,01}{0,038 - 0,071}$ <sub>0,02</sub>	$\frac{0,23 \pm 0,10}{0,11 - 0,44}$ <sub>0,18</sub>	$\frac{0,23 \pm 0,08}{0,15 - 0,38}$ <sub>0,13</sub>	$\frac{6,12 \pm 0,06}{6,01 - 6,19}$ <sub>0,10</sub>	$\frac{15,88 \pm 8,06}{7,76 - 32,00}$ <sub>13,96</sub>	$\frac{1,50 \pm 0,36}{1,11 - 2,23}$ <sub>0,63</sub>
%	3,82	14,57	1,36	0,46	85,24	3,32	0,01

+ Навоз	$\frac{0,40 \pm 0,06}{0,32 - 0,52}$ <sub>0,11</sub>	$\frac{0,056 \pm 0,01}{0,041 - 0,065}$ <sub>0,01</sub>	$\frac{0,19 \pm 0,06}{0,12 - 0,31}$ <sub>0,10</sub>	$\frac{0,47 \pm 0,03}{0,43 - 0,54}$ <sub>0,06</sub>	$\frac{6,27 \pm 0,20}{5,98 - 6,65}$ <sub>0,35</sub>	$\frac{18,12 \pm 7,40}{10,15 - 32,90}$ <sub>12,82</sub>	$\frac{2,91 \pm 0,38}{2,17 - 3,44}$ <sub>0,66</sub>
%	4,61	15,56	1,16	0,92	90,87	3,66	0,02
+ Древесный уголь	$\frac{0,34 \pm 0,02}{0,32 - 0,38}$ <sub>0,03</sub>	$\frac{0,052 \pm 0,01}{0,038 - 0,065}$ <sub>0,01</sub>	$\frac{0,24 \pm 0,07}{0,15 - 0,38}$ <sub>0,13</sub>	$\frac{0,25 \pm 0,05}{0,19 - 0,35}$ <sub>0,09</sub>	$\frac{6,14 \pm 0,07}{6,00 - 6,25}$ <sub>0,13</sub>	$\frac{17,61 \pm 7,59}{10,00 - 32,80}$ <sub>13,15</sub>	$\frac{1,43 \pm 0,38}{1,04 - 2,19}$ <sub>0,66</sub>
%	4,01	15,29	1,45	0,49	91,10	3,74	0,01
Нулевая обработка							
Контроль	$\frac{0,39 \pm 0,11}{0,24 - 0,61}$ <sub>0,19</sub>	$\frac{0,059 \pm 0,01}{0,048 - 0,078}$ <sub>0,02</sub>	$\frac{0,37 \pm 0,10}{0,27 - 0,58}$ <sub>0,18</sub>	$\frac{0,47 \pm 0,13}{0,22 - 0,66}$ <sub>0,23</sub>	$\frac{6,21 \pm 0,03}{6,16 - 6,27}$ <sub>0,06</sub>	$\frac{21,10 \pm 8,16}{10,00 - 37,00}$ <sub>14,13</sub>	$\frac{4,63 \pm 0,89}{3,40 - 6,36}$ <sub>1,54</sub>
%	3,52	17,35	2,41	0,92	118,97	3,82	0,03
+ Опока	$\frac{0,31 \pm 0,14}{0,16 - 0,58}$ <sub>0,24</sub>	$\frac{0,066 \pm 0,004}{0,062 - 0,074}$ <sub>0,01</sub>	$\frac{0,25 \pm 0,05}{0,18 - 0,34}$ <sub>0,08</sub>	$\frac{0,42 \pm 0,11}{0,21 - 0,55}$ <sub>0,18</sub>	$\frac{6,36 \pm 0,08}{6,22 - 6,51}$ <sub>0,15</sub>	$\frac{20,97 \pm 5,89}{12,30 - 32,20}$ <sub>10,20</sub>	$\frac{3,64 \pm 0,23}{3,36 - 4,09}$ <sub>0,40</sub>
%	2,90	18,86	1,62	0,81	101,76	4,00	0,02
+ Навоз	$\frac{0,50 \pm 0,19}{0,27 - 0,87}$ <sub>0,33</sub>	$\frac{0,056 \pm 0,01}{0,046 - 0,075}$ <sub>0,02</sub>	$\frac{0,27 \pm 0,04}{0,22 - 0,35}$ <sub>0,07</sub>	$\frac{0,67 \pm 0,05}{0,58 - 0,76}$ <sub>0,09</sub>	$\frac{6,24 \pm 0,03}{6,19 - 6,29}$ <sub>0,05</sub>	$\frac{23,00 \pm 6,41}{13,30 - 35,10}$ <sub>11,10</sub>	$\frac{3,12 \pm 0,70}{1,83 - 4,25}$ <sub>1,22</sub>
%	4,98	16,47	1,80	1,08	107,77	4,40	0,02
+ Древесный уголь	$\frac{0,27 \pm 0,03}{0,22 - 0,31}$ <sub>0,05</sub>	$\frac{0,061 \pm 0,001}{0,060 - 0,063}$ <sub>0,002</sub>	$\frac{0,27 \pm 0,05}{0,21 - 0,36}$ <sub>0,08</sub>	$\frac{0,44 \pm 0,12}{0,21 - 0,59}$ <sub>0,20</sub>	$\frac{6,17 \pm 0,02}{6,14 - 6,19}$ <sub>0,03</sub>	$\frac{20,27 \pm 5,59}{11,10 - 30,40}$ <sub>9,69</sub>	$\frac{4,36 \pm 0,89}{3,36 - 6,13}$ <sub>1,53</sub>
%	2,52	18,48	1,81	0,89	103,87	3,72	0,03
ПДК	6,00	0,500	3,00	23,00	5,00	140,00	-
ФОН	0,40	0,037	0,13	0,40	0,20	35,00	7,67

\* % - процент подвижности - отношение содержания подвижных форм тяжёлых металлов к их валовому содержанию, выраженное в процентах

Навоз, в условиях минимальной почвенной обработки, ведёт себя аналогично древесному углю, отмечается снижение содержания подвижных форм свинца, меди и железа и рост кадмия, цинка, кобальта, марганца.

В вариантах опыта без почвенной обработки превышение контрольных значений отмечено при внесении опоки по кадмию в 1,12 раза и кобальту в 1,02 раза. При внесении навоза – по свинцу в 1,28 раза, цинку в 1,43 раза, кобальту в 1,01 раза и марганцу в 1,09 раза. При внесении древесного угля превышение контроля отмечено по содержанию подвижного кадмия в 1,03 раза.

Максимальный процент подвижности отмечен у кобальта от 85,24 % (в варианте с внесением опоки при минимальной обработке почвы) до 127,14 % (на контроле при глубокой почвенной обработке) и кадмия от 10,98 % (контрольный вариант при минимальной обработке) до 18,86% (при внесении опоки на варианте без почвенной обработки).

Согласно полученным данным, не превышает критической концентрации содержание тяжёлых металлов в зерне сои сорта Самер 3 (табл.5.2.9).

Минимальные значения отмечены: свинца – 0,12 мг/кг, что ниже контрольного значения в 2,42 раза на варианте с внесением древесного угля при минимальной обработке почвы; кадмия – 0,029 мг/кг, что в 1,17 раза ниже контроля, при внесении навоза в условиях минимальной почвенной обработки, меди, на варианте с внесением навоза при глубокой обработке почвы – 3,73 мг/кг, цинка – 27,50 мг/кг, при внесении опоки в варианте без почвенной обработки, кобальта и марганца отмечены на контрольном варианте без внесения адсорбентов при глубокой (30 см) обработке почвы 0,18 и 8,48 мг/кг, соответственно, железа при внесении опоки в условиях глубокой обработки почвы – 38,93 мг/кг, что ниже контроля в 1,16 раза.

Рассчитанные коэффициенты биологического поглощения (КБП) показывают, что наиболее интенсивно растения сои поглощают медь и цинк, при этом их потребность в Cd, Co, Pb, Mn и, в особенности, Fe минимальна.

Таблица 5.2.9 – Содержание тяжёлых металлов в зерне сои сорта Самер 3 при различной обработке и внесении адсорбентов, 2013 - 2015 г.г.

Вариант опыта	Элемент, мг/кг						
	Pb	Cd	Cu	Zn	Co	Mn	Fe
Глубокая отвальная обработка							
Контроль	$\frac{0,17 \pm 0,02}{0,14 - 0,19}$ <sub>0,03</sub>	$\frac{0,043 \pm 0,01}{0,035 - 0,058}$ <sub>0,01</sub>	$\frac{3,83 \pm 0,64}{2,84 - 5,04}$ <sub>1,12</sub>	$\frac{34,63 \pm 1,92}{30,80 - 36,60}$ <sub>3,32</sub>	$\frac{0,18 \pm 0,04}{0,11 - 0,25}$ <sub>0,07</sub>	$\frac{8,48 \pm 0,74}{7,15 - 9,70}$ <sub>1,28</sub>	$\frac{45,10 \pm 2,46}{41,30 - 49,70}$ <sub>4,26</sub>
КБП	0,02	0,11	0,19	0,72	0,03	0,02	0,003
+ Опока	$\frac{0,13 \pm 0,02}{0,11 - 0,16}$ <sub>0,03</sub>	$\frac{0,038 \pm 0,01}{0,028 - 0,059}$ <sub>0,02</sub>	$\frac{4,05 \pm 0,79}{3,06 - 5,60}$ <sub>1,36</sub>	$\frac{30,20 \pm 5,22}{24,30 - 40,60}$ <sub>9,03</sub>	$\frac{0,32 \pm 0,08}{0,16 - 0,43}$ <sub>0,14</sub>	$\frac{9,12 \pm 0,42}{8,30 - 9,69}$ <sub>0,73</sub>	$\frac{38,93 \pm 1,83}{35,30 - 41,10}$ <sub>3,17</sub>
КБП	0,02	0,12	0,22	0,60	0,04	0,02	0,002
+ Навоз	$\frac{0,16 \pm 0,03}{0,12 - 0,22}$ <sub>0,05</sub>	$\frac{0,037 \pm 0,01}{0,023 - 0,061}$ <sub>0,02</sub>	$\frac{3,73 \pm 0,50}{3,01 - 4,70}$ <sub>0,87</sub>	$\frac{27,90 \pm 3,44}{22,50 - 34,30}$ <sub>5,96</sub>	$\frac{0,25 \pm 0,07}{0,15 - 0,38}$ <sub>0,12</sub>	$\frac{8,78 \pm 0,47}{8,14 - 9,71}$ <sub>0,82</sub>	$\frac{41,23 \pm 1,83}{37,70 - 43,80}$ <sub>3,16</sub>
КБП	0,02	0,11	0,21	0,54	0,04	0,02	0,002
+ Древесный уголь	$\frac{0,18 \pm 0,06}{0,11 - 0,30}$ <sub>0,11</sub>	$\frac{0,032 \pm 0,01}{0,024 - 0,042}$ <sub>0,01</sub>	$\frac{4,12 \pm 1,03}{3,03 - 6,17}$ <sub>1,78</sub>	$\frac{31,03 \pm 5,51}{24,70 - 42,00}$ <sub>9,54</sub>	$\frac{0,54 \pm 0,23}{0,19 - 0,98}$ <sub>0,40</sub>	$\frac{9,01 \pm 1,05}{7,42 - 11,00}$ <sub>1,82</sub>	$\frac{40,97 \pm 3,18}{35,40 - 46,40}$ <sub>5,50</sub>
КБП	0,02	0,09	0,22	0,63	0,08	0,02	0,002
Поверхностная обработка							
Контроль	$\frac{0,29 \pm 0,14}{0,11 - 0,56}$ <sub>0,24</sub>	$\frac{0,034 \pm 0,001}{0,032 - 0,037}$ <sub>0,002</sub>	$\frac{4,24 \pm 1,23}{3,01 - 6,71}$ <sub>2,14</sub>	$\frac{37,33 \pm 4,74}{28,90 - 45,30}$ <sub>8,21</sub>	$\frac{0,33 \pm 0,04}{0,26 - 0,39}$ <sub>0,07</sub>	$\frac{9,52 \pm 0,73}{8,40 - 10,90}$ <sub>1,27</sub>	$\frac{45,77 \pm 2,74}{42,00 - 51,10}$ <sub>4,75</sub>
КБП	0,03	0,08	0,24	0,67	0,06	0,02	0,003
+ Опока	$\frac{0,14 \pm 0,05}{0,07 - 0,24}$ <sub>0,09</sub>	$\frac{0,032 \pm 0,003}{0,028 - 0,037}$ <sub>0,01</sub>	$\frac{4,55 \pm 1,50}{3,04 - 7,55}$ <sub>2,60</sub>	$\frac{30,80 \pm 4,09}{25,80 - 38,90}$ <sub>7,08</sub>	$\frac{0,21 \pm 0,04}{0,16 - 0,28}$ <sub>0,06</sub>	$\frac{9,74 \pm 1,01}{8,30 - 11,70}$ <sub>1,76</sub>	$\frac{42,40 \pm 3,13}{38,50 - 48,60}$ <sub>5,43</sub>

КБП	0,02	0,09	0,27	0,62	0,03	0,02	0,002
+ Навоз	$\frac{0,16 \pm 0,03}{0,12 - 0,23}$ <sub>0,06</sub>	$\frac{0,029 \pm 0,004}{0,025 - 0,037}$ <sub>0,01</sub>	$\frac{4,06 \pm 1,05}{3,01 - 6,17}$ <sub>1,82</sub>	$\frac{30,03 \pm 4,78}{23,40 - 39,30}$ <sub>8,27</sub>	$\frac{0,25 \pm 0,05}{0,15 - 0,31}$ <sub>0,09</sub>	$\frac{9,02 \pm 0,84}{8,15 - 10,70}$ <sub>1,46</sub>	$\frac{41,60 \pm 1,54}{39,10 - 44,40}$ <sub>2,66</sub>
КБП	0,02	0,08	0,25	0,59	0,04	0,02	0,003
+ Древесный уголь	$\frac{0,12 \pm 0,05}{0,03 - 0,17}$ <sub>0,08</sub>	$\frac{0,034 \pm 0,01}{0,028 - 0,043}$ <sub>0,01</sub>	$\frac{4,45 \pm 1,49}{2,90 - 7,42}$ <sub>2,58</sub>	$\frac{31,40 \pm 5,11}{25,90 - 41,60}$ <sub>8,84</sub>	$\frac{0,25 \pm 0,05}{0,17 - 0,35}$ <sub>0,09</sub>	$\frac{9,19 \pm 0,97}{8,00 - 11,10}$ <sub>1,67</sub>	$\frac{42,10 \pm 3,92}{36,40 - 49,60}$ <sub>6,78</sub>
КБП	0,01	0,10	0,27	0,61	0,04	0,02	0,002
Нулевая обработка							
Контроль	$\frac{0,15 \pm 0,02}{0,10 - 0,18}$ <sub>0,04</sub>	$\frac{0,032 \pm 0,001}{0,031 - 0,034}$ <sub>0,001</sub>	$\frac{4,53 \pm 1,09}{3,25 - 6,71}$ <sub>1,90</sub>	$\frac{32,33 \pm 2,70}{28,70 - 37,60}$ <sub>4,67</sub>	$\frac{0,26 \pm 0,01}{0,25 - 0,27}$ <sub>0,01</sub>	$\frac{8,99 \pm 0,51}{8,47 - 10,00}$ <sub>0,87</sub>	$\frac{49,63 \pm 2,75}{45,90 - 55,00}$ <sub>4,76</sub>
КБП	0,01	0,09	0,29	0,63	0,05	0,02	0,003
+ Опока	$\frac{0,14 \pm 0,01}{0,13 - 0,15}$ <sub>0,01</sub>	$\frac{0,034 \pm 0,01}{0,029 - 0,043}$ <sub>0,01</sub>	$\frac{4,26 \pm 0,94}{3,19 - 6,14}$ <sub>1,64</sub>	$\frac{27,50 \pm 2,01}{25,10 - 31,50}$ <sub>3,49</sub>	$\frac{0,25 \pm 0,06}{0,13 - 0,33}$ <sub>0,11</sub>	$\frac{9,02 \pm 0,79}{8,15 - 10,60}$ <sub>1,37</sub>	$\frac{46,37 \pm 0,58}{45,40 - 47,40}$ <sub>1,002</sub>
КБП	0,01	0,10	0,28	0,53	0,04	0,02	0,003
+ Навоз	$\frac{0,18 \pm 0,06}{0,09 - 0,30}$ <sub>0,11</sub>	$\frac{0,038 \pm 0,01}{0,031 - 0,049}$ <sub>0,01</sub>	$\frac{4,17 \pm 0,98}{3,08 - 6,12}$ <sub>1,69</sub>	$\frac{29,13 \pm 2,53}{25,80 - 34,10}$ <sub>4,38</sub>	$\frac{0,20 \pm 0,03}{0,15 - 0,26}$ <sub>0,06</sub>	$\frac{9,37 \pm 1,02}{8,21 - 11,40}$ <sub>1,76</sub>	$\frac{46,50 \pm 0,81}{45,00 - 47,80}$ <sub>1,41</sub>
КБП	0,02	0,11	0,28	0,47	0,03	0,02	0,003
+ Древесный уголь	$\frac{0,14 \pm 0,05}{0,06 - 0,22}$ <sub>0,08</sub>	$\frac{0,033 \pm 0,01}{0,023 - 0,04}$ <sub>0,01</sub>	$\frac{4,11 \pm 0,77}{3,30 - 5,65}$ <sub>1,33</sub>	$\frac{30,43 \pm 1,32}{27,80 - 31,80}$ <sub>2,28</sub>	$\frac{0,22 \pm 0,03}{0,17 - 0,26}$ <sub>0,05</sub>	$\frac{9,21 \pm 1,23}{7,43 - 11,80}$ <sub>2,29</sub>	$\frac{46,40 \pm 1,65}{43,20 - 48,70}$ <sub>2,86</sub>
КБП	0,01	0,10	0,28	0,61	0,04	0,02	0,003
Критическая концентрация	0,50	0,100	10,00	50,0	-	-	-

Полученные КБП изучаемых элементов меньше 1, следовательно, все они относятся к группе биологического захвата, т.е. на протяжении жизни растения химический элемент лишь захватывается им.

В исследованиях 2011-2013 гг. нами изучалась эффективность использования опал-кристобалитовой породы (опоки) в сочетании с минеральными удобрениями на аккумуляцию тяжелых металлов (кадмия, свинца, меди, цинка, марганца, хрома, железа) земляникой садовой сорта Эльсанта. Изучение эффективности опоки и ее смеси с минеральными подкормками проводилось в трехкратной повторности по схеме: I-контроль, II-минеральные подкормки «Абиго-Пик», «Феррелин», «Brexil Zn», «Brexil Mn», III- минеральные подкормки «Абиго-Пик», «Феррелин», «Brexil Zn», «Brexil Mn» + опока (50 кг/га). Комплексно было отобрано 60 почвенных образцов и 135 растительных образцов земляники садовой сорта Эльсанта.

Контроль над содержанием тяжелых металлов проводился нами поэтапно, на каждой стадии развития растений.

По результатам наших исследований значения валового содержания тяжелых металлов находится ниже установленных предельно-допустимых концентраций (табл.5.2.10). Превышение фоновых значений в 1,12 раза выявлено по высокотоксичному свинцу на контрольном варианте опыта, снижение в 1,3 раза, в сравнении с контролем, происходит при внесении минеральной подкормки, добавление к удобрениям опоки способствует уменьшению токсиканта в 1,68 раза. Слабое накопление свинца подтверждает рассчитанная формула геохимического индекса почвы:

$$\frac{\text{Pb}_{(1,12)}}{\text{Cu}_{(0,56)} \text{ Fe}_{(0,48)} \text{ Mn}_{(0,46)} \text{ Zn}_{(0,43)} \text{ Cd}_{(0,39)} \text{ Cr}_{(0,08)}}$$

Свинец относится к числу накапливающихся элементов, медь, железо, марганец, кадмий и хром – рассеивающиеся в почве исследуемого агроландшафта.

Внесение минеральной подкормки способствует понижению концентрации валовой формы тяжелых металлов, в сравнении с контролем:

кадмия и меди в 1,0 раз, меди, марганца и железа – в 1,1 раза, хрома – в 1,5 раза.

Таблица 5.2.10 – Валовое содержание тяжелых металлов в почве под участками земляники садовой по фазам развития, мг/кг

Вариант опыта	Элемент						
	Cd	Pb	Cu	Zn	Mn	Cr	Fe
Фаза 3-4 настоящих листьев							
Контроль	0,33	12,7	16,4	36,4	357	16,2	14578
+ Минеральные удобрения	0,3	11,6	16,1	36,6	384	7,94	15412
+ Минеральные удобрения +Опока	0,31	7,01	14,0	32,8	312	9,08	16477
Фаза бутонизации							
Контроль	0,32	12,7	13,7	36,4	338	12,0	15785
+ Минеральные удобрения	0,32	11,2	16,4	36,6	371	13,2	14704
+ Минеральные удобрения +Опока	0,31	7,01	14,0	32,8	312	9,08	16477
Фаза цветения							
Контроль	0,3	12,2	15,1	36,4	330	8,20	14445
+ Минеральные удобрения	0,35	7,46	19,0	36,4	340	11,9	18383
+ Минеральные удобрения +Опока	0,32	7,45	16,5	33	332	7,02	15320
Фаза плодоношения							
Контроль	0,33	12,6	14,4	36,4	384	15,3	12752
+ Минеральные удобрения	0,35	8,25	17,6	36,4	348	7,18	21004
+ Минеральные удобрения +Опока	0,31	7,16	13,6	32,8	322	8,51	16987
ФОН	0,82	11,2	26,5	75,5	687,7	102	33592
ПДК	2	30	55	100	1500	100	-

В фазу цветения и плодоношения увеличивается валовая концентрация меди на варианте с использованием минеральной подкормки, что связано с уменьшением поступления ее в растения.

Для характеристики доступности элементов для растений наиболее значимы их подвижные формы. Установленные концентрации подвижных

форм элементов не превышают установленных ПДК (табл.5.2.11). По рассчитанным значениям коэффициентов концентрации (Кс) подвижной формы в почве изученные металлы представлены следующим убывающим рядом: Cd<sub>(1,14)</sub> Pb<sub>(0,15)</sub> Cu<sub>(0,06)</sub> Mn<sub>(0,04)</sub> Cr<sub>(0,03)</sub> Zn<sub>(0,02)</sub>.

Процент подвижности элементов увеличивается при внесении в почву минеральной подкормки в сравнении с контрольным вариантом: Cu в 1,0 раза, Mn в 1,1 раза, Cr в 1,7 раза; при добавлении опоки Cd в 1,24 раза, Pb в 1,52 раза, Zn в 1,22 раза.

Фоновые значения изученных тяжелых металлов превышены по кадмию. Внесение минеральной подкормки и добавление опоки не ограничивало подвижность токсиканта. Максимальные значения подвижного кадмия в почве обнаружены в фазу плодоношения земляники. Значения подвижной формы свинца минимальны в фазу 3-4 настоящих листьев, на варианте с внесением минеральных удобрений они ниже контрольного в 1,78 раза, при добавлении опоки происходит снижение в 1,2 раза. В фазу бутонизации на всех вариантах опыта происходит уменьшение концентрации подвижного свинца в среднем в 1,18 раза. Увеличение значений подвижной формы свинца в 2,1 раза обнаруживалось в фазу цветения на варианте с внесением минеральной подкормки. В фазу плодоношения концентрация подвижного свинца в почве уменьшается в сравнении с началом вегетации растения в 1,25 раза.

Концентрация подвижной формы меди в почве снижается в процессе развития земляники садовой.

Внесение минеральных удобрений способствует повышению значений подвижной меди в почве в фазу цветения растений. На варианте с внесением опоки обнаруживается незначительное в 1,0 раза, снижение подвижной меди в сравнении с контролем. Концентрация подвижного цинка снижается на вариантах с внесением минеральных удобрений и дополнительным внесением опоки в 2,0 и 1,76 раза, соответственно. Максимальные значения подвижного цинка обнаруживается в фазу 3-4 настоящих листьев, в фазу

бутонизации происходит снижение концентрации в 1,5 раза, в фазы цветения и плодоношения в 1,18 и 1,40 раза, соответственно, в сравнении с началом вегетации.

Таблица 5.2.11 – Содержание подвижной формы тяжелых металлов (экстрагент ацетатно-аммонийный буфер рН 4,8) в почве под участками земляники садовой сорта «Эльсанта» по фазам развития, мг/кг

Вариант опыта	Элемент					
	Cd	Pb	Cu	Zn	Mn	Cr
Фаза 3-4 настоящих листьев						
Контроль	0,05	0,41	0,23	0,87	20,1	0,87
+ Минеральные удобрения	0,04	0,23	0,16	0,25	21,2	2,09
+ Минеральные удобрения +Опока	0,05	0,34	0,18	0,44	19,3	0,89
Фаза бутонизации						
Контроль	0,04	0,37	0,17	0,44	18,4	1,46
+ Минеральные удобрения	0,04	0,18	0,22	0,34	28,5	2,1
+ Минеральные удобрения +Опока	0,05	0,28	0,14	0,27	13,7	0,77
Фаза цветения						
Контроль	0,04	0,3	0,17	0,58	21,5	1,76
+ Минеральные удобрения	0,05	0,38	0,23	0,31	17,4	2,25
+ Минеральные удобрения +Опока	0,05	0,33	0,22	0,44	23	0,93
Фаза плодоношения						
Контроль	0,04	0,29	0,19	0,58	21,5	2,08
+ Минеральные удобрения	0,06	0,2	0,21	0,3	27,6	1,82
+ Минеральные удобрения +Опока	0,06	0,29	0,16	0,25	13,2	1,6
ФОН	0,04	2,25	3	24,98	493,07	49,64
ПДК	2	6	3	23	100	6

Значение подвижной формы марганца в средних значениях в процессе вегетации растений не изменяется. Наибольшее значение выявлено в фазу бутонизации на варианте с внесением минеральных удобрений. Этот же фон

способствует накоплению в почве подвижного марганца в 1,1 раза больше, чем на контроле. При внесении опоки происходит снижение концентрации элемента в 1,1 раза, по сравнению с контрольным вариантом. Аналогичная закономерность выявлена в отношении подвижной формы хрома. На варианте с внесением минеральных удобрений превышение в сравнении с контролем составило 1,3 раза, снижение при добавлении опоки 1,4 раза. Максимальная концентрация подвижного хрома в почве обнаружена в фазу плодоношения земляники. На контрольном варианте опыта концентрация хрома в почве повышается в 2,39 раза. Расчет корреляционной зависимости показал положительную зависимость между содержанием валовой и подвижной формами элементов. Наибольшая связь ( $r = 0,766$ ) выявлена у меди. Максимально подвижная форма связана с содержанием в растении также у меди ( $r = 0,972$ ), положительную корреляцию имеет свинец, остальные элементы находятся в обратной зависимости.

В растения тяжелые металлы могут поступать либо через адсорбцию корнями, либо поглощением через листовую поверхность (Прохорова, 2002).

В своих исследованиях мы изучали закономерности поступления и распределения тяжелых металлов в корнях и листьях растений (табл. 5.2.12).

По результатам наших исследований пороговая концентрация тяжелых металлов в растениях земляники садовой не превышена. По значениям величин тяжелых металлов были рассчитаны коэффициенты биологического поглощения (Кб), характеризующие интенсивность поглощения растениями элементов (Ильин, 1997). Ряд интенсивности для земляники садовой имеет следующий вид:  $Cu_{(1,72)} Zn_{(1,16)} Mn_{(0,36)} Cd_{(0,19)} Pb_{(0,10)} Cr_{(0,07)}$ .

Представленный ряд демонстрирует, что растения земляники садовой интенсивнее всего поглощают: Zn, Cu, и Mn, в то время, как потребность в Cd, Pb, Cr минимальна. Высокий Кб Cu и Zn свидетельствует о том, что в течение жизни растения земляники накапливает эти элементы, и позволяет отнести их к элементам биологического накопления, остальные тяжелые металлы лишь захватываются организмом растения и относятся к элементам

биологического захвата. На протяжении вегетации растений и в зависимости от фона возделывания, наблюдаются колебания в интенсивности поступления элементов.

Кадмий поглощается больше в фазу бутонизации земляники. Значения элемента находятся в пределах нормальных концентраций, в среднем отмечено превышение фонового уровня на контроле и вариантах с внесением опоки в 1,33 раза, при внесении минеральных удобрений в 3,8 раза. Превышена концентрация токсиканта в корнях растений, при поступлении в листья интенсивность поглощения снижается, в ягодах значения Cd минимальны. На контрольном варианте содержание цинка равно фоновому значению, на варианте с внесением минеральных удобрений и опоки ниже уровня фона в 3 раза. Значения высокотоксичного свинца в среднем не превышают порога нормальной концентрации, но выше фонового значения. Концентрация свинца в растениях увеличивается в варианте с внесением минеральных удобрений и опоки в 1,3 раза, в сравнении с контролем, на котором фон превышен в 3,1 раза. Максимальное содержание Pb в растениях отмечено в фазу плодоношения.

Корни растений накапливают больше свинца, чем листья на протяжении всей вегетации растений, содержание в ягодах не превышает ПДК. Минимальное количество свинца обнаружено в ягодах, выращенных на варианте с применением минеральных удобрений ниже ПДК в 5 раз, с внесением опоки в 0,6 раза. Пороговые значения цинка в растениях не превышены, но существенно превышены фоновые значения элемента на контроле в 1,3 раза, вариантах с внесением минеральных удобрений и сочетаниях минеральных удобрений и опоки в 2,0 и 2,3 раза, соответственно. Накопление цинка земляникой садовой происходит в фазу плодоношения растений. В растениях устанавливается барьер в отношении поглощения цинка в фазу цветения, закладка генеративных органов способствует этому, но последующее развитие усиливает концентрацию элемента, ягоды накапливают его в количествах близких к ПДК.

