

МОСКОВСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ
имени М.В. ЛОМОНОСОВА
ГЕОЛОГИЧЕСКИЙ ФАКУЛЬТЕТ

На правах рукописи

Пэн Ичжоу

**Пороговые уровни загрязнения тяжёлыми металлами Cd, Pb и As
красноцветных грунтов по данным фитотестирования
(западная часть Сычуаньской впадины, Китай)**

Специальность 1.6.21. Геоэкология

ДИССЕРТАЦИЯ
на соискание ученой степени
кандидата геолого-минералогических наук

Научный руководитель:

кандидат геолого-минералогических наук,
доцент Григорьева Ия Юрьевна

Москва – 2025

ОГЛАВЛЕНИЕ

Введение.....	7
 Глава 1. Развитие и современное состояние исследований по фитотестированию	
1.1. История развития фитотестирования как метода биологической диагностики.....	13
1.1.1. Обзор методов биологической диагностики	13
1.1.2 История развития фитотестирования как инструмента биодиагностики.....	16
1.2. Фитотестирование как современный метод биодиагностики	18
1.2.1. Текущее состояние исследований по фитотестированию	18
1.2.2. Новые подходы, используемые в методах фитотестирования	20
1.3. Применение фитотестирования для оценки загрязнения грунтов тяжёлыми металлами	22
1.3.1. Свойства и поведение тяжёлых металлов в грунтах	22
1.3.2. Практическое применение фитотестирования для оценки уровня загрязнения грунтов тяжёлыми металлами.....	24
1.4. Недостатки и ограничения в оценке воздействия тяжелых металлов на экологическое состояние дисперсных грунтов	25
Выводы к главе 1	28
 Глава 2. Красноцветные грунты западной части Сычуаньской впадины: состав, структура, свойства и природные условия районов их распространения	
2.1. Природные условия Сычуаньской впадины	30
2.1.1. Характер рельефа Сычуаньской впадины	30
2.1.2. Климатические условия и характер растительности.....	32
2.1.3. Поверхностные и подземные воды	33
2.2. Формирование красноцветных грунтов	35
2.2.1. Геологические условия.....	35
2.2.2. Процессы образования красноцветных грунтов.....	37
2.3 Основные особенности состава красноцветных грунтов	39
2.3.1 Минеральный и гранулометрический состав.....	39
2.3.2. Физические и химические свойства.....	40
Выводы к главе 2	43
 Глава 3. Отбор образцов красноцветных грунтов, оценка показателей их состава и свойств .44	
3.1. Отбор и подготовка образцов	44
3.2. Методы анализа свойств красноцветных грунтов.....	51

3.3. Характеристики состава и свойств образцов красноцветных грунтов	54
3.3.1. Минеральный состав и микростроение грунтов.....	54
3.3.2. Гранулометрический состав	58
3.3.3. Физические свойства	59
3.3.4. Химические составы и свойства.....	59
3.3.5. Содержание тяжёлых металлов	61
Выводы к главе 3	67
 Глава 4. Существующий уровень загрязнения тяжёлыми металлами красноцветных грунтов западной части Сычуаньской впадины, источники загрязнения.....	68
4.1. Методы оценки загрязнения грунтов тяжёлыми металлами, выявление источников....	68
4.1.1. Методы оценки уровня загрязнения	68
4.1.2. Методы выявления источников загрязнения	70
4.2. Результаты оценки уровня загрязнения тяжелыми металлами красноцветных грунтов и анализ их пространственного распределения.....	72
4.2.1. Оценка уровня загрязнения по индексу геоаккумуляции (I_{geo})	72
4.2.2. Оценка уровня загрязнения по индексу Немеро (NPI).....	73
4.2.3. Оценка уровня загрязнения по индексу потенциального экологического риска (PERI)	
.....	74
4.3. Идентификация и количественная оценка вклада источников загрязнения тяжёлыми металлами в красноцветных грунтах	75
4.3.1. Выявление источников загрязнения на основе модели APSCS-MLR	75
4.3.2. Выявление источников загрязнения на основе модели PMF	85
4.3.3. Сравнительный анализ моделей PMF и APSCS-MLR для идентификации основных источников загрязнения	88
Выводы к главе 4	89
 Глава 5. Применение фитотестирования для оценки воздействия текущего состава красноцветных грунтов из западной части Сычуаньской впадины на рост высших растений и анализ основных факторов влияния	90
5.1. Отбор растений и характеристика их свойств	90
5.1.1. Критерии отбора растительных видов.....	90
5.1.2. Применимость сорго (<i>Sorghum bicolor L.</i>) и рапса (<i>Brassica napus L.</i>) в качестве растений для фитотестирования.....	91
5.2 Экспериментальная оценка влияния текущего состава красноцветных грунтов на рост растений.....	94

5.2.1. Методика экспериментальных исследований по фитотестированию	94
5.2.2. Условия тестирования и показатели контроля	97
5.2.3. Оценка острой фитотоксичности для используемых растений.....	98
5.3. Анализ механизмов воздействия основных грунтовых факторов на рост высших растений	101
5.3.1. Характеристика факторов грунтовой среды	101
5.3.2. Построение модели корреляции между ростом растений и факторами грунтовой среды	104
5.3.3. Анализ результатов модели: идентификация и обсуждение ключевых факторов влияния.....	106
Выводы к главе 5	113
 Глава 6. Методика экспериментальной оценки пороговых уровней загрязнения тяжелыми металлами (Cd, Pb и As) красноцветных грунтов в отношении культур рапса (<i>Brassica napus L.</i>) и сорго (<i>Sorghum bicolor L.</i>)	114
6.1 Структура и методика экспериментального исследования	114
6.2 Схема эксперимента для одиночного и смешанного загрязнения.....	117
6.2.1. Схема подготовки моделей загрязнения красноцветных грунтов тяжелыми металлами	117
6.2.2. Выбор тяжелых металлов и определение модельных концентраций.....	119
6.3. Подготовка образцов и установка экспериментальных условий.....	121
6.4. Статистическая обработка результатов фитотестирования	125
6.5. Методы оценки пороговых уровней для одиночного загрязнения тяжелыми металлами	126
6.5.1. Выбор индикаторов для оценки пороговых уровней	126
6.5.2. Методы расчета пороговых уровней для одиночных загрязнителей	127
6.5.3. Методы расчёта пороговых уровней для смешанных загрязнителей	131
Выводы к главе 6	134
 Глава 7. Пороговые уровни загрязнения тяжелыми металлами (Cd, Pb и As) в красноцветных грунтах при одиночном и смешанном загрязнении для рапса (<i>Brassica napus L.</i>) и сорго (<i>Sorghum bicolor L.</i>)	135
7.1. Точность моделей и их различия	135
7.1.1. Точность прогностических моделей при одиночном загрязнении Cd, Pb и As.....	135
7.1.2. Точность прогнозных моделей роста растений при смешанном загрязнении Cd, Pb и As	138

7.2. Реакция роста рапса (<i>Brassica napus L.</i>) и сорго (<i>Sorghum bicolor L.</i>) при одиночном и смешенном загрязнении Cd, Pb и As в красноцветных грунтах	143
7.2.1. Ростовые реакции применяемых растений при одиночном загрязнении красноцветных грунтов	144
7.2.2. Ростовые реакции при смешанном загрязнении.....	154
7.3. Механизмы воздействия отдельных и смешанных загрязнителей Cd, Pb и As на рост применяемых для фитотестирования растений.....	165
7.3.1 Различия в механизмах действия одиночных и смешанных загрязнений Cd, Pb и As	165
7.3.2 Концентрационно-зависимые динамические взаимодействия Cd, Pb и As при смешанном загрязнении: реакция рапса и сорго	167
7.3.3 Чувствительность применяемых растений к одиночному и смешанному загрязнению красноцветных грунтов Cd, Pb и As.....	169
7.3.4 Различия в росте рапса и сорго при разном содержании карбоната кальция (CaCO ₃) в красноцветных грунтах	171
Выводы к главе 7	175
Глава 8. Стратегии восстановления территорий распространения красноцветных грунтов, загрязненных тяжёлыми металлами на основе выявленных пороговых значений для сельскохозяйственных культур и перспективы дальнейших исследований	177
8.1. Экологический мониторинг и рекомендации по восстановлению красноцветных грунтов с превышением нормативов по тяжёлым металлам.....	177
8.1.1. Стратегии дифференцированного управления и мониторинга на основе оценки текущего уровня загрязнения	178
8.1.2 Источники загрязнения и система технологий комплексного восстановления	179
8.1.3. Оптимизация траекторий восстановления и частоты мониторинга на основе фитотестирования	180
8.2. Управление состоянием территорий распространения красноцветных грунтов, загрязненных тяжёлыми металлами, на основе выявленных пороговых концентраций	181
8.2.1. Применение концентрационных пороговых значений в системе регионального раннего предупреждения о загрязнениях	181
8.2.2. Методика применения концентрационных порогов для управления выращиванием сельскохозяйственных культур	182
8.2.3. Интеграция концентрационных пороговых значений в стратегии реализации технологий восстановления грунтов.....	184

8.2.4. Разработка региональной базы данных концентрационных пороговых значений и перспективы её использования.....	185
8.3. Перспективы дальнейших исследований красноцветных грунтов, загрязненных тяжёлыми металлами	186
Выводы к главе 8	188
Заключение	189
Список литературы	193
Приложение	208
Приложение А. Диаграммы XRD-анализа образцов красноцветных грунтов	208
Приложение Б. Содержание тяжёлых металлов в образцах красноцветных грунтов, применяемых пестицидах и минеральных удобрениях	210
Приложение В. Результаты аппроксимации по модели Positive Matrix Factorization (PMF).....	212
Приложение Г. Теоретически рассчитанные концентрации загрязняющих растворов и анализ содержания тяжёлых металлов в фильтратах	213
Приложение Д. Результаты фитотестирования при одиночном и смешанном загрязнении красноцветных грунтов Cd, Pb и As: сводные графики и статистические показатели	216

Введение

Актуальность работы. Сычуаньская впадина, являясь одним из важнейших зерновых регионов Китая, отличается широким распространением красноцветных грунтов, которые в результате многолетней интенсивной сельскохозяйственной деятельности подвергаются серьёзной угрозе многокомпонентного загрязнения тяжёлыми металлами.

Несмотря на наличие общенационального стандарта качества почвы (GB 15618–2018), его универсальный характер снижает точность и эффективность оценки уровней загрязнения именно для красноцветных грунтов Сычуаньской впадины. Традиционные химические методы анализа, хотя и позволяют получить высокоточные данные по содержанию загрязнителей, требуют значительных финансовых затрат, квалифицированного персонала и продолжительного времени, при этом не отражают совокупного экологического влияния многокомпонентного загрязнения. В такой ситуации перспективным направлением становится фитотестирование — биологический метод, основанный на оценке реакции роста и развития растений. Ключевым параметром здесь служат пороговые концентрации токсичных элементов, определяющие максимально допустимый уровень их содержания, при котором растение сохраняет нормальные физиологические функции в конкретной среде (Ковальский 1963, 1974). Для Сычуаньской впадины наиболее целесообразно устанавливать данные пороговые показатели на основе местных культур с целью быстрого выявления потенциально загрязнённых сельскохозяйственных угодий и своевременного предупреждения экологических рисков.

Степень разработанности темы исследования. Значительный вклад в изучение загрязнения красноцветных грунтов Сычуаньской впадины тяжёлыми металлами (пространственное распределение, накопление элементов, источники загрязнения и их опасность для сельскохозяйственных культур) внесли Liu Shuling, Liu Hanhu, Mengling Yang, Han Weiqiang, Du Jing, Wang Guiyin, Peng Yizhou, Ji Yang, Wang Juwei, Zhang Chengjiang и Tan Heping. Методологическую основу фитотестирования (физиологические механизмы токсичности, биоиндикаторы, поглощение и транспорт металлов, стандартизация методов) сформировали работы А.А. Алтаевой, И.Ю. Григорьевой, С.И. Колесникова, О.В. Николаевой, Е.В. Прудниковой, А.А. Рахлеевой, В.А. Тереховой, A.Barochshi, S.K. Mkumbo, M.Riaz, N.Vryncianu, A.Branzini, V.Ernst, M. Verloo, B.Prasad, E.Almeshyan, Lavli Shivkhare, Mihaela Roshka, Yan Lu, V.Ramirez и многих других.

Однако в большинстве исследований не учтена пороговая зависимость реакции биосистем от концентрации металлов при смешанном загрязнении. В целом фитотестирование на грунтах Сычуаньской впадины ограничено, взаимодействия металлов (синергизм, антагонизм, аддитивность) изучены недостаточно, отсутствует комплексная токсикологическая оценка с

учётом реакции местных культур.

Цель и задачи исследования. На основе методов фитотестирования проанализировать влияние состава красноцветных грунтов на рост типичных местных культур — рапса (*B. napus* L.) и сорго (*S. bicolor* L.), а также оценить пороговые уровни загрязнения характерными тяжёлыми металлами (Cd, Pb и As) и их различными комбинациями, с целью выявления процессов миграции, трансформации, взаимодействия и биотоксичности данных элементов, а также определения их экологической значимости.

Достижение цели работы сводилось к решению следующих *задач*.

1. Провести системное исследование состава, свойств и особенностей генезиса красноцветных грунтов западной части Сычуаньской впадины, учитывая природные условия региона.
2. С учётом таких распространённых тяжёлых металлов, как Cr, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb, Hg и As, оценить уровень загрязнения красноцветных грунтов, используемых под интенсивное сельскохозяйственное производство на западе Сычуаньской впадины, и выявить основные типы характерных загрязняющих веществ.
3. С помощью фитотестирования оценить совокупное влияние химического состава красноцветных грунтов на рост местных растений, а также установить, какие факторы оказывают наиболее выраженное стрессовое воздействие.
4. На основе результатов фитотестирования количественно определить пороговые уровни токсичности для Cd, Pb и As в условиях одиночного и комбинированного загрязнения.
5. Выявить механизмы дифференцированного воздействия тяжёлых металлов на физиологическое состояние растений в условиях одиночного и смешанного загрязнения, а также исследовать их синергетические и антагонистические эффекты.
6. Сравнить чувствительность различных растений и их отдельных органов к загрязнению тяжёлыми металлами, а также оценить влияние содержания CaCO₃ в грунте на биологическую доступность металлов и токсичность для растений.
7. Исходя из уровней загрязнения и пороговых параметров, определённых для характерных загрязнителей, предложить целевые меры по восстановлению территорий распространения красноцветных грунтов.

Объектами исследования являются красноцветные грунты западной части Сычуаньской впадины, их характерные загрязняющие вещества (Cd, Pb, As), а также типичные местные сельскохозяйственные культуры: рапс (*B. napus* L.) и сорго (*S. bicolor* L.).

Фактический материал. Образцы красноцветных грунтов, использованных в настоящем исследовании, были отобраны автором в период с декабря 2021 года по январь 2022 года в западной части Сычуаньской впадины Китая. В процессе отбора проб использовались

соответствующие инструменты и оборудование, геологическая карта масштаба 1:200 000 (Sichuan Geological Bureau Oil Census Brigade, 1960), «Карта типов грунтов Китая» (Gao et al., 2000) и данные дистанционного зондирования, предоставленные 405-й геологоразведочной партией Управления по разведке и разработке минеральных ресурсов провинции Сычуань, которая также оказывала содействие в ходе полевых исследований. Семена, используемые в фитотоксикологических экспериментах (включая 10 видов растений и их многочисленные сорта на предварительном этапе тестирования), были получены автором от Управления семеноводства города Чэнду. Оборудование и реагенты, необходимые для проведения фитотестирования, были предоставлены Ией Юрьевной.

Научная новизна исследования

1. Реализован комплексный подход к выявлению источников накопления тяжёлых металлов (Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb, Hg) в красноцветных грунтах с применением моделей APCS-MLR, PMF и методов корреляционного анализа, что обеспечило принципиально новую дифференцированную оценку вклада природных и антропогенных факторов.

2. Разработан новый комплексный подход к эколого-геологическому анализу состава и свойств красноцветных грунтов, включающий интегрированную методику фитотестирования (на основе культур *B. napus* L. и *S. bicolor* L.). В сочетании с многофакторными статистическими инструментами (RDA, XGBoost-SHAP) это позволило системно выявить и количественно подтвердить ведущую роль Cd и As в подавлении роста растений.

3. Определены пороговые концентрации (IC_{50} и EC_{150}) Cd, Pb и As при одиночном и смешанном загрязнении красноцветных грунтов, выявлена смена антагонистического взаимодействия металлов синергическим и аддитивным при повышенных дозах, что углубляет представления о совокупной токсичности исследуемых тяжёлых металлов и As.

4. На примере грунтов с различным содержанием карбоната кальция (29 и 5%) установлена ведущая роль CaCO_3 в снижении биодоступности и фитотоксичности Cd, Pb и As; раскрыты механизмы миграции и трансформации данных металлов в карбонат-содержащих красноцветных грунтах.

Теоретическая и практическая значимость

1. На основе анализа состава красноцветных грунтов из района Сычуаньской впадины определены приоритетные загрязнители, выявлены их источники и проведена оценка существующих уровней загрязнения.

2. Рассчитаны пороговые уровни токсичности (IC_{50} и EC_{150}) при одиночном и смешанном загрязнении, которые позволили подтвердить ключевую роль Cd, Pb и As в угнетении роста растений и служат ориентиром для последующего проведения работ по фиторемедиации.

3. Использование для фитотестирования широко культивируемых в рассматриваемом

регионе культур (рапса и сорго) позволит упростить оценку уровня загрязнения и повысить эффективность мониторинга, а полученные в работе результаты могут быть применены при разработке региональных экологических стандартов.

4. Сформирована модель миграции и биологической доступности Cd, Pb и As в красноцветных грунтах с учётом их химико-минерального состава, что проясняет механизмы влияния многокомпонентного загрязнения в системе «грунт–растение».

5. Учёт выявленных «дозо–эффектных» соотношений при совместном воздействии тяжёлых металлов повышает точность прогноза загрязнения и позволяет совершенствовать экотоксикологические подходы.

6. Установлена регуляторная роль CaCO₃ в биодоступности Cd, Pb и As, что даёт возможность оптимизировать методы восстановления территорий распространения загрязнённых красноцветных грунтов.

Основные методы исследований. Работа выполнена по интегрированной схеме, ориентированной на реальные задачи аграрного применения и экологической безопасности красноцветных грунтов: полевое обследование → типизация грунтов по содержанию CaCO₃ (29 % и 5 %) → оценка исходного ингибиования роста → выделение ключевых факторов → идентификация целевых металлов → анализ их порогового содержания при одиночном и смешанном загрязнении. Уровни и источники загрязнения определены с использованием методов APCS-MLR — метода абсолютных главных компонент с множественной линейной регрессией (Absolute Principal Component Scores – Multiple Linear Regression) и PMF — метода положительной матричной факторизации (Positive Matrix Factorization). Проведено более 2000 фитотестирований (*B. napus* L., *S. bicolor* L.), по результатам которых Cd, As и CaCO₃ выделены как основные детерминанты отклика применяемых для фитотестирования культур. Пороговые уровни EC₁₅₀/IC₅₀ для одиночных воздействий оценены по дозо-эффектным моделям TSK (*Trimmed Spearman–Karber*) и VSL (*Variable-Slope Logistic*); для смесей применена модифицированная модель TU (аддитивность/синергизм/антагонизм). Минералогические и химические анализы выполнены стандартными методами; геостатистическая обработка и моделирование — в средах R/Python и ГИС. Часть аналитического оборудования, использованного в исследовании, приобретена за счёт средств Программы развития МГУ имени М.В. Ломоносова.

Защищаемые положения

1. Красноцветные грунты в пределах западной части Сычуаньской впадины широко загрязнены тяжёлыми металлами, их содержание превышает фоновые значения и достигают пороговых уровней. Основными источниками повышенного содержания Cr, Cu и Pb является унаследованность состава красноцветных грунтов от исходных пород и органические удобрения

сельскохозяйственных животных; As и Cd – применение пестицидов и минеральных удобрений; Zn и Ni – промышленные сточные воды.

2. Существующие значения показателей состава, состояния и свойств красноцветных грунтов в западной части Сычуаньской впадины значительно подавляют рост рапса (*B. napus L.*) и сорго (*S. bicolor L.*). Основные факторы воздействия — содержание мышьяка (As) и кадмия (Cd), а также карбоната кальция (CaCO_3).

3. Пороговые уровни загрязнения красноцветных грунтов Cd, Pb и As в условиях одиночного и смешанного загрязнения зависят от содержания CaCO_3 . В грунте с высоким содержанием CaCO_3 (29 %) одиночное загрязнение Cd ($1\text{--}20 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$) стимулирует рост рапса, тогда как влияние на сорго незначительно. Pb ($100\text{--}2000 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$) и As ($20\text{--}500 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$) индуцируют дозозависимое ингибирирование. При смешанном загрязнении ингибирирование роста усиливается, при этом смеси с As наиболее токсичны. В грунте с низким содержанием CaCO_3 (5 %) все пороговые уровни ниже, ингибирующий эффект проявляется на ранних стадиях.

4. Механизм воздействия Cd, Pb и As на культуры высших растений при одиночном и смешанном загрязнении существенно различается в красноцветных грунтах с разным содержанием CaCO_3 , что приводит к различиям при оценке фитотоксичности. При одиночном загрязнении Cd, Pb и As оказывают специфическое воздействие, тогда как при смешанном загрязнении ионы этих металлов конкурируют за связывание с Ca^{2+} и CO_3^{2-} , образуя комплексы, изменяющие их ионную активность и вызывающие в растениях ответные реакции, связанные с антагонистическими, синергетическими или аддитивными взаимодействиями.

Апробация работы. Основные результаты диссертации доложены и обсуждены на: X Международной научной конференции молодых учёных «Молодые – Наукам о Земле» (Москва, 2022); Международной молодежной научной школе «Ремедиация почв: инновационные подходы к восстановлению экологических функций» (Москва, 2023); XXXI Международной конференции студентов, аспирантов и молодых учёных «Ломоносов» (Москва, 2024).

Публикации автора по теме диссертации. Результаты проведенных исследований, основные положения и вопросы, рассматриваемые в диссертации, изложены в 5 статьях, опубликованных в рецензируемых научных изданиях, которые рекомендованы для защиты в диссертационном совете МГУ по специальности 1.6.21. Геоэкология: «Geology, Ecology, and Landscapes» (2025), «Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология» (2024), «Ecological Indicators» (2024), «Science of the Total Environment» (2024).

Личный вклад автора заключается в сборе, обработке и анализе литературных и архивных материалов; выборе участков исследования и отборе проб красноцветных грунтов; лабораторном анализе свойств грунтов; проведении фитотестирования как на исходных образцах красноцветных грунтов, так и на образцах с модельным загрязнением Cd, Pb и As; оценке влияния

текущего состояния красноцветных грунтов на рост характерных сельскохозяйственных культур региона; выявлении ключевых факторов и расчёте пороговых концентраций для рапса и сорго при различных условиях загрязнения.

Структура и объем работы. Диссертация изложена на 226 страницах основного текста, включающего введение, восемь глав, заключение и список литературы (193 источника, в том числе 11 фондовых), и дополнена 5 приложениями. Текст содержит 72 иллюстрации и 35 таблиц.

Благодарности. Автор выражает глубокую признательность своему научному руководителю — доценту И. Ю. Григорьевой за всестороннюю поддержку, конструктивные замечания и научное руководство, которые внесли неоценимый вклад в разработку и реализацию настоящего исследования. Автор также выражает благодарность всему коллективу кафедры инженерной и экологической геологии геологического факультета МГУ имени М. В. Ломоносова под руководством профессора В.Т. Трофимова за оказанную поддержку и ценные рекомендации в процессе выполнения исследования. Особую признательность автор выражает С.К. Николаевой, Т.Н. Лубковой (кафедра геохимии), В.В. Крупской, С. А. Гараниной, С. В. Закусину и М. С. Чернову за помощь в проведении специальных исследований для части экспериментальных образцов.

Глава 1. Развитие и современное состояние исследований по фитотестированию

1.1. История развития фитотестирования как метода биологической диагностики

1.1.1. Обзор методов биологической диагностики

На ранних этапах исследований в области экологических наук учёные осознали необходимость разработки эффективных методов для оценки воздействия загрязнений на экосистемы. Традиционные методы, хотя и способны точно количественно определять концентрацию загрязняющих веществ в окружающей среде, не позволяли выявлять их биологическую значимость и потенциальную опасность для экосистем. Таким образом, методы биологической диагностики, сокращенно биодиагностики, появились как способ предоставления более комплексной и реалистичной оценки биологических эффектов загрязняющих веществ.

Биодиагностика — это метод экологической оценки состояния окружающей среды, основанный на наблюдении за реакциями живых организмов (индикаторов) на воздействие загрязняющих веществ, климатических факторов или изменений среды обитания. В отличие от аналитических методов, биодиагностика выявляет интегральный биологический эффект воздействия, включая кумулятивные и латентные формы токсичности (Андреев, 2007; ГОСТ Р 51705.1–2001). Истоки методов биодиагностики можно проследить до конца XIX — начала XX века, когда учёные начали понимать, что живые организмы, особенно растения и микроорганизмы, обладают высокой чувствительностью к загрязняющим веществам в окружающей среде. Первые методы биодиагностики основывались на наблюдении за поведением и реакцией роста организмов, которые использовались в качестве индикаторов состояния окружающей среды. Например, оценка уровня загрязнения воды проводилась путём наблюдения за поведением, выживаемостью и ростом водных организмов — это стало важным направлением раннего применения биодиагностики (Глазовская, 1997; Левич, 1994; Мелехова, и др., 2010; Смуров, 2003; Gavrilescu, 2009).

Современные подходы к биодиагностике существенно расширили спектр используемых методов и повысили их эффективность благодаря структурированию и классификации подходов. В зависимости от целей экологической оценки, методы биодиагностики целесообразно структурировать, во-первых, по уровням организации биологических систем — на видовой и ценотический, отражающие индивидуальные и групповые реакции организмов на воздействие факторов среды. Во-вторых, методы можно классифицировать по типам используемых

биоиндикаторов: 1) фитодиагностика, основанная на реакции высших растений и водорослей; 2) микробиодиагностика, опирающаяся на изменения активности и состава почвенной и водной микрофлоры; 3) инсектоиндикация, использующая реакции насекомых и других беспозвоночных; 4) зоондикация, базирующаяся на отклике позвоночных животных. Такая классификация способствует более точному выбору биоиндикаторов и методов оценки в соответствии с конкретными экологическими задачами (Терехова, 2011).

С развитием экологических исследований методы биодиагностики постепенно превратились в систематизированные и стандартизированные технологии, особенно в XXI веке. Биодиагностика получила широкое распространение в мониторинге качества воды, грунтов и воздуха. Исследователи начали использовать растения и микроорганизмы для оценки загрязнителей в различных средах с целью лучшего понимания их экологического воздействия. С ускорением индустриализации и обострением экологических проблем биодиагностика стала важным инструментом для оценки и управления загрязнением окружающей среды. В отличие от традиционных методов анализа, биодиагностика не только позволяет выявлять наличие загрязнителей, но и через реакции организмов демонстрирует их биодоступность и совокупное воздействие на экосистемы (Cairns, Pratt, 1993). Например, Терехова В.А. (2011, 2022) исследовала применение биотестирования в экологической оценке загрязнённых грунтов и установила, что совмещение фитотестирования и тестирования на водных организмах позволяет более комплексно оценивать воздействие загрязняющих веществ на экосистему. Рахлеева А.А. и др. (2023) изучали чувствительность различных тест-организмов, включая инфузорий, к воздействию загрязняющих веществ и выявили, что определённые микроорганизмы обладают большей чувствительностью по сравнению с растениями, что делает их перспективными для экспресс-скрининга загрязнения.

Например, горчица белая (*Sinapis alba* L.) является одним из наиболее распространённых высших растений, применяемых в биотестировании, благодаря высокой чувствительности к различным видам загрязняющих веществ (рис. 1.1). Одноклеточная зелёная водоросль (*Scenedesmus quadricauda*) и водяная блоха (*Daphnia pulex*), относящиеся к водным тест-организмам, широко используются для оценки загрязнения водных экосистем, включая определение острой и хронической токсичности водных загрязнителей (Григорьева и др., 2024). Грунтовая нематода (*Caenorhabditis elegans*) часто применяется для исследования взаимодействий между растениями, микроорганизмами и животными в экосистеме. Среди микроорганизмов, используемых в биотестировании, важную роль играют спорообразующие бактерии рода *Bacillus* и молочнокислые бактерии (*Lactobacillus spp* L.). *Bacillus spp*. широко применяются в исследованиях, связанных с загрязнением тяжёлыми металлами, выступая в качестве биоиндикаторов и используясь в ремедиации загрязнённых грунта. В то же время

Lactobacillus spp. активно применяются в исследованиях воздействия загрязнителей на безопасность пищевых продуктов, включая мониторинг загрязнения молочных и ферментированных продуктов.

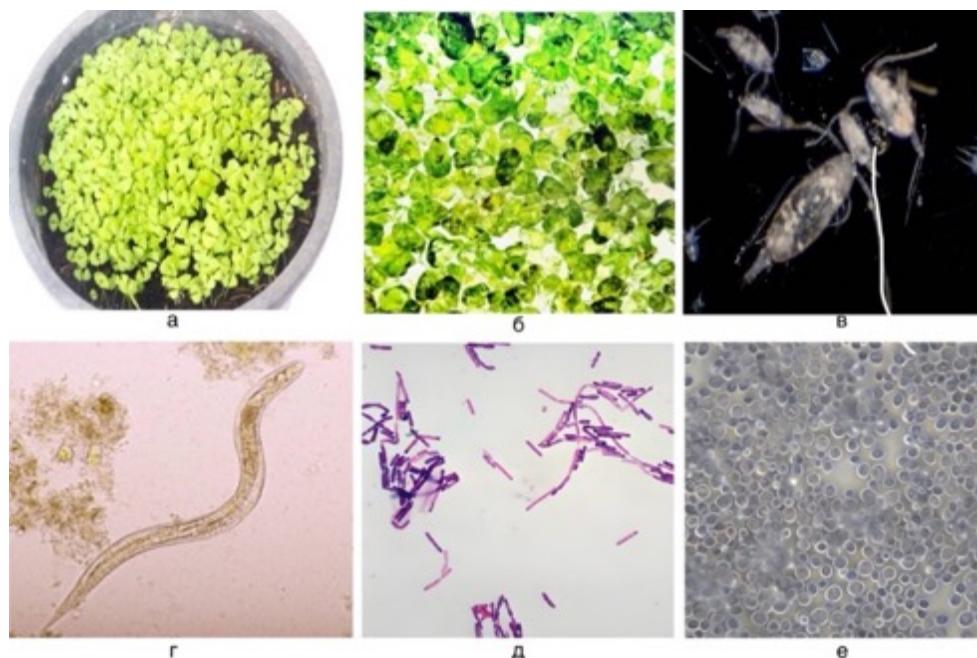


Рисунок 1.1. Типичные тест-объекты, используемые для биотестирования: а – высшие растения – сеянцы горчицы белой (*Sinapis alba* L.); б, в - водные организмы – зелёная водоросль (*Scenedesmus quadricauda*), водяная блоха (*Daphnia pulex*); г – почвенные животные – нематода (*Caenorhabditis elegans*); д, е – микроорганизмы – спорообразующие бактерии (*Bacillus spp.*), молочнокислые бактерии (*Lactobacillus spp.*) (фото-iStockphoto URL: <https://www.istockphoto.com/ru/>.)

Одним из заметных преимуществ биодиагностики является её биологическая значимость: она позволяет выявлять биодоступность загрязнителей и долгосрочные экологические риски. Эти методы напрямую отражают вредное воздействие загрязняющих веществ на экосистемы путём наблюдения за ростом, поведением, метаболизмом и репродуктивной способностью организмов, таких как растения, микроорганизмы, рыбы и насекомые.

Кроме того, методы биодиагностики могут обнаруживать скрытую токсичность, которая остаётся недоступной для химического анализа, особенно в случае наличия загрязнителей в низких концентрациях или их смешанного воздействия, что придаёт этим методам уникальную ценность для оценки состояния окружающей среды (Adams, Greeley, 2000). Например, Григорьева И.Ю. и др. (2024) применили фитотестирование и тестирование на водных организмах для изучения воздействия загрязняющих веществ на дисперсные грунты и доказали, что биотестирование является более эффективным методом оценки экологического состояния грунта по сравнению с традиционными химическими анализами.

В рамках этой области фитотестирование постепенно стало важным направлением биодиагностики, способным с высокой чувствительностью отражать биоаккумулятивный

эффект и токсичность загрязняющих веществ в окружающей среде. Измеряя показатели изменения роста, развития и метаболизма растений, исследователи могут точно оценить влияние загрязнений на организмы и их среду обитания. Кроме того, фитотестирование отличается относительно низкой стоимостью, простотой выполнения и высокой чувствительностью, что делает его особенно подходящим для широкомасштабного экологического мониторинга и долгосрочных оценок. Благодаря этим характеристикам фитотестирование широко применяется в диагностике загрязнений окружающей среды, представляя собой эффективный и устойчивый инструмент мониторинга.

1.1.2 История развития фитотестирования как инструмента биодиагностики

Фитотестирование, как важный инструмент биодиагностики, отражает углубление исследований в области экологического загрязнения и постепенное совершенствование методологии. Фитотестирование — метод определения токсичности среды по реакции растений (тест-объектов) на контакт с исследуемой средой, выраженной через параметры роста, развития или всхожести» (OECD 208, ГОСТ Р 56784—2015).

Истоки фитотестирования можно проследить до конца XIX и начала XX века, когда учёные впервые обнаружили высокую чувствительность растений к загрязнителям окружающей среды, таким как тяжёлые металлы и органические соединения. Первоначально фитотестирование фокусировалось на оценке роста растений, включая такие показатели, как всхожесть семян и длина корней. Эти эксперименты позволяли учёным оценивать токсичность загрязнителей в конкретных условиях и использовать растения в качестве биоиндикаторов для оценки состояния грунтов и водных объектов.

К концу XX века использование фитотестирования в сельском хозяйстве и экологических науках значительно увеличилось, особенно в контексте оценки влияния пестицидов и удобрений на рост выращиваемых культур. Было обнаружено, что пестициды и удобрения могут не только влиять на возделываемые растения, но и оказывать неблагоприятное воздействие на остальные организмы и экосистемы в целом. Таким образом, фитотестирование стало использоваться для определения оптимальных дозировок химических веществ, минимизирующих их негативное воздействие на окружающую среду при одновременном повышении урожайности (Капелькина, Бардина, 2003; Терехова и др., 2021).

К XXI веку, с ускорением индустриализации и усилением проблем загрязнения окружающей среды, фитотестирование начало широко применяться для оценки воздействия тяжёлых металлов и органических загрязнителей в промышленных выбросах на окружающую среду. В этот период методы фитотестирования стали более систематизированными и точными. Учёные начали использовать различные виды растений для тестирования токсичности

различных загрязнителей в различных типах грунтов, сравнивая физиологические и биохимические изменения растений в условиях разного уровня загрязнения (Терехова В. А. и др., 2021; Romero-Freire и др., 2023). Например, Федосеева Е.В. и др. (2023) исследовали адаптацию местных растений к условиям загрязнённой среды, протестировав способность корневых систем накапливать тяжёлые металлы. Было установлено, что устойчивость растений к тяжёлым металлам тесно связана с их способностью к корневому поглощению, а определённые местные виды могут быть более репрезентативными для оценки загрязнения по сравнению с интродуцированными растениями. Золотарёва О.А. и Плеханова И.О. (2023) изучали экологическую стандартизацию различных типов грунтов и установили, что сочетание данных о биологической активности грунта, фитотоксичности и миграционной способности тяжёлых металлов позволяет повысить точность оценки уровня загрязнения.

В настоящее время фитотестирование стало стандартизованным и превратилось в важный инструмент международной экологической оценки (рис. 1.2).



Рисунок 1.2. Международные стандарты, связанные с фитотестированием. (а. ISO 18763:2016 – Международный стандарт. б. EPA-850.4230 – Агентство по охране окружающей среды США (EPA). в. GB T 31270.19–2014 – Национальный стандарт Китая. г. GOST 18763-2019 – Национальный стандарт России.) (Фото-iStockphoto URL: <https://www.istockphoto.com/ru/>)

Международная организация по стандартизации (ISO), Агентство по охране окружающей среды США (EPA) и другие учреждения экологического мониторинга опубликовали множество стандартов для фитотестирования. Среди них можно выделить ISO 18763:2016, ISO 11269–1:2012 (качество почвы — тесты на рост растений) и ISO 22030:2005 (качество почвы — тесты на токсичность для растений). Эти стандарты детально регламентируют методику проведения фитотестирования и оценку полученных данных. Агентство EPA также опубликовало руководства по фитотестированию для оценки состояния почвы и качества воды, такие как «Ecological Effects Test Guidelines OCSPP 850.4230». Эти стандарты и руководства создали прочную основу для широкого применения фитотестирования в экологической науке (Терехова В. А и др., 2021).

Кроме того, страны по всему миру адаптировали международные стандарты к своим национальным условиям, издавая соответствующие нормативы. Например, Китай выпустил «Руководство по экологической оценке безопасности химических пестицидов» (GB Т 31270.19–2014), а Россия — «Экологические критерии стандартизации почв GOST 18763–2019».

1.2. Фитотестирование как современный метод биодиагностики

1.2.1. Текущее состояние исследований по фитотестированию

С ростом внимания к охране окружающей среды и здоровью экосистем фитотестирование как метод биодиагностики всё шире применяется в экологической науке. В последние годы акцент исследований по фитотестированию сместился от традиционных тестов на токсичность к более комплексным и многогранным видам его применения, включая интеграцию современных технологий, мультиомные исследования и задачи экологического управления (Китова А.Е,2009.).