Таблица 5.2.12. – Содержание тяжелых металлов в растениях земляники садовой сорта Эльсанта по фазам развития, мг/кг сухого вещества

Орган растения	Cd			Pb			Cu			Zn			Mn			Cr			Fe		
	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III
Фаза 3-4 настоящих листьев																					
Корни	0,05	0,56	0,08	1,17	1,42	1,85	41,4	20,8	70,5	40,3	25,4	44,1	92,8	75,4	102,4	0,97	0,85	0,66	1377	846	2294
Листья	0,02	0,08	0,02	0,22	0,53	0,43	6,07	17,4	33,4	14,3	70	59	236,8	135,6	168,1	0,3	0,56	0,45	120	221,9	101,9
Фаза бутонизации																					
Корни	0,07	0,12	0,08	2,63	1,64	1,62	28,4	23,3	15,2	62,9	29,8	68,8	94,8	106,8	89,5	0,67	2,14	1,8	1304	1327	1719
Листья	0,02	0,03	0,02	0,22	0,06	0,25	8,12	12,7	26,9	13,3	46,6	43,5	264,6	218,6	116,1	0,15	0,43	0,3	141,3	203	78,9
Фаза цветения																					
Корни	0,06	0,11	0,07	1,39	1,85	1,44	20,1	24,4	88,6	34,1	32,6	50	99,4	92	81,6	1,46	1,95	0,97	2487	1397	1650
Листья	0,02	0,03	0,02	0,26	0,13	0,83	5,98	80	24,4	14,4	35,4	58,4	244,9	153,2	143	0,24	0,74	0,28	157,4	322,3	140,8
Фаза плодоношения																					
Корни	0,06	0,09	0,07	1,62	2,2	1,16	47,3	36,4	13,85	46,3	57,3	67,9	101,4	95,4	81,8	0,76	2,13	0,52	1947	2955	1691
Листья	0,02	0,02	0,02	0,22	0,1	2,54	8,27	18,4	31,3	14,8	76,8	59,9	285,9	90,1	159,8	0,4	0,75	0,48	140,6	68	136,5
Ягоды	0,03	0,01	0,01	0,15	0,08	0,25	3,31	12,5	2,9	9,75	11,3	8,13	23,9	34	24,3	0,48	0,59	0,41	140,6	138,6	43
ПДК в ягодах	0,03			0,4			5			10			500			2					
среднее	0,04	0,12	0,04	0,88	0,89	1,15	18,7	27,3	34,1	27,8	42,8	51,1	160,5	111,2	107,4	0,6	1,13	0,65	868,3	830,9	872,8
ФОН	0,03			0,28			24,5			21,38			46,73			2			336,44		
Норм. конц	0,05-2			0,1 - 5			2 - 12			15 - 150			300			0,2 – 1			50 - 250		
Критич. конц	5 - 10			10 - 20			15 - 20			150 - 200			500			2			750		
Фитотоксич. конц	100			60			20			400			500			100			-		

Значения цинка в ягодах на варианте опыта с применением минеральных удобрений превышены в 1,1 раза, внесение опоки обеспечивает снижение концентрации в 1,2 раза, в сравнении с ПДК. Высокая концентрация цинка в растениях при внесении опоки усиливает его подвижность (выше контроля в 1,8 раза), корни растений накапливают цинка больше, чем листья в 1,2 раза.

Содержание марганца в растениях значительно превышает фоновое значение. На контрольном варианте опыта фон превышен в 3,4 раза, на варианте с внесением минеральных удобрений и сочетание с опокой в 2,4 и в 2,2 раза, соответственно. Активная аккумуляция марганца земляникой происходит в фазу бутонизации растений, к началу цветения, и во время плодоношения она равна значениям начала вегетации. Марганец концентрируется в листьях растений, его значения выше таковых в корнях в 2,0 раза. Содержание Mn в ягодах земляники ниже ПДК на контроле в 20,9 раза, при внесении минеральных удобрений в 14,7 раза, при сочетании с опокой в 20,5 раза.

Фоновое значение по хрому в растениях Самарской области находится на уровне критической концентрации. Превышение порогового значения отмечено в корнях растений на стадиях бутонизации и плодоношения на варианте с внесением минеральных удобрений в 1,0 раза. В средних значениях уровень хрома в растениях не превышал фонового значения. Максимальное накопление элемента отмечено на варианте с внесением минеральных удобрений выше контроля в 1,86 раза, внесение опоки снижает этот показатель в 1,0 раза. Наиболее интенсивно хром поглощается в фазу цветения и бутонизации растений, в фазу плодоношения уровень понижается в 1,1 раза. Накопление хрома органами растений земляники уменьшается в ряду: корни(1,24) листья (0,42) ягоды (0,49). ПДК хрома в ягодах превышены на контрольном варианте в 2,4 раза, при внесении минеральных удобрений в 2,9 раза, при внесении опоки в 2,0 раза.

Концентрация железа в растениях земляники превышает фоновое

значение в 2,54 раза. Основным концентратором элемента являются корни растений, которые накапливают железо в 8,25 раза больше, чем листья. Значения Fe в ягодах не превышают норму и содержат элемент ниже допустимого в 7,8 раза. Накопление железа увеличивается в процессе вегетации растений. В среднем в растениях содержание Fe на начальной стадии превышает фон в 2,36 раза, в фазе бутонизации в 2,36 раза, цветения в 3,04 раза, плодоношения в 3,43 раза.

Фоновое значение меди в растениях Самарской области превышает установленную величину фитотоксичной концентрации. В наших опытах медь также активно накапливалась растениями. В фазу 3-4 настоящих листьев Cu в корнях растений в среднем значении превышала фоновое значение в 1,8 раза, в листьях была ниже фона в 1,3 раза. Максимальное значение отмечено на варианте с добавлением опоки, корни растений аккумулировали медь в 2,87 раза больше фонового значения. Общей закономерностью всех вариантов опыта на этой стадии являлось преобладание содержания меди в корнях растений над листьями. Разница между значениями в корнях и листьях составила на контроле 6,8 раза, варианте с внесением минеральных удобрений 1,2 раза, варианте с внесением опоки 2,1 раза. В фазу бутонизации концентрация меди в растении снизилась, но превышала фон в 1,3 раза. В сравнении с началом вегетации, содержание меди понизилось на всех вариантах опыта.

На варианте опыта с внесением опоки максимальная концентрация обнаруживалась в листьях растений, она превышала значения в корнях в 1,8 раза, на контроле и варианте с внесением минеральных удобрений концентрация в корнях была выше в 3,4 и в 1,8 раза, соответственно. В фазу цветения произошло снижение концентрации меди в сравнении с началом вегетации в 2,3 раза. Закономерность снижения концентрации Cu не относилась к варианту опыта с добавлением опоки. Значения в корнях повысились и превышало концентрацию в листьях в 3,6 раза. На контроле значения меди были минимальны, преобладание значений Cu в корнях в

сравнении с листьями было 3,4 раза. На варианте с внесением удобрений повысилась концентрация в листьях, разница с содержанием в корнях равнялась 3,3 раза. В фазе плодоношения максимальной была концентрация в корнях растений контрольного варианта, преобладание над листьями было в 5,7 раза. Содержание меди в ягодах на этом варианте было ниже ПДК в 1,5 раза. При внесении минеральных удобрений содержание меди в корнях было ниже, чем на контроле, превышение над концентрацией в листьях составило 1,9 раза. Концентрация Си в ягодах превысила ПДК в 2,5 раза. На варианте с внесением опoки концентрация в листьях была в 2,3 раза выше, чем в корнях. Содержание в ягодах ниже ПДК в 1,7 раза.

Расчет корреляционной зависимости (табл.5.2.13) показал положительную зависимость между содержанием валовой и подвижной формами элементов.

Таблица 5.2.13 – Корреляционная зависимость (r) между формами тяжелых металлов в почве и накоплением их в органах земляники

Элемент	Признак			
	Валовое содержание - подвижная форма почвы	Подвижная форма почвы - растения	Корни – листья растений	Ягоды – урожайность
Cd	0,378	- 0,153	0,992	0,444
Pb	0,034	0,250	-0,452	-0,575
Cu	0,766	0,972	0,635	0,932
Zn	0,279	- 0,655	0,073	0,645
Mn	0,490	- 0,538	0,543	0,956
Cr	0,121	0,585	0,425	0,656
Fe	-	-	-0,558	0,171

Наибольшая связь ( $r = 0,766$ ) выявлена у меди. Максимально подвижная форма связана с содержанием в растении также меди ( $r = 0,972$ ),

положительную корреляцию имеет свинец, остальные элементы находятся в обратной зависимости. Связь содержания в корнях и листьях растений отразилась в положительных значениях для Cd, Cu, Mn, Cr, Zn, для Pb и Fe она была отрицательной. Положительная корреляция выявлена между содержанием всех изученных тяжелых металлов и урожайностью земляники, максимальная зависимость выявлена с Mn и Cu.

Применение минеральной подкормки с 2011 года проводилось в виде фертигации и позволило значительно повысить урожай земляники (табл. 5.2.14).

Таблица 5.2.14 – Урожайность земляники садовой сорта Эльсанта в годы исследований, т/га

Вариант опыта	2011	2012	2013	Среднее значение	Отклонение от контроля	
					т/га	%
Контроль	13,52	11,50	11,11	12,04	-	-
+ Минеральные удобрения	14,17	12,28	12,21	12,89	+ 0,85	+ 7,6
+ Минеральные удобрения + опока	13,60	11,79	11,38	12,26	+ 0,22	+ 1,8
<i>НСР 05</i>	<i>0,41</i>	<i>0,44</i>	<i>0,11</i>			

Максимальный урожай во все годы исследований был получен в варианте с применением минеральных удобрений. Внесение опоки изначально должно было способствовать повышению качества продукции, при этом урожайность земляники была выше, чем в контрольном варианте.

### 5.3 Продуктивность посевов и вынос тяжелых металлов с урожаем

Расчетами установлено, что при всех видах обработки, наименьшее количество 2,5-7,3 мг на 1 ц надземной воздушно-сухой фитомассы растениями выносятся Cd. При этом четко прослеживаются закономерности снижения выноса Cd с увеличением глубины обработки: от прямого посева к поверх-

ностной в среднем на 17,0 %, а в опытах с ячменем в 2,5 раза и от прямого посева к вспашке в 1,1-3,3 раза (табл. 5.3.1).

Таблица 5.3.1 – Вынос тяжелых металлов с урожаем надземной воздушно-сухой массы, мг на 1 ц, 2008-2010 гг.

Культура	Вид обработки	Элемент						Σ
		Cd	Pb	Zn	Cu	Co	Mn	
Озимая пшеница	прямой посев	6,1	9	2049	335	26	2291	4716
	поверхностная обработка	4,8	13	1702	367	21	2802	4909
	вспашка	2,4	11	1477	274	9	2862	4635
Яровая пшеница	прямой посев	2,8	26	1924	374	22	2733	5198
	поверхностная обработка	2,6	31	1597	293	35	4596	6554
	вспашка	2,5	19	1470	305	15	6751	8562
Ячмень	прямой посев	7,3	17	1846	408	22	2435	4735
	поверхностная обработка	2,9	41	1876	372	25	2797	5114
	вспашка	2,2	31	1818	289	16	2881	5037

Объемы извлечения Pb также были не велики и варьировали от 9 до 41 мг/ц. У всех культур наибольший вынос этого элемента отмечался при поверхностной обработке и достигал 13 мг/ц, 31 мг/ц и 41 мг/ц. Это, соответственно, на 44,0 %, 19,2 % и в 2,4 раза больше, чем при прямом посеве, и на 18,1 %, 63,1 % и 32,2 % больше, чем при вспашке.

Вынос Zn был относительно большим и достигал 1470-2049 мг/ц, уступая по объему извлечения только Mn. У озимой и яровой пшеницы наибольшее количество Zn поглощалось из почвы при прямом посеве культур, а наименьшее – при вспашке. Разница между 1 вариантом опыта и 2 составляла 20,3 % и 20,4 %, а 1 и 3 вариантом – 38,7 % и 30,8 %. Ячмень при всех видах обработки почвы выносил примерно равное количество Zn – 1818-1876 мг/ц.

Объемы отчуждения Cu уступали только Mn и Zn и равнялись 274-408 мг/ц. Больше всего этот металл поглощался ячменем в варианте с прямым посевом растений на необрабатываемом участке. Аналогичные закономерности прослеживались и в опыте с яровой пшеницей. В надземную

массу озимой пшеницы Cu интенсивнее поступала при поверхностной обработке почвы.

По Co, наоборот, прослеживалась обратная зависимость: максимальное количество металла в надземной массе локализовали яровые биотипы (яровая пшеница и ячмень), выращенные на участках с поверхностной обработкой почвы – 35 мг/ц и 25 мг/ц, а озимая пшеница, при прямом посеве – 26 мг/ц. Характерными для всех растений являлась относительно небольшая концентрация этого металла в фитомассе, полученной в вариантах с глубокой обработкой – 9-16 мг/ц, что в 1,4-2,8 раза меньше индексов прямого посева и в 1,5-2,3 раза меньше значений поверхностной обработки.

В отношении Mn проявлялись четкие закономерности: максимальное накопление этого металла в фитомассе – 2291-6751 мг/ц и увеличение его концентрации в биомассе, полученной на глубоко обработанных участках. Проведение прямого посева уменьшает его аккумуляцию в озимой пшенице на 24,9 %, в яровой пшенице в 2,4 раза, а в ячмене на 18,3 %. Поверхностная обработка, соответственно, снижает концентрацию Mn на 2,1 %, в 1,5 раза и на 3,0 %.

В опытах с различными уровнями минерального питания растений аналогично ранее выявленным закономерностям меньше всего изучаемые культуры выносили из почвы Cd. При этом, каких-либо четких тенденций к снижению Cd в фитомассе удобренных растений, нами не обнаружено. На 22,8 % и 45,8 % меньше контрольных индексов аккумулялировали Cd только просо и гречиха (табл. 5.3.2).

Объем накопления Pb в надземной фитомассе неудобренных вариантов варьировал от 15 до 106 мг/ц, а удобренных в пределах 16-62 мг/ц. Внесение удобрений уменьшало вынос высокотоксичного Pb с урожаем биомассы ячменя на 89,2 %, гороха на 55,5 % и гречихи на 50,0 %. По остальным культурам, наоборот, отмечалось некоторое увеличение Pb в фитомассе удобренных вариантов: яровой пшеницы на 19,3 %, овса на 60,0 %, проса на 50,0 %.

С улучшением уровня минерального питания растений менялся и режим выноса Zn. Яровая пшеница, просо, горох и гречиха снижали концентрацию этого элемента в надземной биомассе соответственно на 33,7 %, 2,5 %, 5,7 % и 20,1 %, а ячмень и овес увеличивали на 7,2 % и 22,2 %.

Таблица 5.3.2 – Вынос тяжелых металлов с урожаем надземной воздушно-сухой массы, мг на 1 ц, 2009-2010 гг.

Фон	Культура	Элемент						Σ
		Cd	Pb	Zn	Cu	Co	Mn	
Без удобрений	яровая пшеница	4,9	31	2999	284	13	2927	6259
	ячмень	2,5	106	2291	340	29	1775	4543
	овес	2,9	15	2305	303	25	2312	4963
	просо	7,0	59	2700	937	29	2091	5823
	горох	2,9	28	3172	401	22	1981	5607
	гречиха	3,5	24	1460	225	20	2585	4317
С удобрениями	яровая пшеница	3,8	37	2243	235	16	1499	4033
	ячмень	2,7	56	2455	525	35	1846	4920
	овес	4,6	24	2817	398	28	1478	4750
	просо	5,7	62	2632	846	22	1713	5281
	горох	5,2	18	3000	374	20	2821	6238
	гречиха	2,4	16	1215	205	17	2200	3655

Аналогично Zn, на удобренных вариантах, менялась и динамика Cu. С внесением удобрений возрастал вынос этого биогенного элемента зернофуражными культурами на 54,4 % и 31,3 % и уменьшался у яровой пшеницы, проса, гороха и гречихи в среднем на 7,2-20,4 %.

Уровень поглощения Co в годы исследований был относительно невелик и не превышал на контрольных делянках 13-29 мг/ц, а на удобренных 16-35 мг/ц. Внесение удобрений уменьшало вынос этого элемента просом, горохом и гречихой соответственно на 31,8 %, 10,0 %, 17,6 % и увеличивало зерновыми культурами: яровой пшеницей на 23,0 %, ячменем на 20,6 %, овсом на 12,0 %.

Вынос Mn на неудобренных вариантах составлял 1775-2927 мг/ц. При этом наибольшее количество этого металла концентрировала фитомасса яро-

вой пшеницы, гречихи и овса, а минимальное – ячменя и гороха. С внесением удобрений закономерности менялись. Максимальные объемы Mn аккумулировала надземная масса гороха – 2821 мг/ц. В целом, улучшение условий минерального питания уменьшало миграцию Mn в растения яровой пшеницы на 95,2 %, овса на 56,4%, проса на 22,0% и гречихи на 17,5%, одновременно стимулируя продвижение элемента в надземные органы ячменя на 4,0 % и гороха на 42,4 %.

Расчетами установлено, что суммарный вынос ТМ на контрольных вариантах равнялся 4317-6259 мг/ц. При этом максимальные индексы аккумуляции отмечались у яровой пшеницы и проса. На удобренных делянках общий вынос элементов биотипами варьировал от 3655 до 6238 мг/ц, причем наибольшие объемы отмечались у гороха и проса. Стабильно средний уровень выноса элементов как на удобренном, так и неудобренном фоне был характерен для гречихи, овса и ячменя.

Таким образом, по результатам исследований, можно сделать заключение, что при всех изучаемых системах обработки почвы по объему выноса элементов их пахотного горизонта с надземной фитомассой металлы образуют следующий убывающий ряд:  $Mn > Zn > Cu > Co > Pb > Cd$ . С увеличением глубины обработки почвы снижается концентрация в надземной фитомассе пшеницы и ячменя Cd, Zn, Cu, Co и возрастает Mn. Высокотоксичный Pb интенсивнее выносятся из почвы при поверхностной обработке.

Внесение удобрений меняет динамику выноса тяжелых металлов с урожаем фитомассы, уменьшая поступление в просо, горох и гречиху Pb, Zn, Cu, Co, одновременно стимулируя миграцию в стебли и соцветия яровой пшеницы и овса Pb, Zn, Co. Удобренный ячмень и горох активнее выносят Mn и Cd.

# ГЛАВА 6 ВЛИЯНИЕ ОБЪЕКТОВ НЕФТЕДОБЫЧИ НА АККУМУЛЯЦИЮ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ И НЕФТЕПРОДУКТОВ В АГРОЛАНДШАФТАХ САМАРСКОЙ ОБЛАСТИ

## 6.1 Результаты изучения влияния нефтедобычи на почвенный покров Самарской области

Добыча нефти в Самарской области ведётся с 1936 года, и губерния является крупным нефтяным регионом, с развитой нефтедобывающей и нефтеперерабатывающей промышленностью (рис 6.2.1). Нефтедобывающие предприятия Самарской области на протяжении последних лет уверенно увеличивают объёмы добычи нефти (Анисимова, 2012; Курносова, 2016).



Рис. 6.2.1. Распределение нефтяных месторождений по территории Самарской области (Атлас земель..., 2002)

В настоящее время нефтедобыча осуществляется практически на всей территории Самарской области, которая условно поделена на три группы ме-

сторождений: северная, центральная и южная. В каждой группе месторождений выделяют основные разрабатываемые месторождения Самарской области (табл. 6.2.1.) (Технический отчет., 2003).

Таблица 6.2.1. – Группы нефтяных месторождений районов Самарской области

<b>Северная группа месторождений (СГМ)</b>	
Радаевское	Сергиевский
Якушкинское	Сергиевский
Боровское	Сергиевский
Яблоневское	Кинель –Черкасский
Озеркинское	Челно – Вершинский
Смагинское	Шенталинский
<b>Центральная группа месторождений (ЦГМ)</b>	
Советское	Кинельский
Ольховское	Елховский
Ольховское	Елховский
Чулпанское	Похвистневский и Исаклинский
Мухановское	Кинель-Черкасский
Михайло-Кохановское	Кинель-Черкасский и Борский
Кареловское	Кинель-Черкасский и Борский
<b>Южная группа месторождений (ЮГМ)</b>	
Грековское	Алексеевский
Горбатовское	Волжский
Коренное	Волжский
Утевское	Нефтегорский
Бариновско-Лебяжинское	Нефтегорский
Кулешовское	Нефтегорский
Ветлянское	Нефтегорский
Западно-Широкинское	Нефтегорский и Кинельский
Никольско-Спиридоновское	Кинельский
Казачье	Волжский и Красноармейский
Байкальское	Красноармейский
Многопольское	Большеглушицкий

Нами проведено обследование на территориях месторождений, расположенных в следующих природно-сельскохозяйственных районах: Предуральской провинции лесостепной зоны – Смагинское месторождение (северная группа), Заволжской провинции – Михайловско-Коханское (центральная группа) и Горбатовское (южная группа) месторождения.

### **6.1.1 Северная группа месторождений нефти**

Территория Предуральской провинции лесостепной зоны расположена в основном на водоразделе рек и представлена вершинами, покатыми и крутыми склонами, сильно пересеченными оврагами и балками (Лобов, 1985).

Почвы участка – чернозем выщелоченный характеризующийся высоким (76) и чернозем типичный средним значением (49) баллами бонитета, находящийся на пашне. Почва находится под влиянием нефтедобывающих скважин и установки предварительного сброса пластовых вод (УПСВ). Климат района расположения участка исследования умеренно-континентальный, находится в первом агроклиматическом районе, который характеризуется повышенным увлажнением (Природно-хозяйственная характеристика..., 1980).

В качестве фоновых данных были взяты сведения, полученные институтом «ВолгоНИИгипрозем» в 2002 г. (Почвы землепользования..., 1976). Образцы почвы отбирались на участке, испытывающим влияние нефтедобывающих скважин Смагинского месторождения и установки предварительного сброса пластовых вод (УПСВ) «Смагинская». Проведен агрохимический анализ, определено содержание нефтепродуктов и тяжелых металлов (Zn, Cu, Co) в 28 почвенных образцах.

По результатам проведенных анализов 2012 г. (табл. 6.1.1), в сравнении с данными 2002 года, уменьшилось содержание гумуса на 1,97 %, произошло усиление кислотности почвы на 1,02, в 0,65 раза, уменьшилась обеспеченность подвижным фосфором и обменным калием.

Таблица 6.1.1 – Агрохимические показатели почв, вблизи нефтедобывающих скважин Смагинского месторождения Самарской области

Годы исследований	Гумус, %	pH солев	Подвижный фосфор, мг/кг	Обменный калий, мг/кг
2011	4,58	5,83	24,72	63,6
2002*	6,55	6,85	38,0	98,0

\* - По данным «ВолгоНИИгипрозем», 2002 г (Технический отчет., 2002).

В исследуемых образцах (табл. 6.1.2.) содержание подвижных форм меди в пахотном горизонте в 2,9 раза больше, чем в подпахотном, что является недостаточным для нормального роста и развития растений (Флоринский, 1994).

Таблица 6.1.2 – Содержание тяжелых металлов в почвах вблизи нефтедобывающих скважин Смагинского месторождения Самарской области (мг/кг)

Элемент	Содержание элемента	Глубина отбора, см		Фон*	Норма**	ПДК***
		0-30	30-60			
Zn	Валовое	66,2	63,2	19,9	-	100
	Подвижная форма	0,32	0,18	-	2,1-5,0	-
	% подвижности	0,48	0,28	-	-	-
Cu	Валовое	22,4	21,15	49,62	-	55
	Подвижная форма	0,23	0,08	-	0,21-0,5	-
	% подвижности	1,03	0,38	-	-	-
Co	Валовое	14,1	13,75	3,7	-	36
	Подвижная форма	<0,1	<0,1	-	0,16-0,3	-
	% подвижности	0,71	0,73	-	-	-

\*По данным Н.М. Матвеева, Н.В. Прохоровой, В.А. Павловского, 1997 г.

\*\*По данным М.А. Флоринского, М.И. Лунева и др., 1994 г.

\*\*\*ГН 2.1.7.2041-06, 2006 г.

При недостатке этого элемента в доступной форме для растений, происходит задержка роста, развиваются хлорозы листьев, потеря тургора, уменьшение урожая. Содержание доступных форм кобальта в пахотном горизонте и в подпахотном горизонте составляет <0,1 мг/кг, что ниже необхо-

димого в 3 раза. В растениях, испытывающих недостаток кобальта, наблюдается торможение процессов фотосинтеза, замедляется образование ферментов белкового обмена, значительно снижается устойчивость растений к неблагоприятным условиям среды. Содержание подвижных форм цинка в пахотном в 1,7 раза больше, чем в подпахотном горизонте. В среднем значении составляет 0,25 мг/кг, что в 2,5 раза ниже необходимых количеств. При недостатке данного элемента нарушается фосфорный обмен, накапливаются редуцирующие сахара, уменьшается содержание сахарозы и крахмала, увеличивается содержание органических кислот и небелкового азота. Симптомами недостаточности Zn являются мелколистность и розеточность листьев, хлороз и задержка роста (Матвеев и др., 1997). Для всех изученных элементов (Zn, Cu, Co) вычислен процент их подвижности, который, показывает прямую зависимость между содержанием валовых форм тяжелых металлов и их подвижных форм.

Во всех проанализированных образцах почвы содержание элементов Zn, Cu, Co находится в пределах ПДК. В результате проведенных исследований обнаружено превышение регионального фона тяжелых металлов для цинка в 3,25 раза, для Co в 3,76 раза.

Для всех почвенных образцов был проведен анализ на определение нефтяных углеводородов. Значение показателей колеблется в пределах 21,77-62,87 мг/кг, что не превышает установленных ПДК (1000 мг/кг).

Изучение почвенного покрова после воздействия нефтяного производства выявило в исследуемых образцах недостаточное содержание жизненно важных необходимых для растений доступных форм Zn, Cu, Co. Для нормального роста и развития растений необходимо увеличить содержание подвижного Zn в 6,56 раза, подвижного кобальта в 16 раз. Содержание подвижных форм меди необходимо контролировать, поскольку содержание этого элемента находится на уровне нижней границы необходимой концентрации.

### 6.1.2 Центральная группа месторождений нефти

Под объекты нефтедобычи отведены сельскохозяйственные угодья с почвами пашни, почва участка чернозем выщелоченный, балл бонитета 85. Почва подвержена влиянию 10 нефтедобывающих скважин.

По данным ОАО «ВолгоНИИгипрозем», уровень радиологического фона на территории месторождения соответствует допустимой норме, загрязнения фосфор- и хлорорганическими пестицидами отсутствуют (Технический отчет..., 2002).

Содержание в почвах тяжелых металлов, таких как никель, кадмий, свинец, медь, цинк, железо, марганец, находится в пределах допустимых концентраций, а ртуть и мышьяк полностью отсутствуют, валовое содержание хрома и кобальта превышает предельно допустимую концентрацию на 25-75 %, что объясняется влиянием зоны техногенного влияния промышленности г. Отрадного.

Произошли изменения в площадях антропогенно измененных почв: с 60 до 65 га, увеличилась площадь переувлажненных земель.

За период с 2002 по 2013 гг ежегодная потеря гумуса составила 0,2 т/га. Фоновые значения гумуса на территориях Михайловско-Кохановского месторождений находились в пределах оптимальных значений, поскольку земли, использовавшиеся под пашню, имели высокий балл бонитета (табл.6.1.3).

За время эксплуатации показатель плодородия почвы снизился с 7,0 до 6,5 %.

Показатель кислотности понизился в почвах месторождения с 6,7 до 6,2, снизились значения подвижного фосфора в 1,28 раза – с 80,0 до 62,6 мг/кг, в 1,45 раза обменного калия – с 152,0 до 104,9 мг/кг.

Таблица 6.1.3 – Агрохимические показатели участков Михайловско-Коханского месторождения нефти.

Показатель*	Юго-Восточная часть Кинель-Черкасского района	Восточная часть Борского района	Восточная часть Кинель-Черкасского района	Среднее
pH водный	7,82	7,92	8,01	7,91
pH сол.	6,43	5,89	6,43	6,25
NO <sub>3</sub>	8,18	4,19	3,86	5,35
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	61,8	67	59,9	62,9
K <sub>2</sub> O	133,9	92,6	92,5	106
Cl-	0,44	0,67	0,35	0,48
Ca <sup>2+</sup>	1,92	1,50	1,75	1,72
Na+ Обмен.	0,2	0,09	0,14	0,14
Na+ Водор	0,06	0,70	0,23	0,33
HCO <sub>3</sub>	0,09	0,08	0,11	0,09
Плотный остаток	0,08	0,09	0,09	0,089

\* Mg<sup>2+</sup>, CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> - отсутствуют

Результаты исследования по содержанию в почве нефтепродуктов, цинка, меди, кобальта показали, что валовое содержание не превышает ПДК (табл.6.1.4.). За период эксплуатации на изученных почвенных территориях концентрации валовых форм элементов увеличились, что свидетельствует о техногенном характере накопления.

Выявлено увеличение содержания в почвах в 1,8 раза Zn и в 1,54 раза Cu. Расчет значений кларка концентрации (Кк), показывающего как отличается содержание химического элемента в изучаемом природном объекте от его кларка (Макарова, Прохорова, 2012), показал отсутствие превышения, что позволяет отнести Zn, Cu, Co к ассоциации рассеянных микроэлементов в исследованных почвах.

В отношении изученных микроэлементов, рассчитан кларк рассеяния Кр, на основе которого, выведены ряды рассеяния МЭ: Cu (2,25) > Zn(1,38) > Co(1,37). В черноземах выщелоченных Михайловско-Коханского месторождений значения МЭ в 1,61 раза выше, чем в черноземах южных Горбатовского месторождения. Более рассеянной в почвах месторождения является медь.

Таблица 6.1.4 – Содержание тяжелых металлов в почвах участков

Михайловско-Коханского месторождения нефти, мг/кг.

(валовая форма - экстрагент 5 М HNO<sub>3</sub>;

подвижная форма – экстрагент ацетатно-аммонийный буферный раствор

рН 4,8)

Участок месторождения	Нефтепродукты	Элемент		
		Цинк	Медь	Кобальт
Юго-Восточная часть Кинель-Черкасского района	208,75	<u>62,1</u> 0,60	<u>21,9</u> 0,06	<u>13,5</u> 0,19
Восточная часть Борского района	280,83	<u>59,2</u> 0,70	<u>20,7</u> 0,04	<u>12,7</u> 0,10
Восточная часть Кинель-Черкасского района	28,77	<u>58,9</u> 0,50	<u>19,9</u> 0,01	<u>13,1</u> 0,08
Среднее значение	172,7	<u>60,1</u> 0,60	<u>20,8</u> 0,036	<u>13,1</u> 0,12
ФОН		<u>32,8</u> 0,97	<u>13,5</u> 0,17	<u>13,5</u> 0,91
ПДК	1000	<u>100</u> 23,0	<u>55,0</u> 3,0	<u>36,0</u> 5,0

\*над чертой – содержание подвижных, под чертой – валовых форм ТМ

В почвах региона медь относится к элементам накопления, а цинк и кобальт являются элементами рассеяния. Коэффициент концентрации, позволяющий судить о том, во сколько раз содержание элемента в почве отличается от регионального фонового уровня, по суммарному значению в почвах месторождения составил 6,98. Элементами накопления являются Zn и Co, которые активно накапливаются в черноземах выщелоченных Михайловско-Коханского месторождений. В процентах от валовых значений подвижность изученных элементов выражена убывающими рядами: Zn (0,97) > Co (0,91) > Cu (0,035). В черноземах месторождения выявлено недостаточное содержание подвижных форм: Zn в 8,62 раза, Cu в 14,29 раза, Co в 2,5 раза. Расчет корреляционной зависимости основных агроэкологических показателей от содержания в почве нефтепродуктов выявил значимые показатели коэффициентов корреляции для рН почвенного раствора и подвижных форм ТМ (табл.6.1.5.).

Таблица 6.1.5 – Коэффициенты парной корреляции между накоплением нефтепродуктов в почве и сопутствующих им агроэкологическим показателям

Почва	Гумус	рН	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	Валовое содержание			Подвижная форма		
					Zn	Cu	Co	Zn	Cu	Co
Нефте-продукты	-0,51	0,98	-0,42	-0,57	-0,98	-0,98	-0,99	0,95	0,95	0,99

За десятилетний период использования пашни на территории Смагнинского и Михайловско-Коханского месторождений снизилось содержание гумуса в 1,43 и 1.08 раза, подвижного фосфора в 1,54 и 1,28 раза, обменного калия в 1,54 и 1,45 раза, соответственно.