Применение фитотестирования в условиях загрязнённой среды. В настоящее время фитотестирование используется для оценки загрязнений в различных средах, включая почву, донные осадки и акватории водоёмов. Особенно широко этот метод применяется вблизи мест промышленных выбросов и районов добычи полезных ископаемых для оценки уровня загрязнения и его потенциального воздействия на экосистемы. Например, некоторые растения, такие как солянка (*Atriplex*) и люцерна (*Medicago sativa*), применяются для мониторинга и восстановления загрязнённых грунтов (Ghosh, Singh, 2005) (рис. 1.3). Помимо этого, фитотестирование также применяется для оценки качества грунтов на полигонах твёрдых отходов и в инженерных изысканиях при строительстве. Например, Галицкая И.В. и Костикова И. А. (2022) изучали вторичное высвобождение загрязняющих веществ из грунтов, расположенных на полигонах отходов, и установили, что тяжёлые металлы в дисперсных грунтах могут повторно мобилизоваться под воздействием изменяющихся экологических условий, влияя

на их долгосрочную биодоступность. Григорьева И. Ю. (2018) исследовала применение биотестирования загрязнённых грунтов в инженерных изысканиях и доказала, что фитотестирование может служить эффективным инструментом для оценки рисков, связанных с углеводородным загрязнением.



Рисунок 1.3. Солянка (*Atriplex L.*) и люцерна посевная (*Medicago sativa L.*), используемые для мониторинга и восстановления грунтов: а – солянка (*Atriplex L.*); б – люцерна посевная (*Medicago sativa*) (Фото-iStockphoto URL: <https://www.istockphoto.com/ru/>.)

Применение фитотестирования для оценки «здоровья» почвы на сельскохозяйственных угодьях также становится всё более распространённым. Путём измерения поглощения пестицидов сельскохозяйственными культурами оценивают влияние сельскохозяйственной деятельности на качество почвы и безопасность сельхозпродукции. Например, Костенко Е. А. (2015) исследовал адаптационные способности растений к загрязнению сельскохозяйственных грунтов и отметил, что местные растения могут служить идеальными биоиндикаторами для мониторинга загрязнения. В последние годы фитотестирование используется для отбора сортов растений, устойчивых к загрязнению, чтобы обеспечить безопасное и устойчивое производство продукции растениеводства в регионах с высоким уровнем загрязнения (Jiang и др., 2018).

Кроме того, фитотестирование активно применяется для оценки загрязнения осадков, особенно в водных экосистемах. Например, растения водо-болотных угодий широко используются для мониторинга загрязнения донных осадков. Эти растения, способные поглощать и накапливать тяжёлые металлы и органические загрязнители из водной среды, предоставляют ценную информацию для оценки состояния водных экосистем (Maine и др., 2009). Этот подход не только помогает выявлять степень загрязнения, но и содействует разработке стратегий восстановления нарушенных экосистем.

Применение фитотестирования в сельском хозяйстве и экологическом управлении.

Фитотестирование также широко применяется в сельском хозяйстве и экологическом управлении для оценки содержания загрязняющих веществ в грунте и водоёмах, а также их воздействия на сельскохозяйственные культуры и окружающую среду. Оно позволяет

эффективно выявлять биодоступность таких загрязнителей, как пестициды в грунте, предоставляя научную основу для управления сельским хозяйством и охраны окружающей среды. Особенно в районах с высоким уровнем загрязнения фитотестирование помогает определить безопасные стратегии земледелия, минимизируя влияние загрязнителей на безопасность сельскохозяйственной продукции и обеспечивая «здравье» и устойчивость экосистем (Jiang и др., 2018). Фитотестирование может выступать в качестве ключевого компонента экологической оценки, обладая преимуществами при мониторинге долговременного загрязнения, связанного с накоплением тяжёлых металлов в грунтах (Тимофеева, 2011).

В последние годы фитотестирование стало активно интегрироваться в современные подходы к экологическому управлению для разработки эффективных стратегий по очистке от загрязнений и восстановлению экосистем. Например, Яковлев А. С., Евдокимова М. В. и Терехова В.А. (2023) использовали фитотестирование для изучения динамических изменений факторов загрязнения грунта и предложили применять растения для создания системы долгосрочного мониторинга, позволяющей исследовать поведение загрязняющих веществ в различных экологических условиях. И определённые виды растений используются для предотвращения распространения загрязнений, а их рост и состояние постоянно отслеживаются (проводятся мониторинговые наблюдения) для оценки эффективности восстановительных мер. Этот метод позволяет получать ценные данные для долгосрочного управления загрязнениями, обеспечивая устойчивость и результативность применяемых мер (Ghosh и Singh, 2005).

Фитотестирование также находит применение в восстановлении и сохранении экосистем. Например, в борьбе с опустыниванием используют засухоустойчивые растения для восстановления деградированных экосистем. Эти растения не только способствуют укреплению почвы и предотвращению расширения пустынь, но и позволяют с помощью фитотестирования отслеживать изменения содержания вредных веществ в грунте (Reynolds и др., 2007). Такой подход, сочетающий восстановление экосистем с мониторингом загрязнений, позволяет получить эффективное решение проблемы опустынивания и деградации экосистем на глобальном уровне.

1.2.2. Новые подходы, используемые в методах фитотестирования

Фитотестирование как инструмент биодиагностики в последние годы претерпело значительные изменения, включая интеграцию современных технологий дистанционного зондирования и искусственного интеллекта. Эти новые подходы сделали фитотестирование более точным, интеллектуальным и повысили его эффективность и надёжность в экологическом мониторинге (Уткин и др., 2009). Внедрение автоматизированных систем высокопроизводительного фенотипирования, оснащённых спектральными сенсорами,

системами компьютерного зрения и специализированным программным обеспечением для обработки изображений, существенно повышает точность и воспроизводимость экспериментов. Сочетание таких систем с методами искусственного интеллекта и машинного обучения позволяет эффективно анализировать большие массивы данных о морфологических, физиологических и биохимических параметрах растений, быстро выявлять скрытые закономерности и повышать чувствительность фитотестов к минимальным изменениям, вызываемым загрязнителями. Такой подход расширяет исследовательские возможности, позволяя не только точнее оценивать фитотоксичность, но и прогнозировать потенциальные экологические последствия загрязнений, опираясь на более детализированные и количественно обоснованные результаты. Например, можно использовать систему ГИС для мониторинга содержания хлорофилла в полевых растениях с помощью беспилотных летательных аппаратов (БПЛА) (рис. 1.4).

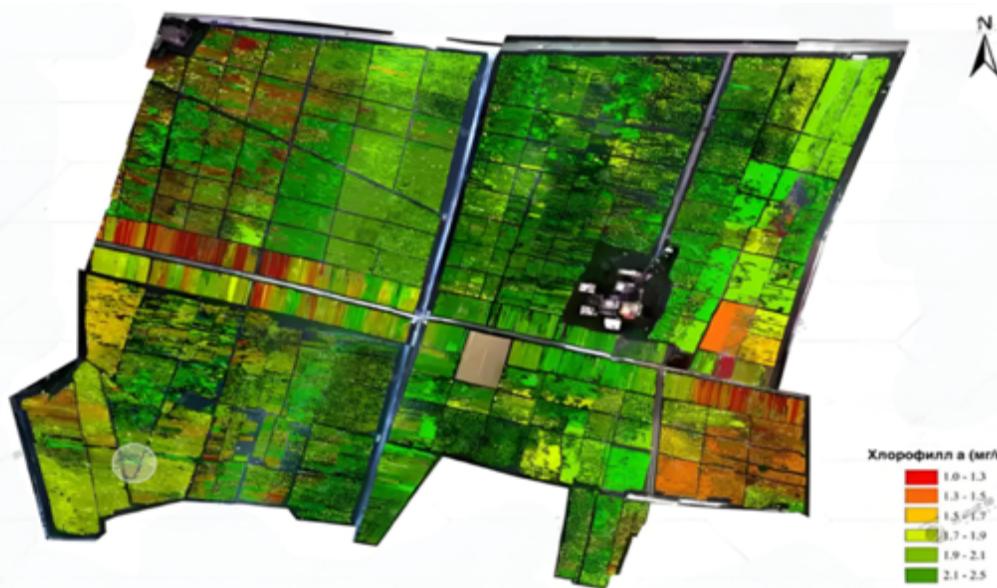


Рисунок 1.4. Мониторинг содержания хлорофилла в полевых растениях с использованием ГИС и беспилотных летательных аппаратов (БПЛА). (foto-iStockphoto URL: <https://www.istockphoto.com/ru/>.)

Технологии искусственного интеллекта и машинного обучения также находят применение в анализе данных фитотестирования. Например, алгоритмы машинного обучения используются для выявления и прогнозирования физиологических изменений растений под воздействием различных факторов окружающей среды, что помогает исследователям быстро отбирать виды растений с высокой устойчивостью и способностью к восстановлению (Wang и др., 2021). Внедрение этих современных технологий сделало фитотестирование более эффективным и надежным, предоставив новые методы и инструменты для решения сложных экологических проблем.

Кроме того, анализ на основе больших данных открыл новые перспективы для

фитотестиования. Интеграция данных фитотестиирования, полученных в различных регионах и экологических условиях, позволяет лучше понять поведение загрязнителей и их динамику в различных экосистемах. Этот масштабный анализ данных поддерживает разработку глобальных стратегий экологического управления и помогает выделять наиболее перспективные виды растений для фиторемедиации (Smith и др., 2020).

Таким образом, новые достижения в методах фитотестиирования позволили расширить их применение от простых лабораторных тестов до многоуровневого и многомерного экологического мониторинга. Интеграция современных молекулярно-биологических методов, технологий дистанционного зондирования и искусственного интеллекта значительно усилила процедуры проведения мониторинга и управления загрязнением окружающей среды.

1.3. Применение фитотестиирования для оценки загрязнения грунтов тяжёлыми металлами

1.3.1. Свойства и поведение тяжёлых металлов в грунтах

Тяжёлые металлы представляют серьёзную угрозу для окружающей среды и живых организмов в силу их устойчивости, биотоксичности и неспособности к разложению, поскольку, являясь химическими элементами, они не подвержены биологической или химической деструкции (Peng, Grigorieva, 2024). В грунтах тяжёлые металлы способны накапливаться, оказывая значительное негативное воздействие на рост и физиологические функции растений, а также через биоаккумуляцию влияя на всю пищевую цепь. Zhang (2024) провёл фитотестиирование картофеля (*Solanum tuberosum L.*) и табака (*Nicotiana tabacum*) в грунте с содержанием As 200 мг·кг⁻¹ и установил, что через 13 дней фотосинтетическая активность листьев картофеля значительно снизилась, а у табака она практически полностью утратилась. Данное исследование подтвердило, что даже устойчивые к загрязнению растения при средних и высоких концентрациях As подвергаются необратимым повреждениям (рис. 1.5).

В грунте тяжёлые металлы существуют в различных формах, включая свободные ионы, комплексы и осадки, а их биодоступность определяется множеством факторов, таких как состав и свойства грунта, а также условия окружающей среды. Одним из ключевых факторов, влияющих на биодоступность, является уровень pH грунта. В кислой среде низкий pH увеличивает растворимость тяжёлых металлов, повышая вероятность их поглощения растениями и усиливая их токсичность. (Baldwin, Marshall, 1999). Кроме того, такие параметры, как окислительно-восстановительное условия в грунтах, содержание органических веществ и минеральный состав, также существенно влияют на миграцию, трансформацию и биодоступность тяжёлых металлов. Эти факторы определяют экологическое поведение тяжёлых

металлов в системе «грунт-растение» и их дальнейшее воздействие на компоненты окружающей среды.

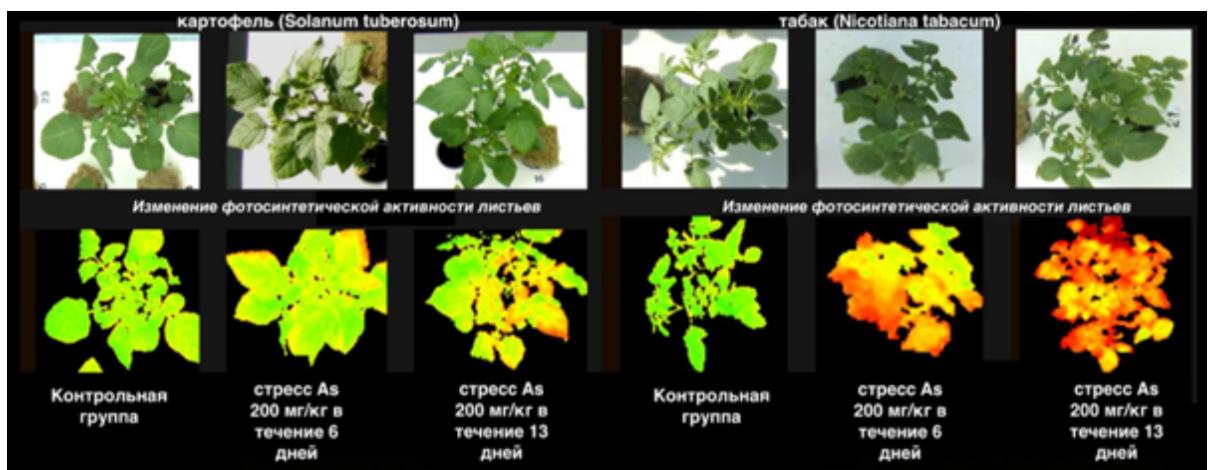


Рисунок 1.5. Изменение фотосинтетической активности картофеля (*Solanum tuberosum L.*) и табака (*Nicotiana tabacum L.*) в грунте с содержанием As 200 мг·кг⁻¹. (Foto-Zhang, 2024)

Накопление тяжёлых металлов в грунте не только подавляет рост и физиологические процессы, происходящие в растении, но и через биоаккумуляцию угрожает здоровью животных и человека, находящихся на более высоких уровнях трофической цепи. Эти металлы попадают в растения через корневую систему, постепенно накапливаются в их тканях, вызывая физиологические нарушения, такие как угнетение роста и повреждение листьев. Например, (рис. 1.6), у гортензии крупнолистной (*Hydrangea macrophylla*), выращенной в течение двух недель при различных концентрациях Pb, с увеличением концентрации наблюдается значительное уменьшение корневой массы, утолщение корней, резкое сокращение количества листьев и их хлороз, а также выраженное угнетение роста растений (Zhao Bing, 2024). Если такие загрязнённые растения потребляют травоядные животные, тяжёлые металлы передаются по пищевой цепи и, в конечном итоге, достигают человека.

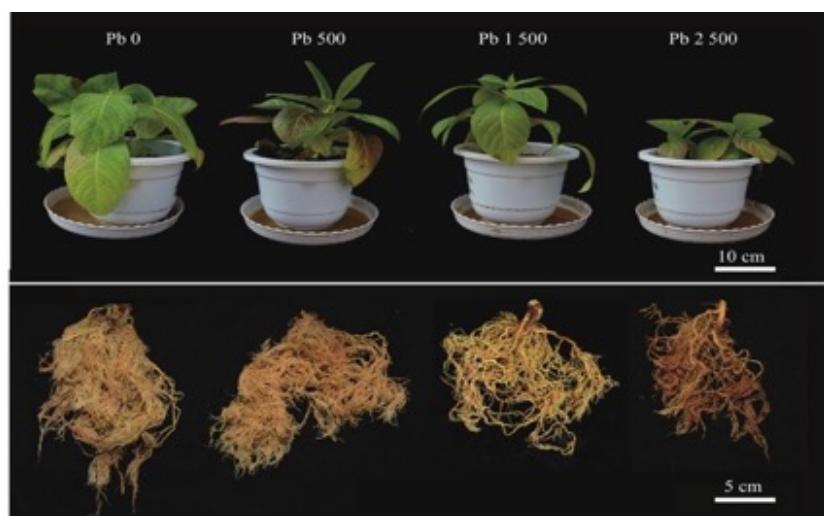


Рисунок 1.6. Стressовая реакция гортензии крупнолистной (*Hydrangea macrophylla L.*) при различных концентрациях Pb(мг·кг⁻¹) (Foto-Zhao Bing, 2024)

Тяжёлые металлы относятся к числу наиболее стойких и опасных загрязнителей окружающей среды, и их воздействие на грунтовые экосистемы является предметом особого внимания современной экологической геохимии. Помимо токсического воздействия на живые организмы, тяжёлые металлы также значительно изменяют физико-химические свойства грунта. Например, они влияют на уровень pH, электропроводность и содержание органических веществ, что снижает экологические функции грунта и приводит к уменьшению биоразнообразия микробных сообществ. Это, в свою очередь, ухудшает экологическое состояние грунта и замедляет рост растений (Bhat и др., 2019).

1.3.2. Практическое применение фитотестирования для оценки уровня загрязнения грунтов тяжёлыми металлами

Фитотестирование широко применяется для экспериментальной оценки загрязнения грунтов тяжёлыми металлами, особенно в сельскохозяйственных районах, промышленных зонах и районах добычи полезных ископаемых. В сельскохозяйственных районах фитотестирование используется для анализа накопления тяжёлых металлов в культурах, чтобы определить влияние загрязнения на качество грунта и безопасность сельскохозяйственной продукции. Следует подчеркнуть, что фитотестирование не является методом длительного биомониторинга и не преследует цели непосредственного восстановления загрязнённых территорий, как в случае фиторемедиации. Напротив, фитотесты проводятся в контролируемых условиях (лабораторных или строго регламентированных полевых экспериментах), что позволяет выявить причинно-следственные связи между концентрацией определённых тяжёлых металлов и реакцией растений. Такие данные затем могут быть использованы при разработке стратегий экологического управления и повышении безопасности агропродукции (Jiang и др., 2018).

В промышленных зонах и районах добычи полезных ископаемых специфические растения, устойчивые к тяжёлым металлам, применяются для мониторинга загрязнения грунтов. Например, подсолнечник (*Helianthus annuus* L.) и амарант (*Amaranthus* L.) благодаря своей высокой биомассе и способности эффективно накапливать тяжёлые металлы, такие как свинец и кадмий, широко используются для оценки уровня загрязнения. При этом для долгосрочного наблюдения за состоянием экосистем чаще прибегают к методам биоиндикации и биомониторинга, а для снижения уровня загрязнения – к фиторемедиации. Фитотестирование же направлено именно на точную экспериментальную оценку фитотоксичности, задавая количественные критерии для последующего принятия управлеченческих решений. (Bhattacharya и др., 2006). Полученные результаты приобретают особую значимость при разработке региональных программ охраны окружающей среды и обеспечении продовольственной безопасности.

Фитотестирование позволяет получить количественную и качественную информацию о

загрязнении тяжёлыми металлами, основываясь на параметрах, таких как состояние роста растений, окраска листьев, биомасса и коэффициенты накопления металлов. Эти данные служат научной основой для оценки уровня загрязнения, а также для разработки экологической политики и мер по контролю загрязнений (Buendía-González и др., 2010). В отличие от биоиндикации, которая регистрирует общее состояние растительных сообществ в естественных условиях, фитотестирование даёт возможность чётко проследить влияние конкретного загрязнителя на растительный организм в жёстко регламентированной экспериментальной системе.

Кроме того, фитотестирование играет важную роль в оценке уровня загрязнения в условиях воздействия нескольких тяжёлых металлов. В реальных условиях грунты часто содержат несколько видов тяжелых металлов одновременно. Измеряя коэффициенты накопления и индексы устойчивости растений, можно оценить комбинированное воздействие различных металлов на рост растений и экологическое состояние грунтов (Bhat и др., 2019). Эти исследования позволяют выявить синергетические или антагонистические взаимодействия между различными металлами и оценить эффект комбинированного воздействия сложного по составу загрязнения.

Таким образом, применение фитотестирования для оценки уровня загрязнения грунтов тяжёлыми металлами имеет важное научное и практическое значение.

1.4. Недостатки и ограничения в оценке воздействия тяжелых металлов на экологическое состояние дисперсных грунтов

Недостаточность системных исследований синергетического эффекта многокомпонентных загрязнений тяжёлыми металлами

В реальных условиях источники загрязнения тяжёлыми металлами сложны и разнообразны, что часто приводит к одновременному накоплению в грунте нескольких тяжёлых металлов. Ситуации с загрязнением, вызванным только одним металлом, встречаются относительно редко. Между различными тяжёлыми металлами в грунте могут возникать синергетические или антагонистические взаимодействия, которые существенно влияют на физиологические реакции растений и экологическое состояние грунта. Например, синергетическое взаимодействие между металлами может усиливать токсическое воздействие на растения, тогда как антагонистическое взаимодействие может снижать их токсичность (Clemens, 2006; Verbruggen и др., 2009). Эти сложные взаимодействия трудно точно описать на основе исследований, сосредоточенных на анализе воздействия отдельных металлов.

Большинство существующих исследований сосредоточено на воздействии отдельных

тяжёлых металлов (Прусаченко, 2010; Терехова, 2011), а системные исследования синергетических эффектов многокомпонентных загрязнений остаются редкими. Это ограничение препятствует полному пониманию поведения тяжёлых металлов в сложных условиях загрязнения и снижает эффективность разработки стратегий по управлению загрязнением.

Недостатки в исследованиях динамики взаимодействий между тяжёлыми металлами и характеристиками состава и свойств грунтов

Поведение тяжёлых металлов в грунте определяется множеством факторов, таких как уровень pH, содержание органических веществ, окислительно-восстановительный потенциал и гранулометрический состав грунта. Во многих реальных условиях загрязняющие вещества в грунте часто присутствуют в виде смеси нескольких металлов, которые могут оказывать синергетическое или антагонистическое воздействие, совместно влияя на физиологические реакции растений (Терехова и др., 2023). Например, изменения уровня pH грунта напрямую влияют на растворимость тяжёлых металлов, что определяет их биодоступность; органические вещества через хелатообразование могут изменять формы тяжёлых металлов, снижая их токсичность для растений; колебания окислительно-восстановительного потенциала могут вызывать переходы металлов между различными валентными состояниями, что существенно изменяет их токсичность и биодоступность (Smith & Jones, 2015; Wang и др., 2020).

Однако системных исследований в отношении того, как эти факторы совместно влияют на динамику изменения поведения тяжёлых металлов, особенно при долгосрочном воздействии, до сих пор недостаточно. Длительные изменения могут приводить к постепенному накоплению тяжёлых металлов в грунте или, при определённых условиях, к их вторичному высвобождению, что влияет на рост растений, биотические свойства грунта и функционирование в них экосистем.

Недоучет в нормативах региональных особенностей при проведении процедуры фитотестирования

В настоящее время при фитотестировании часто используются виды растений или культуры, не относящиеся к основным сельскохозяйственным или экономическим растениям исследуемого региона. Отсутствие в нормативах, специализированных для того или иного региона, тестируемых растений затрудняет точное отражение влияния загрязнений на местные экосистемы и препятствует внедрению результатов фитотестирования в широкую практику. Локальные растения, адаптированные к специфическим экологическим условиям, обычно демонстрируют лучшую выживаемость и более характерные физиологические реакции на загрязнение тяжёлыми металлами.

Например, местные растения могут обладать уникальными механизмами устойчивости, такими как способность изолировать определённые металлы или специфические метаболические пути, что делает их более эффективными для оценки реального состояния загрязнения грунтов. Кроме того, использование основных продовольственных или экономически значимых культур в качестве тестируемых растений позволяет прямо оценивать уровни загрязнения тяжёлыми металлами для сельскохозяйственного производства и экономического развития, предоставляя более значимую практическую информацию для принятия решений.

В районах с высоким уровнем загрязнения тяжёлыми металлами, например, целесообразно тестировать такие местные продовольственные культуры, как пшеница или рис. Эти растения могут более реалистично отражать угрозы, связанные с загрязнением для продовольственной безопасности, что позволяет разрабатывать эффективные меры по управлению загрязнением (Baker, 1981; Reeves & Brooks, 1983).

Таким образом, местные растения должны рассматриваться как идеальные биоиндикаторы для мониторинга загрязнения, при этом рекомендуется выбирать регионально репрезентативные виды для проведения тестирования.

Недостатки в исследованиях механизмов устойчивости тестируемых растений в условиях различных загрязнений

Механизмы устойчивости тестируемых растений существенно различаются в зависимости от концентрации загрязнений, типов грунта и условий окружающей среды. В настоящее время большинство исследований сосредоточено на воздействии одиночных уровней загрязнений (Терехова, 2011). Это приводит к игнорированию разнообразия механизмов устойчивости растений в различных условиях загрязнения. Данный недостаток ограничивает универсальность методов фитотестирования в сложных сценариях загрязнений и снижает их эффективность как инструмента для оценки загрязнения тяжёлыми металлами.

Даже в пределах одного типа грунта различия в его характеристиках могут значительно влиять на механизмы устойчивости растений. Например, грунт с высоким содержанием глинистых частиц обладает сильной сорбционной способностью, что снижает концентрацию тяжёлых металлов в грунтовом растворе и уменьшает их поглощение растениями. Наоборот, в грунтах с низким содержанием глинистой фракции, где адсорбционная способность слабее, подвижность тяжёлых металлов выше, и растения подвержены большему стрессу (Bolan и др., 2014; Gadd, 2010).

Изменения содержания карбоната кальция в грунте также существенно влияют на поведение тяжёлых металлов. В грунтах с высоким содержанием карбоната кальция повышение уровня pH снижает растворимость и биодоступность тяжёлых металлов, что ограничивает их

поглощение растениями (Jones, Smith, 2018; Zhao и др., 2021).

Таким образом, систематическое изучение механизмов устойчивости растений в различных условиях загрязнения и характеристик их ответа на отличающиеся свойства грунта имеет ключевое значение для повышения применимости методов фитотестирования в сложных условиях окружающей среды.

Выводы к главе 1

Изучение существующей на сегодняшний день научной литературы позволяет сделать следующие **выводы**.

1. Фитотестирование сформировалось как чувствительный биодиагностический метод, способный напрямую отражать влияние загрязнителей на рост и физиологию растений. Оно было признано такими организациями, как ISO и EPA, что обеспечило его широкое применение в экологическом мониторинге.
2. Метод активно используется в сельскохозяйственных и промышленных зонах, где позволяет оценить накопление тяжёлых металлов в растениях, идентифицировать источники загрязнений и проследить пути их миграции.
3. Современные исследования сталкиваются с рядом ограничений при анализе многокомпонентного загрязнения, включая недостаточную изученность синергетических и антагонистических эффектов между металлами. Дополнительно, поведение загрязнителей сильно зависит от свойств грунта, таких как pH и содержание органики, что усложняет интерпретацию результатов.
4. Будущее развитие фитотестирования связано с использованием местных растений и интеграцией передовых технологий, включая молекулярную биологию, дистанционное зондирование и анализ больших данных, для повышения точности и применимости результатов.

Глава 2. Красноцветные грунты западной части Сычуаньской впадины: состав, структура, свойства и природные условия районов их распространения

Красноцветные грунты представляют собой тип грунтов, формирующихся в условиях жаркого и влажного климата в результате интенсивного выветривания богатых кремнезёмом и алюминием красноцветных горных пород. Для них характерны чётко выраженные региональные особенности и стадийность почвообразовательного процесса. Почвенный профиль, как правило, слабо развит, его мощность обычно не превышает 1 м, а в морфологических и химических признаках ярко выражена наследственность материнской породы. Тем не менее, в международном научном сообществе до настоящего времени отсутствует единое общепринятое определение данного типа грунтов. В различных системах почвенной классификации такие грунты трактуются по-разному: в классификации Продовольственной и сельскохозяйственной организации ООН (FAO) они отнесены к типу Regosol, в системе классификации почв Министерства сельского хозяйства США (USDA) — к классу Entisols (He Yurong, 2003); в российской классификации, принятой при составлении Почвенной карты мира (Лобова Е. В. и др., 1975), эти грунты отнесены к красно-жёлтым ферраллитным грунтам; согласно китайской системе почвообразовательной классификации (China National Institute of Standardization, 2009), эти грунты в зависимости от условий формирования и кислотно-щелочных свойств подразделяются на кислые, нейтральные и карбонатные красноцветные грунты.

Красноцветные грунты представляют собой тип грунтов, формирующихся в условиях жаркого и влажного климата в результате интенсивного выветривания богатых кремнезёмом и алюминием красноцветных горных пород. Для них характерны чётко выраженные региональные особенности и стадийность почвообразовательного процесса. Почвенный профиль, как правило, слабо развит, его мощность обычно не превышает 1 м, а в морфологических и химических признаках ярко выражена наследственность материнской породы. Тем не менее, в международном научном сообществе до настоящего времени отсутствует единое общепринятое определение данного типа грунтов. В различных системах почвенной классификации такие грунты трактуются по-разному: в классификации Продовольственной и сельскохозяйственной организации ООН (FAO) они отнесены к типу Regosol, в системе классификации почв Министерства сельского хозяйства США (USDA) — к классу Entisols (He Yurong, 2003); в российской классификации, принятой при составлении Почвенной карты мира (Лобова Е. В. и др., 1975), эти грунты отнесены к красно-жёлтым ферраллитным грунтам; согласно китайской

системе почвообразовательной классификации (China National Institute of Standardization, 2009), эти грунты в зависимости от условий формирования и кислотно-щелочных свойств подразделяются на кислые, нейтральные и карбонатные красноцветные грунты.

В силу специфических климатических условий их генезиса — сочетания высоких температур и обильного увлажнения, характерного для тропического и субтропического муссонного поясов — красноцветные грунты формируются во множестве регионов мира. Они широко распространены в поясе тропиков и субтропиков — от экваториальной Африки (низинный бассейн Конго, Уганда, плато Западной Африки, о-в Мадагаскар) и влажных нагорий Южной Америки (периферия Амазонии, Бразильское плоскогорье) до северной Австралии (Квинсленд) и горно-холмистых территорий Юго-Восточной Азии (Вьетнам, Таиланд, Филиппины). В Китае красноцветные грунты приурочены преимущественно к южным частям страны, однако их наибольшая концентрация и стратиграфическое разнообразие наблюдаются в пределах Сычуаньской впадины (рис. 2.1), где сочетание субтропического муссонного климата, холмистого рельефа и специфического комплекса материнских пород создаёт уникальные условия для их генезиса и последующей дифференциации.

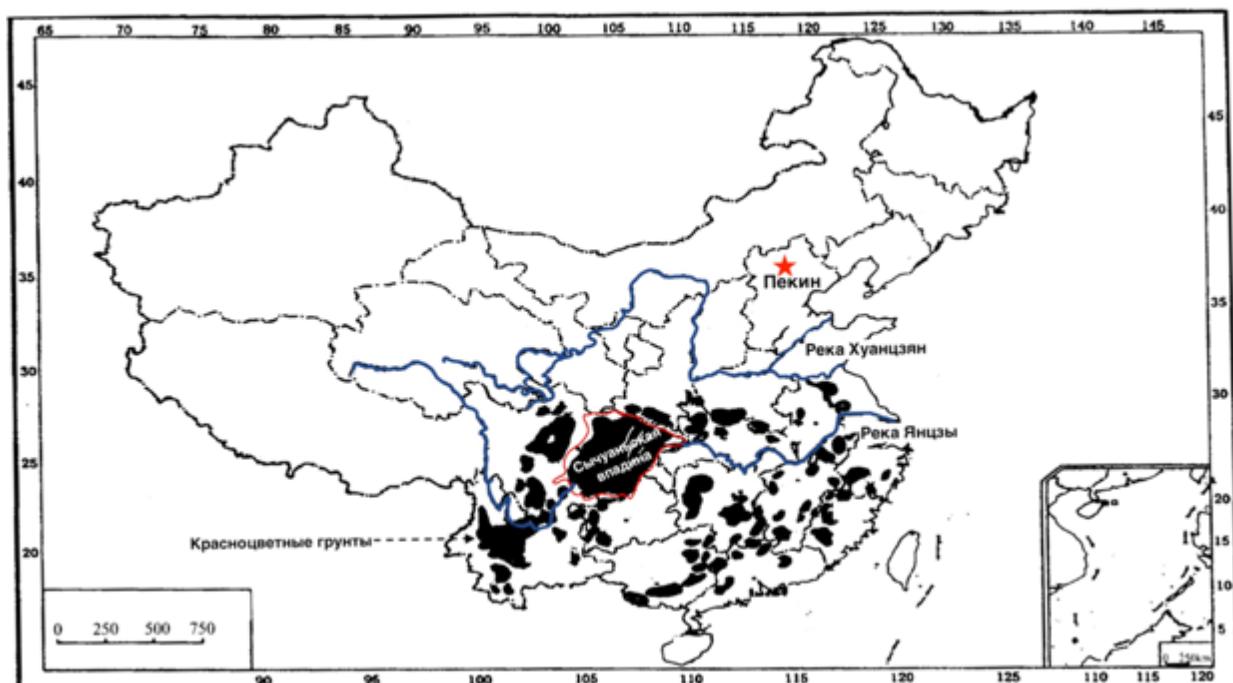


Рисунок 2.1. Распространение красноцветных грунтов в Китае (чёрным цветом) (*по карте: He Yurong, 2003; перевод Пэн Ичжоу*)

В данной главе подробно рассматриваются условия формирования, состав и характеристики состава красноцветных грунтов западной части Сычуаньской впадины.

2.1. Природные условия Сычуаньской впадины

2.1.1. Характер рельефа Сычуаньской впадины

Сычуаньская впадина — одна из четырёх крупнейших впадин Китая, большая часть которой расположена в провинции Сычуань, и является основным регионом распространения красноцветных грунтов в Китае. Общая площадь составляет около 260 тысяч км². Она находится в центре южной части Азии, между 28°10' и 32°25' северной широты, в юго-западной части Китая. Впадина окружена Цинхай-Тибетским нагорьем, горами Даба, Хуасинь и Юньгуйским нагорьем. Рельеф относительно замкнутый: высота окружающих гор превышает 1500 метров, тогда как высота в самой впадине в основном варьирует от 200 до 700 метров (рис. 2.2).

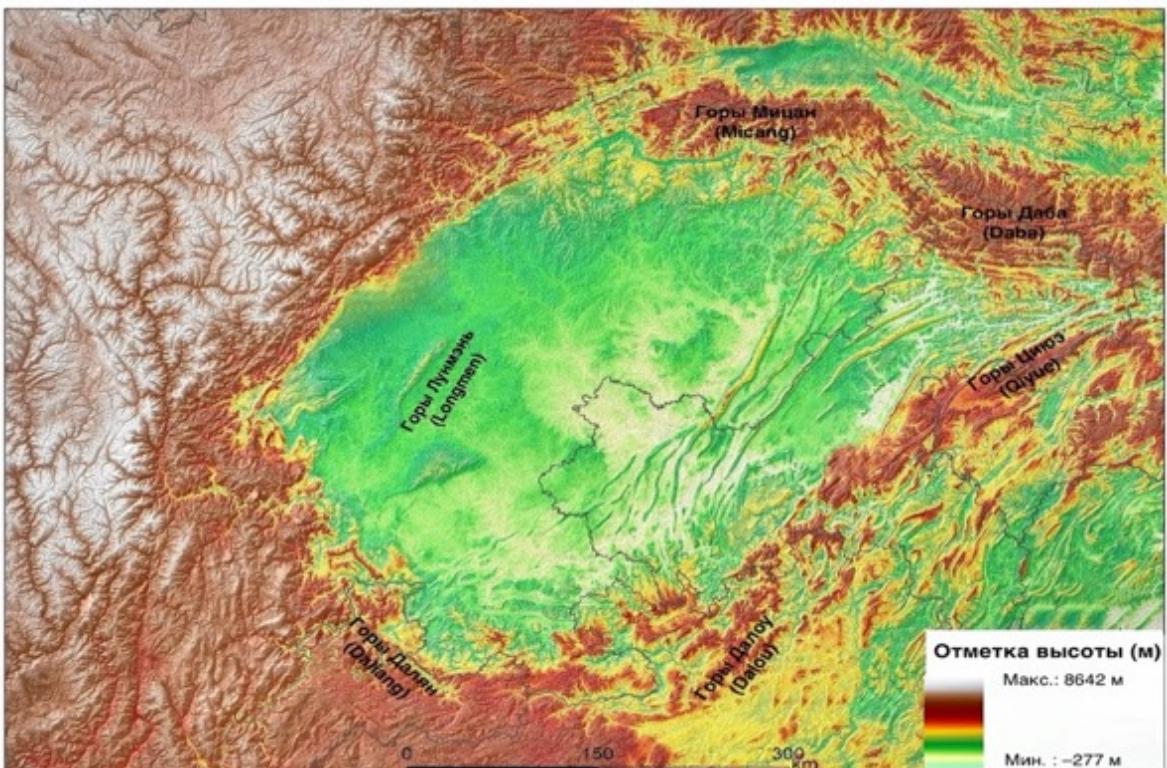


Рисунок 2.2. Рельеф Сычуаньской впадины (составлена Пэн Ичжоу на основе региональных ГИС-материалов за 2025 год)

Сычуаньская впадина расположена на западной окраине Янцзыйского блока. Её формирование обусловлено многократными тектоническими движениями, осадконакоплением и эрозионными процессами, что обусловило уникальные и сложные геологические особенности региона. Геологическая эволюция впадины прошла через несколько стадий, включая масштабные морские трансгрессии, магматическую активность и тектонические поднятия (Peng, Grigorieva, 2023). Эти процессы сформировали современную геологическую структуру Сычуаньской впадины.

Тектонические движения привели к разрушению и метаморфизму горных пород, а также к широкому распространению осадочных отложений. Эти процессы определили типы и мощность осадков в регионе и существенно повлияли на формирование и распределение материнских пород красноцветных грунтов.

Рельеф Сычуаньской впадины можно условно разделить на три типа: *горы, холмы и*

равнины.

Горные районы расположены преимущественно по периферии впадины. Эти горные массивы не только формируют природные границы, но и влияют на климат впадины, блокируя потоки воздушных масс. Это делает климат впадины более тёплым и влажным.

Холмистый рельеф является преобладающим типом ландшафта внутри впадины. Центральная часть региона представлена холмами средней части Сычуаньской впадины с плавными перепадами высот, которые обычно составляют от 200 до 500 метров. Эти холмы сложены преимущественно из красных песчаников и аргиллитов, которые в процессе длительного выветривания образовали уникальные красноцветные грунты.