На всех исследованных почвах возросла валовая концентрация цинка и меди, что свидетельствует о техногенном характере привнесения этих элементов, уменьшились значения кобальта.

Подвижные формы цинка, меди и кобальта в почвах пашни Смагнинского месторождений находятся ниже допустимой нормы, на Михайловско-Коханском медь на уровне нормального значения, а цинк и кобальт ниже. Высокая корреляционная зависимость от содержания в почве нефтепродуктов выявлена для рН почвенного раствора ( $r = 0,98$ ) и содержания подвижных форм элементов ( $r = 0,95-0,99$ ).

### 6.2.3. Южная группа месторождений нефти

Почвенный покров пастбища представлен черноземом южным, балл бонитета 58, испытывает влияние нефтедобывающих скважин, УПСВ, большого количество трубопроводов.

По результатам проведенных агрохимических анализов (табл. 6.1.6), в сравнении с данными ОАО «ВолгаНИИипрозем» (2002), содержание гумуса увеличилось на 0,78 %, причиной стало загрязнение почвенного покрова органическим углеродом нефтепродуктов.

Последствием загрязнения участка нефтепромысловыми сточными водами стало резкое снижение обеспеченности почв подвижным фосфором в 3,60 раза и снижение обеспеченности калием в 3,46 раза.

Почвы обследованной территории характеризуются хлоридным типом засоления средней степени.

Таблица 6.1.6 – Агрохимические показатели почв в районе Горбатовского месторождения Самарской области, 2012 г

Гумус, %	pH солев	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> , мг/кг	K <sub>2</sub> O, мг/кг	Нефтепродукты, мг/г	Плотный остаток, %
4,48	7,84	11,4	315,0	4566,0	0,34
Фоновое значение					
3,7	7,0	41,0	91,0	1000,0**	-*

Примечание \* - не определено \*\* - для нефтепродуктов указано ПДК (Временные методические рекомендации...,1984).

По результатам анализа водной вытяжки (наличие катионов Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup> и анионов CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>), для всех почвенных образцов по соотношению катионов и анионов имеет место хлоридный тип засоления на почве – Cl<sup>-</sup> SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> = 2,48:0,89 = 2,79 > 1, степень засоления определена как средняя, величина плотного остатка 0,34 %. Накопления в почве солей (чаще всего хлоридов и сульфатов натрия) приводит к образованию солонцеватых и солончаковатых почв. Повышение концентрации солей в почве делает невозможным рост растений.

В исследуемых образцах содержание нефтепродуктов превышает ПДК в 4,6 раза, что приводит к подавлению роста и развития растений и почвенной биоты.

По содержанию валовых форм ТМ не наблюдается превышений значений ПДК, фоновые значения для черноземов Самарской области превышены для Ni в 1,68 раза и Pb в 1,12 раза в разрезе максимальных значений в исследованных образцах. Превышение ПДК (ОДК), фоновых значений валовых формы ни по одному из исследованных элементов не выявлено, по Ni наблю-

дается превышения фоновых значений во всех образцах, по Pb в 55,6 % образцов (табл.6.1.7.).

Таблица 6.1.7 – Параметры распределения валового содержания химических элементов в почве Горбатовского месторождения

Параметры	Элемент, мг/кг						
	Mn	Cr	Co	Ni	Pb	Cu	Zn
Среднее	467,2	82,04	7,59	40,5	10,9	15,37	34,81
Минимальное	361,0	18,8	6,4	33,3	9,1	11,9	32,1
Максимальное	596,0	53,5	8,99	47,3	12,2	17,2	37,0
ПДК (ОДК)	1500	100	14	80	130	132	220
Фон (чернозем)*	688,6	96,9	11,3	28,2	10,8	45,3	75,8
Превышения фона, %	нет	нет	нет	100,0	55,6	нет	нет

По содержанию подвижных форм тяжелых металлов наблюдается превышение значений ПДК по Ni в 1,74 раза, Mn в 1,74 раза, Cr в 2,75 раза, что на 11%, 22% и 33 %, соответственно. Фоновые значения для черноземов Самарской области превышены для Ni в 1,68 раза и Pb в 1,12 раза в разрезе максимальных значений в исследованных образцах (табл. 6.1.8.).

Таблица 6.1.8 – Параметры распределения содержаний подвижных форм химических элементов в почве Горбатовского месторождения, мг/кг

Параметр	Элемент						
	Mn	Cr	Co	Ni	Pb	Cu	Zn
Среднее	50,41	5,51	0,57	1,56	1,62	0,72	1,16
Минимальное	1,5	1,09	0,17	0,425	0,61	0,315	0,125
Максимальное	174,4	16,5	1,83	4,45	4,15	1,1	7,05
ПДК (ОДК)*	100	6	5	4	6	3	23
Количество случаев превышения ПДК (ОДК), %	22 %	33%	-	11%	-	-	-
Фон (чернозем)**	355,2	34,7	3,7	57,7	1,97	55,8	19,9

\*ГН 2.1.7.2041-06, 2006 г. \*\* данные Н.М. Матвеева, Н.В. Прохоровой, В.А. Павловского, 1997 г.

Разливы высокоминерализованных нефтепромысловых вод и высокая концентрация нефтепродуктов на пастбищных почвах Горбатовского месторождения способствовали увеличению значения гумуса в 1,21 раза, обменно-

го калия в 1,54 раза; снижению содержание подвижного фосфора в 3,59 раза, возросла подвижность микроэлементов, и по меди и кобальту превысило допустимые нормы.

Концентрация валовых форм цинка, меди, кобальта не превышает допустимых норм, что позволяет их рассматривать как эссенциальные микроэлементы.

В целом, почвы сельскохозяйственных угодий, переданные во временное пользование под объекты нефтедобычи, претерпевают изменения под воздействием техногенной нагрузки: высокое содержание нефтепродуктов способствует повышению содержания органического вещества, разливы нефтепромысловых вод изменяют реакцию среды почвенного раствора. В связи с этим, возврат земель в сельскохозяйственный оборот требует проведения своевременной рекультивации.

## **ГЛАВА 7 ЭКОЛОГО-ЭКОНОМИЧЕСКАЯ И АГРОЭНЕРГЕТИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ПРИЕМОВ РЕМИДАЦИИ ПОЧВ**

Известно, что основой успешного ведения агробизнеса и внедрения современных технологий в растениеводстве является экономическая целесообразность производства и, в первую очередь, окупаемость затрат, особенно невозполнимых ресурсов (Чирков др., 2013; Васильева и др., 2013; Эльдиева, 2013). С целью экономической оценки применения природных адсорбентов и биологически активных веществ при возделывании сои и земляники садовой приведен анализ следующих показателей: стоимость валовой продукции; производственные затраты; условный чистый доход; себестоимость продукции и рентабельность производства.

Затраты на производство зерна сои, ягод земляники, рассчитывались по технологическим картам в ценах, сложившихся на начало 2018 года.

В условиях нестабильной рыночной экономики, с постоянно меняющимися ценами на энергетические и материальные ресурсы, инфляционными процессами, экономические методы определения эффективности технологий не всегда могут быть объективны. Поэтому, во многих странах мира для оценки устойчивости агроэкосистем пользуются агроэнергетическим методом, сущность которого заключается в учете всех потоков энергии, направленных на производство продукции и ее выхода с урожаем. При этом, все затраты живого и овеществленного труда (в т.ч. и плодородия почвы) выражаются в показателях системы «СИ»: джоулях (Дж), мегаджоулях (МДж), гигаджоулях (ГДж) и т. д. Такой сравнительный подход позволяет давать объективную оценку как применяемым методам производства конкретной продукции, так и самим продуктам.

Расчет энергетических потоков в наших анализах сделан на основе технологических карт путем перевода всех затрат в энергетические эквивален-

ты, а выход обменной энергии (ОЭ) с урожаем установлен в соответствии с рекомендациями В.Г. Васина и др.(2005).

### **7.1 Экономическая и агроэнергетическая оценка возделывания сои при использовании биологически активных веществ**

В среднем за 2013-2015 годы, урожайность сои Самер 3 колебалась в пределах 1,68-2,40 т/га. На контроле (без применения биопрепаратов) урожайность была 1,68 т/га, инокуляция семян ризоторфином обеспечила прибавку урожая на 0,33 т/га, ризоторфином и агрикой на 0,42 т/га, ризоторфином и гумаризом на 0,72 т/га, что выше контроля на 19 %, 25 % и 42 %, соответственно.

Экономическая оценка полученных результатов показала, что затраты во всех вариантах опыта окупаются и производство зерна сои является рентабельным. Все изучаемые варианты посевов даже в условиях естественного плодородия почвы обеспечивают получение условного чистого дохода при уровне рентабельности 132,0-207 % (табл.7.1). Величина условного чистого дохода различалась по вариантам и во многом определялась урожайностью посевов.

Выявлено, что применение биологически активных препаратов позволило увеличить стоимость продукции с 1 га, по сравнению с контролем, 19,6-42,8 % и, несмотря на возрастание производственных затрат, в среднем, на 3,5-7,9 %, повышало величину условного чистого дохода на 32-69 %.

Установлено, что наиболее эффективным приемом является обработка семян перед посевом сочетанием биологических препаратов Ризоторфин и Гумариз. Этот вариант гарантировал наибольший выход валовой продукции в денежном выражении и чистый доход – 48000 руб./га и 32378 руб./га, что на 43 % и 69 % больше контрольного, на 19 % и 28 % показателей варианта с

применением Ризоторфина, на 14 % и 22,5 % варианта сочетания Ризоторфина и Агрики.

Агроэнергетическая оценка разработанных технологий выявила, что на применение биопрепаратов дополнительно требуется 2,57-3,04 ГДж/га совокупной энергии.

Таблица 7.1 – Экономическая и энергетическая эффективность возделывания сои сорта Самер 3, 2013 - 2015 гг

Показатель	Вариант опыта			
	Контроль	+Ризоторфин	+Ризоторфин +Агрика	+Ризоторфин +Гумариз
Урожайность, т/га	1,68	2,01	2,10	2,40
Производственные затраты, руб./га	14478	14978	15590	15622
Стоимость продукции, руб./га	33600	40200	42000	48000
Условно чистый доход, руб./га	19122	25222	26410	32378
Себестоимость, руб./т	8618	7452	7424	6509
Рентабельность, %	132	168	169	207
Выход ОЭ с урожаем, ГДж/га	40,32	48,24	50,40	57,60
Затраты совокупной энергии, ГДж/га	17,53	20,10	21,00	20,57
Чистый энергетический доход, ГДж/га	22,79	28,14	29,40	37,03
Коэффициент энергетической эффективности	2,3	2,4	2,4	2,8

За счет этих затрат концентрация обменной энергии в урожае повышается на 7,92-17,98 ГДж/га, что позволяет получать чистый энергетический доход в варианте смеси Ризоторфин и Гумариз на 14,3 % больше контрольного показателя, Ризоторфин и Агрика на 7,9 %, при обработке Ризоторфином на 5,77 %.

По результатам исследований, можно сделать заключение, что возделывании сои целесообразно проводить предпосевную обработку семян сочетанием препаратов Ризоторфин и Гумариз. Это позволяет на 69 % повысить, по сравнению, с контрольным вариантом, условный чистый денежный доход и на 14,24 ГДж чистый энергетический доход с 1 га, снизить себестоимость продукции на 24,4 %.

Анализ экономической оценки возделывания сои Самер 3 в зависимости от предпосевной обработки семян подтвердил лучшую эффективность варианта с инокуляцией семян сочетанием ризоторфина и гумариза, где получен максимальный условно чистый доход – 32378 руб/га, лучшая рентабельность – 207%, при наименьшей себестоимости 1 тонны зерна – 6509 руб/т.

## **7.2 Экономическая и агроэнергетическая оценка возделывания сои при применении природных адсорбентов и различных системах обработки почвы**

Анализ экономических показателей зерна сои, показал, что затраты, связанные с приобретением, транспортированием и внесением природных сорбентов, на обработку почвы, полностью компенсируются дополнительной продукцией. Все варианты опыта оказались рентабельными (табл. 7.2).

Наибольший условный чистый доход 22400 руб. был получен при внесении навоза под вспашку при уровне рентабельности 123 %. При внесении

опоки и древесного угля, эти показатели равнялись, соответственно, 20040-20000 руб. и 114-180 %. Наименьший доход и низкая рентабельность – 17020 руб. и 99 %, получены на контрольном варианте при глубокой вспашке. Внесение опоки и древесного угля более рационально оказалось при нулевой обработке, уровень рентабельности составил 183-184 %, условно чистый доход – 20180-20480 руб.

Сравнительная оценка выявила, что урожай 1т зерна сои имеет низкую себестоимость, 6829-7155 руб. при нулевой обработке почвы. Высокая себестоимость оказалась на контрольном варианте опыта при глубокой отвальной обработке почвы, она составила 10046 руб. Однако, применение адсорбентов на других вариантах позволило понизить себестоимость зерна сои, в среднем на 842 руб.

Энергетическая оценка результатов исследований выявила, что затраты совокупной энергии на производство продукции во всех вариантах опыта компенсируются выходом обменной энергии с урожаем.

Агроэнергетическая оценка полученных результатов подтвердила выявленные закономерности. Внесение навоза под глубокую вспашку способствовало существенному увеличению выхода обменной энергии до 48,72 ГДж/га, что на 33,5 % выше контрольного варианта. Несмотря на возросшие затраты, применение навоза на 21,35 % увеличивает чистый энергетический доход и способствует получению продукции с коэффициентом энергетической эффективности в пределах 2,54-2,58. Энергетически менее выгодным являлся контрольный вариант с нулевой обработкой почвы, чистый энергетический доход составил 19,98 ГДж/г, при внесении опоки, навоза, древесного угля произошло незначительное повышение на 3 %, 11 % и 4,3 %, соответственно. При нулевой обработке почвы, изменения энергетических характеристик на изученных вариантах оказались незначительными, коэффициент энергетической характеристики составил 2,22, что лишь на 0,01 больше, чем на контрольном варианте.

По результатам исследований, можно сделать заключение, что внесение природных сорбентов на всех изучаемых вариантах экономически и энергетически оправдано. Расчеты экономической эффективности возделывания сои свидетельствуют о том, что наиболее экономически и энергетически эффективным природным сорбентом является навоз, который вносится под глубокую отвальную вспашку и обеспечивает получение более высокого денежного и энергетического дохода 22400 руб. и 30,35 ГДж/га. Рентабельность использования навоза составила 99-180 %, а коэффициент энергетической эффективности, в среднем, на 15,8 % выше других вариантов смесей.

Таблица 7.2 – Экономическая и энергетическая эффективность возделывания сои Самер 3, 2013 - 2015 гг.

Показатель	Вариант опыта											
	Контроль			+ Опока			+ Навоз			+ Древесный уголь		
	Система обработки почвы											
	Нулевая	Глубокая отвальная	Поверх- ностная	Нулевая	Глубокая отвальная	Поверх- ностная	Нулевая	Глубокая отвальная	Поверх- ностная	Нулевая	Глубокая отвальная	Поверх- ностная
Урожайность, т/га	1,52	1,71	1,58	1,56	1,88	1,62	1,68	2,03	1,81	1,58	1,87	1,64
Производственные затраты, руб./га	10380	17180	14048	11020	17560	14488	12020	18200	15180	11120	17400	14188
Стоимость продукции, руб./га	30400	34200	31600	31200	37600	32400	33600	40600	36200	31600	37400	32800
Условно чистый доход, руб./га	20020	17020	17552	20180	20040	17912	21580	22400	21020	20480	20000	18612
Себестоимость, руб./т	6829	10046	8891	7064	9340	8139	7155	8966	8387	7038	9305	8651
Рентабельность, %	193	99	125	183	114	124	179	123	138	184	180	131
Выход ОЭ с урожаем, ГДж/га	36,48	41,04	37,92	37,44	45,12	38,88	40,32	48,72	43,44	37,92	44,88	39,36

Затраты совокупной энергии, ГДж/га	16,50	16,03	16,41	16,86	17,49	16,76	18,16	18,37	18,64	17,08	17,67	16,89
Чистый энергетический доход, ГДж/га	19,98	25,01	21,51	20,58	27,63	22,12	22,16	30,35	24,80	20,84	27,13	22,47
Коэффициент энергетической эффективности	2,21	2,56	2,31	2,22	2,58	2,32	2,22	2,63	2,33	2,22	2,54	2,33

### **7.3 Экономическая и агроэнергетическая оценка возделывания земляники садовой сорта Эльсанта при использовании минеральных удобрений и опоки**

Урожайность ягод земляники повышалась при внесении в почву минеральных удобрений на 6,6 %, при добавлении опоки увеличение происходило на 1,6 %, в сравнении, с контролем (табл.7.3). Производственные затраты за счет технологии внесения, транспортировки минеральных удобрений и опоки были выше контрольных значений на 3,5 % и 2,5 %, соответственно.

Стоимость продукции, исходя из затрат, оказалась выше при использовании минеральных удобрений. Чистый доход на контрольном варианте составил 530 руб./т, при внесении минеральных удобрений величина возросла на 32 руб. с 1 га, в сравнении с контролем, добавление опоки незначительно влияло на этот показатель.

Себестоимость продукции при использовании минеральных удобрений на 2,8 % ниже, чем на контрольном варианте и на 3,7 % ниже урожая, выращенного с применением опоки.

Рентабельность возделывания земляники на всех вариантах опыта не превышала 100%. Наиболее высокая рентабельность получалась при внесении минеральных удобрений, на 5 % выше контроля, при внесении опоки значение показателя незначительно снижается.

Сумма обменной энергии на вариантах с применением минеральных удобрений и дополнительным внесением опоки по отношению к контрольным значениям выше на 1,9 и 0,5 ГДж, а по уровню затрат совокупной энергии ниже на 0,6 и 2,6 ГДж, соответственно.

Чистый энергетический доход на 3,1 ГДж/га выше контроля на варианте с сочетанием минеральной подкормки и опоки, без внесения опоки показатель снижается на 0,6 ГДж/га. Максимальный коэффициент энергетической эффективности получен при расчете данных варианта минеральные удобрения+опока, он равен 1,54.

Экономически выгодным является применение минеральных удобрений, его отличают низкая себестоимость продукции – 68,8 руб./га, высокая рентабельность – 67 %. Добавление опоки улучшает энергетические характеристики продукции: чистый энергетический доход, равный 10,3 ГДж/га, высокий коэффициент энергетической эффективности.

Расчет экономической и энергетической эффективности показал, что дополнительные затраты по предлагаемой нами технологии полностью покрываются за счет увеличения урожайности и качества изучаемых растений и способствуют повышению экономической эффективности их возделывания.

Таблица 7.3 – Экономическая и энергетическая эффективность возделывания земляники сорта Эльсанта, 2011 - 2014 гг

Показатель	Вариант опыта		
	Контроль	+Минеральные удобрения	+Минеральные удобрения +Опока
Урожайность, т/га	12,0	12,8	12,2
Производственные затраты, руб./га	850	880	872
Стоимость продукции, руб./га	1380	1472	1403
Условный чистый доход, руб./га	530	592	531
Себестоимость, руб./т	70,8	68,8	71,5
Рентабельность, %	62	67	61
Выход ОЭ с урожаем, ГДж/га	28,8	30,7	29,3
Затраты совокупной энергии, ГДж/га	21,6	21,0	19,0
Чистый энергетический доход, ГДж/га	7,2	9,7	10,3
Коэффициент энергетической эффективности	1,33	1,46	1,54

#### **7.4 Оценка эколого-экономического воздействия объектов нефтедобычи на земли сельскохозяйственного назначения**

Огромные масштабы экологически неблагоприятных последствий заставляют по-новому взглянуть на категорию эффективности производства с эколого-экономических позиций. Особое значение приобретает оценка и обоснование данного показателя для сельскохозяйственных предприятий. Характерной особенностью предлагаемого подхода является включение в расчет эколого-экономического ущерба.

Под эколого-экономическим ущербом будем понимать выраженные в стоимостной форме фактические или возможные убытки, причиняемые сельскому хозяйству в результате качественного ухудшения состояния окружающей среды, снижения почвенного плодородия, и дополнительные затраты на компенсацию этих убытков.

Для оценки эколого-экономического ущерба в сельском хозяйстве используют восстановительный подход. Он основывается на стоимостной оценке затрат, необходимых для предотвращения или ликвидации нанесенного в процессе сельскохозяйственной деятельности экологического ущерба почвам и землям, и стоимостных потерь от недополученной продукции в результате снижения почвенного плодородия и загрязнения окружающей среды.

Таким образом, эколого-экономический ущерб, наносимый земле, которая используется в сельском хозяйстве в качестве основного средства производства, проявляется в стоимостной оценке качественного ухудшения ее состояния в результате деградации земель, затратах на восстановление снижающегося почвенного плодородия и стоимости недополученной продукции в результате снижения продуктивности земель от снижения плодородия и загрязнения окружающей среды:

$$У_{э-э} = y_1 + y_2 + y_3 + y_4,$$

где  $Уэ-э$  – эколого-экономический ущерб, наносимый землям сельскохозяйственного назначения;  $y_1$  – ущерб от деградации земель (снижение цены земли);  $y_2$  – затраты на восстановление потерянного почвенного плодородия, возникающего в результате потерь содержания гумуса и питательных веществ в почве;  $y_3$  – стоимостная оценка недополученной продукции от уменьшения продуктивности земель в результате снижения плодородия;  $y_4$  – стоимостная оценка недополученной продукции от снижения продуктивности земель в результате загрязнения нефтепродуктами.

$$Уэ-э=2477,57+5880,91+1896,4=10254,88 \text{ тыс. руб.}$$

Результаты эколого-геохимических исследований территории приводятся как в абсолютных величинах, так и в относительных величинах, рассчитанных относительно нормативных параметров окружающей среды по каждому рассматриваемому показателю. Эколого-геохимической нормой может быть фоновая концентрация, установленная для почв рассматриваемого региона или более обширных регионов; кларки почв мира (среднее содержание элемента в почвах мира), кларк литосферы (среднее содержание элемента в литосфере), среднее содержание в почвах отдельных природных зон, величина ПДК.

В нашем случае сравнение содержания тяжелых металлов идет с ПДК содержания тяжелых металлов в почвах, все превышения их отнесены на счет антропогенного загрязнения.

Для гигиенической оценки состояния компонентов природной среды в настоящее время нормативами являются предельно допустимые концентрации (ПДК) и ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) (ГН 2.1.7.0042-06). В отсутствие гигиенических нормативов для валовых форм кобальта сравнение проводилось с кларком (среднее мировое содержание элемента в земной коре), для кобальта – 36 мг/кг. Величина ПДК и ОДК для ряда элементов может существенно меняться в зависимости от гранулометрического состава и pH почв. При оценке степени загрязнения

почв с учетом ПДК (ОДК) нами использовались ПДК (ОДК) для глинистых и суглинистых почв (гранулометрический состав) при  $pH > 5,5$   $pH < 5,5$ .

Данные по отнесению химических веществ, попадающих в почву из выбросов, отбросов, отходов, к классам опасности (по ГОСТу 17.4.1.02-83) приведены в приложении 2, табл. 7.1.

Результаты исследований почвенных проб показали, что содержание тяжелых металлов находится в пределах норм ПДК. (МУ по определению тяжелых металлов в почвах сельскохозяйственных угодий и продукции растениеводства, 1992 г.). Протоколы лабораторных анализов проб представлены в приложении 2, табл. 7.2, 7.2.1.

Сравнение содержания тяжелых металлов в почве со значением ПДК, позволяет определить степень загрязнения почв по СанПин 2.1.7.1287-03 (приложение 2, табл. 7.3)

По результатам анализов можно заключить, что содержание тяжелых металлов в почвенных образцах соответствует ПДК, причем как в пахотном (0-25 см), так и в подпахотном горизонтах (25-40 см). Таким образом, в исследуемой почве содержание тяжелых металлов не оказывает негативного воздействия на произрастание растений.

В соответствии с нормативным документом «Порядок определения размеров ущерба от загрязнения земель химическими веществами» ущерб  $У_3$  от загрязнения земель нефтью определяется по формуле:

$$У_3 = Н_с \times F_{гр} \times K_{п} \times K_{в} \times K_{э}(i) \times K_{г}.$$

где,  $Н_с$  – норматив стоимости сельскохозяйственных земель; так как постановление о нормативной стоимости земли отменено, то в расчет принят утвержденный удельный показатель кадастровой стоимости земли сельскохозяйственного назначения 1 группы для Волжского района – 21582 руб/м.кв. (Постановление Правительства Самарской области от 27.02.2008г №42)

Коэффициент пересчета в зависимости от периода времени по восстановлению загрязненных сельскохозяйственных земель  $K_{п}$  – 3,8 (5 лет восстановления).

Коэффициент пересчета в зависимости от степени загрязнения земель нефтью  $K_B - 2$  (очень сильная).

Коэффициент экологической ситуации и экологической значимости территории  $i$ -го экономического района  $K_3(i) - 1,9$  (Поволжский).

Коэффициент пересчета в зависимости от глубины загрязнения земель  $K_T - 1,5$  (загрязнение очень сильное на глубине ниже 60см).

Содержание в почве нефти и нефтепродуктов, соответствующее различным уровням загрязнения, приведено в приложении 2, табл. 7.4, 7.5.

$$Y_3 = 21582 \times 3,8 \times 2 \times 1,9 \times 1,5 = 467466,11 \text{ руб/га}$$

Ущерб, подлежащий компенсации, окружающей природной среде от загрязнения нефтью на площади 5,3 га составил – 2477,57 тыс. руб.

Размер ущерба деградированных почв и земель по формуле:

$$Ущ = Нс \times S \times K_3 \times K_c + Дх \times S \times K_B,$$

где Ущ – размер ущерба от деградации почв и земель (тыс. руб.); Дх – годовой доход с единицы площади (тыс. руб); S – площадь деградированных почв и земель (га);  $K_c$  – коэффициент пересчета в зависимости от изменения степени деградации почв и земель – 1,5 (солонцы).

Расчет дохода с 1 га пашни произведен при условии, что схема севооборота включает озимую пшеницу, подсолнечник, черный пар (приложение 2, табл. 7.6, 7.7.)

Доход с 1 га пашни за 1 год определяется по формуле:

$$R = Y \times Ц_p - Z,$$

где Y – средняя многолетняя урожайность, ц/га;  $Ц_p$  – цена реализации продукции, руб/ц; Z – затраты на производство сельскохозяйственной продукции.

Таким образом, за 3 года сельскохозяйственное производство с 1 га пашни доход составляет 27,068 тыс. руб.

Размер ущерба деградированных почв и земель с 1 га составит:

$$Ущ = 24582 \times 1,9 \times 1,5 + 27068 \times 3,8 = 172917,10 \text{ руб.},$$

Ущерб от деградации земель на площади 34,01 га составил 5880,91 тыс. руб.

Расчет затрат на восстановление нарушенных земель (падение содержания гумуса 2% и более) по системе сидерального пара принята по аналогичным проектам по состоянию на 01.10.12 г, где удельные затраты под пашню составляют– 220,0 тыс. руб/га.

$$8,62 \times 220,0 = 1896,4 \text{ тыс. руб.}$$

## ВЫВОДЫ

На основании полученных результатов были сделаны следующие выводы:

1. Почвы агроландшафтов Самарской области по кислотно-основным свойствам, обеспеченности гумусом, питательными элементами пригодны для земледелия: реакция почвенного раствора варьирует от 5,2 до 7,6; содержание гумуса от 2,24 до 6,7 %, легкогидролизуемого азота от 29,0 до 50,0 мг/кг, подвижного фосфора ( $P_2O_5$ ) и обменного калия ( $K_2O$ ) от очень низких (3,6 и 10,7 мг/кг, соответственно) до очень высоких (559,7 и 180,0 мг/кг, соответственно) значений.

2. В почвах агроландшафтов природных провинций Самарской области, по сравнению с фоном, активно накапливаются Cr, Fe, Zn, Cu, Mn, Pb. При этом, почвы Прикондурчинской лесостепи и Приволжской возвышенности характеризуются минимальным содержанием Cu, Zn Fe и Mn.

В основных типах почв, используемых в сельскохозяйственном обороте, валовое содержание Mn, Pb, Zn, Cu больше в темно-серой лесной почве; содержание подвижных форм Pb и Cu – в темно-каштановой почве; Fe и Zn – в черноземах обыкновенных, Cr и Cd – в черноземах типичных и выщелоченных.

3. Суммарная подвижность тяжелых металлов, отражающая их потенциальную доступность для растений, в почвах пашни сухой степи Сыртового Заволжья составляет – 33,24 %, Приволжской возвышенности – 9,86 %, Прикондурчинской лесостепи – 7,48 %, Сыртовой степи Заволжья – 5,84 %; в почвах лесополос Низменного лесостепного Заволжья – 12,67 %, лесостепи Высокого Заволжья – 9,08 %, Низменного степного Заволжья – 7,02 %.

В почвах сельскохозяйственных угодий выявлено недостаточное содержание подвижной формы Zn (0,2-0,7 мг/кг); Cu – на пашне и пастбище (0,09 мг/кг почвы), избыточное содержание Mn – в почвах пастбища и лесополосы (20,3-33,4 мг/кг почвы).

4. Суммарные показатели загрязнения ( $Z_c$ ) почв агроландшафтов Самарской области тяжелыми металлами (Fe, Mn, Zn, Cu, Cr, Pb) соответствуют допустимому уровню. Минимальный показатель загрязнения (2,16) установлен для почв Приволжской провинции, максимальный (6,07) – для почв Низменного лесостепного Заволжья. Этот показатель в Сызранском районе, территория которого расположена в Среднерусской провинции лесостепной зоны, для почв пастбищ и залежей соответствует допустимому уровню загрязненности (2,13-12,0), почвы пашни (31,19) и пара (20,90) отнесены к умеренно опасной категории, почвы под многолетними насаждениями (36,59) к опасному уровню.

5. Под влиянием объектов нефтедобычи в почвах пашни снижается содержание гумуса, подвижного фосфора и обменного калия, подвижных форм цинка, меди и кобальта, усиливается кислотность почвенного раствора, на пастбищных почвах увеличиваются содержание органического углерода, обменного калия, подвижность меди и кобальта, снижается содержание подвижного фосфора. При превышении ПДК нефтепродуктов в почве, возрастает концентрация никеля и марганца в 1,74 раза, хрома в 2,75 раза. Выявлена высокая корреляционная зависимость ( $r$ ) содержания в почве нефтепродуктов, рН почвенного раствора (0,98) и содержания подвижных форм элементов (0,95-0,99).

6. Уровень накопления тяжелых металлов в сельскохозяйственных культурах Самарского Заволжья не превышает ПДК в растительных кормах, за исключением Co в биомассе яровой мягкой пшеницы в северной лесостепи на черноземе выщелоченном и кукурузы в степной зоне на черноземе южном.

Выше региональных фоновых значений в пределах локальных участков пропашные культуры накапливают Pb, Zn, Cu, Co и Mn, озимые зерновые – Pb, Co, Zn, Mn, яровая пшеница - Zn, Co, зерновые фуражные – Co, Pb, Zn, Cu; зерновые бобовые – Pb, Co, Zn, Mn; крупяные – Zn, Pb, Co.