Чэндуйская равнина представляет собой низменную часть Сычуаньской впадины. Эта равнина, с высотами около 500 метров, образована аллювиальными отложениями и является одним из наиболее важных сельскохозяйственных районов региона. Грунты равнины, сформированные на основе мезозойско-кайнозойских осадочных пород, богаты оксидами железа и алюминия, что способствует их плодородию и благоприятствует выращиванию сельскохозяйственных культур.

2.1.2. Климатические условия и характер растительности

Сычуанская впадина характеризуется субтропическим муссонным климатом с тёплыми зимами, жарким летом и дождливой осенью. Среднегодовая температура составляет $18,1^{\circ}\text{C}$, что примерно на 2°C выше, чем в других районах с аналогичной широтой. Годовое количество осадков варьирует от 1000 до 1500 мм, причём в западной части впадины этот показатель достигает 1500–1800 мм. Распределение осадков и высоких температур в пространстве и времени неравномерно; особенно летом часто наблюдаются засухи, наводнения и экстремальная жара. Среднегодовая относительная влажность воздуха поддерживается на уровне 70–80% (Peng, Grigorieva. 2023).

Растительный покров в районах распространения красноцветных грунтов Сычуаньской впадины разнообразен. В целом преобладают субтропические вечнозелёные широколиственные леса, включающие низкогорные вечнозелёные хвойные леса, бамбуковые рощи и субтропические травяные сообщества (рис. 2.3). Однако из-за длительной истории сельскохозяйственного освоения значительная часть естественной растительности была заменена искусственными растительными сообществами. К искусственноной растительности относятся основные продовольственные культуры, такие как сорго (*Sorghum bicolor*), рис (*Oryza sativa*), кукуруза (*Zea mays*), пшеница (*Triticum aestivum*) и батат (*Ipomoea batatas*), а также экономически важные культуры, включая рапс (*Brassica napus*), цитрусовые (*Citrus spp.*), тунговое дерево (*Vernicia fordii*) и чайное дерево (*Camellia sinensis*).

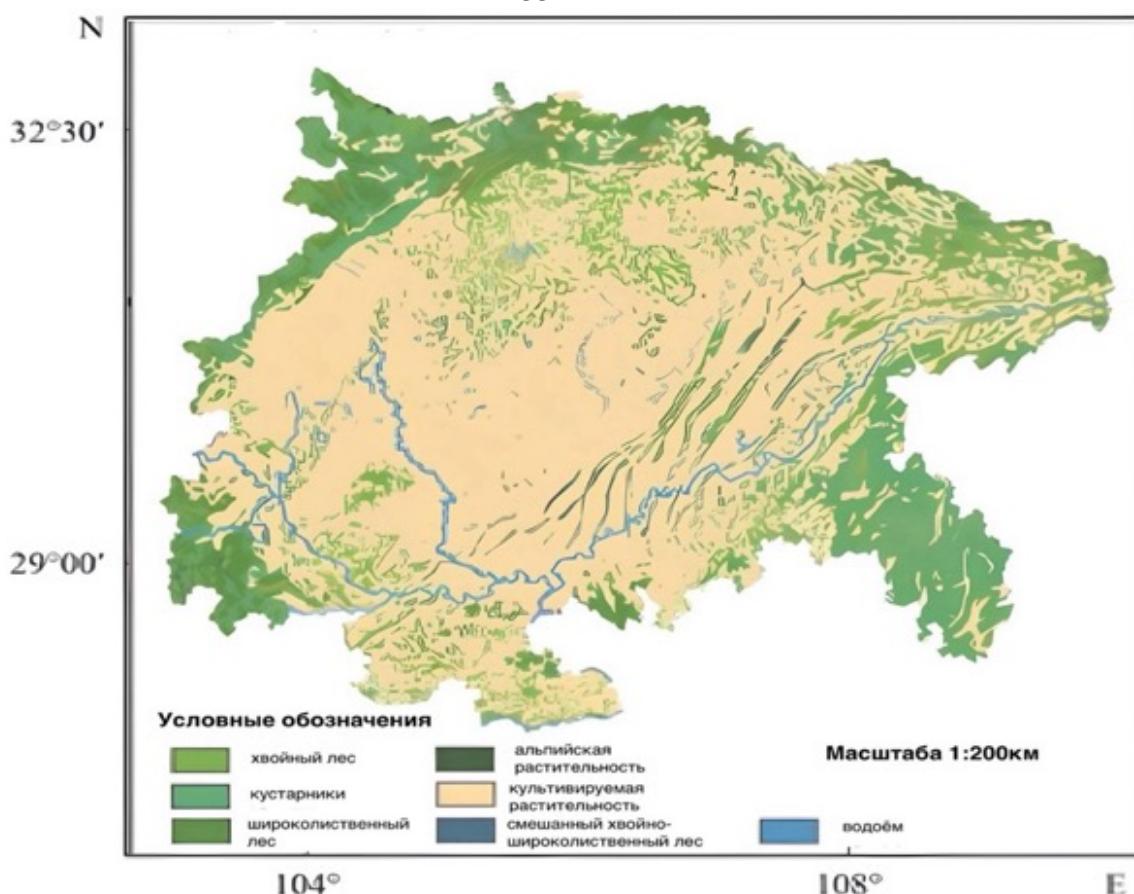


Рисунок 2.3. Карта распределения типов растительности в Сычуаньской впадине (*составлена Пэн Ичжоу на основе региональных ГИС-материалов за 2020 год*)

2.1.3. Поверхностные и подземные воды

Гидрографическая сеть Сычуаньской впадины формируется системой поверхностных вод, принадлежащих бассейну реки Янцзы — крупнейшей речной системы Восточной Азии. Основными притоками в пределах впадины являются реки Миньцзян, Тоцзян и Цзялинцзян, которые стекают с западных и северных окраин региона, образуя асимметричную радиальную (центростремительную) дренажную сеть, ориентированную преимущественно в восточном и юго-восточном направлениях(рис. 2.4).Площадь водосборного бассейна Цзялинцзяна, одного из крупнейших притоков Янцзы, превышает 160 тыс. км², что составляет более трети всей площади Сычуаньской впадины.

Режим поверхностного стока отличается ярко выраженной сезонной неравномерностью, обусловленной муссонным климатом. Основной вклад в годовой сток вносят летние месяцы (июль-август), когда наблюдаются наиболее интенсивные осадки. В эти месяцы формируется до 60–70% годового объема стока. Осенний сезон также характеризуется повышенной водонасыщенностью, особенно в сентябре.

Годовые значения поверхностного стока коррелируют с орографией региона: на возвышенных окраинах среднегодовые значения достигают 500–800 мм, тогда как в центральной части впадины сток снижается до 250–400 мм.

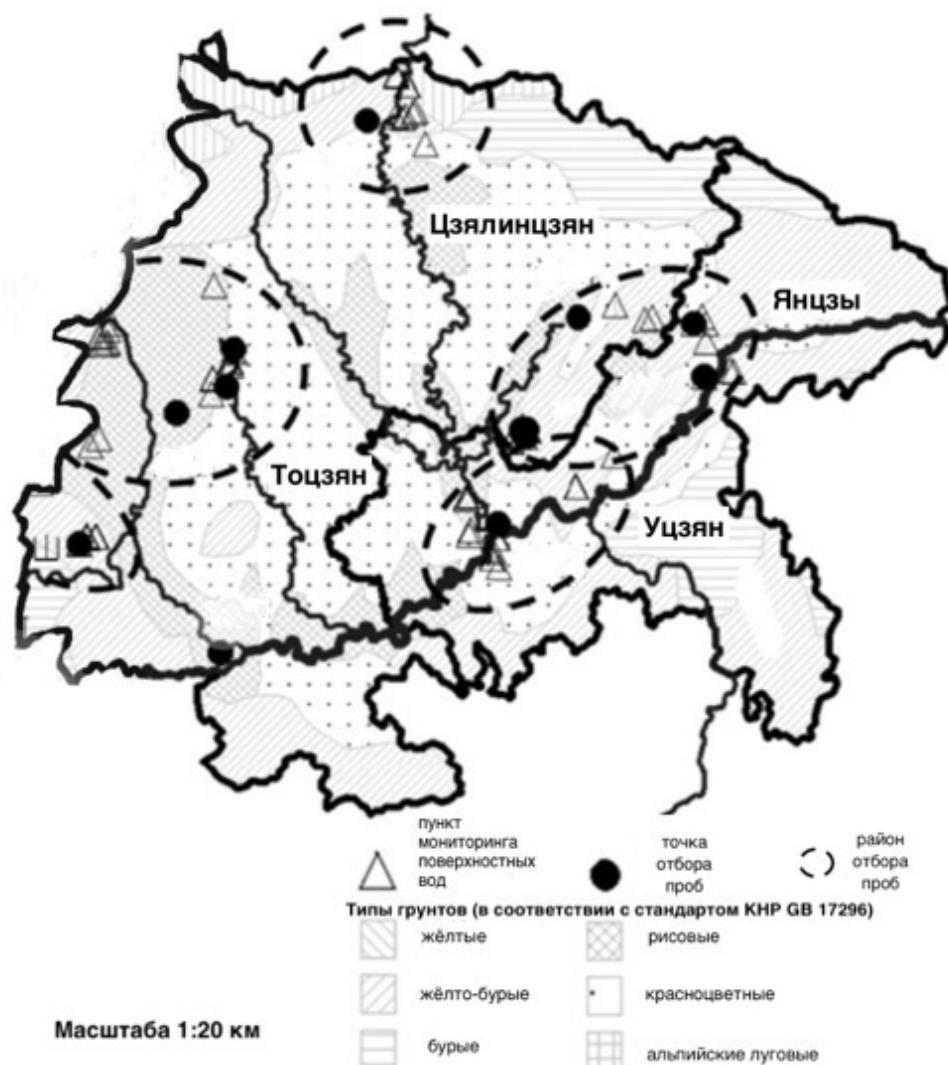


Рисунок 2.4. Поверхностные водотоки и основное распределение типов грунтов в Сычуаньской впадине (в соответствии с классификацией грунтов Китая GB 17296–2000) (карта-Пэн Ичжоу)

Глубина залегания водоносных горизонтов варьирует от 20–50 м в пойменных и низкогорных зонах до более 100 м в возвышенных районах и на склонах холмов. Максимальные запасы подземных вод сосредоточены в аккумулятивных равнинах и речных долинах, где формируются локальные зоны артезианского водоносного режима, пригодные для мелкомасштабного водоснабжения. В холмистых районах дебит скважин ограничен, что указывает на низкий ресурсный потенциал.

Основным источником питания подземных вод служат атмосферные осадки, поступающие через вертикальную инфильтрацию. Однако сложная морфология рельефа и высокая степень расчленённости поверхности ограничивают равномерность питания. Гидравлическая связь между поверхностными и подземными водами слабо выражена, что приводит к высокой пространственной неоднородности влажности красноцветных грунтов и их водообеспеченности. Химический состав подземных вод в пределах впадины преимущественно гидрокарбонатно-кальциевый, со средней минерализацией менее 1 г/л и pH в диапазоне 6,5–8,0.

2.2. Формирование красноцветных грунтов

2.2.1. Геологические условия

Сычуаньская впадина расположена в зоне тектонического взаимодействия между Юго-Китайским кратоном и северо-восточной окраиной Цинхай-Тибетского нагорья. Геодинамически регион испытывает влияние крупных орогенов: с запада — Цинхай-Тибетского нагорья, с севера — складчатого пояса гор Даба, с востока — Южно-Китайского складчатого массива, с юга — Сянълинского блока. Такое расположение обусловило интенсивные тектонические движения, формирование мощных толщ осадочных пород мезозойского и кайнозойского возрастов и сложную стратиграфическую структуру впадины (рис. 2.5).

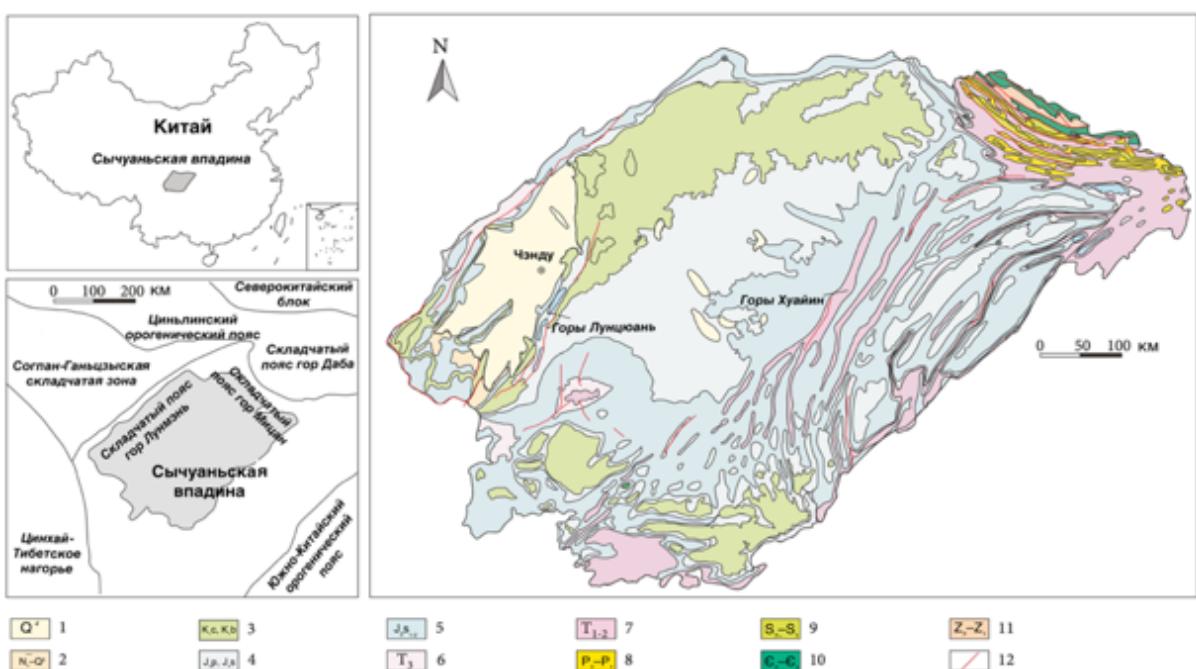


Рисунок 2.5. Геологическая карта в пределах Сычуаньской впадины (Китай): 1 — песчано-галечниковые отложения (Q^4) ; 2 — грубозернистые песчаники (N_2-Q^1) ; 3 — меловые грубозернистые песчаники и аргиллиты (K_{c, K_b}) ; 4 — песчаники и аргиллиты (J_{3p}, J_{3s}) ; 5 — песчаники и аргиллиты (J_{2s1-2}) ; 6 — песчаники и аргиллиты (T_3) ; 7 — карбонатные породы (T_{1-2}) ; 8 — сланцы, аргиллиты и туфы (P_2-P_1) ; 9 — сланцы, аргиллиты и филлиты (S_2-S_1) ; 10 — известняки и доломиты (E_2-E_1) ; 11 — карбонатные породы (Z_2-Z_1) ; 12 — зоны разломов.

Осадочные породы, слагающие геологический фундамент Сычуаньской впадины, представлены преимущественно песчаниками и аргиллитами юрского (J_{1+2}, J_3), мелового (К) и триасового (T_{1-2}, T_3) периодов (рис. 2.5). Эти отложения характеризуются слоистостью, различной степенью литификации и неоднородностью минералогического состава, что существенно влияет на интенсивность их физического и химического выветривания.

Формирование красноцветных грунтов напрямую связано с выветриванием песчаников и аргиллитов нижнего мела (свиты K_{1b}, K_{1c}), верхней и средней юры (свиты J_{3p}, J_{3s}, J_{2s}), нижней

юры (свита J_{1+2}), а также нижнего триаса (свита T_{1-2}). В литологическом отношении перечисленные свиты представлены чередующимися слоями песчаников и аргиллитов, которые различаются по прочности, водопроницаемости и минералогическим свойствам. Именно эти характеристики определяют дальнейшие особенности выветривания материнских пород и последующего почвообразования.

Осадочные породы нижнего мела (свиты K_{1b} , K_{1c}) представлены преимущественно мелко- и среднезернистыми полевошпатовыми песчаниками, алевролитами и аргиллитами, формирующими массивные и пластовые тела. Их окраска варьирует от пурпурно-красной и кирпично-красной до розовато-пурпурной, отражая периодические изменения окислительно-восстановительных условий седиментации. В нижней части разрезов широко развиты обломочные песчаники и конгломераты с карбонатным цементом, указывающие на условия аллювиальных конусов с высокой гидродинамической энергией. В верхней части наблюдается постепенный переход к переслаиванию тонкозернистых песчаников, алевролитов и аргиллитов с локальными прослоями мергелей, и микрокристаллических туфов, что свидетельствует о смене условий седиментации на более спокойные пойменно-озёрные обстановки (Peng, Grigorieva. 2024).

Отложения верхней и средней юры (свиты J_{3p} , J_{3s} , J_{2s}) представлены преимущественно мелкозернистыми и среднезернистыми полевошпатовыми песчаниками, алевролитами и аргиллитами, характеризующимися чёткой горизонтальной слоистостью. Цветовая гамма пород колеблется от пурпурно-красной и кирпично-красной до серовато-белой и жёлто-зелёной, отражая циклические изменения гидродинамической активности и кислородного режима среды осадконакопления. Верхние горизонты состоят из чередующихся пластов мелкозернистых песчаников и алевролитов с прослоями гематитизированных песчаников и линзами туфов. Нижние горизонты (свита J_{1+2}) представлены преимущественно тонкозернистыми аргиллитами и алевролитами пурпурно-красной окраски, сформированными в низкоэнергетических озёрно-пойменных условиях, местами дополненными линзовидными прослоями кварцевых песчаников и гематитизированных образований (Peng, Grigorieva., 2024).

Нижнетриасовые породы (свита T_{1-2}) представлены тонкослоистыми алевролитами, аргиллитами и мелкозернистыми литическими песчаниками с прослоями микритовых известняков и доломитов. Для этих отложений типична пурпурно-красная и серовато-бурая окраска, обусловленная высоким содержанием оксидов железа (гематита, лимонита). Осадочные структуры — канальные и косые слои, знаки ряби, трещины усыхания — указывают на преимущественно континентальную, периодически экспонируемую флювиально-озёрную обстановку. (He Y.R., 2004).

2.2.2. Процессы образования красноцветных грунтов

Формирование красноцветных грунтов Сычуаньской впадины происходит на основе осадочных пород мелового (свиты K_{1b} , K_{1c}), юрского (J_{3p} , J_{3s} , J_{2s} , J_{1-2}) и триасового (T_3) возрастов, представленных преимущественно однородными алкалифелдшпатсодержащими песчаниками и аргиллитами. В отличие от большинства субтропических почв Китая, генезис этих грунтов в значительной степени контролируется литологическими особенностями материнских пород и специфическим климатическим режимом региона. Тёплый и влажный муссонный климат Сычуаньской впадины ускоряет процессы разрушения обнажённых пород, а текстурно-структурные характеристики красноцветных пород дополнительно способствуют их интенсивному выветриванию и формированию маломощных, слабо дифференцированных профилей.

Физическое выветривание имеет доминирующее значение в почвообразовательном процессе. Материнские породы характеризуются мелкозернистостью, низкой цементацией и развитой трещиноватостью, что делает их крайне уязвимыми к механическому разрушению под воздействием суточных температурных колебаний, чередования сухих и влажных периодов и высокой интенсивности сезонных осадков. В летний муссонный период (июнь — сентябрь), на который приходится до 70 % годового количества осадков, поверхностный сток на склонах средней крутизны достигает 700–900 мм в год. В таких условиях процессы дезинтеграции и фрагментации пород протекают стремительно, а вновь образованные частицы менее 2 мм немедленно вовлекаются в транспорт. Это препятствует формированию выраженных генетических горизонтов, и как следствие, красноцветные грунты отличаются слабой профилировкой, малой мощностью (0,5–1,0 м) и окраской, идентичной коре выветривания (рис. 2.6) (Peng, Grigorieva, 2024).



Рисунок 2.6. Строение коры выветривания красноцветных пород в пределах областей отбора проб (фото — Пэн Ичжоу)

Темпы химического преобразования в рассматриваемых грунтах, напротив, остаются низкими. Материнские породы демонстрируют высокие значения индекса химического выветривания ($CIA_{corr} > 60$), что указывает на наличие глубокой стадии предшествующего диагенетического изменения (He Y.R., 2003). Поверхности минеральных зёрен инкапсулированы плёнками гидроксидов железа и марганца, а присутствие карбоната кальция (10–25%) стабилизирует слабощелочную среду (pH 7,8–8,2), замедляя процессы десиликатизации и выщелачивания катионов основания. В таких условиях формирование вторичных глинистых минералов (в частности, каолинита и гоитита) протекает крайне ограниченно, а химический состав почвенного профиля сохраняет высокую степень соответствия исходной породе как по основным окисам, так и по элементам-примесям (Peng, Grigorieva., 2024).

Именно сочетание интенсивного физического выветривания с ограниченными процессами химического преобразования обуславливает унаследованность свойств красноцветных грунтов от их материнских пород. По данным корреляционного анализа, значения коэффициентов связи между почвами и соответствующими материнскими породами по основным компонентам (SiO_2 , Al_2O_3 , $CaCO_3$) и микроэлементам превышают 0,80, что свидетельствует о сохранении минерального состава, гранулометрических характеристик и химических индикаторов, типичных для исходных пород (Peng, Grigorieva., 2023). Такая преемственность представляет собой характерную особенность процессов образования красноцветных грунтов, отличающую их от почв, сформированных в условиях интенсивного химического преобразования.

Интенсивность красной окраски красноцветных грунтов во многом определяется свойствами материнских пород и коррелирует с их геологическим возрастом. Почвы, сформировавшиеся в результате выветривания триасовых отложений (T_3), как правило, обладают более насыщенным пурпурно-красным оттенком, тогда как грунты, происходящие от юрских и нижнемеловых свит (J_3-J_{1+2} , $K_{1b}-K_{1c}$), характеризуются светло-кирпичной цветовой гаммой. Основной хромофор — кристаллический гематит ($\alpha-Fe_2O_3$), формирующийся преимущественно на стадии осадконакопления и раннего диагенеза, а не в процессе последующего почвообразования, что обуславливает устойчивость окраски к дальнейшему выветриванию (He Y.R., 2003). Насыщенность и равномерность цвета регулируются соотношением Fe^{3+}/Fe^{2+} и содержанием оксидов железа и алюминия. Повышенные значения этих показателей указывают на окислительный режим седиментации, способствующий активной кристаллизации гематита и формированию однородной, интенсивно окрашенной почвенной массы.

2.3 Основные особенности состава красноцветных грунтов

2.3.1 Минеральный и гранулометрический состав

Особенности минерального состава глинистой фракции. Минеральный состав красноцветных грунтов в значительной степени отражает литологические особенности материнских пород и этапность процессов выветривания. По данным ряда исследований, грубозернистая фракция таких грунтов представлена преимущественно кварцем, полевыми шпатами и обломочными компонентами, которые являются остаточными продуктами физического выветривания материнских пород, при этом степень химического преобразования остаётся низкой (Zhou et al., 2007; Peng, Grigorieva., 2023). Наиболее распространённые глинистые минералы — гидрослюдя, вермикулит, монтмориллонит, каолинит и хлорит; кроме того, в небольших количествах присутствуют аморфные фазы, такие как аллофан. В структуре глинистой фракции преобладают 2:1 минералы (например, гидрослюдя и вермикулит), что дополнительно подтверждает ограниченность химического выветривания в процессе почвообразования (He, 2003).

Типы глинистых минералов в красноцветных грунтах демонстрируют систематические различия в зависимости от геологического возраста материнских пород и условий формирования почвы. Согласно классификации, предложенной He (2023), можно выделить три характерных типа минеральных ассоциаций: а. вермикулит-каолинитовый тип (80–90 % состава приходится на указанные два минерала); б. вермикулит-гидрослюдистый тип; в. монтмориллонит-каолинитовый тип. Эти типы отражают направленность и интенсивность минеральной эволюции при почвообразовании, в частности — постепенное преобразование расширяющихся 2:1 минералов в более устойчивые 1:1 минералы. Во многих исследованиях установлено, что трансформация глинистых минералов в красноцветных грунтах происходит по схеме: гидрослюдя → вермикулит → каолинит. Данный процесс контролируется выносом калия, накоплением алюминия и удалением кремния (Tardy, 1997; Du, 2013).

Кроме того, железистые оксиды играют ключевую роль в минеральном составе красноцветных грунтов и являются основными факторами, определяющими их окраску и реакционноспособные свойства. Гематит ($\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$) и гётит (FeOOH) — основные пигментирующие минералы, которые формируются и стабильно сохраняются в условиях чередующихся окислительно-восстановительных процессов. Особенno важен гематит, обладающий высокой степенью кристалличности при формировании в условиях периодического увлажнения и сильного окисления. Именно он обусловливает характерную окраску красноцветных грунтов — от кирпично-красной до пурпурно- и буро-красной (Schwertmann & Taylor, 1989; He, 2003).

Гранулометрический состав красноцветных грунтов. Красноцветные грунты, формирующиеся преимущественно на песчаниках и аргиллитах, развиваются преимущественно под влиянием физических процессов выветривания, что обуславливает их грубозернистую текстуру, рыхлую структуру и сравнительно низкое содержание глинистых частиц (Peng, Grigorieva., 2023).

Согласно имеющимся исследованиям, красноцветные грунты в пределах Сычуаньской впадины преимущественно соответствуют суглинкам с преобладанием ила и лёгким суглинкам. Доля песчаной фракции (0,05–2 мм), как правило, составляет 45–60 %, пылеватой фракции (0,002–0,05 мм) — около 25–35 %, а глинистой фракции (<0,002 мм) — в пределах 10–20 % (He, 2003; Peng, Grigorieva. 2024). В пространственном плане структура гранулометрического состава демонстрирует определённую морфолого-географическую неоднородность: в нижних частях склонов, балках и аккумулятивных участках, вследствие процессов поверхностного стекания и накопления материала, содержание глинистых частиц незначительно возрастает; напротив, на плато и остаточных склонах преобладают грубозернистые профили с низкой степенью сортировки.

Кроме того, между гранулометрическим составом грунтов и текстурой материнских пород прослеживается высокая степень соответствия. Особенno в слабо выветрелых горизонтах наблюдается близкое совпадение содержания песчаной, пылеватой и глинистой фракций, коэффициенты корреляции между почвами и подстилающими породами превышают 0,85 (Peng, Grigorieva., 2023). Это свидетельствует об отсутствии значительных процессов повторной гранулометрической дифференциации и указывает на ярко выраженную структурную преемственность, обусловленную литологическим контролем.

2.3.2. Физические и химические свойства

Плотность сложения. Для красноцветных грунтов характерно увеличение плотности с глубиной: в верхних горизонтах значения составляют 1,20–1,45 г/см³, в нижних — 1,40–1,55 г/см³ (Li, 2021).

Влагоёмкость. Максимально-молекулярная влагоёмкость определяется гранулометрическим составом: с повышением доли фракций <0,01 мм и <0,001 мм водоудерживающая способность растёт (Hu, 2023). При потенциале 0,06 бар почва удерживает 30–35 % влаги, при 15 барах — 10–15 %.

Биофильные элементы. Содержание азота (0,005–0,20 %) положительно коррелирует с мелкодисперсной фракцией поверхностных горизонтов; общий фосфор колеблется в пределах 0,06–0,08 % и менее связан с текстурой. Калий (0,5–3,0 %) ассоциирован с фракцией <0,01 мм и высвобождается из гидрослюды и полевого шпата в процессе выветривания.

Катионообменная ёмкость (СЕС). Значения СЕС варьируют от 3,1 до 34,6 мэkv/100 г (среднее \approx 17,9 мэkv/100 г) и коррелируют с содержанием частиц $<0,01$ мм и органического вещества; в верхних горизонтах СЕС выше, чем в подпочвенных.

Органическое вещество. Красноцветные грунты отличаются низким содержанием органики: в пахотном слое в среднем 1,36 %, при интенсивном удобрении — до 1,5 %. В рисовых грунтах показатель достигает 2,0–2,5 %, в лесных — >3 %. Региональные факторы заметно влияют на аккумулирование гумуса: в более прохладной северо-западной части Сычуаньской впадины разложение органических остатков замедлено, тогда как в юго-восточных районах высокая скорость минерализации снижает содержание органики.

Содержание микроэлементов. Красноцветные грунты с позиций почвоведения рассматриваются как типичные литогенные почвы, и содержание микроэлементов в них в значительной степени обусловлено литологическими характеристиками пород и типом почвы. Уровни содержания микроэлементов в красноцветных грунтах Сычуаньской впадины показывают ярко выраженные региональные особенности и существенные отличия от средних уровней содержания микроэлементов в грунтах Китая и мира (табл. 2.1).

Таблица 2.1

Сравнительное содержание микроэлементов в красноцветных грунтах Сычуаньской впадины и усреднённых почвах Китая и мира

Регион	B	Zn	Cu	Mn	Cd	Ni	Cr	As	Pb	Hg
Красноцветные грунты Сычуаньской впадины	70	85	29	593	0.21	34	76	9	33	0.108
Почвы Китая*	64	100	22	710	0.15	26	63	9	25	0.005
Почвы мира*	8	50	20	850	0.20	20	70	5	17	0.030

*Данные по почвам Китая и мира приведены по материалам национального почвенного обзора (CNSS, 2014) и глобальной базы данных FAO/ISRIC (2013).

Красноцветные грунты Сычуаньской впадины характеризуются высоким содержанием бора (B — 70,2 мг·кг⁻¹), существенно превышающим средние показатели по Китаю (64 мг·кг⁻¹) и мировому уровню (8 мг·кг⁻¹). Повышенные концентрации бора обусловлены спецификой исходных материнских пород, интенсивными процессами химического выветривания, а также сорбцией борсодержащих соединений оксидами железа и алюминия.

Содержание цинка (Zn — 84,5 мг·кг⁻¹) в исследуемых грунтах ниже среднего уровня для почв Китая (100 мг·кг⁻¹), однако заметно выше мирового (50 мг·кг⁻¹). Напротив, содержание меди (Cu — 29,4 мг·кг⁻¹) превышает как среднекитайские (22 мг·кг⁻¹), так и мировые (20 мг·кг⁻¹) показатели. Такая вариабельность концентраций Zn и Cu определяется, с одной стороны, природными геохимическими условиями региона, с другой — значительным антропогенным воздействием, прежде всего применением медьсодержащих пестицидов и минеральных удобрений. Концентрация марганца (Mn — 593 мг·кг⁻¹), напротив, ниже средних показателей для

почв Китая ($710 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$) и мировых значений ($850 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$). Причина этому — интенсивные процессы вымывания марганца под действием повышенных осадков и поверхностного стока.

Тяжёлые металлы, включая кадмий ($\text{Cd} — 0,207 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$), никель ($\text{Ni} — 33,87 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$) и хром ($\text{Cr} — 76,01 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$), характеризуются концентрациями, превышающими средние уровни в грунтах Китая и мира, что объясняется сочетанием естественного геохимического фона региона и исторического промышленного загрязнения территории. Содержание мышьяка ($\text{As} — 8,97 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$) приближается к среднему значению по Китаю ($9,1 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$), однако существенно превосходит мировой уровень ($5 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$), отражая как природные геологические условия, так и историческое использование мышьяксодержащих агрохимикатов. Свинец ($\text{Pb} — 32,57 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$) и ртуть ($\text{Hg} — 0,108 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$) также значительно превышают средние концентрации для почв Китая (25 и $0,005 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ соответственно) и мира (17 и $0,03 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ соответственно), что обусловлено исторически сложившимися выбросами в атмосферу при сжигании ископаемого топлива, транспортной деятельностью и промышленными процессами.

Таким образом, специфика микроэлементного состава красноцветных грунтов Сычуаньской впадины формируется сложным взаимодействием природных геологических условий, процессов химического выветривания, атмосферного и водного вымывания, а также активного антропогенного влияния, включая сельскохозяйственное и промышленное воздействие.

Выводы к главе 2

Изучение существующей на сегодняшний день научной литературы позволяет сделать следующие **выводы**.

1. Сычуаньская впадина характеризуется субтропическим муссонным климатом и орографически замкнутым, преимущественно холмистым рельефом. В западной части выражен градиент водно-тепловых условий; поверхностные воды относятся к бассейну реки Янцзы, а подземные воды зоны выветривания имеют вертикально-зональное распределение. Первичный субтропический лесной покров практически полностью трансформирован в агроценозы, представленные в основном посевами риса, кукурузы и рапса.
2. Красноцветные грунты формируются в пределах впадины на красных длинноспатовых песчаниках, пылеватых песчаниках и аргиллитах мезозойских отложений триасовой (T_3), юрской (J_{3p} , J_{3s} , J_{2s}) и меловой (K_1c) систем. У таких материнских пород развита трещиноватость, цементация слабая, под воздействием сильных осадков субтропического муссонного климата они легко дезинтегрируются, процесс выветривания преимущественно физический. Высокое содержание CaCO_3 , слабокислая среда и устойчивость породы к выветриванию подавляют дальнейшее химическое выветривание. Образовавшиеся красноцветные грунты характеризуются маломощным профилем (не более 1 м), рыхлой структурой и выраженной наследственностью материнской породы.
3. Гранулометрический состав красноцветных грунтов преимущественно глинистый и суглинистый, с содержанием фракций $<0,01$ мм до 40%. Минеральный состав глинистой фракции (<1 мкм) характеризуется преобладанием слоистых силикатов типа 2:1 (вермикулит, монтмориллонит, гидрослюдя), а также минералов типа 1:1 (каолинит), формирующихся на разных стадиях химического выветривания.
4. Содержание микроэлементов в красноцветных грунтах Сычуаньской впадины отличается выраженным аномалиями: концентрации B , Cu , Ni , Cr , Pb и Hg значительно превышают средние уровни по почвам Китая и мира, тогда как Zn и Mn находятся на пониженном уровне.

Глава 3. Отбор образцов красноцветных грунтов, оценка показателей их состава и свойств¹

3.1. Отбор и подготовка образцов

В данном исследовании все отобранные образцы были получены из районов с высокой концентрацией интенсивно используемых сельскохозяйственных угодий в западной части Сычуаньской впадины в Китае. На основе геологической карты Китая масштаба 1:200 000 (Cichuan Geological Bureau, 1960) и карты распределения типов грунтов Китая (National Soil Survey Office, 1995), а также с учётом характеристик красноцветных грунтов, был проведён предварительный отбор исследуемых участков.

При выборе участков учитывали, что красноцветные грунты западной части Сычуаньской впадины сформированы в результате выветривания и эволюции красных пород юрского и мелового периодов, что стало ключевым критерием определения исследуемых территорий. Сначала по картам распространения типов грунтов и геологическим данным выделили районы с наиболее компактным распространением красноцветных грунтов, пространственно совпадающие со стратиграфическими комплексами материнских пород, что позволило максимально сузить зону отбора проб. Далее анализировались типы землепользования, приоритет отдавался сельскохозяйственным угодьям и лесным массивам. С помощью Google Earth оценили стабильность землепользования и антропогенное воздействие за последние пять лет. На финальном этапе, учитывая морфологические особенности красноцветных грунтов (окраска, текстура, мощность профиля до 1 м), провели детальное обследование, на основе которого окончательно выделили репрезентативные участки.

В ходе исследования в качестве финальных участков отбора проб были выбраны сельскохозяйственные угодья в районах Таохуали (Лунцюаньи, Чэнду), автовокзала Шипань и деревни Хулу (Цзянъян), которые соответственно представляют сельскую, пригородную и городскую зоны с преобладанием красноцветных грунтов. Основные стратиграфические свиты трёх исследуемых участков (см. рис. 3.1, сверху вниз) включают верхнеюрские свиты J_{3s} и J_{3p} , нижнемеловые свиты K_{1b} и K_{1c} , а также среднеюрскую свиту J_{2s} .

¹ При подготовке данного раздела диссертации использованы следующие публикации автора (выполненные лично или в соавторстве), в которых, согласно Положению о присуждении учёных степеней в МГУ, отражены основные результаты исследования:

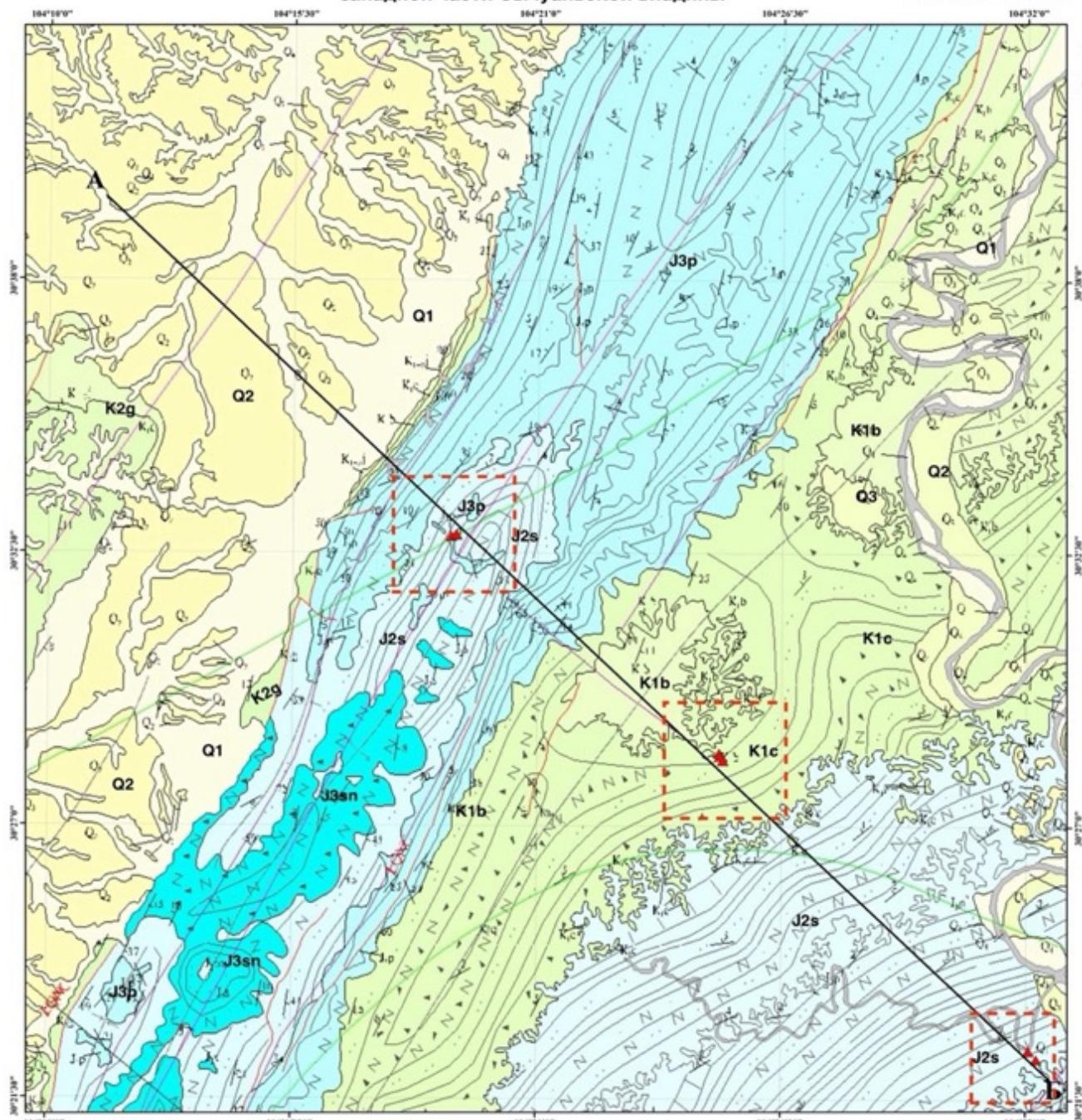
1. Peng Y., Grigorieva I. Yu. Purple soil inheritance and source of parent rock material and tectonic background in the Sichuan Basin // Geology, Ecology, and Landscapes. – 2025. – Vol. 9. – No. 2. – Pp. 718–731. <https://doi.org/10.1080/24749508.2023.2265125>.