7. На накопление тяжелых металлов в фитомассе основных сельскохозяйственных культур достоверно влияют агроэкологические условия произрастания. Суммарное накопление тяжелых металлов в озимых зерновых, яровых злаков, зерновых фуражных, зерновых бобовых; крупяных культурах при возделывании в условиях Северной агроэкологической зоны в 1,2-1,5 раза выше, чем в Центральной и Южной зонах, в пропашных культурах максимальное накопление металлов выявлено в Центральной зоне.

В сходных почвенно-климатических и экологических условиях Приволжской возвышенности аккумуляцию тяжелых металлов картофелем и земляникой садовой отражают следующие возрастающие ряды:  $Fe > Mn > Zn > Cu > Pb > Cd$  и  $Cu > Zn > Cr > Mn > Pb > Cd$ , соответственно.

8. Для сельскохозяйственных растений Самарской области, в целом, характерна высокая кадмиево-цинковая физиологическая активность. Показатели биотичности этих элементов, отражающие тесноту биогеохимической связи состава живого организма с биосферой, максимальны для большинства изученных сельскохозяйственных культур. Максимальная величина биотичности установлена для Cd в биомассе кукурузы и подсолнечника (1,1), для Zn в биомассе эспарцета (0,5).

Основная масса тяжелых металлов локализуется в корнях сельскохозяйственных культур, у картофеля в надземной части, минимальные количества элементов накапливаются в генеративных органах растений.

9. На снижение аккумуляции тяжелых металлов в сельскохозяйственных растениях влияет система обработки почвы. При глубокой отвальной вспашке в злаковых культурах содержание Mn, Cd, Zn снижается по сравнению с мелкой поверхностной обработкой почвы и прямым посевом в 1,2-2,7 раза, а по Pb, Cu и Co в 2,5-4,0 раза.

10. Внесение минеральных удобрений повышает содержание в почве валовых форм Cd, Pb и Co, в среднем, на 36,1 %, а Zn, Cu и Mn на 10,9 %, увеличивает мобильность Zn, Cu, Co и Mn в среднем на 25,9 %, снижает суммарную концентрацию тяжелых металлов в фитомассе яровой пшеницы,

ячменя, овса, проса и гречихи в пределах 5,6-30,9 %, интенсифицирует миграцию Pb в растения яровой пшеницы, Cd, Zn и Cu в биомассу ячменя и овса, Cd и Mn – гороха.

11. В Центральной агроклиматической зоне Самарской области применение биологически активных веществ Агрика, Ризоторфин, Гумариз при возделывании сои сорта Самер 3 незначительно снижает концентрацию валовых (Co и Mn) и подвижных (Pb Cu, Co, Mn, Fe, Zn) форм тяжелых металлов в почве и более значимо в зерне сои содержание Pb, Cu, Fe, Cd (в 1,11-1,67 раза).

Использование природных адсорбентов (навоза, древесного угля, опоки) при возделывании сои в системах глубокой (30 см), минимальной (15 см) и нулевой обработкой почвы также незначительно снижает относительно контроля валовую концентрацию и содержание подвижных форм Cd, Cu и Mn. Выявлена устойчивая тенденция снижения концентрации в зерне Pb, Cd, Zn и Fe при внесении опоки; Pb, Cd, Cu, Zn, Fe – навоза; Cd, Zn и Fe – древесного угля. Снижение концентрации тяжелых металлов в почве и зерне выявлено при использовании глубокой и нулевой обработки почвы.

12. В условиях Приволжской возвышенности на фоне внесения минеральных удобрений и опоки достоверно снижается валовая концентрация и содержание подвижных форм тяжелых металлов в почве при возделывании земляники садовой. Усиливается поглощение тяжелых металлов растениями преимущественно на стадиях бутонизации (Cd, Mn, Cr) и плодоношения (Cu, Pb, Zn, Fe), а в ягодах, наоборот, снижается по сравнению с контролем – по Cd в 2,7 раза, Fe в 7,8 раза и Mn в 20,5 раза.

## ПРЕДЛОЖЕНИЯ ПРОИЗВОДСТВУ

1. При размещении культур в агроландшафтах Самарского Заволжья необходимо учитывать, что в почвенно-климатических условиях лесостепной зоны, по сравнению со степной зоной, тяжелые металлы активнее аккумулируются в биомассе растений. Для минимизации перехода тяжелых металлов из почвы в растения, возделывать на загрязненных тяжелыми металлами почвах сельскохозяйственные культуры на кормовые цели и технические нужды.
2. При рекультивации почв, предназначенных для сельскохозяйственного использования: предусматривать применение биологически активных препаратов Агрика, Ризоторфин, Гумариз; внедрять севообороты, включающие растения, в дальнейшем используемые в качестве сидератов; вносить расчетные дозы минеральных и органических удобрений (навоза или органического компоста), снижающих суммарный объем поступления тяжелых металлов в фитомассу яровой пшеницы, ячменя, овса, проса и гречихи в среднем на 5,6-30,9%.
3. Обработку загрязненной почвы проводить с помощью отвальной вспашки на 25-27 см, которая способствует в среднем в 1,95 раза уменьшению поступления Cd, Pb Zn, Mn в растения, а Cu и Co в 3,25 раза по сравнению с прямым посевом и поверхностной обработкой на 14-16 см. Дальнейшие обработки почвы должны быть только безотвальными, чтобы не выносить на её поверхность вымывшиеся легкорастворимые соли.
4. Почвы агроландшафтов, переданные во временное пользование под объекты нефтедобычи, подвержены процессам деградации и могут быть выведены из сельскохозяйственного оборота. Для оценки процесса восстановления нарушенных земель при осуществлении рекультивационных работ рекомендуется проведение агроэкологического мониторинга в течение всего мелиоративного периода, с оценкой динамики содержания тяжелых металлов в почвенном горизонте 0-60 см.

5. В условиях создаваемых промышленных плантаций и интродукции новых для региона сортов земляники садовой следует проводить предварительные исследования их биоаккумуляционной способности по отношению к тяжелым металлам: свинцу, кадмию, цинку, меди, хромуму, марганцу, железу.

## БИБЛИОГРАФИЧЕСКИЙ СПИСОК

1. Абакумов, Е. В. Почвы Самарской Луки: разнообразие и перспективы охраны / Е.В. Абакумов, Э. И. Гагарина, С.В. Саксонов // Самарская Лука: проблемы региональной и глобальной экологии. Самарская Лука. - 2009. – Т.18 – № 2. – С. 43 -51.
2. Абросимов, А. А. Экология переработки углеводородных систем / Под ред. А. А. Абросимова, М. Ю. Доломатова, Э. Г. Теляшева. – М. : Химия, 2002. – 608 с.
3. Авраменко, П. М. Тяжелые металлы в почвах Белгородской области / П. М. Авраменко, С.В. Лукин // Агрехимический вестник. – 1998. – № 5. – С. 13-14.
4. Автухович, И. Е. Индуцированная фиторемедиация как экстенсивный метод восстановления загрязненных почв и грунтов / И. Е. Автухович // Агрехимический вестник. – 2010. – № 2. – С. 39-40.
5. Автухович, И. Е. Метод снижения содержания кадмия в почве под древесными растениями / И. Е. Автухович, Е. В. Автухович // АгроXXI. – 2003/2004. – № 7-12. – С. 133-134.
6. Агиков, И. Н. Исследование биоиндикационных показателей лесных фитоценозов, находящихся под воздействием аэротехногенных выбросов комбината цветной металлургии / И. Н. Агиков // АгроXXI. – 2011. – № 7-9. – С. 46-47.
7. Агрехимия / под ред. академика ВАСХНИЛ В. М. Ключковского. – : Изд-во «Колос», 1967.
8. Агрехология / под ред. В. А. Черникова, А. И. Чекереса. – М. : КолосС, – 2004. – 400 с.
9. Алексеев, Ю. В. Тяжелые металлы в почвах и растениях / Ю. В. Алексеев. – Л. : Агропромиздат, Ленинградское отделение, 1987. – 142 с.

10. Алексеева-Попова, Н. В. Устойчивость к тяжелым металлам (Pb, Zn, Cu) отдельных видов и популяций естественных фитоценозов из района медноколчеданных рудопроявлений / Н. В. Алексеева-Попова, Т. И. Игошина, А. В. Косицин, М. Л. Ильинская // Растения в экстремальных условиях минерального питания. – Л. : Наука, 1983. – С. 22-42.
11. Алексеенко, К. А. Геохимия ландшафта и окружающая среда / К. А. Алексеенко. – М. : Наука, 1990. – 142 с.
12. Алиев, С. А. Рекомендации по рекультивации нефтезагрязненных земель / С. А. Алиев, Д. В. Гвозденко, М. П. Бабаев, Д. А. Гаджиев. – Баку : Элм, 1981. – 26 с.
13. Андресон, Р. К. Изучение факторов, влияющих на биоразложение нефти в почве / Р. К. Андресон, Л. А. Пропадущая // Коррозия и защита в нефтегазодобывающей промышленности. – Москва, 1979. – № 3. – С. 30-32.
14. Анисимов, Б. В. Вирусные болезни и их контроль в семеноводстве картофеля / Б. В. Анисимов // Защита и карантин растений. – 2010. – № 5. – С. 12-18.
15. Анисимов, Б. В. Фитопатогенные вирусы и их контроль в семеноводстве картофеля / Б. В. Анисимов. – М.: ФГНУ «Росинформагрортех», 2004. – 80 с.
16. Анисимов, Л. А. Перспективы освоения сланцевых углеводородов в Европейской части России / Л. А. Анисимова, И. Б. Федотов, С. В. Делия, О. И. Кузилов // Нефтяное хозяйство. – 2015. – № 1. – С. 10-14.
17. Анохин, В. С. Механизм оценки содержания тяжелых металлов в почвах Кемеровской области / В. С. Анохин // Агрехимический вестник. – 2000. – № 6. – С. 11-13.
18. Аринушкина, Е. В. Руководство по химическому анализу почв / Е. В. Аринушкина. – М. : Изд-во МГУ, 1970. – 478 с.
19. Аристархов, А. Н. Оптимизация питания растений и применения удобрений в агроэкосистемах / А. Н. Аристархов. – М. : ЦИНАО, 2000. – 534 с.

20. Артюшин А. М., Державин Л. М. Краткий справочник по удобрениям. – М. : Колос, 1971.
21. Атлас земель Самарской области // Гл. ред. Порошина Л. Н. – Самара, Российский научно-исследовательский и проектно-изыскательский институт земельных ресурсов, 2002. – 99 с.
22. Атлас. Самарская область. М 1:100 000 [текст] / ФГУП «Уралаэрогеодезия», «Роскартография», 2009. – 148 с.
23. Ахматов, Д. А. Аккумуляция тяжелых металлов в агроландшафтах Самарского Заволжья : дис. ... канд. биол. наук : 03.02.08 / Ахматов Дмитрий Александрович; [Место защиты: Ин-т экологии Волжского бассейна Рос. акад. наук].– Кинель, 2012. – 155 с.
24. Ахматов, Д. А. Особенности аккумуляции тяжелых металлов в фитомассе кукурузы и / Д. А. Ахматов, Н. М. Троц, В. Б. Троц // Аграрная Россия. – 2011. – № 6 (Ч. 2). – С. 17-21.
25. Ахундова, А. Б. Тяжелые металлы в почвах зоны техногенных выбросов промышленного объекта г. Али-Байрамлы / А. Б. Ахундова // тез. докл. VIII Всесоюзного съезда почвоведов. Кн. 2. – Новосибирск, 1989.
26. Бакланов, А. Н. Использование ультразвука при подготовке проб для определения форм ртути методом атомно-абсорбционной спектроскопии холодного пара / А. Н. Бакланов, Ф. А. Чмиленко // Журнал аналитической химии – 2001. – Т. 56. – № 7.– С. 721-727.
27. Бакланов, А. Н. Сонолюминесцентная спектрофотометрия. Возможности метода. Перспективы использования в аналитической химии / А. Н. Бакланов, Ф. А. Чмиленко // Известия вузов. Химия и химическая технология. – 2001. – Т. 44. – № 2. – С. 59-63.
28. Бакланов, А. Н. Электротермическое атомно-абсорбционное определение хрома (III и VI) в поваренной соли, хлориде натрия и рассолах / А. Н. Бакланов, Ф. А. Чмиленко // Вопросы химии и химтехнологии. – 2001. – № 1. – С. 26-33.

29. Баранников, В. Д. Экологическая безопасность сельскохозяйственной продукции. / В. Д. Баранников, Н. К. Кириллов. – М.: Издательство «КолосС», 2005. – 350 с.

30. Баранников, В. Д. Загрязнение агроэкосистем и качество сельскохозяйственной продукции / В. Д. Баранников // Тр. Чуваш. гос. с.-х. акад. - Чебоксары, 2002. – Т. 17. – С. 107 - 109.

31. Батманов, А. В. Агроэкологический анализ плантаций земляники садовой, возделываемой в условиях орошения. / А. В. Батманов, М. Н. Скворцова // Перспективы развития АПК в работах молодых ученых : Тюмень, 2014. – С. 24-30.

32. Башмаков, Д. И. Эколого-физиологические аспекты аккумуляции и распределения тяжелых металлов у высших растений / Д. И. Башмаков, А. С. Лукаткин. – Саранск : Мордовский университет, 2009. – 236 с.

33. Безносиков, В. А. Оценка фонового содержания тяжелых металлов в почвах европейского северо-востока России / В. А. Безносиков, Е. Д. Лодыгин, Б. М. Кондратенок // Почвоведение. – 2007. – № 9. – С. 1064-1070.

34. Белобров, В. П. Техногенное загрязнение почв в зоне влияния аэропорта «Домодедово» / В. П. Белобров, С. В. Голубев // Агрехимический вестник. – 2007. – № 5 – С. 26-28.

35. Белоголова, Г. А. Закономерности распределения и формы нахождения тяжелых металлов в техногенно-трансформированных черноземах Южного Приангарья и Северо-Восточного Китая / Г. А. Белоголова, О. Н. Гордеева, П. В. Коваль, К. Х. Джао, Г. Л. Гао // Почвоведение. – 2009. – № 4. – С. 429-440.

36. Берзиня, Д. Ж. Диагностика загрязненности биогеоценозов выбросами автотранспорта / Д. Ж. Берзиня, А. Я. Берзиня, Л. К. Калвиня, П. А. Шарковский // Бюл. Почвенного ин-та им. В. В. Докучаева. – 1993. – Вып. 35. – С. 41-45.

37. Берлянд, М. Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы / М. Е. Берлянд. – Л. : Гидрометеоиздат, 1975. – 448 с.

38. Бернье, Ф. Водоочистка / Ф. Бернье, Ж. Кордонье. – М. : Химия, 1997. – 288 с.
39. Бессонова, В. П. Клеточный анализ роста корней *Lathyrus odoratus* L. при действии тяжелых металлов / В. П. Бессонова // Цитология и генетика. – 1991. – Т 25. – № 6. – С. 18-22.
40. Биология. Большой энциклопедический словарь / Гл. ред. М. С. Гиляров. – 3-е изд. – М. : Большая Российская энциклопедия, 1999. – 864 с.
41. Богатырев, Л. Г. Основные концепции, законы и принципы современного почвоведения : монография. – М.: МАКСПресс, 2015. – 196 с.
42. Богатырев, Л. Г. Оценка почв и земель (основные показатели и критерии) / Л. Г. Богатырев, М. Н. Малов, А. И. Бенедиктова, М. И. Макаров // М. : МАКС Пресс, 2017. – 192 с.
43. Богдановский, Г. А. Химическая экология / Г. А. Богдановский // М. : Изд-во МГУ, 1994.
44. Бодеева, Е. А. Cu, Zn и Ni в каштановых почвах Бурятии / Е. А. Бодеева // Агрохимический вестник. – 2012. – № 1. – С. 35-37.
45. Бойцов, В. Е. Месторождения благородных, радиоактивных и редких металлов / В. Е. Бойцов, Г. Н. Пилипенко, Н. А. Солодов. – М. : НИИ-Природа, 1999. – 219 с.
46. Большаков, В. А. Аэротехногенное загрязнение почвенного покрова тяжелыми металлами: источники, масштабы, рекультивация / В. А. Большаков, Н. М. Краснова, Т. Н. Борисочкина [и др.]. – М. : Изд-во Почвенного ин-та им. В. В. Докучаева. – 1993. – 92 с.
47. Большаков, В. А. Загрязнение почв и растительности тяжелыми металлами / В. А. Большаков, Н. Я. Гальпер, Г. А. Клименко, Т. И. Лычкина. – М. : Гидрометеиздат, 1978. – 121 с.
48. Большаков, В. А. Микроэлементы и тяжелые металлы в почвах / В. А. Большаков // Почвоведение. – 2002. – № 7. – С. 844-849.

49. Большаков, В. А. Тяжелые металлы в почвах района «Ховрино» г. Москвы / В. А. Большаков, З. Н. Кахнович // Почвоведение. – 2002. – № 1. – С. 121-126.

50. Большаков, В. А. Термины, их краткое определение, справочные материалы по почвенной экологии, географии и классификации почв / В. А. Большаков, В. П. Белобров, Л. Л. Шишов. – М. : Почвенный ин-т им. В. В. Докучаева, 2004. – 138 с.

51. Бондарев, Л. Г. Ландшафты, металлы и человек / Л. Г. Бондарев. – М. : Мысль, 1976.

52. Борисочкина, Т. И. Загрязнение агроландшафтов России тяжелыми металлами: источники, масштабы, прогнозы / Т. И. Борисочкина, Ю. Н. Водяницкий // Бюллетень Почвенного института им. В.В. Докучаева. – М., 2007. – № 60. – С. 82-89.

53. Босиева, О. И. Тяжелые металлы – один из факторов, лимитирующих получение экологически безопасной продукции / О. И. Босиева, Р. В. Албегов А. У. Газданов [и др.]. // Пути повышения эффективности АПК в условиях вступления России в ВТО : мат. Международной науч. – практ. конф. – Уфа : Издательство БГАУ, 2003. – С. 11-13.

54. Босиева, О. И. Тяжелые металлы – один из факторов, лимитирующих получение экологически безопасной продукции / О. И. Босиева, Р. В. Албегов, А. У. Газданов // Пути повышения эффективности АПК в условиях вступления России в ВТО: мат. Международной науч. конф. – Уфа: Издательство БГАУ, 2003. – С. 11-13.

55. Бочарникова, Е.Д. Влияние нефтяного загрязнения на свойства серо-бурых почв Апшерона и серых лесных почв Башкирии : автореф. дис. ... канд. биол. наук. – М., 1990. – 16 с.

56. Будкина, С. В. Поглощение тяжелых металлов из почвы зеленой массой кормовых культур / С. В. Будкина // Агрехимический вестник. – 2011. – № 3. – С. 32-33.

57. Будкина, С. В. Фракционный состав подвижных соединений свинца и цинка в дерново-подзолистой почве / С. В. Будкина // *Агрохимический вестник*. – 2010. – № 3. – С. 12-13.

58. Бузмаков, В. В. Природопользование и сельскохозяйственная экология / В. В. Бузмаков, Ш. А. Москаев. – Москва, 2005. – 477 с.

59. Бузмаков, С. А. Трансформация геосистем в районах нефтедобычи / С. А. Бузмаков, С. М. Костарев // *Известия вузов. Нефть и газ*. – 2004. – № 5. – С. 124-131.

60. Бузмаков, С. А. Формирование природно-техногенных экосистем на территории нефтяных месторождений (на примере Пермского края) / С. А. Бузмаков, С. А. Кулакова // *Защита окружающей среды в нефтегазовом комплексе*. – 2007. – № 1. – С. 20-24.

61. Бурченко, Т. В. Показатели содержания тяжёлых металлов в листьях *Geum urbanum L.* и *Geum rivale L.*, произрастающих на территории Белгородской области / Т. В. Бурченко, А. В. Лазарев // *Научные ведомости Белгородского государственного университета. Серия Естественные науки*. – 2011. – № 3. – С. 59-67.

62. Бутовский, Р. О. Тяжелые металлы как техногенные химические загрязнители и их токсичность для почвенных беспозвоночных животных / Р. О. Бутовский // *Агрохимия*. – 2005. – № 4. – С. 73-91.

63. Бычинский, В. А. Тяжелые металлы в почвах в зоне влияния промышленного города / В. А. Бычинский, Н. В. Вашукевич. – Иркутск : Изд. Иркут. Ун-та, 2007 – 160 с.

64. Вайцеховская, Е. Р. Воздействие промышленных эмиссий на травяные сообщества лесных экосистем // *Биологическое разнообразие лесных экосистем* / Е. Р. Вайцеховская; отв. ред. А. С. Исаев. – М. : Россельхозакадемия, 1995. – С. 240-241.

65. Васильева, О. С. Оценка эффективности функционирования сельскохозяйственных предприятий Курганской области / О. С. Васильева,

Т. Н. Медведева // Экономика сельскохозяйственных и перерабатывающих предприятий. – 2013. – №1. – С. 24-27.

66. Васин, В. Г. Энергетическая эффективность полевых агрофитоценозов в Среднем Поволжье / В.Г. Васин, А.А. Толпекин // Самара, 2005. – 124 с.

67. Васюков, П. П. Система мульчирующей минимальной обработки почвы под озимую пшеницу / П. П. Васюков, В. И. Цыганов, В. А. Кулик // Земледелие. – 2011. – №4. – С. 19-21.

68. Вельков, В. В. Биоремедиация; принципы, проблемы, подходы / В. В. Вельков // Биотехнология. – 1995. – № 3-4. – С. 20-27.

69. Ветрова, О. А. Особенности поступления тяжёлых металлов в растения земляники садовой в условиях техногенного загрязнения : дис. ... канд. с.-х. наук : 06.01.08 / Ветрова Оксана Альфредовна. – Мичуринск, 2015. – 128 с.

70. Виноградов, А. В. Водные беспозвоночные // Самарская Лука на пороге третьего тысячелетия. Материалы к докладу «Состояние природного и культурного наследия Самарской Луки». - Тольятти, 1999. – С. 121-123.

71. Виноградов, А. В. Обследование некоторых водоемов Самарской Луки // Самарская Лука: Бюл. - 1992. - № 2. - С. 40-60.

72. Виноградов, А. П. Мышьяк в почвах СССР / А. П. Виноградов // Почвоведение. – 1948. – № 1. – С. 52-61.

73. Виноградов А.П. Микроэлементы и задачи науки (об уровнях содержания микроэлементов в растениях в связи с их систематическим положением) // Агрохимия. 1965. – № 8. – С.20 - 31.

74. Виноградов А.П. Основные закономерности в распределении микроэлементов между растениями и средой // Микроэлементы в жизни растений и животных. М.: Изд - во АН СССР, 1952. – С.7 -20.

75. Власов, А. В. Борьба с потерями нефтепродуктов при транспортировании и хранении (анализ и оценка потерь) / А. В. Власов. – М. : ЦНИИТ-ЭНефтехим, 1994. – 50 с.

76. Власова, Н. В. Особенности аккумуляции тяжелых металлов в разных типах фитоценозов на территории Самарской области / Н. В. Власова, Ю. В. Макарова, Н. В. Прохорова // Известия Самарского научного центра РАН. – 2010. – Т. 12. – № 1 (3). – С. 661-664.

77. Водянский, Ю. Н. Нормативы содержания тяжелых металлов и металлоидов в почвах / Ю. Н. Водянский. – Почвоведение. – 2012. – № 3. – С. 368-375.

78. Водянский, Ю. Н. Тяжелые и сверхтяжелые металлы и металлоиды в загрязненных почвах / Ю. Н. Водянский. – М. : ГНУ Почвенный институт им. В. В. Докучаева Россельхозакадемии, 2009. – 95с.

79. Водянский, Ю. Н. Тяжелые металлы и металлоиды в почвах / Ю. Н. Водянский. – М. : ГНУ Почвенный институт им. В. В. Докучаева Россельхозакадемии, 2008. – 164 с.

80. Войтюк, Е. А. Аккумуляция тяжелых металлов в почве и растениях в условиях городской среды (на примере г. Чита) автореф. дис. ... к-та биол. наук : 03.02.08 / Войтюк Екатерина Александровна. – Улан-Удэ, 2011 – 24 с.

81. Волосевич, А. Н. Экологическое состояние пахотных почв северо-запада России / А. Н. Волосевич, Т. И. Яковлева // Агрехимический вестник. – 2007. – № 4. – С. 31-32.

82. Волошин, Е. И. Аккумуляция кадмия и свинца в почвах и растениях / Е. И. Волошин // Агрехимический вестник. – 2000. – № 6. – С. 23-26.

83. Волошин, Е. И. Кобальт в почвах и растениях фоновых территорий / Е. И. Волошин // Агрехимический вестник. – 2002. – № 3. – С. 22-25.

84. Воробейчик, Е. Л. Влияние отдельных деревьев на рН и содержание тяжелых металлов в лесной подстилке в условиях промышленного загрязнения / Е. Л. Воробейчик, П. Г. Пищулин // Почвоведение. – 2009. – № 8. – С. 927-939.

85. Воробьев, Г. Т. Эколого-токсикологическая оценка почв, продукции растениеводства и кормов в Брянской области / Г. Т. Воробьев, А. Н. Плеханов, В. А. Кулешов // Агрехимический вестник. – 2003. – № 2. – С. 22-24.

86. Воронова, О. Н. Аномалии в развитии репродуктивной системы подсолнечника / О. Н. Воронова // Фундаментальные и прикладные проблемы ботаники в начале XXI века: мат. всероссийской конф. – Петрозаводск, 2008. – С. 262 - 265

87. Воскресенская, О. Л. Большой практикум по биоэкологии. Ч. 1 : учебное пособие / О. Л. Воскресенская, Е. А. Алябышева, М. Г. Половникова. – Йошкар-Ола, 2006. – 107 с.

88. Восстановление нефтезагрязнённых почвенных экосистем / Под ред. М. А. Глазковской. – М. : Наука, 1988. – 264 с.

89. Временные методические рекомендации по контролю загрязнения почв под ред. С. Г. Малахова. – М. : Московское отделение гидрометиздата, 1984.

90. Гайдукова, Н. Г. Взаимосвязь различных форм соединений тяжелых металлов в пахотном слое почвы и накопление их в зерне озимых культур / Н. Г. Гайдукова, И. И. Сидорова, И. В. Шабанова // Научный журнал КубГАУ. – 2015. – № 111 (07). – С. 1-19.

91. Гайдукова, Н. Г. Влияние различных факторов на содержание токсичных элементов в черноземе выщелоченном / Н. Г. Гайдукова, Н. А. Кошеленко, И. И. Сидорова, И. В. Шабанова // Агрехимический вестник. – 2010. – № 6. – С. 17-18.

92. Гайсин, И. А. Полифункциональные хелатные микроудобрения / И. А. Гайсин, Ф. А. Хисамеева. – 2-е изд. Казань : Центр инновационных технологий, 2009. – 256 с

93. Галиулин, Р. В. Влияние эффектов фитоэкстракции на ферментативную активность почвы, загрязненной тяжелыми металлами / Р. В. Галиулин // Агрехимия. – 1998. – № 7. – С. 77-86.

94. Галиулин, Р. В. Технология фитоэкстракции тяжелых металлов из загрязненных почв / Р. В. Галиулин, Р. Р. Галиулина // Агрехимия. – 2003. – № 3. – С. 77-85.

95. Галиулин, Р. В. Ферментативная индикация уровней загрязнения почвы свинцом / Р. В. Галиулин, Д. Л. Пинский, Р. А. Галиулина // Поведение поллютантов в почвах и ландшафтах. – Пушино, 1990. – С. 84-89.

96. Герасименко, В. Т. Тяжелые металлы в сельскохозяйственных растениях фоновых зон Лесостепи УССР / В. Т. Герасименко // Тяжелые металлы в окружающей среде. – М., 1980. – С. 58-103.

97. Гилязов, М. Ю. Техногенный галоген в районах нефтедобычи / М. Ю. Гилязов, И. А. Гайсин, 2009. – 423 с.

98. Гилязов, Р. М. Разобшение пластов в нефтяных и газовых скважинах на поздней стадии разработки месторождений / Р. М. Гилязов, Р. Ш. Рахимкулов, А. Р. Гилязов. – Уфа : Башгеопроект, 2008. – 437 с.

99. Глазовская, М. А. Геохимические основы типологии и методики исследования природных ландшафтов / М. А. Глазовская. – М. : Изд-во МГУ, 1964. – 230 с.

100. Глазовская, М. А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР / М. А. Глазовская. – М., 1986.

101. Глазовская, М. А. Проблемы и методы оценки эколого-геохимической устойчивости почв и почвенного покрова к техногенным воздействиям / М. А. Глазовская // Почвоведение. – 1999. – № 1. – С. 114-124.

102. Глебова, И. В. Серые почвы, как активный сорбент тяжелых металлов / И. В. Глебова, О. А. Тутова, Т. О. Рейнова // Аграрная наука. – 2008. – № 11. – С. 10-11.

103. Глебова, И. В. Экологический мониторинг взаимодействия тяжелых металлов с органоминеральной структурой почвенной системы / И. В. Глебова, О. А. Тутова, Н. Н. Ходыревская // Аграрная наука. – 2008. – № 5 – С. 7-10.

104. ГН 2.1.7.2041-06. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве, 2006 г. (утверждены Главным государственным санитарным врачом РФ 19 января 2006 г.).

105. ГН 2.1.7.2041-06. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве. – 2006 г. (утверждены Главным государственным санитарным врачом РФ 19 января 2006 г.).

106. Гнеденко, В. В. Динамика изменения плодородия почв Самарской области / В. В. Гнеденко, С. В. Обущенко // Успехи современного естествознания. – 2013. – № 9. – С. 148-151.

107. Гнеденко, В. В. Современное состояние и тенденции изменения содержания тяжёлых металлов в почвах Самарской области / В. В. Гнеденко, С. В. Обущенко // Международный журнал прикладных и фундаментальных исследований. – 2011. – № 10. – С. 42-44.

108. Головатый, С. Е. Содержание миграционно активных форм свинца в дерново-подзолистых и торфяных почвах / С. Е. Головатый, Н. К. Лукашенко, З. С. Ковалевич // Экологический вестник. – 2010. – № 3 (13). – С. 15-22.

109. Голод, Д. С. Стронций и его биогеохимический круговорот в сосновых лесах Белоруссии / Д. С. Голод, Н. И. Петручук, Е. И. Петрович // Тяжелые металлы в окружающей среде и охрана природы: сб. мат. II Всесоюзной конф. – Москва, 1988. – Ч. 1. – С. 82-87.

110. Голубев, И. Ф. Почвоведение с основами геоботаники / И. Ф. Голубев. – М. : Колос, 1970. – 440 с.

111. Гольдберг, В. М. Техногенное загрязнение природных вод углеводородами и его экологические последствия / В. М. Гольдберг, В. П. Зверев, А. И. Арбузов [и др.]. – М. : Наука, 2001. – 125с.

112. Гончарук, Е. А. Влияние кадмия на рост растений и структуру стебля льна-долгунца / Е. А. Гончарук, Е. Н. Баранова, Е. А. Калашникова, Н. В. Загоскина // Агрехимия. – 2015. – № 2. – С. 70-78.

113. Горбатов, В. С. Трансформация соединений цинка, свинца и кадмия в почвах : автореф. дис. ... канд. биол. наук / Горбатов В.С. –М., 1983. – 18 с.

114. Горбунов, Н.И. Минералогия и коллоидная химия почв / Н.И. Горбунов // М.: «Наука», 1974. - 313 с.

115. Горбунова, Н. С. Формы соединений марганца, меди и цинка в черноземах центрально-черноземного региона / Н. С. Горбунова, Н. А. Протасова // Вестник ВГУ, серия: химия, биология, фармация. – 2008. – № 2. – С. 77-85.

116. Гордеев, А. В. Проблемы деградации и восстановления продуктивности земель сельскохозяйственного назначения в России / А. В. Гордеев, Г. А. Романенко // М.: Росинформаагротех, 2008. – 69 с.

117. Госдоклад «О состоянии окружающей среды и природных ресурсах Самарской области за 2009 год». Министерство природопользования, лесного хозяйства и охраны окружающей среды Самарской области. – Самара, 2010.

118. ГОСТ 17.4.3.06–86 Охрана природы. Почвы. Общие требования к классификации почв по влиянию на них химических загрязняющих веществ. – М. : Издательство стандартов, 1986.

119. ГОСТ 17.4.4.02–84 Охрана природы. Почвы. Методы отбора и подготовки проб для химического, бактериологического, гельминтологического анализа. – М. : Издательство стандартов, 1986.

120. ГОСТ 26205–91. Почвы. Определение подвижных соединений фосфора и калия по методу Мачигина в модификации ЦИНАО. – М. : Издательство стандартов, 1992.

121. ГОСТ 26213–91. Почвы. Методы определения органического вещества. – М. : Издательство стандартов, 1992.

122. ГОСТ 26423–85. Методы определения удельной электрической проводимости, рН и плотного остатка водной вытяжки. – М. : Издательство стандартов, 1985.

123. ГОСТ 26951–86. Почвы. Определение нитратов ионометрическим методом. – М. : Издательство стандартов, 1986.

124. Государственная геологическая карта Российской Федерации, масштаб 1:1000000 (новая серия). Лист № – (38), 39 – Самара. Объяснительная записка. С - Пб. : С-Пб картографическая фабрика ВСЕГЕИ, 2000.

125. Государственный доклад о состоянии и об охране окружающей среды Иркутской области в 2003 году. – Иркутск : Изд-во «Облмашинформ», 2004. – 296 с.

126. Государственный доклад о состоянии окружающей природной среды Самарской области в 1997 году. Экологическая безопасность и устойчивое развитие Самарской области. – Самара, 1997.

127. Государственный доклад о состоянии окружающей среды и природных ресурсов Самарской области в 2008 году. – Выпуск 19. – Самара, 2009.

128. Гриценко, А. И. Экология. Нефть и газ / А. И. Гриценко, Г. С. Акопов, В. М. Максимов. – М. : Наука, 1997. – 598 с.

129. Гришина, Л. А. Воздействие тяжелых металлов на биоценозы / Л. А. Гришина // Тяжелые металлы в окружающей среде и охрана природы : сб. мат. II Всесоюзной конф. – Ч. 1. – Москва, 1988. – С. 36-40.

130. Гундарева, А. Н. Биогенная миграция микроэлементов в различных типах почв Астраханской области / А. Н. Гундарева, Э. И. Мелякина // Вестник АГТУ. – 2005. – № 3. – С. 194-200.

131. Гуральчук, Ж. З. Механизмы устойчивости растений к тяжелым металлам / Ж. З. Гуральчук // Физиология и биохимия культурных растений. – 1994. – Т. 26. – № 2. – С. 107-117.

132. Дабахов, М. В. Методические подходы к комплексной оценке загрязнения почв тяжелыми металлами / М. В. Дабахов, Е. В. Дабахова, В. И. Титова // Агрехимический вестник. – 2011. – № 6. – С. 9-11.

133. Давыдова С. Л. Земельные ресурсы и проблемы экологии / С. Л. Давыдова, Л. Боров // Экология. – 2010. – № 5. – С. 1-5.

134. Давыдова, С. Л. Нефть как топливный ресурс и загрязнитель окружающей среды / С. Л. Давыдова, В. И. Тагасов. – М. : Изд-во РУДН, 2004. – 131 с.
135. Давыдова, С. Л. Тяжелые металлы, как супертоксиканты XXI века : учебное пособие / С. Л. Давыдова, В. И. Тагасов. – Москва : Изд-во РУДН, 2002. – 140 с.
136. Дибирова, А. П. Марганец, цинк, бор, йод в почвах северо-западной части предгорного Дагестана / А. П. Дибирова, З. Н. Ахмедова, Н. А. Рамазанова, П. Р. Хизроева // Почвоведение. – 2006. – № 12. – С. 1451-1456.
137. Дибирова, А. П. Содержание марганца, цинка, бора, йода в почвах горного Дагестана / А. П. Дибирова, З. Н. Ахмедова, Н. А. Рамазанова, Н. Т. Гаджимусиева // Почвоведение. – 2009. – № 10. – С. 1213-1221.
138. Дибирова, А. П. Содержание молибдена, цинка, бора, йода в почвах равнинных территорий Дагестана / А. П. Дибирова, З. Н. Ахмедова, Н. А. Рамазанова, П. Р. Хизроева // Почвоведение. – 2005. – № 8. – С. 968-973.
139. Дикарева, Т. В. Растительность северной части сухих степей За-волжья и ее антропогенные производные на залежах и пастбищах / Т. В. Ди-карева, М. Л. Опарин // Поволжский экологический журнал. – 2002. – №3. – С. 199-216.
140. Динков, В. А. Высоконадежный трубопроводный транспорт / В. А. Динков, О. М. Иванцов // Строительство трубопроводов. – М. : ТОТ, 1994. – С. 5-9.
141. Дмитриева, Э. Я. Самарская область: (География и история, эконо-мика и культура) | Э. Я. Дмитриева, П. С. Кабытов // Самара: Самар. ин-форм. Концерн, 1998-438 с.
142. Добровольский, В. В. Биосферные циклы тяжелых металлов и ре-гуляторная роль почвы/ В. В. Добровольский // Природопользование. – 1997. – № 4. – С. 431-441.

143. Добровольский, В. В. География микроэлементов. Глобальное рассеивание / В. В. Добровольский. – М. : Мысль, 1983.
144. Добровольский, В. В. Лабораторные работы по географии почв с основами почвоведения / В. В. Добровольский. – М. : Просвещение, 1973. – 143 с.
145. Добровольский, В. В. Основы биогеохимии / В. В. Добровольский. – М. : АCADEMIA, 2003. – 397 с.
146. Добровольский, В. В. Охрана почв / В. В. Добровольский, Л. А. Гришина. – М. : Издательство Московского университета. – 1985. – 224 с.
147. Добровольский, Г. В. Тяжелые металлы: загрязнение окружающей среды и ... бор) в южной части Западной Сибири / Г. В. Добровольский. – Новосибирск : Наука, 1973.
148. Долгополова, Н. В. Важнейшее направление в развитии производства зерна - возделывание твердой пшеницы / Н. В. Долгополова, А. А. Павлов, О. М. Шершнева, И. В. Ишков // Аграрный вестник Урала. – 2010. – № 5. – С. 36-38.
149. Доценко, В. В. Геохимия и происхождение нефти и газа / В. В. Доценко. – Ростов-на-Дону : Изд-во «ЦВВР», 2007. – 308 с.
150. Драчева, Н. А. Голоценовая эволюция почв речных террас западной части Заволжской лесостепи и степи. Дисс. ... канд.геогр. наук. – М., 2002. – 273 с.
151. Дричко, В. Ф. Оценка скорости очищения загрязненных почв методом фитомелиорации / В. Ф. Дричко // Почвоведение. – 2006. – № 9. – С. 1144-1149.
152. Елешев, Р. Е. Накопление тяжелых металлов в почве и растениях при длительном систематическом применении удобрений в севооборотах / Р. Е. Елешев, Б. С. Басибеков // Проблемы экологии АПК и охрана окружающей среды : мат. Международной науч.- практ. конф. – Алматы, 2001. – С. 41-47.

153. Елькина, Г. Я. Влияние тяжелых металлов на урожайность и физиолого-биохимические показатели овса / Г. Я. Елькина, Г. Н. Табаленкова, С. В. Куренкова // *Агрохимия*. – 2001. – № 8. – С. 73-78.

154. Елькина, Г. Я. Подвижность тяжелых металлов и их токсичность для кормовых культур / Г. Я. Елькина // *Аграрная наука*. – 2010. – № 6. – С. 15-16.

155. Елькина, Г. Я. Формы соединений тяжелых металлов в подзолистых почвах и их фитотоксичность / Г. Я. Елькина, В. А. Безносиков // *Эколого-генетические аспекты почвообразования на Европейском Северо-Востоке*. – Сыктывкар : Тр. Коми НЦ УрО РАН. – № 146. – С. 91-100.

156. Еремин, Е. В. Состояние агроценозов вдоль автомагистралей и железных дорог / Е. В. Еремин // *Агрохимический вестник*. – 2002. – № 3. – С. 12-14.

157. Ефоакондза, Д. Вынос тяжелых металлов овощными культурами в звене севооборота / Д. Ефоакондза, А. В. Кузнецов // *Агрохимический вестник*. – 2002. – № 4. – С. 39-40.

158. Ефремова, Т. Т. Биогеохимия Fe, Mn, Cr, Ni, Co, Ti, V, Mo, Ta, W, Uv в низинном торфянике на междуречье Оби и Томи / Т. Т. Ефремова, С. П. Ефремов, К. П. Куценогий, А. А. Онучин, В. Ф. Переседов В.Ф. // *Почвоведение*. – 2003. – № 5. – С. 557-567.

159. Жабин, А. М. Агроэкологическая оценка почв хозяйств юго-востока Воронежской области / А. М. Жабин, О. И. Лешонкова, В. Т. Рымарь, С. В. Мухина // *Агрохимический вестник*. – 2004. – № 2. – С. 8-10.

160. Жандарова, С. В. Экологические аспекты возделывания зерновых культур на загрязненных тяжелыми металлами почвах / С. В. Жандарова, Б. В. Жандаров // *Агрохимический вестник*. – 2005. – № 1. – С. 24-26.

161. Жидеева, В. А. Особенности распределения различных форм агрогенной меди в почвах яблоневых садов Курской области / В. А. Жидеева, И. И. Васенев, А. П. Щербаков // *Агрохимия*. – 1999. – № 9. – С. 68-78.

162. Жидеева, В.А. Фракционный состав соединений Pb,Cd,Ni,Zn в лугово-черноземных почвах, загрязненных выбросами аккумуляторного завода / В. А. Жидеева, И. И. Васенев, А. П. Щербаков // Почвоведение. – 2002. – № 6. – С. 725-733.

163. Завалишин, С. И. Тяжелые металлы в почвах средней тайги Западно - Сибирской низменности / С. И. Завалишин // Агрехимический вестник. – 2005. – № 1. – С. 26-29.

164. Загоскина, Н. В. Изменения в образовании фенольных соединений при действии кадмия на каллусные культуры, инициированные из различных органов чайного растения / Н. В. Загоскина, Е. А. Гончарук, А. К. Алявина // Физиология растений. – 2007. – Т. 54. – С. 267-274.

165. Загрязнение почв и растительности тяжелыми металлами : обзорная информация / В. А. Большаков, Н. Я. Гальпер, Г. А. Клименко [и др.]. – ВАСХНИЛ, ВНИИ информ. и техн.-экон. исслед. по сельскому хозяйству. – М. : ВНИИТЭИСХ. – 1978. – 52 с.

166. Захаров, А. С. Рельеф Куйбышевской области (Пособие по краеведению) / А. С. Захаров // Куйбышевский областной музей краеведения : Куйбышевское книжное издательство, 1971. – 96 с.

167. «Зеленая книга» Поволжья : Охраняемые природные территории Самарской области / Сост. А. С. Захаров, М. С. Горелов – Самара : Кн. Изд-во, 1995. – 352 с.

168. Золотарев, В. Н. Влияние глубины посева семян на полевую всхожесть и семенную продуктивность зернофуражной вики посевной / В. Н. Золотарев // Зернобобовые и крупяные культуры. – 2015. – №1 (13). – С. 38-42.

169. Золотарева, Б. Н. Тяжелые металлы в почвах Верхнеокского бассейна / Б. Н. Золотарева // Почвоведение. – 2003. – № 2. – С. 173-182.

170. Зонн, С. В. Железо в почвах / С. В. Зонн. – М.: Наука, 1982. – 206 с.

171. Зубченко, Е. Б. Накопление тяжелых металлов в почве и в зерне яровой пшеницы / Е. Б. Зубченко, Л. В. Дымова // Агрохимический вестник. – 2006. – № 5. – С. 24-25.

172. Зырин, Н. Г. Нормирование содержания тяжелых металлов в системе почва - растение / Н. Г. Зырин, Е. В. Каплунова, А. В. Сердюкова // Химия в сельском хозяйстве. – 1985. – Т. 23. – № 6. – С. 45-48.

173. Зырин, Н. Г. Принципы и методы нормирования (стандартизации) содержания тяжелых металлов в почве и в системе почва - растение / Н. Г. Зырин, А. И. Обухов // Бюл. Почвенного ин-та им. В. В. Докучаева. – 1983. – Вып. 35. – С. 7-10.

174. Ибрагимова, С. А. Характеристика эрозионных процессов на территории Самарской области / С. А. Ибрагимова, И. В. Казанцев // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. – 2014. – Т. 16. – № 1-1. – С. 243-246.

175. Иванов, А. М. Геологическое строение Куйбышевской области / А. М. Иванов, К. В. Поляков. – Куйбышев : Издание Куйбышевского областного музея краеведения, 1960. – 82 с.

176. Иванов, В. Б. Сравнение влияния тяжелых металлов на рост корня в связи с проблемой специфичности и избирательности их действия / В. Б. Иванов, Е. И. Быстрова, И. В. Серегин // Физиология растений. – 2003. – С. 445-454.

177. Иванова, А. В. Биоморфологическая характеристика флоры Самарской Луки / А. В. Иванова // Самарская Лука. - 2008. – Т. 17, № 4(26). – С.881-892.

178. Игнатъев, М. В. Динамика содержания микроэлементов и тяжелых металлов в почвах Чувашской Республики / М. В. Игнатъев // Агрохимический вестник. – 2009 – № 4 – С. 22-23.

179. Иерусалимский, Н. Д. Исследование микрофлоры сточных вод нефтеперерабатывающих предприятий / Н. Д. Иерусалимский, Е. А. Андре-

ева, Е. Л. Гришанкова, Е. Л. Головлев, В. В. Дорохов, Л. Н. Жукова // Прикладная биохимия и микробиология. – 1965. – № 2. – С. 163-166.

180. Израэль, Ю. А. Экология и контроль состояния природной среды и пути их решения / Ю. А. Израэль. – Л. : Гидрометеиздат, 1984.

181. Ильин, В. Б. К оценке массопотока тяжелых металлов в системе почва – сельскохозяйственная культура / В. Б. Ильин / Агрохимия. – 2006. – № 3. – С. 52-59.

182. Ильин, В. Б. К экологической обстановке в Новосибирске: тяжелые металлы в местных почвах и огородных культурах / В. Б. Ильин, А. И. Сысо, Г. А. Конарбаева, Н. Л. Байдина // Агрохимия. – 1997. – № 3. – С. 76-83.

183. Ильин, В. Б. Распределение свинца и кадмия в растениях пшеницы, произрастающих на загрязненных этими металлами почвах / В. Б. Ильин, М. Д. Степанова // Агрохимия. – 1980. – № 5. – С. 114-119.

184. Ильин, В. Б. Тяжелые металлы в почвах Западной Сибири / В. Б. Ильин // Почвоведение. – 1987. – № 11. – С. 87-94.

185. Ильин, В. Б. Тяжелые металлы в системе почва-растение / В. Б. Ильин. – Новосибирск : Наука, 1991. – 148 с.

186. Ильин, В. Б. Тяжелые металлы в системе почва-растение / В. Б. Ильин // Почвоведение. – 2007. – № 9. – С. 1112-1119.

187. Ильин, В. Б. Тяжелые металлы защитные возможности почв и растений – урожай / В. Б. Ильин, М. Д. Степанова // Химические элементы в системе почва-растение. – Новосибирск : Наука, 1982. – С. 73-92.

188. Ильин, В. Б. Тяжелые металлы и неметаллы в системе почва-растение / В. Б. Ильин. – Новосибирск, 2012. – 218 с.

189. Ильин, В. Б. Фоновое количество тяжелых металлов в почвах юга Западной Сибири / В. Б. Ильин, А. И. Сысо, Н. Л. Байдина, Г. А. Конарбаева, А. С. Черевко // Почвоведение. – 2003. – № 5. – С. 550-556.

190. Ильин, В. Б. Элементный химический состав растений / В. Б. Ильин. – Новосибирск : Наука, 1985. – 128 с.

191. Ильин, В. Б. Элементный химический состав растений. Факторы, его определяющие / В. Б. Ильин. – Изв. Сибир. Отд. АН СССР, 1977. – № 10. – Вып. 2. – С. 3-14.
192. Ильинский, А. В. Биологическая очистка почв, загрязненных тяжелыми металлами / А. В. Ильинский // Агрехимический вестник. – 2003. – № 5. – С. 30-32.
193. Илькун, Г. М. Загрязнители атмосферы и растения / Г. М. Илькун. – Киев : Наукова думка, 1978. – 246 с.
196. Инсарова, И. Д. Влияние тяжелых металлов на лишайники / И. Д. Инсарова // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. – Т. 7. – 1983. – С. 101-113.
197. Исмаилов, Н. И. Современное состояние методов рекультивации нефтезагрязненных земель / Н. И. Исмаилов, Ю. И. Пиковский // Восстановление нефтезагрязненных почвенных экосистем. – М. : Наука, 1988. – С. 222-236.
198. Ишкова, С. В. Агрэкологическая характеристика земель сельскохозяйственного назначения лесостепной зоны Самарской области / С. В. Ишкова // Аграрный вестник Урала. – 2012. – № 12 (104). – С. 42-44.
199. Ишкова, С. В. Влияние нефтяных установок на загрязнение почвенного покрова тяжелыми металлами и нефтепродуктами / С. В. Ишкова, Н. М. Троц, О. В. Горшкова // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. – 2012. – Т. 14. – № 5. – С. 217-222.
200. Ишкова, С. В. Особенности аккумуляции тяжелых металлов на черноземе южном / С. В. Ишкова, Д. А. Ахматов, Н. М. Троц // Аграрная Россия. – 2012. – № 6. – С. 31-35.
201. Кабата-Пендиас, А. Микроэлементы в почвах и растениях / А. Кабата - Пендиас, Х. Пендиас. – М. : Мир, 1989. – 439 с.
202. Казанцев, И. В. Экологическая характеристика почв Самарской области / И. В. Казанцев, С. А. Ибрагимова // Таврический научный обозреватель. – № 4 (9) – 2016. – С. 260-263.

203. Казнина, Н. М. Влияние цинка на продуктивность ярового ячменя в вегетационном опыте / Н. М. Казнина, А. Ф. Титов, Г. Ф. Лайдинен, Ю. В. Батова // *Агрохимия*. – 2010. – № 8. – С. 72-76.

204. Карпова, Е. А. Влияние длительного применения минеральных удобрений на состояние железа и тяжелых металлов в дерново-подзолистых почвах / Е. А. Карпова // *Почвоведение*. – 2006. – № 9. – С. 1059-1067.

205. Карпухин, А.И. Распределение тяжелых металлов по молекулярно-массовым фракциям гуминовых кислот почв длительных полевых опытов / А. И. Карпухин, Н. Н. Бушуев // *Почвоведение*. – 2007. – № 3. – С. 292-301.

206. Касимов, Н. С. Подвижные формы тяжелых металлов в почвах лесостепи Среднего Поволжья (опыт многофакторного регрессионного анализа) / Н. С. Касимов, Н. Е. Кошелева, О. А. Самонова // *Почвоведение* – 1995. – №6. - С.705–713.

207. Кауричев, И. С. *Почвоведение* / И. С. Кауричев, Н. П. Панов, Н. Н. Розов [и др.]. // М. : Агропромиздат, 1989. – 719 с.

208. Кашин, В. К. Хром в почвах западного Забайкалья / В. К. Кашин, Г. М. Иванов // *Почвоведение*. – 2002. – № 3 – С. 311-318.

209. Квеститатдзе, Г. И. Метаболизм антропогенных токсикантов в высших растениях / Г. И. Квеститатдзе, Г. А. Хатисашвили, Т. А. Садунишвили, З. Г. Евстигнеева. – М., 2005. – 199 с.

210. Кирдин, В. Ф. Агротехнологии для противодействия засухе / В. Ф. Кирдин // *Аграрная Россия*. – 2010. – № 6. – С. 2-5.

211. Кирдин, В. Ф. Воспроизводство плодородия и минимализация обработки почвы в Нечерноземной зоне / В. Ф. Кирдин // *Земледелие*. – 2007. - №2. – С. 21-22.

212. Киреева, Н. А. Биологическая активность нефтезагрязненных почв / Н. А. Киреева, В. В. Водопьянов, А. М. Мифтахова. – Уфа : Гилем, 2001.

213. Киреева, Н. А. Влияние загрязнения почв нефтью и нефтепродуктами на численность и видовой состав микромицетов / Н. А. Киреева, Н. Ф. Галимзянова // *Почвоведение*. – 1995. – № 2. – С. 211-216.

214. Киреева, Н. А. Диагностические критерии самоочищения почв от нефти / Н. А. Киреева, Е. И. Новоселова, Г. Ф. Ямалетдинова // Экология и промышленность России, 2001.
215. Киреева, Н. А. Микробиологическая оценка почвы, загрязненной нефтяными углеводородами / Н. А. Киреева // Башкирский химический журнал – 1995. – № 3-4. – С. 65-68.
216. Киреева, Н. А. Состояние комплекса актиномицетов нефтезагрязненных почв / Н. А. Киреева // Вестник Башкирского университета. – 1996. – № 1. – С. 42-45.
217. Киреева, Н. А. Фитотоксичность антропогенно-загрязненных почв / Н. А. Киреева, Г. Г. Кузяхметов, А. М. Мифтахова, В. В. Водопьянов. – Уфа : Гилем, 2003.
218. Кирейчева, Л. В. Толерантность сельхозкультур к загрязнению черноземов тяжелыми металлами / Л. В. Кирейчева, Ю. А. Мажайский, А. В. Ильинский // Аграрная наука. – 2003. – № 8. – С. 19-20.
219. Кириллов, Н. А. Эффективность химических мелиорантов при возделывании зерновых культур на дерново-подзолистых почвах Чувашии / Н. А. Кириллов, Е. Н. Волкова, А. И. Волков // Агро XXI. – 2010. – № 10-12. – С. 19-22.
220. Ковальский, В. В. Геохимическая экология и эволюционная изменчивость растений / В. В. Ковальский, Н. С. Петрунина // ДАН СССР. – Т. 159.– 1964. – № 5. – С. 1175-1178.
221. Ковда, В. А. Биогеохимия почвенного покрова / В. А. Ковда – М. : Наука, 1985.
222. Ковда, В. А. О биологической реакции растений на тяжелые металлы в среде / В. А. Ковда, Б. И. Золотарева, И. И. Скрипниченко // Доклады АН СССР. – 1979. – Вып. 247. – № 3. – С. 766-768.
223. Ковда, В. А. Проблемы опустынивания и засоления почв аридных регионов мира / В. А. Ковда // Ин-т физико-хим. и биол. проблем почвоведения. – М. : Наука, 2008. – 415 с.

224. Козаренко, А. Е. Свинец в растениях. Свинец в окружающей среде // А. Е. Козаренко. – М. : Наука, 1987. – С. 71-76.

225. Козаренко, О. М. Поступление тяжелых металлов на поверхность листьев растений в течение вегетационного периода в лист венных лесах Калужской области / О. М. Козаренко, А. Е. Козаренко // Тяжелые металлы в окружающей среде. – Пушино, 1996. – С. 85-88.

226. Колесников, С. И. Влияние загрязнения тяжелыми металлами на микробную систему чернозема / С. И. Колесников, К. Ш. Казеев, В. Ф. Вальков // Почвоведение. – 1999. – № 4. – С. 505-511.

227. Колесников, С. И. Изменение эколого-биологических свойств чернозема обыкновенного при загрязнении тяжелыми металлами второго класса опасности (Mo, Co, Cr, Ni) / С. И. Колесников, А. В. Евреинова, К. Ш. Казеев, В. Ф. Вальков // Почвоведение. – 2009. – № 8. – С. 1007-1013.

228. Колесниченко, А. В. Процессы биодegradации в нефтезагрязненных почвах / А. В. Колесниченко, А. И. Марченко, Т. П. Побежимова, В. В. Зыкова. – Москва : «Промэкобезопасность», 2004. – 194 с.

229. Коношина, С. Н. Аллелопатическая активность листового опада древесных растений Орловской области / С. Н. Коношина, Н. Л. Хилкова, Е. Г. Прудникова // Ученые записки Орловского государственного университета. – 2014. – № 3 (59). – С. 152-155.

230. Конюшкова, М. В. Картографирование почвенного покрова и засоленности почв солонцового комплекса на основе цифрового анализа космической съемки (на примере района Джанибекского стационара) : автореф. дис. ... канд. с.-х. наук. – М. : Почвенный институт им В.В. Докучаева, 2010. – 24 с.

231. Копп, М. Л. Мобилистическая неотектоника платформ Юго-Восточной Европы / М. Л. Копп. – М. : Наука, 2005. – 340 с.

232. Коронелли, Т. В. Принципы и методы интенсификации биологического разрушения углеводов в окружающей среде (обзор) / Т. В. Коро-

нелли // Прикладная биохимия и микробиология. – 1996. – 32. – № 6. – С. 579-585.

233. Кошелева, Н. Е. Регрессионные модели поведения тяжелых металлов в почвах Смоленско-Московской возвышенности / Н. Е. Кошелева, Н. С. Касимов, О. А. Самонова // Почвоведение. – 2002. – № 8 – С. 954-966.

234. Кропивко, О. Г. Накопление тяжелых металлов растительной продукцией / О. Г. Кропивко // Зеленый Луч. – № 7 (37). – 2001. – С. 41-44.

235. Кудряшова, В. И. Аккумуляция тяжелых металлов дикорастущими растениями / В. И. Кудряшова, Н. Ф. Санаев, Г. М. Мышляков, Л. А. Рубцова, Т. Н. Яцук // Проблемы изучения и охраны биоразнообразия и природных ландшафтов Европы : сб. мат. Международного симпозиума. – Пенза, 2001. – С. 43-45.

236. Кузнецов, А. В. Контроль техногенного загрязнения почв и растений / А. В. Кузнецов // Агрехимический вестник. – 1997. – № 5. – С. 7-9.

237. Кузнецов, А. В. Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельскохозяйственных угодий и продукции растениеводства / А. В. Кузнецов, А. П. Фесюн, С. Г. Самохвалов [и др.]. – М. : ЦИНАО, 1992.

238. Кузнецова, И. В. Нормативы изменения физических свойств почв степной, сухостепной, полупустынной зон европейской территории России / И.В. Кузнецова, Н.А. Азовцева, А.Г. Бондарев // Биллетень Почвенного института им. В.И. Докучаева. – 2011. – Вып.67. - С.3 – 19.

239. Кузнецова, Л. М. Влияние тяжелых металлов на урожай и качество пшеницы / Л. М. Кузнецова // Химия в сельском хозяйстве. – 1997. – № 2. – С. 36-37.

240. Куркова, З. В. Использование диэлькометрического метода для определения содержания и дисперсности нефтепродуктов в сточной воде / З. В. Куркова, З. М. Бриль, Н. Н. Гулина // Химия и технология воды. – 1990. – Т. 12. – № 11. – С. 1036-1038.

241. Курносова, Е. А. Оценка эффективности функционирования нефтяной промышленности Самарской области / Е. А. Курносова // Вестник Волжского университета им. В. Н. Татищева. – 2016. – Т. 2. – № 2. – С. 232-239.

242. Ладонин, Д. В. Влияние железистых и глинистых минералов на поглощение меди, цинка, свинца и кадмия в конкреционном горизонте подзолистой почвы / Д. В. Ладонин // Почвоведение. – 2003. – № 10. – С. 1197-1206.

243. Ладонин, Д. В. Соединения тяжелых металлов в почвах – проблемы и методы изучения / Д. В. Ладонин // Почвоведение – 2002. – № 6. – С. 682-692.

244. Ларионов, Г. А. Мероприятия, направленные на снижение миграции тяжелых металлов в продукцию растениеводства в условиях техногенного загрязнения / Г. А. Ларионов, Н. А. Кириллов, М. А. Ершов // Агрэкологические проблемы сельскохозяйственного производства в условиях антропогенного загрязнения : мат. Всероссийской науч.- практ. конф. – Ульяновск, 2004. – С. 55-62.

245. Ларионов, М. В. Особенности накопления техногенных тяжелых металлов в почвах городов Среднего и Нижнего Поволжья / М. В. Ларионов // Вестник Томского государственного университета. – 2013. – № 368. – С. 189-194.

246. Ларионов, М. В. Особенности накопления тяжелых металлов в почвах экосистем Саратовского Поволжья / М. В. Ларионов, Н. В. Ларионов // Вестник ОГУ. – 2010. – № 1 (107). – С. 110-114.

247. Ларионов М. В. Динамика накопления тяжелых металлов в почвах в условиях урбанизации // Мониторинг биоразнообразия экосистем степной и лесостепной зон: матер. Всерос. науч.-практ. конф. (Балашов, 18-19 октября 2012 г.) / Под ред. А. И. Золотухина. – Балашов: Николаев, 2012. – С. 87-89.

248. Ларионова, Н. П. Изучение фитотоксичности хрома / Н. М. Ларионова, М. Г. Юркевич, В. А. Сидорова // *Агрохимический вестник*. – 2006. – № 5. – С. 8-9.

249. Лебедева, Л.А. Экологические функции агрохимических фонов на поступление свинца в растения / Л. А. Лебедева, Ю. Б. Соловьева // *Агрохимический вестник*. – 2001. – № 2. – С. 18-19.

250. Лебедевский, И. А. К вопросу агроэкологической оценки почв на содержание тяжелых металлов / И. А. Лебедевский // *Научный журнал КубГАУ*. – 2007. – № 32 (8). – С. 1-12.

251. Лебедевский, И. А. Оценка содержания тяжелых металлов в черноземе выщелоченном при длительном применении удобрений / И. А. Лебедевский // *Агрохимический вестник*. – 2010. – № 6 – С. 13-16.

252. Левин, С. В. Эколого-микробиологическое нормирование содержания нефти в почве / С. В. Левин, Э. М. Халимов, В. С. Гузев // *Токсикологический вестник*. – 1995. – № 1. – С. 11-15.

253. Лобов, Г. Г. Почвы Куйбышевской области / Г. Г. Лобов [и др.]. – Куйбышев, 1985.

254. Логинов, О. Н. Биотехнологические методы очистки окружающей среды от техногенных загрязнений / О. Н. Логинов, Н. Н. Силищев, Т. Ф. Бойко, Н. Ф. Галимзянова. – Уфа : Гос. изд. научно-тех. литературы «Реактив», 2000. – 100 с.