2. Пэн И., Григорьева И. Ю. Причины унаследованности состава и свойств красноцветных грунтов современной коры выветривания в пределах западной части Сычуаньской впадины Китая // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. – 2024. – № 3. – С. 44–58. EDN: SPQXSV.

ГЕОЛОГИЧЕСКАЯ КАРТА

западной части Сычуаньской впадины

Масштабы 1:10 000



Геологический разрез по линии А-Б (масштабы 1:250,000)



Рисунок 3.1. Геологическая карта западной части Сычуаньской впадины (включая три основные области отбора проб, показанные красным пунктиром) (составлена Пэн Ичжоу на основе данных Геопространственного облачного сервиса Китая, 2020 г.)

Система	Отдел	Индекс	Колонка	Описание пород и мощность
Четвертичная	Голоценовый	Q ₄		Диффузное пляжное отложение. Верхняя часть - серовато-черный субтесок и субглины. Нижняя часть - серовато-белый гравийный слой. 0-257м.
	Верхний	Q ₃		Гравийные и илестые карбонатные слои. Серый песчано-гравийный слой, черно-коричневый слой торфа, серо-белый слой глины, содержащий Fe-Mn пленку или конкреции. До 16.9м.
	Средний	Q ₂		Подстилающая глина. Верхняя часть представляет собой коричневато-желтую и желтую глинистую подстилающую глину, а нижняя часть - слой глины и гравия. 0-30м.
	Нижний	Q ₁		Глина. Оранжево-желтая многослойная каолинитовая глина, розовая подглоссистая глина с текстурой горизонтального слоя. 0-6м.
Неогеновая		N		Конгломерат-песчаник. Коричневато-серый массивный конгломерат, средний и верхний коричневато-желтый линзовидный литифицированный песчаник. 0-532м.
Палеогеновая		E		Гравийный песчаник-алевролит-аргиллит. Буровато-красный толстослоистый конгломерат песчаник или конгломерат риолитового, переслаивающийся с алевролитом и аргиллитом. До 400м.
Меловая	Верхний	K _{2g}		Глинистый камень-известковый алевролит. Пурпурно-красный аргиллит, перемежающийся с известковым алевролитом. Нижняя часть представляет собой аргиллит со скоплениями кристаллов кальцита, переслаивающийся с томкозернистым мелкозернистым песчаником. До 68м.
		K _{1-2j}		Полевошпатовый песчаник. Пурпурно-красный блочный мелкозернистый обломочный фельдшпатовый песчаник и фельдинатовый песчаник, изредка перемежающийся с тонкими прослойками аргилита и алевролита. На дне имеется конгломерат толщиной около 2-20 м, в котором преобладает кварцит и жильный кварцевый конгломерат, с содержанием конгломерата до 60% и более, с общим диаметром конгломерата 2-5 см. 144-251м.
	Нижний	K _{1b}		Полевошпатовый песчаник-алевролит-аргиллит. К западу от горы Лонгсюан находитесь серовато-пурпурный массивный мелкозернистый полевошпатовый песчаник, местами глинистым. Верхняя часть - пурпурно-красный обломочный полевошпатовый песчаник, переслаивающийся с алевролитом и аргиллитом. К востоку от горы Лонгсюан находитесь серовато-пурпурный массивный мелкозернистый полевошпатовый песчаник, переслоянный известковым конгломератом. 0-191м.
		K _{1c}		Песчаник, алевролит и аргиллит. К западу от горы Лонгсюан находитесь пурпурно-красный мелкозернистый скальный обломочный песчаник и скальный обломочный полевошпатовый песчаник, переслаивающийся с кирпично-красным аргиллитом и розовой глинистой меньшей породой. В основании находится конгломерат с кварцитовым конгломератом толщиной 1-3 м. К востоку от горы Лонгсюан находитесь пурпурно-красный массивный мелкозернистый полевошпатовый песчаник с аргиллитом. 0-164м.
Юрская	Верхний	J _{3p2}		Аргиллит - алевролит - полевошпатовый песчаник. Пурпурно-красный и кирпично-красный аргиллит, алевролит, пурпурно-красный и серо-белый толстообломочный массивный мелкозернистый полевошпатовый песчаник и полевошпатовый кварцевый песчаник переслаиваются и равномерно, со слоем тонкого серо-белого слоистого керна в середине и слоем желто-зелено-серого сланца в верхней части. 443-449м.
		J _{3p1}		Алевролит - полевошпатовый песчаник. Пурпурно-красный и ярко-красный аргиллит и песчаник глинисто-песчаник, перемежающиеся с флюзитово-красным мелкозернистым полевошпатовым песчаником и алевролитом, со слоем желто-зеленого сланца в середине. 423-437м.
		J _{3m}		Аргиллит - алевролит. Ярко-красный аргиллит, песчаный аргиллит, перемежающийся со светло-красным тонкослоистым алевролитом и среднеслоистым мелкозернистым полевошпатовым песчаником, с редким тонкослоистым серо-зеленым мергелем в нижней части. Западная часть представляет собой песчаный аргиллит, перемежающийся с меболитом количеством тонкослоистого алевролита. 349-373м.
	Средний	J _{2s}		Полевошпатовый песчаник-алевролит - аргиллит. Светло-фиолетово-красный, желто-серый толстообломочный массивный мелкозернистый полевошпатовый песчаник и обломочный полевошпатовый песчаник. Переслаивается с флюзитово-красным и серо-фиолетовым песчанистым аргиллитом и алевролитом, со слоем линзовидного микрокристаллического туфа в верхней части. До 400м.
	Средний-Нижний	J _{1-2z}		Песчаник-аргиллит. Разнозернистый песчанистый аргиллит, переслаивающийся с обломочным кварцевым песчаником и гематитовым проницаемым лампроитом. 113-700м.

Рисунок 3.2. Стратиграфическая колонка отложений, представленных в пределах западной части Сычуаньской впадины (составлена Пэн Ичжоу по данным геологической базы Geo-Spatial Cloud, 2020 г.)

СТРАТИГРАФИЧЕСКАЯ КОЛОНКА

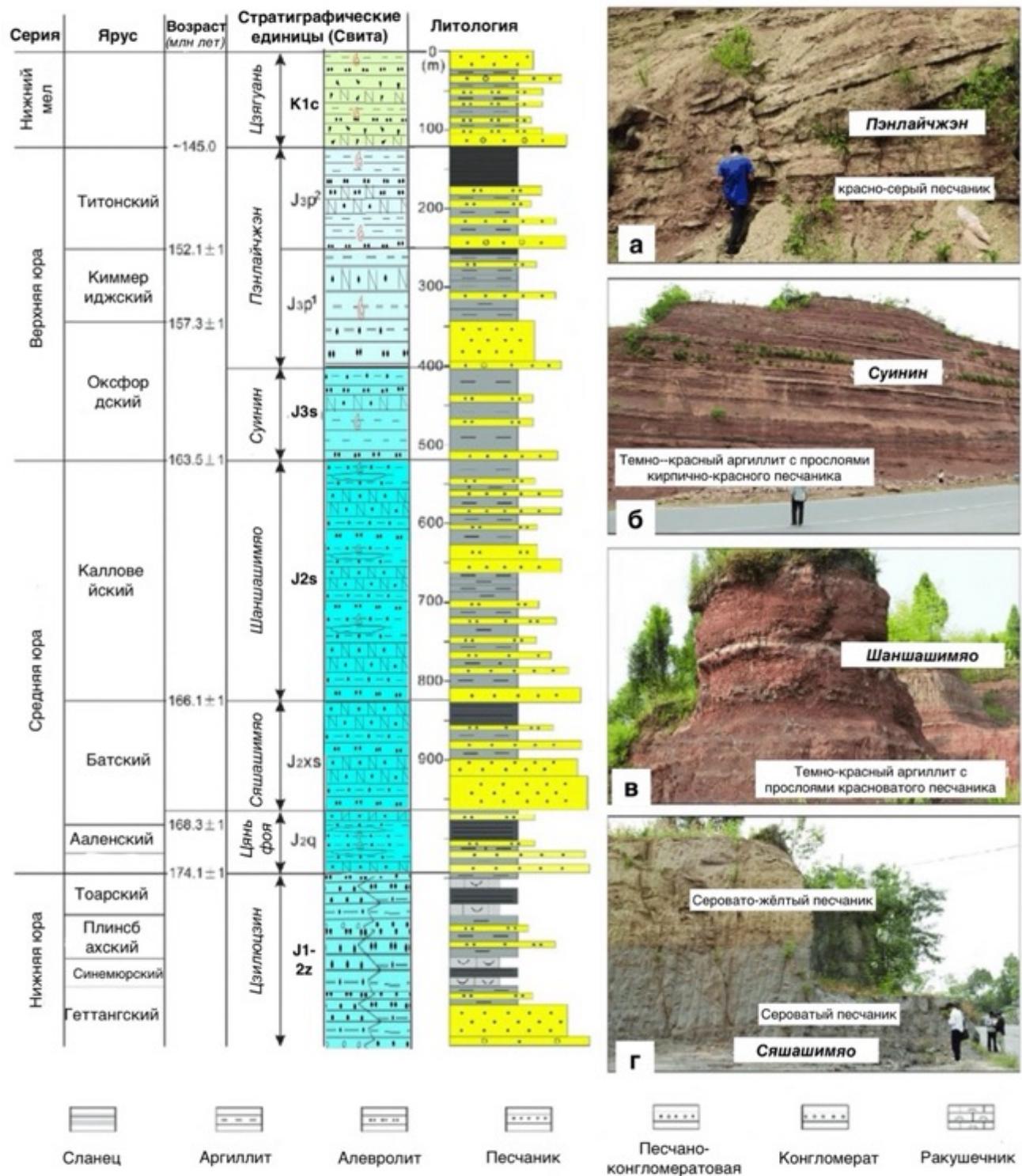


Рисунок 3.3. Стратиграфическая колонка с представлением литологических разрезов, из которых были отобраны образцы красноцветных пород в пределах трёх исследуемых участков (составлено Пэн Ичжоу на основе данных полевых наблюдений и геологической документации)

Красноцветные породы, сформировавшиеся в разные геологические периоды, существенно различаются по окраске, минеральному составу и структурным особенностям. На рисунке 3.2 представлена стратиграфическая последовательность основных свит, распространённых в западной части Сычуаньской впадины, а также их литологические характеристики. Образцы красноцветных пород, использованные в данном исследовании, были отобраны на трёх репрезентативных участках и соответствуют различным стратиграфическим разрезам, характерные выходы которых показаны на рисунке 3.3. Генезис, петрографические особенности и классификация красноцветных пород как материнских субстратов для формирования грунтов ранее были подробно рассмотрены в разделе 2.2.1, и потому здесь не повторяются.

В исследование включены три контрастных участка, различающиеся по геоморфологии и интенсивности антропогенного освоения (рис. 3.4).

Сельский участок Таохуали (рис. 3.4 а, г) расположен на средних склонах хребта Лунцюань. Рельеф представлен чередованием невысоких гребней и понижений с выходами коренных песчанико-аргиллитовых пород; почвенный покров маломощный. Окружающий ландшафт формирует мозаика горно-лесных экосистем и традиционных пашен. Землепользование однородно-аграрное (земледелие + лесоводство), признаки урбанизации отсутствуют.

Пригородный участок Шипань (рис. 3.4 б, д) приурочен к склону холма, переходящему в пойменно-силовую равнину, где расположены жилые кварталы и транспортные артерии. Ландшафт характеризуется высокой пространственной неоднородностью — фрагментированные лесные массивы и сельхозугодья чередуются с жилой и коммерческой застройкой, отражая градиент от естественных склоновых экосистем к городской среде.

Городской участок Цзянси (рис. 3.4 в, е) находится на небольшом острове, окружённом руслом реки Цзянси шириной ≈ 6 м и соединённом с берегом автомобильной дорогой, что формирует изолированную, но легко доступную географическую единицу. На острове преобладают интенсивно возделываемые сельскохозяйственные земли; отбор проб проводился вдоль обочин внутренних дорог. Несмотря на включённость в городскую территорию, природная среда участка остаётся преимущественно аграрной.

Данные дистанционного зондирования Google Earth, охватывающие последние десять лет, показали, что в исследуемых районах тип землепользования оставался стабильным, с доминированием сельскохозяйственных угодий. Значительных преобразований территории не зафиксировано. Кроме того, все участки имеют длительную историю традиционного сельскохозяйственного освоения, а основные возделываемые культуры включают цитрусовые (мандин), перец чили и различные виды листовых овощей.

С учётом результатов полевых наблюдений, а также на основании официальной схемы землепользования, в разделе 4.3.1 представлена карта, отображающая пространственное

размещение трёх исследуемых участков, их функциональную зонировку и расположение конкретных точек отбора проб (см. рис. 4.5). Данная схема отражает структуру землепользования и конфигурацию выборки, что обеспечивает надёжную пространственную основу для последующего анализа источников загрязнения тяжёлыми металлами.

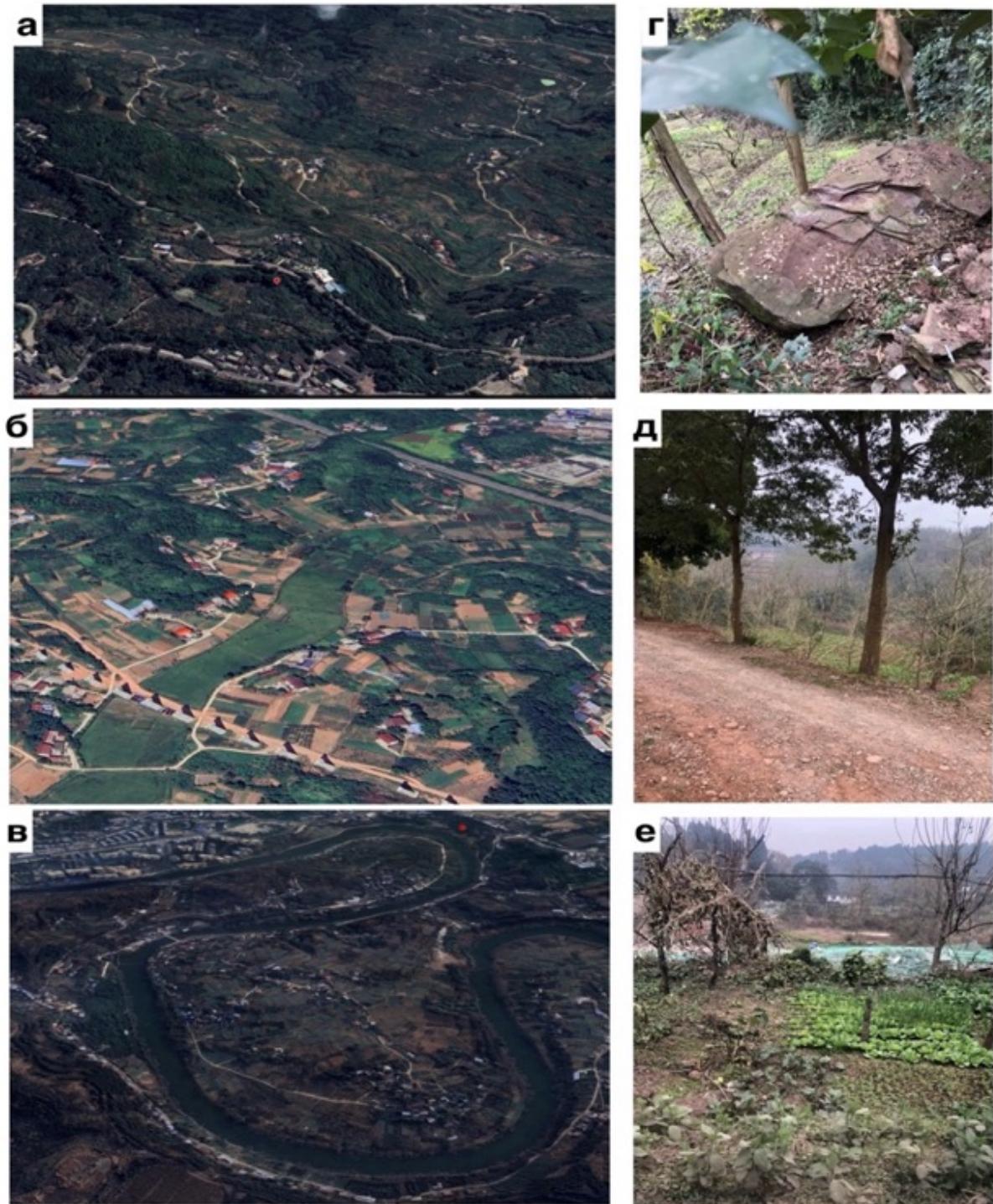


Рисунок 3.4. Общий вид участков отбора образцов: а, б, в – соответственно сельская, пригородная и городская среда участков отбора проб; г – сельский участок Таохуали, расположенный на склоне горы Лунцюань, где изобилуют красноцветные горные породы; д – пригородный участок Шипань, примыкающие к песчаным дорогам, используются в сельском хозяйстве; е – городской участок Хулу, расположенные рядом с рекой, используются для сельскохозяйственного производства (фото-Пэн Ичжоу)

С учётом того, что мощность красноцветных почвенных профилей в исследуемых районах, как правило, не превышает 80 см, при полевых работах была принята следующая операционная стратификация: горизонт 0–30 см классифицирован как красноцветные грунты, а горизонт 30–60 см — как материнские породы. Следует отметить, что морфологические особенности почвенных разрезов красноцветных грунтов, сформировавшихся на породах свит K_1c , J_3p , J_3s и J_2s , подробно описаны в разделе 2.2.2; соответствующие профили приведены на рисунке 2.6.