255. Лозовицкий, П. С. Влияние горнорудного производства в Криворожском бассейне на химический состав почвенного покрова прилегающих территорий / П. С. Лозовицкий, С. М. Каленюк // *Почвоведение*. – 2002. – № 5. – С. 617-628.

256. Лукин, С. В. Мониторинг содержания хрома в сельскохозяйственных культурах и почвах / С. В. Лукин // *Достижения науки и техники АПК*. – № 6 – 2011. – С. 54-55.

257. Лукин, С. В. Содержание кадмия в агроэкосистемах Белгородской области / С. В. Лукин // *Аграрная наука*. – 2007. – № 6. – С. 10-11.

258. Лукин, С. В. Содержание меди и свинца в почвах Белгородской области / С. В. Лукин, С. В. Меленцева, П. М. Авраменко // *Агрохимия*. – 2009. – № 2. – С. 71-74.

258. Лукин, С. В. Содержание свинца в агроэкосистемах Белгородской области / С. В. Лукин, П. М. Авраменко // *Агрохимический вестник*. – 2006. – № 5. – С. 10-11.

259. Лукин, С. В. Цинк в агроландшафтах Белгородской области / С. В. Лукин, П. М. Авраменко // *Агрохимический вестник*. – 2005. – № 5. – С. 4-5.

260. Лупина, А. А. Содержание тяжелых металлов в почвах предгорных районов Краснодарского края / А. А. Лупина, И. Е. Ляшенко, В. Н. Бегунов, А. Ю. Поцелуев // *Агрохимический вестник*. – 2002. – № 3. – С. 20-21.

261. Любин, В. Е. Ликвидация чрезвычайных ситуаций при разливе нефти и нефтепродуктов на воде и на суше / В. Е. Любин, А. Б. Кусаинов, И. А. Захаров : учебное пособие. – Кокшетау, 2014 – 125 с.

262. Маевский, П. Ф. Флора средней полосы европейской части России / П. Ф. Маевский // М.: КМК, 2006. – 600 с.

263. Мазей, Н. Г. Влияние тяжелых металлов и пониженных температур на морфофизиологические процессы прорастания гречихи и пшеницы / Н. Г. Мазей, А. Е. Медная // *Известия Пензенского государственного университета*. – 2011. – № 25. – С. 624-631.

264. Мазлова, Е. А. Проблемы утилизации нефтешламов и способы их переработки / Е. А. Мазлова, С. В. Мещеряков // РГУ нефти и газа им. И.М. Губкина. – М. : Ноосфера, 2001. – 52 с.

265. Макарова, Ю. В. Биогеохимия: практикум / Ю. В. Макарова, Н. В. Прохорова. – Самара : Издательство «Самарский университет», 2012. – 84 с.

266. Макаровский, П. А. Мониторинг загрязнения почв Республики Коми / П. А. Макаровский, Н. Т. Чеботарев // *Агрохимический вестник*. – 2006. – № 5. – С. 12-13.

267. Мальцев, С. В. Диагностика и развитие растений картофеля в период вегетации / С. В. Мальцев, К.А. Печенков // Защита картофеля. – 2011. – № 2. – С. 2-8.

268. Манторова, Г. Ф. Техногенное загрязнение сельскохозяйственных земель Челябинской области / Г. Ф. Манторова // АгроXXI. – 2009. – № 10-12. – С. 45-47.

269. Манторова, Г. Ф. Тяжелые металлы в почве и растительной продукции в условиях техногенного загрязнения / Г. Ф. Манторова // АгроXXI. – 2010. – № 1-3. – С. 52-54.

270. Марфенина, О. Е. Микробиологические аспекты охраны почв / О. Е. Марфенина. – М. : Изд-во МГУ, 1991. – 118 с.

271. Матвеев, Н. М. Вовлечение тяжелых металлов в основные трофические цепи в агрофитоценозах Высокого Заволжья / Н. М. Матвеев, В. Н. Матвеев, Н. В. Прохорова. – Самара : СамГУ, 2008. – 114 с.

272. Матвеев, Н. М. Экологические основы аккумуляции тяжелых металлов сельскохозяйственными растениями в лесостепном и степном Поволжье / Н. М. Матвеев, В. А. Павловский, Н. В. Прохорова. – Самара : Издательство «Самарский университет», 1997. – 215 с.

273. Матвеев, Н.М. Тяжелые металлы в почвах и растениях Самарской области / Н.М. Матвеев [и др.] // Экология и здоровье человека: тез. докл. Всеросс. конф. – Самара, 1994 – С. 111-112.

274. Матвеева, А. А. Влияние защитных лесных насаждений вдоль железных дорог на распределение тяжелых металлов в почве / А. А. Матвеева // Аграрная наука. – 2008. – № 5 – С. 5-6.

275. Махонько, Э. П. О загрязнении почв промышленных районов тяжелыми металлами / Э. П. Махонько, Р. И. Первунина, Г. К. Вертинская [и др.]. – М. : Труды ИЭМ, Гидрометеиздат, 1976. – Вып. 4 (56). – С. 109-123.

276. Медведев, И. Ф. Распределение ТМ в черноземах Поволжья по основным «азональным» ландшафтам и элементам агроландшафта / И. Ф. Мед-

ведев, С. С. Деревягин, Д. И. Губарев // Плодородие. – 2009. – № 3. – С. 52-53.

277. Медведев И. Ф. Тяжелые металлы в экосистемах / И. Ф. Медведев, С. С. Деревягин // Саратов: «Ракурс», 2017. – 178 с.

278. Медведев, И. Ф. Тяжелые металлы в экосистемах / И. Ф. Медведев, С. С. Деревягин. – Саратов : «Ракурс», 2017 – 178 с.

279. Медико-биологические требования и санитарные нормы качества продовольственного сырья и пищевых продуктов: издание официальное / Мин-во здравоохранения СССР. – М., 1990.

280. Мейчик, Н. Р. Диффузия органического катиона в клеточных стенках корня / Н. Р. Мейчик, И. П. Ермаков, О. С. Прокопцева // Биохимия. – 2003. – Т. 68. – № 1. – С. 926-940.

281. Меленцова, С. В. Агроэкологическая оценка содержания химических элементов S, Zn, Mn, Cu, Cd, Pb в почвах лесостепной и степной зон (на примере Белгородской области) : автореф. дис. ... канд. биол. наук : М., 2007. – 22 с.

282. Меркушева, М. Г. Оценка буферной способности почв Забайкалья к тяжелым металлам / М. Г. Меркушева, В. Л. Убугунов // Устойчивость почв к естественным и антропогенным воздействиям: сб. статей Всероссийской конф. – Москва, 2002. – 163 с.

283. Методика определения нефтепродуктов в сточных водах производств люминисцентно-хроматографическим методом. – В кн.: Справочник по физико-химическим методам исследования объектов окружающей среды / Под ред. Г. И. Агранович – Л. : Судостроитель, 1979. – 87 с.

284. Методические указания по гигиеническому обоснованию ПДК химических веществ в почве. Издание второе. – М., 1982. – 57 с.

285. Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельскохозяйственных угодий и продуктах растениеводства. – Москва : МСХА РФ, ЦИНАО, 1992. – 53 с.

286. Методические указания по оценке степени опасности загрязнения почвы химическими веществами: Утверждены заместителем Главного государственного санитарного врача СССР от 13.03.1987 г., № 4266-87.

287. Методические указания по проведению комплексного агрохимического обследования почв сельскохозяйственных угодий / М. А. Флоринский, М. И. Лунев, А. В. Кузнецов [и др.]. – М. : Центр научно-технической информации, пропаганды и рекламы, – 1994.

288. Методические указания по проведению комплексного мониторинга плодородия почв земель сельскохозяйственного назначения. – М. : ФГНУ «Росинформагротех», 2003. – 240 с.

289. Милехин, А. В., Перспективы использования биотехнологических установок в безвирусном семеноводстве картофеля в Среднем Поволжье / Милехин А. В., Рубцов С. Л., Бакунов А. Л., Дмитриева Н. Н., Вовчук О. А. // Известия Самарского научного центра РАН, 2014. – Том 16 – № 5 (3). – С. 1184 – 1191.

290. Минеев, В. Г. Проблема тяжелых металлов в современном земледелии / В. Г. Минеев // Тяжелые металлы и радионуклиды в агросистемах : мат. науч.-практ. конф. – М., 1994. – С. 5-11.

291. Минеев, В. Г. Химизация земледелия и природная среда / В. Г. Минеев. – Москва : Агропромиздат, 1990. – 287 с.

292. Минерально-производственный комплекс неметаллических полезных ископаемых Самарской области / Под ред. Н. Н. Ведерникова. – Казань : Казанский университет, 1996. – 187 с.

293. Минерально-сырьевая база Самарской области: состояние и перспектива развития / Г. Р. Хасаев, В. К. Емельянов, А. Л. Карев [и др.]. – Самара : Издательский дом «Агни», 2006. – 216 с.

294. Минкина, Т. М. Взаимодействие тяжелых металлов с органическим веществом чернозема обыкновенного / Т. М. Минкина, Г. В. Мотузова, О. Г. Назаренко // Почвоведение. – 2006. – № 7 – С. 804-811.

295. Минкина, Т. М. Соединения тяжелых металлов в почвах Нижнего Дона, их трансформация под влиянием природных и антропогенных факторов : автореф. дис. ... д-ра биол. наук : 03.00.27. – М., 2008.
296. Минкина, Т. М. Формы соединений тяжелых металлов в почвах степной зоны / Т. М. Минкина, Г. В. Мотузова, О. Г. Назаренко, В. С. Крыщенко, С. С. Манджиева // Почвоведение. – 2008. – № 7 – С. 810-818.
297. Миронова, А. Ю. Сравнительный анализ структуры землепользования и перспективы ее совершенствования в хозяйствах муниципального района Борский Самарской области/ А.Ю. Миронова// Известия Оренбургского государственного аграрного университета. – 2013. – №3(41). – С. 27-30.
298. Митчел, Дж. Акватметрия / Дж. Митчелл, Д. Смит. – М. : Химия, 1980. – 600 с.
299. Михайлов, Е. Б. Вредные вещества в различных средах и методы их воздействия на экосистемы / Е. Б. Михайлов, О. В. Аксенова // Моск гос. ин-т электроники и математики. – М., 2012. – 32 с.
300. Мозговой, Д. П. Актуальные вопросы охраны природы в Самарской области / Д.П. Мозговой, О.А. Мозговая // Самарская Лука. – 2007 – Т.16. – № 4 (22). – С. 756-761.
301. Морачевская, Е. В. Влияние кадмия на поглощение и передвижение элементов питания растений / Е. В. Морачевская // Агротехнический вестник. – 2003. – № 1. – С. 38-39.
302. Мороз, А. В. Расчет суммарного показателя загрязнения почвы тяжелыми металлами / А. В. Мороз // Аграрная наука. – 2001. – № 8 – С. 6-7.
303. Мотузова, Г. В. Загрязнение почв и сопредельных сред / Г. В. Мотузова. – Москва : Изд-во Московского Университета, 2000.
304. Мотузова, Г. В. Устойчивость почв к химическому воздействию / Г. В. Мотузова. – Москва : Изд-во Московского Университета, 2000.
305. Мотузова, Г. В. Экологический мониторинг почв / Г. В. Мотузова, О. С. Безуглова. – Москва : Гаудеамус, 2007. – 237 с.

306. Моцик, А. Содержание фтора, кадмия и свинца в сельскохозяйственных почвах вокруг завода по производству алюминия / А. Моцик, П. Илка // Поведение поллютантов в почвах и ландшафтах. – Пушино, 1990. – С. 112-119.

307. МУ 2.1.7.730-99 Гигиеническая оценка качества почвы населенных мест (утверждены Главным государственным санитарным врачом РФ 7 февраля 1999 г.).

308. Муханин, И. В. Влияние применения различных комплексов специальных машин для закладки плантации земляники садовой на ее продуктивность / И. В. Муханин, О. В. Жбанова, А. И. Миляев // Современные тенденции развития промышленного садоводства. – Самара : ООО «Издательство Ас Гард», 2012. – С. 242-247.

309. Найштейн, С. Я. Гигиена окружающей среды и применение удобрений / С. Я. Найштейн, Г. В. Меренюк, Г. Я. Чегринец. – Кишинев : Штиинца, 1987. Наука, 1987. – С. 62-71.

310. Небритов, Н. Л. Развитие минерально-сырьевой базы твердых полезных ископаемых в Самарской области в начале XX! Столетия / Н. Л. Небритов, Е. И. Яковлев // История, достижения и проблемы геологического изучения Самарской области : сб. научных трудов, посвященный 300-летию геологической службы России / Под ред. проф. В. В. Корягина и проф. В. П. Костюка. – Самара : Региональное общественное объединение «Самарский геолог» РОСГЕО, 2000. – С. 45-56.

311. Некрасов, Р. В. Пространственный аспект развития АПК Самарской области / Р. В. Некрасов // Альманах современной науки и образования. – 2009. – № 3 (22). – С.125-127.

312. Немцев, Н. С. Технологические приемы, направленные на восстановление загрязненных тяжелыми металлами почв / Н. С. Немцев // Вестник Российской академии сельскохозяйственных наук. – 2003. – № 1. – С. 13-15.

313. Немцев, Н. С. Влияние органических удобрений на накопление пожнивно – корневых остатков и урожайность озимой пшеницы / С. Н. Немцев, С. Н. Никитин, С. Н. Орлов // Земледелие. – 2011. -№4. – С. 38 – 39.
314. Нестерова, А. Н. Действие тяжелых металлов на корни растений: Поступление свинца, кадмия и цинка в корни, локализация металлов и механизмы устойчивости растений / А. Н. Нестерова // Биологические науки. – 1989. – № 9. – С. 72-86.
315. Низамов, Р. М. Продуктивность различных видов масличных культур в Предкамской зоне республики Татарстан : дис. ... канд. с.-х. наук. – Казань, 2007. – 208 с.
316. Никитин, Е. А. Плейстоценовые отложения и образование рельефа Самарской области / Е. А. Никитин. – Самара : ЦНИГРИ, 2002. – 120 с.
317. Никифорова, Е. М. Техногенная миграция Рbи Hg в ландшафтах / Е. М. Никифорова, Р. С. Смирнова // Вестник МГУ : Серия геогр., 1976. – № 5. – С. 59-64.
318. Николаева, Л. Ф. Изменение содержания тяжелых металлов в соцветиях клевера лугового под воздействием автодорожных факторов / Л. Ф. Николаева, Н. Б. Федорова, Е. Б. Поршнева // Экология малого города. Пущино, 1987. – С. 130-144.
319. Николаевский, В. С. Биологические основы газоустойчивости растений / В. С. Николаевский. – Новосибирск : Наука, 1979. – 280 с.
320. Носин, В. А. Почвы Куйбышевской области / В. А. Носин // Куйбышев. ОГИЗ, 1949. - 383 с.
321. Обедиентова, Г. В. Из глубины веков (Геологическая история и природа Жигулей) / Г. В. Обедиентова. – Куйбышев : Куйбышевское книжное издательство, 1988. – 158 с.
322. Обухов, А. И. Баланс тяжелых металлов в агроценозах дерново-подзолистых почв и проблемы мониторинга / А. И. Обухов, А. А. Попова // Вестник Московского университета. Серия 17. Почвоведение, 1992. – № 3 – С. 31-39.

323. Обухов, А. И. Детоксикация дерново-подзолистых почв, загрязненных тяжелыми металлами: теоретические и практические аспекты / А. И. Обухов, И.О. Плеханова // *Агрохимия*. – 1995. – № 2. – С. 108-116.
324. Обухов, А. И. Экологические последствия загрязнения почв ТМ и мероприятия по их устранению / А. И. Обухов // *Поведение поллютантов в почвах и ландшафтах*. – Пущино, 1990. – С. 52-59.
325. Овцинов, В. И. Влияние загрязнения почвы тяжелыми металлами на сельскохозяйственные растения / В. И. Овцинов // *Агрохимический вестник*. – 2005. – № 1. – С. 29-32.
326. Овчаренко, М. М. Приемы детоксикации почв, загрязненных тяжелыми металлами / М. М. Овчаренко, И. А. Шильников, Н. А. Комарова // *Агрохимический вестник*. – 2005. – № 3. – С. 2-4.
327. Овчаренко, М. М. Реакция почвенной среды и кальция на содержание тяжелых металлов в растениях / М. М. Овчаренко // *Агрохимический вестник*. – 2001. – № 3. – С. 24-27.
328. Орлов, Д. С. Химическое загрязнение почв и их охрана / Д. С. Орлов, М. С. Малинина, Г. В. Мотузова [и др.]. – М. : Агропромиздат, 1991.
329. Орлов, Д. С. Химия почв / Д. С. Орлов. – М. : Высшая школа, 1978. – 342 с.
330. Орлов, Д. С. Экология и охрана биосферы при химическом загрязнении / Д. С. Орлов, Л. К. Садовникова, И. Н. Лозановская. – М. : Высшая Школа, 2002. – 334 с.
331. Орлова, В. А. Методы анализа тяжелых металлов, макро- и микро-элементов в почве и сельскохозяйственной продукции / В. А. Орлова, Ю. А. Игнатъев, И. А. Нестерович, С. В. Орлов // *АгроXXI*. – 2001. – № 5 – С. 22-23.
332. Оценка и регулирование качества окружающей природной среды : учебное пособие для инженера-эколога / А. Ф. Порядин, А. Д. Хованский. – Москва : НУМЦ Минприроды России, Издательский Дом «Прибой», 1996. – 350 с.

333. Павловский, В. А. Аккумуляция тяжелых металлов сельскохозяйственными растениями в зависимости от их биоэкологических свойств и действия основных экологических факторов в условиях Самарской области : автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Самара : Самарский Университет, 1997.

334. Панасин, В. И. Динамика выноса микроэлементов из почв дренажными водами / В. И. Панасин, В. В. Ширков // Химия в сельском хозяйстве. – 1987. – № 7. – С. 61- 69.

335. Паникова, Е. Л. Влияние тяжелых металлов на ферментативную активность почвы / Е. Л. Паникова, А. Ф. Перцовская // Микроорганизмы как компонент биогеоценоза. – Алма-Ата, 1982. – С. 103-104.

336. Панин, М. С. Динамика содержания меди и цинка в почве прикорневой зоны ячменя и пшеницы в период вегетации / М. С. Панин, Е. Н. Бирюкова // Агрехимия. – 2005. – № 8. – С. 39-44.

337. Панов, Г. Е. Охрана окружающей среды на предприятиях нефтяной и газовой промышленности / Г. Е. Панов, Л. Ф. Петряшин, Г. Н. Лысяный. – М. : Недра, 1986. – 244 с.

338. Парибок, Т. А. Загрязнение растений металлами и его экологофизиологические последствия / Т. А. Парибок // Растения в экстремальных условиях минерального питания. Эколого-физиологические исследования. – Ленинград : Наука, 1983. – С. 82-90.

339. Парибок, Т. А. Накопление свинца в городских растениях / Т. А. Парибок, Г. Д. Леина, Н. А. Сазыкина, В. Н. Топорский, Т. И. Николаева, Т. Б. Дьякова // Ботанический Журнал. – 1981. – Т. 66. – № 11. – С. 1646-1654.

340. Пащенко, Я. В. Оценка буферной способности почв Забайкалья к тяжелым металлам / Я. В. Пащенко // Устойчивость почв к естественным и антропогенным воздействиям : тезисы докладов Всероссийской конф. – Москва, 2002. – 164 с.

341. Первунина, Р. И. Оценка трансформации соединений техногенных металлов в почве и доступность их для растений. Бюллетень Почвенного института им. В. В. Докучаева. – ВАСХНИЛ, 1983. – № 35. – С. 22-26.

342. Переверзев, В. Н. Аккумуляция никеля и меди в лесных подзолах в результате выбросов предприятий цветной металлургии / В. Н. Переверзев, Т. Е. Свейструп, М. С. Стрелкова // Почвоведение. – 2002. – № 3 – С. 364-367.

343. Переломов, Л. В. Формы Mn, Pb и Zn в серых лесных почвах среднерусской возвышенности / Л. В. Переломов, Д. Л. Пинский // Почвоведение. – 2003. – № 6. – С. 682-691.

344. Персиянцев, М. Н. Совершенствование процессов сепарации нефти от газа в промышленных условиях / М. Н. Персиянцев. – 1999. – 285 с.

345. Петров, А. А. Углеводороды нефти / А. А. Петров. – М. : Наука, 1984. – 263 с.

346. Петрунина, Н. Морфоанатомические особенности растений, произрастающих на почвах, обогащенных тяжелыми металлами / Н. Петрунина // Теоретические вопросы фитоиндикации. – Л. : Наука, 1971. – С. 142-148.

347. Петункина, Л. О. Физиологическая устойчивость овса / Л. О. Петункина, С. В. Свиркова, Н. А. Маевская, А. А. Старцев // Вестник Кемеровского государственного университета. – 2012. – № 4-1 (52). – С. 20-24.

348. Пиковский, Ю. И. Природные и техногенные потоки углеводородов в окружающей среде / Ю. И. Пиковский. – М. : Изд-во МГУ, 1993. – 208 с.

349. Пиковский, Ю. И. Проблема диагностики и нормирования загрязнения почв нефтью и нефтепродуктами / Ю. И. Пиковский, А. Н. Геннадиев, С. С. Чернянский, Г. Н. Сахаров // Почвоведение. – № 9. – 2003. – С. 1132-1140.

350. Пинский, Д. Л. Нормирование загрязняющих веществ в почвах с учетом массообмена между эффективными фазами почв / Д. Л. Пинский // Поведение поллютантов в почвах и ландшафтах. – Пущино : ОНТИ НЦБИ, 1990. – С. 74-81.

351. Плеханова, И. О. Цинк и кадмий в почвах и растениях городской среды / И. О. Плеханова, А. И. Обухов // Цинк и кадмий в окружающей среде. – Москва : Наука, 1992. – С. 144-152.

352. Подколзин, О. А. Тяжелые металлы в агроценозах Ставропольского края / О. А. Подколзин // Агрехимический вестник. – 2005. – № 5 – С. 9-11.

353. Подколзин, О. А. Фоновое содержание тяжелых металлов в почвах Ставропольского края / О. А. Подколзин, О. Б. Анциферов // Агрехимический вестник. – 2007. – № 6 – С. 4-8.

354. Позняк, С. С. Содержание тяжелых металлов в растительности агрофитоценозов в зоне воздействия крупных промышленных центров / С. С. Позняк // Экологический вестник. – 2010. – № 3 (13). – С. 5-14.

355. Покровская, С. Ф. Регулирование поведения свинца и кадмия в системе почва-растение / С. Ф. Покровская. – М. : Наука, 1995. – 51 с.

356. Полевой, В. В. Физиология растений / В. В. Полевой. – М. : Высшая школа, 1989. – 464 с.

357. Понизовский, А. А. Химические процессы и равновесия в почвах / А. А. Понизовский, Д. Л. Пинский, Л. А. Воробьева. – М. : МГУ, 1986. – 102 с.

358. Почвенная карта Ульяновской области. Масштаб 1 : 300 000. – М. : ГУГК, 1988.

359. Почвенная экология / В. И. Савич, Н. В. Парахин, В. Г. Сычев, Л. С. Степанова, В. Т. Лобков, Х. А. Амергужин, А. Ю. Щербаков, Е. А. Романчик. – Орел : Изд-во Орел ГАУ, 2002. – 546 с.

360. Почвенный покров Самарской области и его качественная оценка : учебное пособие / Н. И. Несмеянова, С. Н. Зудилин, А. С. Боровкова. – Самара : Самарская государственная сельскохозяйственная академия, 2007. – 124 с.

361. Почвы землепользования колхоза «Правда» Шенталинского района Куйбышевской области и рекомендации по их использованию и улучшению. – ВолгоНИИгипрозем, 1976.

362. Почвы Куйбышевской области / Под ред. Г. Г. Лобова. – Куйбышев : Наука, 1985.
363. Практикум по агрохимии / Б. А. Ягодин, И. П. Дерюгин, Ю. П. Жуков [и др.]. – М. : Агропромиздат, 1987. – 512 с.
364. Практикум по агрохимии / В. В. Кидин, И. П. Дерюгин, В. И. Кобзоренко [и др.]. – М. : КолосС, 2008. – 599 с.
365. Практикум по агрохимии / Под ред. В. Г. Минеева. – М. : Изд-во МГУ, 2001 – 689 с.
366. Приказ МПР России от 25 октября 2005 № 289 «Об утверждении перечней (списков) объектов растительного мира, занесенных в Красную книгу Российской Федерации и исключенных из Красной книги Российской Федерации (по состоянию на 1 июня 2005 г.)». – Зарегистрировано Министерством Юстиции Российской Федерации. Регистрационный № 7211 от 29 ноября 2005 г., приложение 1 к приказу МПР России от 25 октября 2005 г. № 289 «Перечень объектов растительного мира, занесенных в Красную книгу РФ».
367. Природа Куйбышевской области / М.С. Горелов, В.И. Матвеев, А.А. Устинова [и др.]. – Куйбышев, 1990.
368. Природно-хозяйственная характеристика и мероприятия по использованию и улучшению сенокосов и пастбищ Шенталинского района Куйбышевской области. – ВолгоНИИгипрозем, 1980.
369. Проскураков, В. А. Химия нефти и газа / В. А. Проскураков. – СПб. : Химия, 1995. – 448 с.
370. Прохорова, Н. В. Аккумуляция тяжелых металлов дикорастущими и культурными растениями в лесостепном и степном Поволжье. – Самара : Изд-во Самарского Университета, 1998.
371. Прохорова, Н. В. К вопросу о фоновой концентрации в почвах Самарской области / Н. В. Прохорова // Самарская Лука : Бюлл. – Самара, 2002. – № 2 – С. 145-149.

372. Прохорова, Н. В. Ландшафтный подход в региональных эколого-геохимических исследованиях / Н. В. Прохорова // Известия Самарского научного центра РАН. – 2004. – Т. 6. – № 2. – С. 259-265.

373. Прохорова, Н. В. Оценка полиметаллического загрязнения почвенного покрова Самарской Луки / Н. В. Прохорова // Известия Самарского научного центра РАН. – 2003. – Т. 5. – № 2. – С. 295-304.

374. Прохорова, Н. В. Распределение тяжелых металлов в почвах и растениях в зависимости от экологических особенностей лесостепного и степного Поволжья (на примере Самарской области) : автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Самара, 1996. – 22 с.

375. Прохорова, Н. В. Распределение тяжелых металлов в почвенном покрове лесостепного и степного Поволжья (на примере Самарской области) / Н. В. Прохорова. – Самара : Самарский Университет. – 1996. – 26 с.

376. Прохорова, Н. В. Территориальные особенности распределения тяжелых металлов в почвах Самарской области / Н. В. Прохорова, Н. М. Матвеев // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. – 2000. – Т. 2. – № 2. – С. 306-310.

377. Прохорова, Н. В. Тяжелые металлы в почвах административных районов Самарской области / Н. В. Прохорова // Вестник СамГУ, Естественнонаучная серия. Специальный выпуск. – 2002.

378. Пустовой, И. В. Практикум по агрохимии : учебное пособие / И. В. Пустовой, В. И. Филин, А. В. Корольков. – М. : Колос, 1995.

379. Пуховский, А. В. Экспрессное вольтамперометрическое определение тяжелых металлов / А. В. Пуховский // Агрехимический вестник. – 2000. – № 3. – С. 37-38.

380. Рабочий проект рекультивации засоленных земель в результате хозяйственной деятельности ОАО «Самаранефтегаз» на землях СПК «Новый Путь» Волжского района Самарской области. – Самара : ОАО «ВолгоНИИ-гипрозем», 2005.

381. Реймерс, Н. Ф. Природопользование / Н. Ф. Реймерс // Словарь-справочник. – М. : Мысль, 1990. – 637 с.
382. Ржавский, Е. А. Пути уменьшения потерь нефтегрузов при железнодорожных перевозках / Е. А. Ржавский, И. О. Суходольский // Транспорт и хранение нефти и нефтепродуктов. – М., 1967. – Т. 1. – С. 29-30.
383. Родькин, О. И. Экологические аспекты производства древесины быстрорастущей ивы (*Salix viminalis*) на загрязненных тяжелыми металлами землях / О. И. Родькин, С. К. Пронько // Экологический вестник. – 2010. – № 3 (13). – С. 41-47.
384. Рокитский, П. Ф. Биологическая статистика / П. Ф. Рокитский. – Минск. : Высшая школа, 1973. – 318 с.
385. Рубцов, С. Л., Милехин А. В., Бакунов А. Л. Семеноводство картофеля на безвирусной основе в Самарской области / С. Л. Рубцов, А. Л. Милехин, А. Л. Бакунов // Молодой ученый. - 2015. - №23. - С. 428-430.
386. Рэутце, К. Борьба с загрязнением почвы / К. Рэутце, С. Кырстя. – М. : Агропромиздат, 1986. – 96 с.
387. Рябов, В. Д. Химия нефти и газа / В. Д. Рябов. – М. : Изд-во «Техника», ТУМА ГРУПП, 2004. – 288 с.
388. Савич, В. И. Влияние тяжелых металлов на процессы деградации почв / В. И. Савич, В. А. Раскатов, В. А. Седых, А. К. Саидов // АгроXXI. – 2011. – № 10-12. – С. 46-48.
389. Савич, В. И. Оценка способности почв к поддержанию концентрации ионов в почвенном растворе при их отчуждении / В. И. Савич, И. П. Дерюгин, Н. П. Панов, Л. М. Наумова // Вестник сельскохозяйственной науки. – 1989. – № 10. – С. 150-152.
390. Саксонов, М. А. Экологический мониторинг нефтегазовой отрасли / М. А. Саксонов, А. Д. Абалаков, Л. В. Данько, О. А. Бархатова, А. Э. Балаян, Д. И. Стом // Физико-химические и биологические методы. – Иркутск, 2005. – 114 с.

391. Саксонов, С. В. Ресурсы флоры Самарской Луки. – Самара : Изд-во Самар. науч. центра РАН, 2005. – 416 с.
392. Самонова, О. А. Лантан, церий, самарий и европий в лесостепных почвах Приволжской возвышенности/ О. А. Самонова // Почвоведение. – 1992. – № 6. – С. 45–51.
393. Самохвалова, Е. В. Агрометеорологическая оценка территории Самарской области применительно к возделыванию зерновых культур / Е. В. Самохвалова // Достижения науки и техники АПК. – 2011. – № 6. – С. 14-17.
394. СанПиН 2.1.7.1287-03. Санитарно-эпидемиологические требования к качеству почвы.
395. Селезнева, Е. М. Влияние свинца и ультрафиолетового излучения на продуктивность растений и накопление металла в зерне ярового ячменя / Е. М. Селезнева, В. С. Анисимова, Л. И. Гончарова [и др.]. // Агрехимия. – 2005. – № 5. – С. 82-86.
396. Семенова, И. Н. Изменение целлюлазной активности почв под действием тяжелых металлов / И. Н. Семенова, Г. Р. Ильбулова, Я. Т. Суюн-дуков, А. Ф. Юсупова // Аграрная наука. – 2010. – № 11. – С. 14-15.
397. Сенатор, С. А. Природное районирование Самарской области в работах различных исследователей / С. А. Сенатор // Самарская Лука : проблемы региональной и глобальной экологии. – 2015. – Т. 24. – № 1. – С. 6-37.
398. Серегин, И. В. Физиологические аспекты токсического действия кадмия и свинца на высшие растения / И. В. Серегин, В. Б. Иванов // Физиология растений. – 2001. – Т. 48. – № 4. – С. 606-630.
399. Серегин, И. В. Является ли барьерная функция эндодермы единственной причиной устойчивости ветвления корней к солям тяжелых металлов? / И. В. Серегин, В. Б. Иванов // Физиология растений. – 1997. – Т. 44. – № 6. – С. 922-925.
400. Сериков, В. Н. Тяжелые металлы в почвах полеводческих ландшафтов Ростовской области и Краснодарского края // Экология : Опыт. Про-

блемы. Поиск. Академия естественных наук РСФСР. Секция наук о Земле. – Новороссийск, 1991. – С. 108-113.

401. Сидельников, Н. А. Контроль тяжелых металлов в почвах и растениях степных районов Южного Урала / Н. А. Сидельников, Н. А. Корнева, В. Н. Яичкин, А. В. Ряховский // *Агрохимический вестник*. – 2002. – № 3. – С. 18-20.

402. Сидоров, Д. Г. Полевой эксперимент по очистке почв от нефтяного загрязнения с использованием углеводородокисляющих микроорганизмов / Д. Г. Сидоров, И. А. Борзенков, Р. Р. Ибатулин, Е. И. Милехина, И. Т. Храмов, С. С. Беляев, М. В. Иванов // *Прикладная биохимия и микробиология*. – 1997. – Т. 33. – № 5. – С. 497-502.

403. Сидорова, Е. В. Охрана почв на объектах газовой промышленности / Е. В. Сидорова, Г. С. Аكوпова, Н. С. Немкова. – М. : ИРЦ Газпрома, 1994. – 50 с.

404. Синих, Ю. Н. Севооборот и биологизация земледелия / Ю. Н. Синих // *Аграрная Россия*. – 2010 - №6. – С. 5-9.

405. Скрипниченко, И. И. Оценка токсического действия тяжелых металлов (свинца) на растения овса / И. И. Скрипниченко, Б. Н. Золотарева // *Агрохимия*. – 1981. – № 1. – С. 103-109.

406. Смелянский, И. Э. Степи Самарской области / И. Э. Смелянский, А. С. Паженков. – Самара : ДСМ, 2007. – 28 с.

407. Смит, К. Х. Лес и атмосфера / К. Х. Смит. – М, 1985. – 428 с.

408. Соболев, А. С. Влияние кадмия на интенсивность роста проростков гороха / А. С. Соболев, Ю. П. Мельничук, Ф. Л. Калинин // *Физиология и биохимия культурных растений*. – 1982. – Т. 14. – № 1. – С. 79-81.

409. Советский энциклопедический словарь / Под ред. А. М. Прохорова. – М. : «Советская Энциклопедия», 1981. – 1600 с.

410. Сокаев, К. Е. Мониторинг тяжелых металлов в почвах Северной Осетии / К. Е. Сокаев, Р. М. Сокаева // *Агрохимический вестник*. – 2003. – № 5. – С. 12-13.

411. Сокаев, К. Е. Транслокация тяжелых металлов в системе почва-растение / К. Е. Сокаев, В. В. Бестаев, К. Х. Бясов, Р. М. Сокаева // *Агрохимический вестник*. – 2004. – № 2. – С. 16-18.

412. Сокаева, Р. М. Проблема экологического нормирования биогенезов / К. Е. Сокаев, Р. М. Сокаева // *Агрохимический вестник*. – 2009. – № 4– С. 6-8.

413. Соколик, А. И. Особенности реакции корневой системы растений на тяжелые металлы / А. И. Соколик, Н. В. Кабанова, В. М. Юркевич, В. М. Юрин // *Труды Белорусского государственного университета: научный журнал*. – 2009. – Том 4. – Часть 1.

414. Соловьев, А. Я. Оптимизация состава инвертных эмульсий для первичного вскрытия продуктивных пластов / А. Я. Соловьев, Н. З. Байбулатова, Г. О. Голубев // *Сб. науч. тр. III Конгресса нефтегазопромышленников России*. – Уфа: Реактив, 2001 – С. 56-57.

415. Соловьев, В. М. Мониторинг содержания тяжелых металлов в почвах Ярославской области / В. М. Соловьев // *Агрохимический вестник*. – 2009. – № 5 – С. 34-36.

416. Соловьева, Ю. Б. Влияние агрохимических фонов на поступление свинца в растения / Ю. Б. Соловьева // *Агрохимический вестник*. – 2001. – № 5. – С. 17-18.

417. Степанова, М. Д. Подходы к оценке загрязнения почв и растений тяжелыми металлами / М. Д. Степанова // *Химические элементы в системе почва-растение*. – Новосибирск : Наука, 1982. – С. 92-104.

418. Степанок, В. В. Токсичность тяжелых металлов / В. В. Степанок // *Аграрная наука*. – 2001. – № 5. – С. 6-7.

419. Стом, Д. И. Трансформация нефти в простейшие трофические цепи / Д. И. Стом, Д. С. Потапов, А. Э. Балаян, О. Н. Матвеева, В. К. Баранская // *Проблемы систематики, экологии и токсикологии беспозвоночных*. – Иркутск : Изд-во ИГУ, 2000. – С. 90-95.

420. Стом, Д. И. Экспрессный метод оптимизации состава сред для вермикультивирования / Д. И. Стом, Д. С. Потапов, А. Э. Балаян. – Приоритетная справка на патент. – ВНИИГПЭ ОТД № 20. – № 96114221.

421. Суюндуков, Я. Т. Влияние воды реки Таналык на содержание тяжелых металлов в растениях / Я. Т. Суюндуков, З. Б. Бактыбаева, Л. М. Саптарова // Аграрная наука. – 2010. – № 9. – С. 11-12.

422. Суюндуков, Я. Т. Качественный анализ агрегатного состояния черноземов под травами естественных и сельскохозяйственных систем / Я. Т. Суюндуков, Р. Ф. Хасанова // Вестник академии наук Республики Башкортостан. – 2016. – Т. 21. № 1 (81). – С. 24-30.

423. Суюндуков, Я. Т. Особенности загрязнения черноземов тяжелыми металлами / Я. Т. Суюндуков, Ю. А. Шагиева // Аграрная наука. – 2008. – № 1 – С. 10-14.

424. Суюндуков, Я. Т. Экологический потенциал природных цеолитов для детоксикации почв Зауралья / Я. Т. Суюндуков, Г. Е. Исламгулова // Аграрная наука. – 2010. – № 7. – С. 7-8.

425. Тарабрин, В. П. Физиология устойчивости древесных растений в условиях загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами / В. П. Тарабрин // Микроэлементы в окружающей среде. – Киев : Наукова думка, 1980. – С. 17-19.

426. Теплая, Г. А. Тяжелые металлы как фактор загрязнения окружающей среды (обзор литературы) // Г.А. Теплая / Астраханский вестник экологического образования, - 2013. - №1(23). - С.182-192.

427. Технический отчет по корректировке материалов почвенного обследования колхоза «Новый Путь» Волжского района Куйбышевской области. – Куйбышев : ВолгоНИИгипрозем, 1985.

428. Технический отчет по почвенно-мелиоративному обследованию участков сельскохозяйственных земель, загрязненных в результате влияния деятельности НГДУ «Богатовскнефть» на землях СХПК «Новый Путь»

Волжского района Самарской области. – Самара : ОАО «ВолгоНИИгипрозем», 2003.

429. Технический отчет по почвенному обследованию земель с целью создания государственного учета показателей состояния плодородия земель сельскохозяйственного назначения Сызранского района Самарской области. – Самара : ФГУП «ВолгоНИИгипрозем», 2003.

430. Технический отчет по почвенному обследованию земель с целью создания государственного учета показателей состояния плодородия земель сельскохозяйственного назначения в СХПК «Новый Путь» Волжского района Самарской области. – Самара : ОАО «ВолгоНИИгипрозем», 2003.

431. Технический отчет по почвенному обследованию земель с целью создания государственного учета показателей состояния плодородия земель сельскохозяйственного назначения в ООО «Агрокультура» Шенталинского района Самарской области. – ВолгоНИИгипрозем, 2002.

432. Технический отчет по почвенному обследованию земель сельскохозяйственного назначения Самарской области с целью государственного учета показателей состояния плодородия : ОАО «ВолгоНИИгипрозем». – Самара, 2003.

433. Технический отчет по стартовому состоянию пахотных земель сельскохозяйственных предприятий Волжского района Самарской области на 1991 год. – Куйбышев : ОАО «ВолгоНИИгипрозем», 1992.

434. Тиньгаев, А. В. Влияние органических отходов на содержание тяжелых металлов в почве / А. В. Тиньгаев // АгроXXI. – 2009. – № 10-12. – С. 42-43.

435. Тобратов, С. А. Оценка влияния выбросов крупных промышленных объектов на экологическое состояние агроландшафтов на примере зоны воздействия Рязанской ГРЭС : автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Рязань : Рязанский агротехнологический университет им. П. А. Костычева, 2003.

436. Тойгильдина, И. А. Эффективность высококремнистых пород и минеральных удобрений при возделывании сахарной свеклы в условиях Среднего Поволжья: Дис. ... канд. с.-х. наук. Саранск. 2008. - 175 с.

437. Торшин, С. П. Микроэлементы, экология и здоровье человека / С. П. Торшин, Т. М. Удельнова, Б. А. Ягодин // Успехи современной биологии. – 1990. – Т. 109. – Вып. 2. – С. 279-292.

438. Тощев, В. В. Агроэкологический мониторинг в зонах техногенного воздействия / В. В. Тощев, Л. К. Мамаева // Агрехимический вестник. – 2006. – № 5. – С. 3-7.

439. Тощев, В. В. Изучение уровня загрязнения растительной продукции тяжелыми металлами / В. В. Тощев, Н. Г. Загарская, В. Д. Коноплев // Агрехимический вестник. – 2001. – № 5. – С. 12-13.

440. Трифонова, Т. А. Поведение тяжелых металлов в почвах Владимирского ополья различной антропогенной нагрузки / Т. А. Трифонова, Д. В. Карпова // Устойчивость почв к естественным и антропогенным воздействиям : материалы Всероссийской конференции. – М., 2002. – С. 435-436.

441. Трифонова, Т. А. Экологи-геохимический анализ загрязнения ландшафтов / Т. А. Трифонова, Л. А. Ширкин, Н. В. Селиванова. – Владимир : ООО «Владимир Полиграф», 2007. – 170 с.

442. Трофимов, И. А. Стратегия и тактика степного природопользования XXI века // Проблемы региональной экологии. – 2000. – № 4. – С. 56-64.

443. Трофимов, С. С. Системный подход к изучению процесса почвообразования в техногенных ландшафтах / С. С. Трофимов, А. А. Титлянова, И. Л. Клевенская // Почвообразование в техногенных ландшафтах. – Новосибирск : Наука, 1979. – С. 3-18.

444. Трофимов, С. Я. Влияние нефти на почвенный покров и проблема создания нормативной базы по влиянию нефтезагрязнения на почвы / С. Я. Трофимов, Я. М. Амосова, Д. С. Орлов [и др.]. // Вестник Московского университета. Почвоведение. – 2000. – № 2. – С. 30-34.

445. Троц, Н. М. Влияние природных адсорбентов на накопление тяжелых металлов земляникой садовой / Н. М. Троц, А. В. Батманов // Аграрная Россия. – 2017 – № 3 – С. 10-16.

446. Троц, Н. М. Влияние тяжелых металлов на качество зерна яровой пшеницы сорта «Кинельская 60» / Н. М. Троц, Д. А. Ахматов // Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде : мат. Международной науч. конф.– Семей, 2010. – С. 440-442.

447. Троц, Н. М. Особенности аккумуляции макроэлементов и тяжелых металлов в почве и растениях земляники садовой (*Fragaria Ananassa*) / Н. М. Троц, С. В. Ишкова, А. В. Батманов, Д. А. Ахматов // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. – 2012. – Т. 14. – № 1. – С. 149-152.

448. Троц, Н. М. Особенности накопления тяжелых металлов перспективными сортами картофеля, возделываемыми в южной зоне Самарской области / Н. М. Троц, А. И. Черняков // Известия Самарской государственной сельскохозяйственной академии. – 2013. – № 4. – С. 17-21.

449. Трублаевич, Ж. М. Оценка токсичности почв с помощью лабораторной культуры коллембол *Folsomia candida* / Ж. М. Трублаевич, Е. Н. Семенова // Экология. – 1997. – № 5.

450. Тяжелые металлы в системе почва-растение-удобрение / под общ. ред. М. М. Овчаренко. – М. : Изд-во «Пролетарский светоч», 1997.

451. Устинова, А.А. Ботанические памятники природы Самарской области и их роль в сохранении биологического разнообразия / А. А. Устинов, Н. С. Ильина, С. В. Саксонов, Н. И. Симонова // Биологическое разнообразие заповедных территорий: оценка, охрана, мониторинг / Самара: ГЭФ, – 2000. – С. 112-121.

452. Учватов В. П. Свинец в атмосфере // Свинец в окружающей среде. М.: Наука, 1987. – С. 152 – 157.

453. Фатеев, А. И. Формы соединений тяжелых металлов в условиях поэлементного загрязнения агроландшафтов / А. И. Фатеев, В. А. Самохвалова, М. И. Лысенко // Агроэкологический журнал. – 2002. – № 4. – С. 26-29.

454. Федеральный закон РФ от 10.01.2002 г. № 7-ФЗ «Об охране окружающей среды» (Принят ГД ФС РФ 20.12.2001).

455. Федорова, Е. В. Биоаккумуляция металлов растительностью в пределах малого аэротехногенно-загрязненного водосбора / Е. В. Федорова, Г. Я. Одинцова // Экология. – 2005. – № 3. – С. 26-31.

456. Фирсова, В. П. Сравнительное изучение содержания тяжелых металлов в лесных, луговых и пахотных почвах лесостепного Зауралья / В. П. Фирсова, Т. С. Павлова, В. В. Топищев, Е. В. Прокопович // Экология. – 1997. – № 2. – С. 96-101.

457. Флора Европейской части СССР / Под ред. А. А. Федорова. М. : Наука. – 1976. Т. 1-3.

458. Флоринский, М. А. Методические указания по проведению комплексного агрохимического обследования почв сельскохозяйственных угодий / М. А. Флоринский, М. И. Лунев, А. В. Кузнецов А.В. [и др.]. – М. : Центр научн.-техн. информ., пропаганды и рекламы, 1994.

459. Хазиев, Ф. Х. Влияние нефтепродуктов на биологическую активность почв / Ф. Г. Хазиев, Е. И. Тишкина, Н. А. Киреева // Биологические науки. – 1988. – № 10 – С. 93-99.

460. Хазиев, Ф. Х. Контроль содержания тяжелых металлов в почвах Республики Башкортостан / Ф. Х. Хазиев, С. Г. Зиннатуллин // Агрохимический вестник. – 2001. – № 5. – С. 9-11.

461. Хазиев, Ф. Х. Экология почв Башкортостана / Ф. Х. Хазиев. – Уфа : Гилем, 2012. – 312 с.

462. Хала, В. Г. Оценка системы «почва-растение» по содержанию и транслокации тяжелых металлов / В. Г. Хала, В. М. Артемьев, В. И. Мешков // Агрохимический вестник. – 2002. – № 4. – С. 7-8.

463. Хантемирова, Е. В. Трансформация лесных сообществ под влиянием техногенного загрязнения / Е. В. Хантемирова // Биологическое разнообразие лесных экосистем. – М. : Россельхозакадемия, 1995. – 311-312.
464. Химическое загрязнение почв и их охрана : Слов.-справ. / Д. С. Орлов [и др.] – М. : Агропромиздат, 1991. – 303 с.
465. Химия океана. – М. : Наука, 1979. – Т. 1. [Химия вод океана]. – 518 с.
466. Химия тяжелых металлов, мышьяка и молибдена в почвах / Ред. Н. Г. Зырин, Л. К. Садовникова. – М. : Изд-во МГУ, 1985.
467. Цаплина, М. А. Трансформация и транспорт оксидов свинца, кадмия и цинка в дерново-подзолистой почве / М. А. Цаплина // Почвоведение. – 1994. – № 1. – С. 45-50.
468. Цвелев, Н. Н. Злаки СССР / Н. Н. Цвелев. – М. : Наука, 1976.
469. Цемко, В. П. Процессы рассеяния микроэлементов в почвах / В. П. Цемко, И. К. Паламарчук, Г. М. Залуцкая // Микроэлементы в окружающей среде. – Киев : Наукова думка, 1980. – С. 31-34.
470. Цыганок, С. И. Эколого-агрохимическое состояние агроландшафтов и реабилитация загрязненных ТМ экосистем в Среднем Поволжье : автореф. дис. ... 2006.
471. Чеботарь, В. К. Влияние засоления и тяжелых металлов на рост-стимулирующую и антагонистическую активность почвенных бактерий и перспективы использования микроорганизмов для биоремедиации почв (аналитический обзор) / В. К. Чеботарь, А. В. Щербаков, Е. П. Чижевская, В. Б. Петров // Достижения науки и техники АПК. – 2011. – № 7. – С. 28-31.
472. Черных, Н. А. Экологическая безопасность и устойчивое развитие. Книга 5. Экотоксикологические аспекты загрязнения почв тяжелыми металлами / Н. А. Черных, Н. Э. Милащенко, В. Ф. Ладонин. – Пущино : ОНТИ ПНЦ РАН, 2001. – 148 с.
473. Черняков, А. И. Аккумуляция кадмия картофелем, выращиваемом в южной зоне Самарской области / А. И. Черняков, Н. М. Троц // Молодые

ученые в решении актуальных проблем науки : мат. международной науч.-практ. конф. молодых ученых и специалистов. – Челябинск, 2016. – С. 261-264.

474. Чирков, Е. П. Инновационные направления в технологиях заготовки и хранения объемистых кормов / Е.П. Чирков, А. В. Дронов // Экономика сельскохозяйственных и перерабатывающих предприятий. – 2013. – № 1. – С. 10-14.

475. Чмиленко, Ф. А. Использование ультразвука при определении валового содержания тяжелых металлов в черноземах / Ф. А. Чмиленко, Н. М. Смитюк // Почвоведение. – 2004. – № 6. – С. 685-690.

476. Шаркова, С. Ю. Оценка накопления тяжелых металлов в зерне яровой пшеницы / С. Ю. Шаркова, Е. В. Надежкина // АгроXXI. – 2009. – № 10-12. – С. 43-45.

477. Шафронов, О. Д. Ландшафтно-экологическое районирование Нижегородской области по содержанию тяжелых металлов в почве / О. Д. Шафронов // Агрохимический вестник. – 2006. – № 1. – С. 5-7.

478. Шилина, А. И. Моделирование физико-химического превращения бенз(а)перена в аэрозольной фазе / А. И. Шилина // Миграция загрязняющих веществ в почвах и сопредельных средах. – Л. : Гидрометиздат, 1985. – С. 128-142.

479. Шильцова, Г. В. Тяжелые металлы и сера в почвах Валаамского архипелага / Г. В. Шильцова, Р. М. Морозова, П. Ю. Литинский. – Петрозаводск, 2008. – 109 с.

480. Шишкунов, В. М. Оценка степени загрязнения почв в местах размещения отходов / В. М. Шишкунов, В. Е. Сазонов, М. А. Мытарев // Агрохимический вестник. – 2009. – № 2. – С. 19-20.

481. Школьник, М. Я. Растения в экстремальных условиях минерального питания: Эколого-физиологические исследования / М. Я. Школьник, Н. Алексеева-Попова. – Л., 1983. – 176 с.

482. Экологическая доктрина РФ одобрена Распоряжением Правительства Российской Федерации от 31 августа 2002 г. № 1225.

483. Экологический аспект в составе «Положений о территориальном планировании Самарской области» : ГУП «ТеррНИИГражданпроект». – Самара, 2006 г.

484. Экологический бюллетень : Приволжское УГМС. – Самара, 2010.

485. Эльдиева, Т. М. Региональная аграрная политика в новых условиях хозяйствования / Т. М. Эльдиева // Экономика сельского хозяйства России. – 2013. - №3. – С. 72-84.

486. Эрих, Х. Жизнь микробов в присутствии тяжелых металлов, мышьяка и сурьмы / Х. Эрих. – М, 1981. – С. 44-46.

487. Ягодин, Б. А. Тяжелые металлы в системе почва – растение / Б. А. Ягодин, В. В. Кидин, Э. А. Цвирко, В. И. Маркелова, С. М. Саблина // Химия в сельском хозяйстве. – 1996. – № 5. – С. 43-46.

488. Яковлев, А. С. Оценка и нормирование экологического состояния почв в зоне деятельности предприятий металлургической компании «Норильский никель» / А. С. Яковлев, И. О. Плеханова, С. В. Кудряшов, Р. А. Аймалетдинов // Почвоведение. – 2008. – № 6. – С. 737-750.

489. Якуцени, С. П. Глубинная зональность в обогащенности углеводородов тяжелыми металлами элементами примесями / С. П. Якуцени // Нефтегазовая геология. Теория и практика. – 2010. – Т. 5. – № 2. – С.105 – 111.

490. Яппаров, А. Х. Коррекция содержания тяжелых металлов в системе «почва-растение-животное» / А. Х. Яппаров, А. М. Ежкова, Р. Ф. Набиев // Агрохимический вестник. – 2003. – № 4. – С. 39-40.

491. Ясюк В. П. Биотопическая характеристика Рубежинских озер Левобережной поймы реки Самары / В.П. Ясюк, А.Е. Митрошенкова // Самарская Лука: проблемы региональной и глобальной экологии. – 2014. – Т. 23 – № 3. – С. 190 -199.

492. Ясюк В. П. Биоэкокраеведение Самарской области: Учебно-методическое пособие. – Самара, 2015. – 80 с.

493. Ященко, И. Г. Особенности физико-химических и реологических свойств парафинистых нефтей / И. Г. Ященко, Ю. М. Полищук // Нефть и газ (Алматы). – 2011. – № 5 (65). – С. 59-68.

494. Ященко, И. Г. Токсоопасные металлоносные тяжелые нефти России / И. Г. Ященко // мат. II Международной науч.-практ. конф. «Экологическая геология: теория, практика и региональные аспекты», 5-6 октября 2011. – Воронеж, 2011. – С. 281 – 284.

495. Antosiewicz, D.M. Adaptation of plants to an environment polluted with heavy metals // Acta Soc. Bot. Pol. – 1992. – Vol. 61. – P. 281-299.

496. Arao T., Ae N., Sugiyama M., Takahashi M. Genotypic differences in cadmium uptake and distribution in soybeans // Plant Soil. – 2003. – V. 251. – P. 247- 253.

497. Arsenault, Céline. Les métaux lourds... un réalisme à éviter à nos enfants (1re partie), La Jasette officielle, Le magazine des jeunes familles, janvier, 2006.

498. Baker A.J.M. Accumulators and excluders strategies in the response of plants to heavy metals // J. Plant Nutr. 1981. V. 3. – N 1/4. P. 643-654

499. Bidwell, S. D. Subcellular Localization of Ni in the Hyperaccumulator / S. D. Bidwell, S. A. Crawford, I. E. Woodrow, J. Sommer-Knudsen, A. T. Marshall // Hybanthus Jloribundus (Lindley) F. Muell. Plant Cell Environ. – 2004. – Vol. 27. – P. 705-716.

500. Brummer, G. M. Adsorption-desorption and/or precipitation-dissolution processes of zinc in soil / G. M. Brummer, K. G. Tiller, U. Herms, P. M. Clayton // Geoderma. – 1983. – V. 31. – № 4. – P. 337-354.

501. Cakmak, I. Uptake and retranslocation of leaf-applied cadmium (109Cd) in diploid, tetraploid and hexaploid wheats / I. Cakmak, R. M. Welch, J. Hart, W. A. Norvell, L. Oztürk, L. V. Kochian // J. Exp. Bot. – 2000. – Vol. 51. – N 343. – P. 221-226.

502. Cebula, E. Effects of flooding in southern Poland on heavy metal concentrations in soils / E. Cebula, J. Ciba // Soil Use Manag. – 2005. – Vol. 21. – P. 348-351.

503. Chaffei, C. Cadmium toxicity induced changes in nitrogen management in *Lycopersicon esculentum* leading to a metabolic safe-guard through an amino acid storage strategy / C. Chaffei, K. Pageau, A. Suzuki, H. Gouia, H. M. Ghorbel, C. Mascaloux-Daubresse // *Plant Cell Physiol.* – 2004. – Vol. 45. – P. 1681-1693.

504. Clemens, S. Evolution and function phytochelatin synthases / S. Clemens // *J. Plant Physiol.* – 2006 a. – Vol. 163. – N 3. – P. 319-332.

505. Clemens, S. Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants / S. Clemens // *Biochimie.* – 2006 b. – Vol. 88. – P. 1707-1719.

506. Costa, G. Cadmium uptake by *Lupinus albus* (L.) : cadmium excretion, a possible mechanism of cadmium tolerance / G. Costa, J. L. Morel // *J. Plant Nutr.* – 1993. – Vol. 16. – P. 1921-1929.

507. Costa, G. Efficiency of H<sup>+</sup>-ATPase activity cadmium uptake by four cultivars lettuce / G. Costa, J. L. Morel // *J. Plant Nutr.* – 1994. – Vol. 17. – P. 627-637.

508. Coughtrey, P. J. Cadmium uptake and distribution in tolerant and non-tolerant populations of *Holcus lanatus* grown in solution culture / P. J. Coughtrey, M. N. Martin // *Oikos.* – 1978. – Vol. 30. – P. 555-560.

509. DalCorso, G. How plants cope with cadmium: staking all on metabolism and gene expression / G. DalCorso, S. Farinati, S. Maistri, A. Furini // *J. Integr. Plant Biol.* – 2008. – Vol. 50. – N 10. – P. 1268-1280.

510. Davis, B. E Trace elements in vegetables grown on soil contaminated by base metal mining / B.E. Davis, H.M. White // *J. Plant. Nutr.* – 1981. – Vol. 3. – N 3-4. – P. 387-396.

511. Eide, D. J. Zinc transporters and cellular trafficking of Zn / D. J. Eide // *Biochim. Biophys. Acta Mol. Cell. Res.* – 2006. – Vol. 1763. – P. 711-722.

512. Enstone, D. E. The apoplastic permeability of root apices / D. E. Enstone, C. A. Peterson // *Can. J. Bot.* – 1992. – Vol. 70. – P. 1502-1512.

513. Florijn, P. J Uptake and distribution of cadmium in maize inbred lines / P. J. Florijn, M. L. Van Beusichem // *Plant Soil.* – 1993. – Vol. 150. – P. 25-32.

514. Gekeler, W. Survey of the plant kingdom for the ability to bind heavy metals through phytochelatins / W. Gekeler, E. Grill, E.-L. Winnacker, M. Zenk. // *Z. Naturforsch.* – 1989. – B. 44. 5-6. – P. 361-369.

515. Giasson, P. La phytorestauration des sols contaminés au Québec / P. Giasson et A. Jaouich *Vecteurs Environnement*. – 1998. – 31 (4). – P. 40-53.

516. Glater R. A. Lead Detection in Living Plant Tissue Using a New Histochemical Method / R. A. Glater, L. J Hernandez // *Air Pollution Control Association*. – 1972. – Vol. 22. – P. 463-467.

517. Godbold, D. L. Cadmium uptake in Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) seedlings / D. L. Godbold // *Tree Physiol.* – 1991. – N 9. – P. 349-357.

518. Godzik, B. Heavy metals content in plants from zinc dumps and reference areas / B Godzik // *Pol. Bot. Stud.* – 1993. – Vol. 5. – P. 113-132.

519. Grant, C. A. Cadmium accumulation in crops / C. A. Grant, W. T Buckley, L. D. Bailey, F. Selles // *Can. J. Plant Sci.* – 1998. – Vol. 78. – P. 1-17.

520. Gzyl, J. Organospecific Reactions of Yellow Lupin Seedlings to Lead / J. Gzyl, R. Przymusiński, A. Wozny // *Acta. Soc. Bot. Pol.* – 1997. – Vol. 66. – P. 61-66.

521. Hall, J. L. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance / J. L. Hall // *J. Exp. Bot.* – 2002. – Vol. 53. – N 366. – P. 1-11.

522. Hall, J. L. Transition metal transporters in plants / J. L. Hall, L. E. Williams // *J. Exp. Bot.* – 2003. – Vol. 54. – P. 2601-2613.

523. Hansel, C. M. Structural and compositional evolution of Cr / Fe solids after indirect chromate reduction by dissimilatory iron-reducing bacteria / C. M. Hansel, B. W. Wielinga, S. Fendorf. // *Geochim. Cosmochim. Acta*. – 2003. – Vol. 67. – P. 401-412.

524. Harris, N. S. Remobilization of cadmium in maturing shoots of near isogenic lines of durum wheat that differ in grain cadmium accumulation / N. S. Harris, G. J. Taylor // *J. Exp. Bot.* – 2001. – Vol. 52. – N 360. – P. 1473-1481.

525. Hart, J. J. Characterization of cadmium binding, uptake and translocation in intact seedlings of bread and durum wheat cultivars / J. J. Hart, R. M. Welch, W. A. Norvell, L. A. Sullivan Kochian // *Plant Physiol.* – 1998. – Vol. 116. – P. 1413-1420.

526. Heath, S. M. Localization of Nickel in Epidermal Subsidiary Cells of Leaves of *Thlaspi montanum* var *siskiyouense* (Brassicaceae) Using Energy-Dispersive X-ray Microanalysis II Int / S. M. Heath Southworth, J. A. D'Allura // *J. Plant Sci.* – 1997. – Vol. 158. – P. 184-188.

527. Johnson, J. The contemporary anthropogenic chromium cycle / J. Johnson, L. Schewel, T. Graedel // *Environ. Sci. Technol.* – 2006. – Vol. 40. – P. 7060-7069.

528. Kannan, S. Mechanisms of foliar uptake of plant nutrients: accomplishments and prospects / S. Kannan // *J. Plant Nutr.* – 1980. – Vol. 2. – N 6. – P. 717-735.

529. Kozłowski, R. Métaux lourds dans l'environnement, menaces et possibilités de riposte / R. Kozłowski, J. Kozłowska, L. Grabowska, J. Mankowski, B. Szpakowska : [http / Institut des Fibres Naturelles, Poznan, Pologne.:](http://www.hanf-info.ch/info/fr/Metaux-lourds-dans-l-environnement.html) // [www.hanf-info.ch/info / fr/Metaux-lourds-dans-l-environnement.html](http://www.hanf-info.ch/info/fr/Metaux-lourds-dans-l-environnement.html).

530. Kuboi, N. Family-dependent cadmium accumulation characteristics in higher plants / N. Kuboi, A. Noguchi, J. Yazaki // *Plant Soil.* – 1986. – Vol. 92. – P. 405-415.

531. Kudo, H. Cadmium sorption to plasma membrane isolated from barley roots is impeded by copper association onto membranes / H. Kudo, K. Kudo, H. et al. Ambo // *Plant Sci.* – 2011. – Vol. 180. – P. 300-305.

532. Kurbatova, N. V. Анато́мо-морфологические и фито-химические исследования *Peganum harmala* L / N. V. Kurbatova, Z. Z. Karzhaubekova, N. G. Gemejyeva, E. L. Bukina // *Вестник КазГУ. Серия биологическая.* – 2016. – Т. 67 (2). – С. 4-14.

533. Labrecque, M. Des plantes pour des sols propres / M. Labrecque, R. Lefebvre // *FrancVert.* Vol. 3. – N 1. – 2006.

534. Lasat, M. M. Physiological characterization of root Zn<sup>2+</sup> absorption and translocation to shoots in Zn hyperaccumulator and nonaccumulator species of *Thlaspi* / M. M. Lasat, A. J. M. Baker, L. V. Kochian // *Plant Physiol.* – 1996. – Vol. 112. – P. 1715-1722.

535. Lester, J. N. Mikrobial accumulation of heavy metals in wastewater treatment processes / J. N. Lester // *J. Appl. Bakteriol.* – 1985. – Vol. 59. – P. 141-153.

536. Little, P. E. A study of heavy metal contamination of leaf surfaces / P. E. Little // *Environ. Pollut.* – 1973. – Vol. 5. – N 3. – P. 159-162.

534. Lock, K. Influence of aging on copper bioavailability in soil / K. Lock, C. R. Janssen // *Environ. Toxicol. Chem.* – 2003. – Vol. 22. – № 5. – P. 1162-1266.

535. Lux, A. Differences in structure of adventitious roots in *Salix* clones with contrasting characteristics of cadmium accumulation and sensitivity / A. Lux, A. Šottníková, J. Opatrná, M. Greger // *Physiol. Plant.* – 2004. – Vol. 120. – P. 537-545.

536. McGill, W. W. Soil restoration following oil spills – a review / W. W. McGill // *J. Canad. Petrol. Technol.* – 1977. – Vol. 16. – № 2. – P. 60-67.

537. Morel, J. L. Measurement of Pb, Cu and Cd Binding with Mucilage Exudates from Maize (*Zea mays* L.) Roots / J. L. Morel, M. Mench, A. Guckert // *Biol. Fertil. Soils.* – 1986. – Vol. 2. – P. 29-34.

538. Mucha, V. Stadium vplyvautomobilovychimissinaobsahkadmia v rastlinach / V. Mucha // *Agrochemia.* – 1987. – R. 27. – N 3. – P. 85-86.

539. Page, V. Selective transport of zinc, manganese, nickel, cobalt and cadmium in the root system and transfer to the leaves in young wheat plants / V. Page, U. Feller // *Ann. Bot.* – 2005. – Vol. 96. – P. 425-434.

540. Panicker, G. Cold tolerance of *Pseudomonas* sp. 30-3 isolated from oil-contaminated soil, Antarctica / G. Panicker, J Aislabie, D. Saul, A. Bej // *Polar Biol.* – 2002. – N 25. – P. 5-11.

541. Petit, C. M. In vivo measurement of cadmium transport and accumulations in the stems of intact tomato plants / C. M. Petit, S. C. Van de Geijn // *Planta*. – 1978. – Vol. 138. – N 2. – P. 137-143.

542. Popelka, J. C. Cadmium uptake and translocation during reproductive development of peanut (*Arachis hypogaea* L.) / J. C. Popelka, S. Schubert, R. Schuiz, A. P. Hansen // *Angew. Bot.* – 1996. – Vol. 70. – P. 140-143.

543. Psaras, G. K. Nickel Localization in Seeds of the Metal Hyperaccumulator *Thlaspi indicum* Hausskn / G. K. Psaras, Y. Manetas // *Ann. Bot.* – 2001. – Vol. 88. – P. 513-516.

544. Redjala, T. Cadmium uptake roots: contribution of apoplast and of high- and low-affinity membrane transport system / T. Redjala, T. Sterckeman, J. L. Morel // *Environ. Exp. Bot.* – 2009. – Vol. 67. – P. 235-242.

545. Robson, A. D. Zinc in soil and plants. Klumer Acad. Publ. Australia, 1993. – 320 p.

546. Salt, D. E. Zinc ligands in the metal hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* as determined using X-ray spectroscopy / D. E. Salt, R. C. Prince, A. J. M. et al. Baker // *Environ. Sci. Technol.* – 1999. – Vol. 33. – P. 713-717.

547. Sarret, G. Forms of zinc accumulated in the hyperaccumulator *Arabidopsis halleri* / G. Sarret, P. Saumitow-Laprade, V. et al. Bert // *Plant Physiol.* – 2002. – Vol. 130. – P. 1815-1826.

548. Sécurité alimentaire et métaux lourds: Des «plantespompiers» au secours des sols pollués / Colloque COST 859. Ecole nationale supérieure des mines de Saint-Étienne – Espace Fauriel Communiqué de presse. – Paris, 2006.

549. Siedlecka, A. Some aspects of interactions between heavy metals and plant mineral nutrients / A. Siedlecka // *Acta Soc. Bot. Pol.* – 1995. – Vol. 64. – N 3. – P. 262-272.

550. Singh, B. K. Transcription factors in plant defense and stress responses / B.K. Singh, R.C. Foley, L. Onate-Sanchez // *Curr. Opin. Plant Biol.* – 2002. – Vol. 5. – P. 430-436.

551. Smilde, K.W. *Punt and Soil*. – 1981. – V. 62. – N 1. – P. 3.

552. Stom, D. I. Effect of polyphenols on shoot and root growth and on seed germination / D. I. Stom // *Biologia Plantarum*. – 1982. – Vol. 24. – N. 1. – P. 1451-1457.

553. Thi My Dung Huynh impacts des métaux lourds sur l'interaction plante / ver de terre / microflore tellurique: Thèse de Doctorat / Université Paris est école doctorale science de la vie et de la santé. – 2009. – 153 p.

554. Tung, G. Uptake and Localization of Lead in Corn (*Zea mays* L.) Seedlings, a Study by Histochemical and Electron Microscopy / G. Tung, P. J. Temple // *Sci. Total. Environ.* – 1996. – Vol. 188. – P. 71-85.

555. Verbruggen, N. Mechanisms to cope with arsenic or cadmium excess in plants / N. Verbruggen, C. Hermans, H. Schat // *Curr. Opin. Plant Biol.* – 2009. – Vol. 12. – P. 364-372.

556. Welch, R. M. Effects of nutrient solution zinc activity on net uptake, translocation and roots export of cadmium and zinc by separated sections of intact durum wheat (*Triticum turgidum* L. var durum) seedling roots / R. M Welch, J. J Hart, W. A Norvell, L. A. Sullivan, L.V. Kochian // *Plant Soil*. – 1999. – Vol. 208. – P. 243-250.

557. White, P. J. Studying calcium channels from the plasma membrane of plant root cells in planar lipid bilayers / P. J. White // *Advances in planar lipid bilayers and liposomes*. Eds. H. T. Tien, A. Ottova-Leitmannova. Amsterdam, The Netherlands : Elsevier. – 2005. – Vol. 1. – P. 101-120.

558. Wierzbicka, M. Lead accumulation and its translocation in roots of *Allium cepa* L. – autoradiographic and ultrastructural studies / M. Wierzbicka // *Plant Cell Environ.* – 1987. – Vol. 10. – P. 17-26.

559. Wójcik, M. Cadmium uptake, localization and detoxification in *Zea mays* / M. Wójcik, A. Tukiendorf // *Biol. Plant*. – 2005. – Vol. 49. – P. 237-245.

560. Yang, X. E. Influx, transport and accumulation of cadmium in plant species grown at different Cd<sup>2+</sup> activities / X. E. Yang, V. C. Baligar, D. C. Martens, R. B. Clark // *J. Environ. Sci. Health*. – 1995. – Vol. 30. – P. 569-583.

## **ПРИЛОЖЕНИЯ**

## Содержание ТМ в верхнем слое почв агроландшафтов Самарской области

Сельскохозяйственные угодья	Содержание ТМ в верхнем слое почв основных ландшафтов, мг/кг						
	Pb	Cd	Fe	Zn	Cu	Mn	Cr
Сухая степь сыртового Заволжья							
пашня	$\frac{4,2 \pm 0,7}{14,1 \pm 0,9}$	$\frac{0,07 \pm 0,03}{0,11 \pm 0,02}$	$\frac{-}{18208 \pm 4699}$	$\frac{0,55 \pm 0,05}{65,4 \pm 1,9}$	$\frac{0,10 \pm 0,07}{20,9 \pm 0,4}$	$\frac{63,5 \pm 2,8}{667,0 \pm 46,5}$	$\frac{0,3 \pm 0,05}{25,8 \pm 1,8}$
пар	$\frac{3,1}{13,5}$	$\frac{0,08}{0,17}$	$\frac{-}{42966}$	$\frac{0,6}{62,0}$	$\frac{0,08}{20,7}$	$\frac{76,8}{662,7}$	$\frac{0,4}{26,9}$
залежь	$\frac{0,9}{9,9}$	$\frac{0,09}{0,4}$	$\frac{-}{19053}$	$\frac{0,3}{45,2}$	$\frac{0,5}{13,1}$	$\frac{13,2}{445,0}$	$\frac{0,8}{21,1}$
пастбище	$\frac{4,2}{15,3}$	$\frac{0,04}{0,12}$	$\frac{-}{11886}$	$\frac{0,6}{64,8}$	$\frac{0,2}{21,2}$	$\frac{56,3}{728,7}$	$\frac{0,1}{26,4}$
лесополо-са	$\frac{3,2}{14,1}$	$\frac{0,09}{0,19}$	$\frac{-}{22534}$	$\frac{0,8}{61,9}$	$\frac{0,1}{20,7}$	$\frac{85,4}{592,4}$	$\frac{0,2}{24,6}$
фон	9,7	0,45	10410	42,8	14,4	410	26,8
Сыртовая степь Заволжья							
пашня	$\frac{<0,02}{13,5 \pm 0,3}$	$\frac{0,03}{0,13 \pm 0,03}$	$\frac{-}{22924 \pm 2007}$	$\frac{0,5 \pm 0,3}{71,6 \pm 2,8}$	$\frac{0,10 \pm 0,01}{22,0 \pm 0,3}$	$\frac{18,8 \pm 0,9}{786,7 \pm 56,2}$	$\frac{0,07 \pm 0,03}{26,6 \pm 1,1}$
пар	$\frac{<0,02}{11,8}$	$\frac{0,06}{0,10}$	$\frac{-}{25401}$	$\frac{0,5}{74,3}$	$\frac{0,06}{21,2}$	$\frac{54,1}{709,1}$	$\frac{0,2}{27,4}$
залежь	$\frac{0,7}{10,2}$	$\frac{0,09}{0,41}$	$\frac{-}{19698}$	$\frac{0,3}{45,8}$	$\frac{0,4}{14,2}$	$\frac{11,8}{479}$	$\frac{1,1}{22,0}$
пастбище	$\frac{2,2}{14,9}$	$\frac{0,05}{0,08}$	$\frac{-}{23663}$	$\frac{0,2}{71,4}$	$\frac{0,09}{21,2}$	$\frac{20,3}{719,9}$	$\frac{0,07}{27,8}$
лесополо-са	$\frac{<0,02}{11,5}$	$\frac{0,05}{0,10}$	$\frac{-}{24018}$	$\frac{0,5}{69,3}$	$\frac{0,08}{21,3}$	$\frac{33,4}{676,3}$	$\frac{0,15}{26,1}$
фон	12,3	0,7	11100	34,9	14,1	560	11,2
Низменное Степное Заволжье							
пашня	$\frac{1,6 \pm 0,4}{9,5 \pm 0,3}$	$\frac{<0,02}{0,13 \pm 0,03}$	$\frac{-}{28434 \pm 181}$	$\frac{0,7 \pm 0,1}{55,9 \pm 3,0}$	$\frac{<0,01}{17,2 \pm 0,3}$	$\frac{21,5 \pm 5,7}{509,3 \pm 26,8}$	$\frac{0,14 \pm 0,07}{18,3 \pm 0,9}$
пар	$\frac{1,6}{11,8}$	$\frac{<0,02}{0,16}$	$\frac{-}{32013}$	$\frac{0,8}{111,6}$	$\frac{<0,01}{22,7}$	$\frac{23,2}{608,5}$	$\frac{0,15}{21,2}$
залежь	$\frac{1,6}{10,0}$	$\frac{<0,02}{0,12}$	$\frac{-}{27955}$	$\frac{0,7}{42,0}$	$\frac{<0,01}{17,3}$	$\frac{19,8}{341,4}$	$\frac{<0,01}{20,2}$
пастбище	$\frac{1,9}{9,7}$	$\frac{<0,02}{0,16}$	$\frac{-}{26067}$	$\frac{1,0}{53,6}$	$\frac{<0,01}{17,2}$	$\frac{14,5}{466,5}$	$\frac{0,07}{19,9}$
лесополо-са	$\frac{2,0}{10,4}$	$\frac{<0,02}{0,15}$	$\frac{-}{26160}$	$\frac{0,8}{46,7}$	$\frac{<0,01}{17,4}$	$\frac{31,3}{418,2}$	$\frac{0,07}{19,8}$
фон	9,8	0,8	7780	31,0	10,9	380,0	39,6
Низменное лесостепное Заволжье							
пашня	$\frac{1,6 \pm 0,3}{8,5 \pm 1,0}$	$\frac{<0,02}{0,09 \pm 0,02}$	$\frac{-}{13721 \pm 5963}$	$\frac{0,23 \pm 0,07}{58,8 \pm 5,7}$	$\frac{<0,01}{16,1 \pm 1,5}$	$\frac{30,9 \pm 12,0}{406,6 \pm 65,3}$	$\frac{<0,01}{26,6 \pm 1,6}$
пар	$\frac{1,7}{18,0}$	$\frac{<0,02}{0,07}$	$\frac{-}{12757}$	$\frac{0,2}{91,4}$	$\frac{<0,01}{19,1}$	$\frac{52,5}{753,6}$	$\frac{0,12}{31,7}$
залежь	$\frac{0,9}{19,4}$	$\frac{<0,02}{0,09}$	$\frac{-}{16056,3}$	$\frac{0,5}{80,6}$	$\frac{<0,01}{29,8}$	$\frac{30,9}{1038,6}$	$\frac{0,12}{34,2}$

Сельско-хозяйственные угодья	Содержание ТМ в верхнем слое почв основных ландшафтов, мг/кг						
	Pb	Cd	Fe	Zn	Cu	Mn	Cr
пастбище	<u>0,6</u> 20,1	<u>&lt;0,02</u> 0,07	= 15553	<u>0,7</u> 89,3	<u>&lt;0,01</u> 28,6	<u>63,6</u> 1785,9	<u>0,23</u> 30,5
лесополо-са	<u>4,0</u> 16,9	<u>&lt;0,02</u> 0,07	= 8532	<u>2,6</u> 59,9	<u>&lt;0,01</u> 17,4	<u>74,6</u> 386,6	<u>&lt;0,01</u> 24,8
фон	13,4	0,50	9100	31,1	9,8	455	16,0
Прикондурчинская лесостепь							
пашня	<u>0,5±0,3</u> 11,0±0,6	<u>0,06±0,01</u> 0,39±0,03	= 24198±1550	<u>0,5±0,2</u> 45,3±0,8	<u>0,25±0,05</u> 14,7±1,4	<u>28,9±1,8</u> 446±93	<u>1,3±1,0</u> 8,3±2,5
пар	<u>0,8</u> 12,4	<u>0,10</u> 0,42	= 24345	<u>0,4</u> 46,2	<u>0,5</u> 15,4	<u>29,6</u> 543	<u>0,5</u> 12,8
залежь	<u>0,2</u> 11,2	<u>0,06</u> 0,36	= 22751	<u>0,3</u> 44,8	<u>0,2</u> 13,6	<u>28,3</u> 543,0	<u>0,9</u> 7,9
пастбище	<u>0,3</u> 10,3	<u>0,05</u> 0,41	= 23292	<u>0,6</u> 45,7	<u>0,2</u> 14,8	<u>27,8</u> 507,0	<u>1,8</u> 8,9
лесополо-са	<u>0,7</u> 11,5	<u>0,05</u> 0,38	= 24671	<u>0,6</u> 46,1	<u>0,2</u> 14,9	<u>30,7</u> 505,0	<u>2,0</u> 5,9
фон	15,4	0,61	10320	37,2	12,6	525	23,0
Лесостепь Высокого Заволжья							
пашня	<u>0,5±0,1</u> 11,8±0,7	<u>0,06±0,02</u> 0,44±0,04	= 23484±606	<u>0,4±0,1</u> 36,9±0,1	<u>0,2±0,1</u> 16,5±2,6	<u>25,2±1,9</u> 676±143	<u>5,9±4,6</u> 29,0±10,5
пар	<u>0,4</u> 12,6	<u>0,04</u> 0,40	= 24470	<u>0,5</u> 36,8	<u>0,1</u> 14,9	<u>18,2</u> 576	<u>0,9</u> 40,4
залежь	<u>0,4</u> 13,0	<u>0,04</u> 0,43	= 25000	<u>0,4</u> 36,9	<u>0,1</u> 20,0	<u>17,6</u> 716	<u>5,3</u> 52,6
пастбище	<u>0,2</u> 12,0	<u>0,06</u> 0,43	= 21302	<u>0,1</u> 36,8	<u>0,2</u> 20,4	<u>9,7</u> 619	<u>7,8</u> 64,8
лесополо-са	<u>1,3</u> 24,4	<u>0,1</u> 0,35	= 15831	<u>3,1</u> 36,9	<u>0,5</u> 15,5	<u>23,5</u> 587	<u>2,7</u> 50,2
фон	12,6	0,78	10830	34,9	15,0	500	49,6
Приволжская возвышенность							
пашня	<u>1,6±0,6</u> 11,0±0,4	<u>0,03±0,01</u> 0,08±0,03	= 12650±1689	<u>0,22±0,08</u> 58,2±3,05	<u>&lt;0,01</u> 17,4±1,1	<u>31,8±13,4</u> 476,9±30,8	<u>&lt;0,01</u> 32,5±1,1
пар	<u>0,5</u> 7,4	<u>0,02</u> 0,09	= 7769	<u>0,4</u> 44,3	<u>&lt;0,01</u> 13,0	<u>19,5</u> 346,1	<u>0,07</u> 23,2
залежь	<u>&lt;0,2</u> 4,6	<u>&lt;0,02</u> 0,07	= 3347	<u>0,1</u> 21,8	<u>&lt;0,01</u> 8,2	<u>16,8</u> 236,6	<u>&lt;0,01</u> 11,7
пастбище	<u>0,25</u> 7,4	<u>0,03</u> 0,08	= 5351	<u>0,3</u> 29,1	<u>&lt;0,01</u> 9,8	<u>51,8</u> 523,8	<u>0,07</u> 16,6
лесополо-са	<u>1,2</u> 12,3	<u>&lt;0,02</u> 0,08	= 11983	<u>0,5</u> 62,4	<u>&lt;0,01</u> 18,1	<u>42,7</u> 553,4	<u>0,15</u> 30,9
фон	12,7	0,54	8920	28,2	10,3	342	22,0
ПДК	<u>6,0</u> 32,0	<u>1,0</u> 2,0	= 38000	<u>23,0</u> 220,0	<u>3,0</u> 132,0	<u>140,0</u> 1500,0	<u>6,0</u> 100,0

Таблица 7.1. Классы опасности химических веществ

Класс опасности	Химическое вещество
1	Мышьяк, кадмий, ртуть, свинец, селен, цинк, фтор, бенз(а)пирен
2	Бор, кобальт, никель, молибден, медь, сурьма, хром
3	Барий, ванадий, вольфрам, марганец, стронций, ацетофенон

Таблица 7.2. Содержание тяжелых металлов в почвах сельскохозяйственных угодий

Элемент	ПДК, мг/кг	Глубина отбора почвенных образцов, см							
		5-15	15-35	0-25	25-40	5-20	20-40	0-20	20-40
Pb	30,0	12,9	12,8	11,6	10,6	13,2	13,3	12,9	12,6
Zn	100,0	72,0	70,4	62,8	50,3	63,2	65,5	66,8	66,6
Cu	55,0	22,5	22,7	23,7	18,4	22,5	22,5	20,9	21,0
Ni	85,0	51,8	54,5	55,1	47,2	54,7	56,6	49,4	49,4
Co	36,0	13,8	14,4	13,9	11,9	14,8	15,0	13,9	13,7
Cr	100,0	28,8	30,2	26,4	12,9	28,5	30,5	27,6	27,9

Таблица 7.2.1. Оценка степени загрязнения почв

Элемент	ед. ПДК								Степень опасност и
	1	2	3	4	5	6	7	8	
	5-15	15-35	0-25	25-40	5-20	20-40	0-20	20-40	1-8
Pb	0,43	0,43	0,39	0,35	0,44	0,44	0,43	0,42	чистая
Zn	0,72	0,70	0,63	0,50	0,63	0,65	0,67	0,67	
Cu	0,41	0,41	0,43	0,33	0,41	0,41	0,38	0,38	
Ni	0,61	0,64	0,65	0,55	0,64	0,66	0,58	0,58	
Co	0,38	0,4	0,39	0,33	0,41	0,42	0,39	0,38	
Cr	0,29	0,30	0,26	0,13	0,29	0,30	0,28	0,28	

Таблица 7.4. Критерии оценки степени загрязнения почв органическими веществами

Содержание в почве, мг/кг	Класс опасности соединения		
	1	2	3
> 5 ПДК	Очень сильная	Очень сильная	Сильная
От 2 до 5 ПДК	Очень сильная	Сильная	Средняя
От 1 до 2 ПДК	Слабая	Слабая	Слабая

Таблица 7.5. – Показатели уровня загрязнения земель нефтью и нефтепродуктами

Соединение	Уровень загрязнения, мг/кг				
	допустимый	низкий	средний	высокий	очень высокий
Нефть и нефтепродукты	ПДК	1000 -2000	2000 - 3000	3000 - 5000	5000

Таблица 7.3. Критерии оценки степени загрязнения почв неорганическими веществами  
(СанПиН 2.1.7.1287-03)

Категории загряз- нения	Суммарный показатель загрязнения (Zc)	Содержание в почве (мг/кг)		
		I класс опасности	II класс опасности	III класс опасности
		Неорганические соедине- ния	Неорганические соедине- ния	Неорганические соедине- ния
Чистая	-	от фона до ПДК	от фона до ПДК	от фона до ПДК
Допустимая	< 16	от 2 фоновых значений до ПДК	от 2 фоновых значений до ПДК	от 2 фоновых значений до ПДК
Умеренно опасная	16 - 32			от ПДК до Kmax
Опасная	32 - 128	от ПДК до Kmax	от ПДК до Kmax	> Kmax
Чрезвычайно опас- ная	> 128	> Kmax	> Kmax	

Таблица 7.6. Расчет затрат на сельскохозяйственное производство на 1 га

Название с/х угодий и культур	Год севооборота	Семена			Минеральные удобрения			Стоимость 1 га обработки почв				Общая стоимость (гр.6+9+ +14), руб.
		Норма высева, ц/га	Стоимость 1ц, руб	всего, руб	Норма внесения, ц/га	Стоимость 1ц, руб	Стоимость, всего, руб.	Беспашка, руб./га	Посев, руб./га	Уход, руб./га	Стоимость обработки площади, руб.	
Озимая пшеница	1	2,2	1800	3960	2,8	1500	4200	3723		3723	13383	
Подсолнечник	2	0,4	4000	1600	2,0	2000	4000	3209		3209	9809	
Черный пар	3							1562		1562	1562	

Таблица 7.7. Расчет дохода с 1 га пашни при схеме севооборота

Наименование с/х культуры	У Урожайность, ц/га	Цр цена реализации, руб/ц	Цена реализации продукции с 1 га , руб (гр.2*3)	Затраты на 1га , руб	Упущенная выгода (доход) за год, руб/га (гр.4-5)
1	2	3	4	5	6
Озимая пшеница	22,0	1000	22000	13383	8528
Подсолнечник	15,0	2000	30000	9809	20102
Черный пар	-	-	-	1562	-1562
Итого за 3 года					27068

«УТВЕРЖДАЮ»

Руководитель ЗАО «Бобровское»

Владимир Викторович Игонин

### СПРАВКА

**О внедрении в производственную деятельность результатов научно-исследовательской работы кандидата биологических наук, доцента кафедры «Садоводство, ботаника и физиология растений» ФГБОУ ВО «Самарская ГСХА» Троц Натальи Михайловны по теме: «Оценка транслокации тяжелых металлов в агроценозах Самарской области под влиянием природных и антропогенных факторов»**

Результаты исследований Н.М. Троц, связанные с агроэкологической оценкой сои сорта Самер 3, возделываемой на площади 1000 га, используются в хозяйстве с 2013 г. и учтены при разработке технологии возделывания культуры.

Выявлено, что инокуляцией семян сочетанием ризоторфина и гумариза, дает максимальный условно чистый доход - 32378 руб/га, лучшую рентабельность - 207% при наименьшей себестоимости 1 тонны зерна - 6509 руб/т.

Количественные данные содержания тяжелых металлов в почве, зерне сои служат основой экомониторинга получаемой продукции.

Руководитель ЗАО «Бобровское»  В. В. Игонин



«УТВЕРЖДАЮ»  
Заместитель генерального директора  
по производству и общим вопросам  
АО «ВОЛГОНИИГИПРОЗЕМ»  
Кирсанов И.Н.  
« 26 » 02 2018 г.

### СПРАВКА

**О внедрении в инженерно-экологические работы результатов научно-исследовательской работы кандидата биологических наук, доцента кафедры «Садоводство, ботаника и физиология растений» ФГБОУ ВО «Самарская ГСХА» Троц Натальи Михайловны по теме: «Оценка транслокации тяжелых металлов в агроценозах Самарской области под влиянием природных и антропогенных факторов»**

Результаты исследований Н.М. Троц, связанные с оценкой накопления тяжелых металлов в почвах Самарской области применялись в ОАО «ВолгоНИИгипрозем» с 2008 года для агрохимической характеристики почв, оценки загрязнения почв тяжелыми металлами и нефтепродуктами, разработке мероприятий экологического мониторинга в предпроектах и проектах:

1.«Проект рекультивации нарушенных и загрязненных земель в результате порыва трубопровода «Горбатовское месторождение - АГЗУ №1» ОАО «Самаранефтегаз» (нефтепровод инв. №5078) в границах Волжского района Самарской области», 2008

2. «Сбор нефти и газа со скважин №№552,556,638 Михайловско-Коханского месторождения ОАО "Самаранефтегаз"», 2011

3.«Система заводнения скважины №562 Михайловско-Коханского месторождения ОАО "Самаранефтегаз"», 2011

4.«Сбор нефти и газа со скважин №№107,131 Смагинского месторождения ОАО "Самаранефтегаз"», 2011

5.Заключение по почвенно-мелиоративному обследованию засоленных и загрязненных земель в результате производственной деятельности ОАО Самаранефтегаз» на территории Самарской области в районе Южной группы месторождений, 2012 г. : В проекте отражены результаты обследования 63,8 га земель, выявлены засоленные и загрязненные почвы. Рассчитаны (по ценам 2012



**ВолгоНИИгипрозем®**

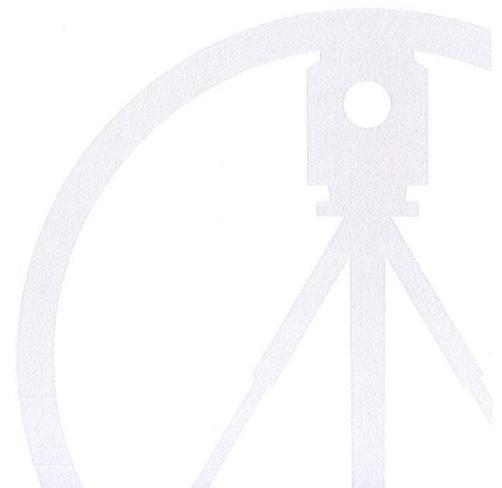
Акционерное общество  
«Волжский научно – исследовательский и проектно-  
изыскательский институт по землеустройству»  
АО «ВолгоНИИгипрозем»

Россия, 443063, г. Самара, ул. Ставропольская, 45  
тел. (846) 341-11-43 факс. (846) 999-30-99  
e-mail: [volgozem@e-sam.ru](mailto:volgozem@e-sam.ru)  
ИНН 6319097100 КПП 631901001

г): ущерб подлежащий компенсации, окружающей природной среде от загрязнения нефтью на площади 5,3 га – 2477,57 тыс. руб; затраты на восстановление нарушенных земель - 1896,4 тыс. руб; эколого-экономический ущерб снижения продуктивности земель от снижения плодородия и загрязнения окружающей среды - 10254,88 тыс. руб.

Начальник отдела №5 \_\_\_\_\_

Г.И. Чернякова



  
«УТВЕРЖДАЮ»  
Глава КФХ «Цирулев Е.П.»  
Евгений Павлович Цирулев



## СПРАВКА

**О внедрении в производственную деятельность результатов научно-исследовательской работы кандидата биологических наук, доцента кафедры «Садоводство, ботаника и физиология растений» ФГБОУ ВО «Самарская ГСХА» Троц Натальи Михайловны по теме: «Оценка транслокации тяжелых металлов в агроценозах Самарской области под влиянием природных и антропогенных факторов»**

Результаты исследований Н.М. Троц, связанные с агроэкологической оценкой 14 сортов картофеля Витесса элита, Розара суперэлита, Романо, Витессе, Розара, Колетте, Спринт элита, Лиони, Наташа, Розалинд, Ланорма, Роко, Винетта, Родрига, выращиваемого в условиях орошения, на посевных площадях 770 га, учтены при подборе экологически устойчивых сортов. Вывлчено, что наименьшее количество тяжелых металлов (кадмия, свинца, железа, цинка, меди, марганца) накапливают сорта (мг/кг): Колетте (16,37), Лиони (13,42), Розалинд (15,19). Наибольшее количество тяжелых металлов накапливает сорт Спринт элита (19,35).

Данные проведенного мониторинга содержания тяжелых металлов в почвах и растениях картофеля являются исходными для дальнейшего контроля за аккумуляцией токсикантов.

Главный агроном



А.А. Соловьев

«УТВЕРЖДАЮ»

Директор ООО «Сад»



Приволжского района Самарской области

Николай Николаевич Хохлов

### СПРАВКА

**О внедрении в производственную деятельность результатов научно-исследовательской работы кандидата биологических наук, доцента кафедры «Садоводство, ботаника и физиология растений» ФГБОУ ВО «Самарская ГСХА» Троц Натальи Михайловны по теме: «Оценка транслокации тяжелых металлов в агроценозах Самарской области под влиянием природных и антропогенных факторов»**

Результаты исследований Н.М. Троц, связанные разработкой эффективных приемов возделывания земляники садовой при условии капельного орошения в степной зоне Самарского Заволжья используются в ООО «Сад» Приволжского района Самарской области с 2011 года.

Внесении минеральной подкормки в сочетании с опоккой, позволили снизить содержание тяжелых металлов (кадмия, свинца, цинка, марганца, хрома, железа) и повысить уровень экономической эффективности на 16% и получить прибавку прибыли с 1 га до 140 тыс.руб.

Главный агроном,  
кандидат сельскохозяйственных наук:

А.В. Батманов