В каждом из трёх исследуемых участков (рис. 3.5) в радиусе 5 км от центральной точки случайным образом сформирована сеть из 60 скважин, что обеспечило по 120 образцов на участок — 60 из горизонта 0–30 см и 60 из горизонта 30–60 см; суммарно отобрано 360 образцов (в таблице 3.1).

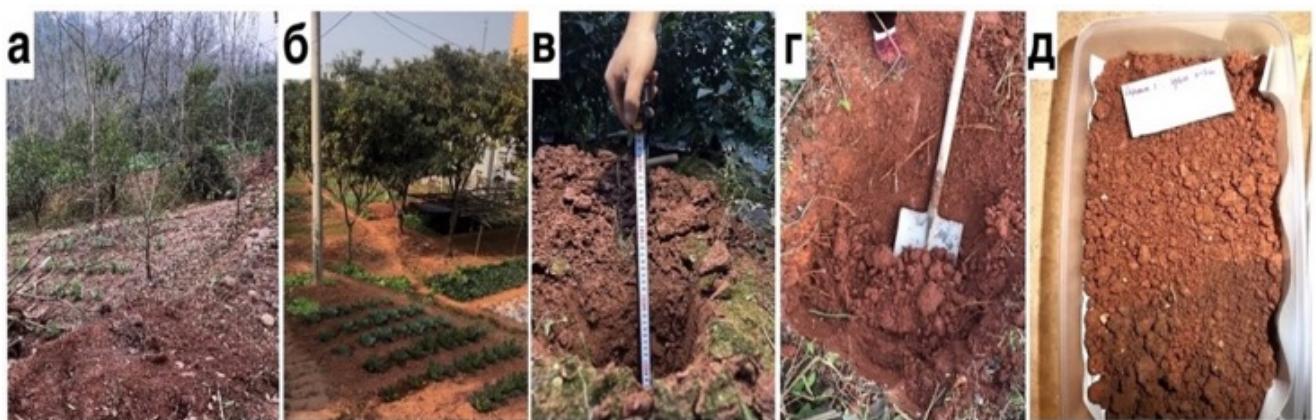


Рисунок 3.5. Работы по отбору образцов: а – точки отбора проб на сельском участке Таохуали, расположенные в средней части склона горы Лунцюань; б – точки отбора проб в городе участке Хулу, рядом с жилыми зонами; в, г – отбор образцов в поле; д – образцы грунтов после высушивания до воздушно-сухого состояния (фото-Пэн Ичжоу)

Таблица 3.1

Стратиграфический индекс	K_1c	J_3p	J_3s	J_2s	Общее
Исходные горные породы	7	6	5	7	25
Материнские породы (30-60см)	43	64	36	39	120
Красноцветные грунты (0-30см)	43	64	36	39	120

Для оценки исходного литологического субстрата, с учётом наследственной связи свойств грунтов и материнских пород, были отобраны образцы исходных горных пород. В каждом районе на естественных выходах стратиграфических свит случайным образом выбрано 5–9 точек, где из нетронутых плотных слоёв (глубина 80–120 см либо дневная поверхность обнажения) получено 25 образцов исходных пород. Каждый образец был представлен массой около 1 кг, достаточной для последующих лабораторных анализов. Статистические данные о числе образцов по свитам, а также сведения о продуктах их выветривания приведены в таблице 1, характерные морфологические особенности показаны на рисунке 3.6.



Рисунок 3.6. Внешние характеристики образцов исходных горных пород, продуктов их выветривания (красноцветных грунтов, 0–30 см) и материнских пород (30–60 см), отобранных в различных стратиграфических свитах. (*Гранулометрическая классификация дана в соответствии с китайским национальным стандартом GB/T 8845–2001 «Методика анализа гранулометрического состава почвы»*). (фото-Пэн Ичжоу)

После отбора образцы грунта естественным образом высушивали на воздухе в течение двух недель, после чего удаляли видимые растительные остатки, измельчали в порошок и просеивали через сито с ячейками 1 мм. Полученные порошкообразные образцы сохранялись в чистых, герметично закрытых полиэтиленовых пакетах при температуре +4°C.

3.2. Методы анализа свойств красноцветных грунтов

Для оценки минерального состава были отобраны репрезентативные образцы грунтов, сформировавшихся на породах различных свит. Для анализа микростроения подготовлены два композитных образца: элювий мелового возраста (элювий-К₁с) и элювий юрского возраста (элювий-*J*₃*p*, *J*₃*s*, *J*₂*s*). Гранулометрический состав, физические свойства (плотность, пористость (P), максимально-молекулярная влагоёмкость), химические параметры (pH, CaCO₃, Eh, органический углерод, основные оксиды), а также содержание тяжёлых металлов были определены для всех 360 точечных образцов.

Методы определения минерального состава и микростроения

Анализ минерального состава и микростроения образцов проводился на кафедре инженерной и экологической геологии геологического факультета МГУ имени М. В. Ломоносова. В настоящем исследовании минеральный состав образцов определяли методом рентгеновской дифракции (XRD) с предварительной обработкой магний-этиленгликоловым раствором и

термообработкой при 350 °C; фазы идентифицировали по базе данных ICDD PDF-2, количественный анализ выполняли по методу Ритвельда. Микроморфологические особенности и элементный состав изучали методом сканирующей электронной микроскопии (SEM) с энергодисперсионным спектрометром (EDS), применяя детекторы вторичных (SED) и обратно рассеянных электронов (BSED) и калибровку по оксидным стандартам (CaCO_3 , Al_2O_3 , SiO_2 и др.).

Методы определения гранулометрического состава

Исследование гранулометрического состава, а также определение связанных с ним физических и химических свойств образцов проводились в лаборатории геологоразведки провинции Цзянси с использованием оборудования, предоставленного местными государственными учреждениями.

Определение гранулометрического состава образцов проводилось ареометрическим методом в соответствии с методикой The State Forestry Administration of the People's Republic of China (1999c). Перед проведением анализа образцы подвергались предварительной подготовке, включающей удаление органического вещества (H_2O_2), диспергирование с Na-гелем и ультразвуковую обработку для разрушения агрегатов и предотвращения коагуляции частиц. Фракционный состав образцов определялся с использованием классификации гранулометрического состава грунта Китая (Chinese Soil Particle Size Classification System, GB/T 17296-2009), в которой разделение фракций проводится по следующим диапазонам частиц: глина (<0.002 мм), ил (0.002–0.02 мм), мелкий песок (0.02–0.2 мм), средний песок (0.2–2.0 мм) и крупный песок (>2.0 мм).

Методы определения физических свойств

Определение плотности было выполнено пикнометрическим методом (The State Forestry Administration of the People's Republic of China, 1999a) с использованием в качестве рабочей жидкости керосина. Определение пористости было проведено методом режущего кольца (The State Forestry Administration of the People's Republic of China, 1999b). Определение максимально-молекулярной влагоёмкости была выполнено методом кольцевого ножа (Ministry of Agriculture of the People's Republic of China, 2010).

Методы определения химических свойств

Определение pH было выполнено методом потенциометрии (The State Forestry Administration of the People's Republic of China, 1999d). Определение содержания CaCO_3 проводилось титrimетрическим методом (The State Forestry Administration of the People's Republic of China, 1999e). Измерение окислительно-восстановительного потенциала (Eh) проводилось с использованием метода измерения окислительно-восстановительного потенциала (Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China, 2015). Определение содержания

органического углерода выполнялось методом сжигания (Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China, 2013).

Определение содержания основных химических элементов проводилось с целью анализа химического состава красноцветных дисперсных грунтов. Образцы грунта подвергались разложению с использованием фтористого водорода (HF) и серной кислоты (H_2SO_4) при температуре 150°C в течение 6 часов. Содержание Al и Fe было определено методом атомно-абсорбционной спектрометрии (AAS, Analytik Jena novAA 400), содержание Si определялось методом плавления с карбонатом натрия в сочетании с атомно-абсорбционной спектрометрией (ContrAA 700). Содержание K, Na, Ca, Mg и Mn измерялось с использованием ICP-AES (модель 710ES). Все методы были откалиброваны методом добавления стандартов, при этом коэффициент восстановления находился в пределах 95–102%, а относительная стандартная ошибка (RSD) варьировалась от 0,05% до 0,61%, что гарантировало высокую точность и надежность измерений.

Методы определения содержания тяжёлых металлов

Была проведена оценка содержания тяжёлых металлов в грунтах из всех исследуемых регионов. Были определены концентрации таких тяжёлых металлов, как хром (Cr), никель (Ni), медь (Cu), цинк (Zn), мышьяк (As), кадмий (Cd) и свинец (Pb). Все анализы были проведены в экологической лаборатории Shenzhen Huace Testing Group, с использованием оборудования, приборов и реагентов, предоставленных этой компанией.

Процесс растворения образцов грунта был выполнен согласно методике, представленной в стандарте «Soil and Sediment - Digestion of Total Metal Elements» (2017), в которой используются смесь азотной, соляной и плавиковой кислот при высокой температуре для полного растворения образцов. После растворения жидкость была соответствующим образом разведена, и содержание тяжёлых металлов было измерено с использованием масс-спектрометра с индуктивно-связанной плазмой (ICP-MS, модель EXPEC-7000). Контролируемые элементы включают хром (Cr), никель (Ni), медь (Cu), цинк (Zn), мышьяк (As), кадмий (Cd), свинец (Pb) и ртуть (Hg). Пределы обнаружения для каждого элемента следующие: Cr – 0,4 $mg \cdot kg^{-1}$, Ni – 1,0 $mg \cdot kg^{-1}$, Cu – 0,2 $mg \cdot kg^{-1}$, Zn – 2,0 $mg \cdot kg^{-1}$, As – 0,01 $mg \cdot kg^{-1}$, Cd – 0,02 $mg \cdot kg^{-1}$, Pb – 2,0 $mg \cdot kg^{-1}$.

Для обеспечения точности и воспроизводимости результатов исследования были приняты строгие меры контроля качества. Во время эксперимента было исключено любое взаимодействие образцов с металлическими предметами. 10% случайно выбранных образцов были использованы для повторных (контрольных) измерений, кроме того, были включены в анализ контрольные (так называемые, «пустые») образцы и образцы национальных стандартов грунта (GBW 07449) для верификации качества. Повторные образцы использовались для оценки воспроизводимости анализа, пустые образцы — для мониторинга возможных фонов в процессе подготовки образцов,

а стандартные образцы – для проверки точности методики. Результаты показали, что коэффициент восстановления для всех элементов составил от 95% до 102%, а ошибка анализа находилась в пределах $\pm 5\%$, что подтверждает высокую надёжность и точность метода. В грунтовых образцах были обнаружены все измеренные элементы: Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb и Hg.

Китайские методики, описанные в стандартах GB/T и ведомственных регламентах (State Forestry Administration, Ministry of Agriculture и др.), в целом основаны на тех же физических и химических принципах, что и российские ГОСТы: применяются аналогичные приёмы отбора проб, подготовка (удаление органики, диспергирование, высокотемпературное разложение) и инструментальный анализ (ареометрический метод, рентгеновская дифракция, атомно-абсорбционная спектрометрия, ICP-MS и т.д.). Главные отличия обычно касаются детальных границ фракционных интервалов (например, в китайском стандарте GB/T 17296-2009 диапазоны частиц могут немного отличаться от ГОСТ 25100), а также ряда процедурных тонкостей, связанных с используемыми реактивами и режимами подготовки проб (например, обязательное удаление органических веществ H_2O_2 или диспергирование Na-гелем). Тем не менее проведённые калибровки по эталонным стандартам, строгий контроль качества и сходные показатели точности (коэффициент восстановления, воспроизводимость) подтверждают сопоставимость данных китайских методик с Российскими ГОСТами на высоком уровне точности и надёжности.

3.3. Характеристики состава и свойств образцов красноцветных грунтов

Для более глубокого понимания влияния различных условий выветривания на структуру и свойства красноцветных грунтов были сопоставлены все показатели (за исключением содержания тяжёлых металлов) между верхним (0–30 см, красноцветные грунты) и нижним (30–60 см, материнская порода) слоями почвенного профиля. Поскольку накопление тяжёлых металлов в грунте зачастую тесно связано с антропогенной деятельностью, а при планировании выборки исследования учитывались различия в использовании земли (сельские, пригородные и городские территории), для более чёткого выявления закономерностей накопления тяжёлых металлов в условиях различного антропогенного давления помимо разделения на верхний и нижний слой было осуществлено выделение образцов по типам участков (сельским, пригородным, городским) и их последующий анализ.

3.3.1. Минеральный состав и микростроение грунтов

Минеральный состав грунтов

В данном исследовании был проведён выборочный анализ минерального состава красноцветных грунтов, образованных в результате выветривания горных пород четырёх различных по составу и возрасту отложений (K_1c , J_3p , J_3s , J_2s). Среднее содержание минералов в

образцах представлено в таблице 3.2, рентгенодифрактометрический (XRD) спектр представлен в приложении А.

Минеральный состав изученных красноцветных грунтов представлен преимущественно слоистыми силикатами (смектит-смешанослойные минералы и иллит), кварцем, кальцитом и полевыми шпатами. Среди них доминируют смешанослойные минералы (17,3–24,4%), иллит (13,8–22,9%), кварц (19,5–38,3%), кальцит (4,6–37,2%) и плагиоклазы (1,9–15,3%), что в целом характеризует низкую степень химического выветривания исходных пород.

Таблица 3.2
Минеральный состав анализируемых образцов (%)

Стратиграфический	N	Смектит + C*	Иллит	Каолинит	Кварц	Плагиоклазы (альбит)	КИИ (микроклин)	Кальцит	Гематит	Нахконт
K_{1c}	3*	24.4	8.7	2.1	19.5	1.9	4.6	34.2	2.5	0.7
	3**	22.0	10.6	1.5	20.5	2.5	9.6	37.2	2.1	1.3
J_{3р}	4	20.4	13.2	2.7	37.4	7.8	9.1	4.6	2.0	0.9
	4	20.2	13.4	2.1	38.3	12.0	9.9	5.0	1.9	2.1
J_{3s}	6	20.2	21.6	5.0	28.3	14.4	6.9	6.7	2.2	2.2
	6	18.4	22.9	5.0	27.1	15.1	7.2	8.1	1.9	2.4
J_{2s}	4	23.8	19.8	4.0	35.5	14.9	4.2	1.3	1.3	1.8
	4	15.1	17.3	3.7	30.6	15.3	6.7	1.6	1.6	2.6

* С — смешанослойный минерал иллит-смектит, возможно вермикулит-смектит

* — 0–30 см, красноцветные грунты; ** — 30–60 см, материнская порода.

Наиболее существенные различия в минеральном составе обусловлены возрастом материнских пород и связанными с этим различиями седиментационно-диагенетических условий. В красноцветных грунтах, сформированных на нижнемеловых отложениях (свита K_{1c}), отмечено максимальное содержание кальцита (34,2–37,2%), что существенно превышает его концентрацию в грунтах юрского возраста (J_{3р}, J_{3s}, J_{2s}: 4,6–6,7%). Повышенная карбонатизация нижнемеловых отложений и соответственно высокий индекс химического выветривания CIA (>73) отражают преимущественно лакустро-континентальный режим седиментации (Peng, Grigorieva. 2023). В отличие от них, элювии юрских свит характеризуются более высоким содержанием кварца (27,1–38,3%), иллита (до 22,9%) и смешанослойных минералов (18,4–22,0%), свидетельствуя о преимущественно терригенном характере исходных пород и меньшей интенсивности химического преобразования (CIA 66–70).

Сравнение минерального состава верхнего (0–30 см, красноцветные грунты) и нижнего (30–60 см, материнские породы) горизонтов одного геологического возраста показало незначительную вариативность, подчёркивающую наследственный характер минерального

профиля. Например, в свите J_{3s} содержание кварца практически стабильно (верхний слой — 28,3%, нижний — 27,1%), а иллита — соответственно 21,6% и 22,9%. Подобная тенденция проявляется и в свите K_1c по кальциту (верхний слой — 34,2%, нижний — 37,2%), подтверждая высокую устойчивость исходных минералов в процессе почвообразования.

Отдельные минералы (например, каолинит и нахколит) демонстрируют небольшие вариации концентраций между верхними и нижними горизонтами, обусловленные локальными условиями микроклимата и неоднородностью вторичной миграции веществ. Так, в верхнем горизонте юрских грунтов содержание каолинита достигает 5,0%, что указывает на локальные процессы незначительного глинистого минералообразования.

Таким образом, выявленные минеральные различия между нижнемеловыми и юрскими красноцветными грунтами напрямую отражают исходные условия их осадконакопления и последующего диагенеза, а незначительная вариативность состава между почвенными горизонтами подчёркивает выраженную литологическую наследственность свойств изученных красноцветных грунтов. Это наблюдение находится в полном соответствии с выводами, представленными в разделе 2.2.2, где подчёркивается, что особенности формирования красноцветных грунтов в условиях слабого химического выветривания и интенсивного физического разрушения обуславливают их высокую преемственность с исходными породами.

Исходя из этой особенности, были выделены две типичные красноцветные грунты для их дальнейшего изучения с помощью растрового электронного микроскопа (РЭМ или SEM): элювий мелового возраста ($e-K_1c$) и элювий юрского возраста ($e-J_{3p}$, J_{3s} , J_{2s}).

Микростроение грунтов

Микроморфологический анализ образцов $e-K_1c$ и $e-J_{3p}$, J_{3s} , J_{2s} выявил значительные различия в структуре и минеральном составе, обусловленные различиями в их материнских породах и стадиях выветривания.

Микроморфологический анализ образцов элювия мелового ($e-K_1c$) и юрского возраста ($e-J_{3p}$, J_{3s} , J_{2s}), выполненный с помощью растровой электронной микроскопии (РЭМ) и энергодисперсионной спектроскопии (EDS), выявил существенные различия, обусловленные исходными литологическими особенностями и интенсивностью выветривания материнских пород.

Образец элювия нижнемеловой свиты (элювий- K_1c) отличается массивной и зернистой микроструктурой, доминируемой крупными частицами карбонатов и кварца (рис. 3.7 а–г). Наибольшую площадь занимают массивные ромбоэдрические кристаллы кальцита с ровными, ступенчатыми гранями, характерными для карбонатных минералов (рис. 3.7в). Их присутствие подтверждается высоким содержанием кальция (40–53%) по данным EDS, что коррелирует с результатами рентгеновской дифракции (XRD). Кварцевые зерна представлены

преимущественно гладкими частицами округлой формы (рис. 3.7б), содержащими свыше 40% кремния по EDS-анализу. Также отмечаются мелкие частицы с высоким содержанием железа (3–5%), предположительно представленные оксидами железа (гематитом или гётитом) (рис. 3.7г). Преобладание кальцита обеспечивает образцу элювий-К₁с высокую структурную стабильность и выраженную буферную способность к подкислению, при относительно низком содержании глинистых минералов.

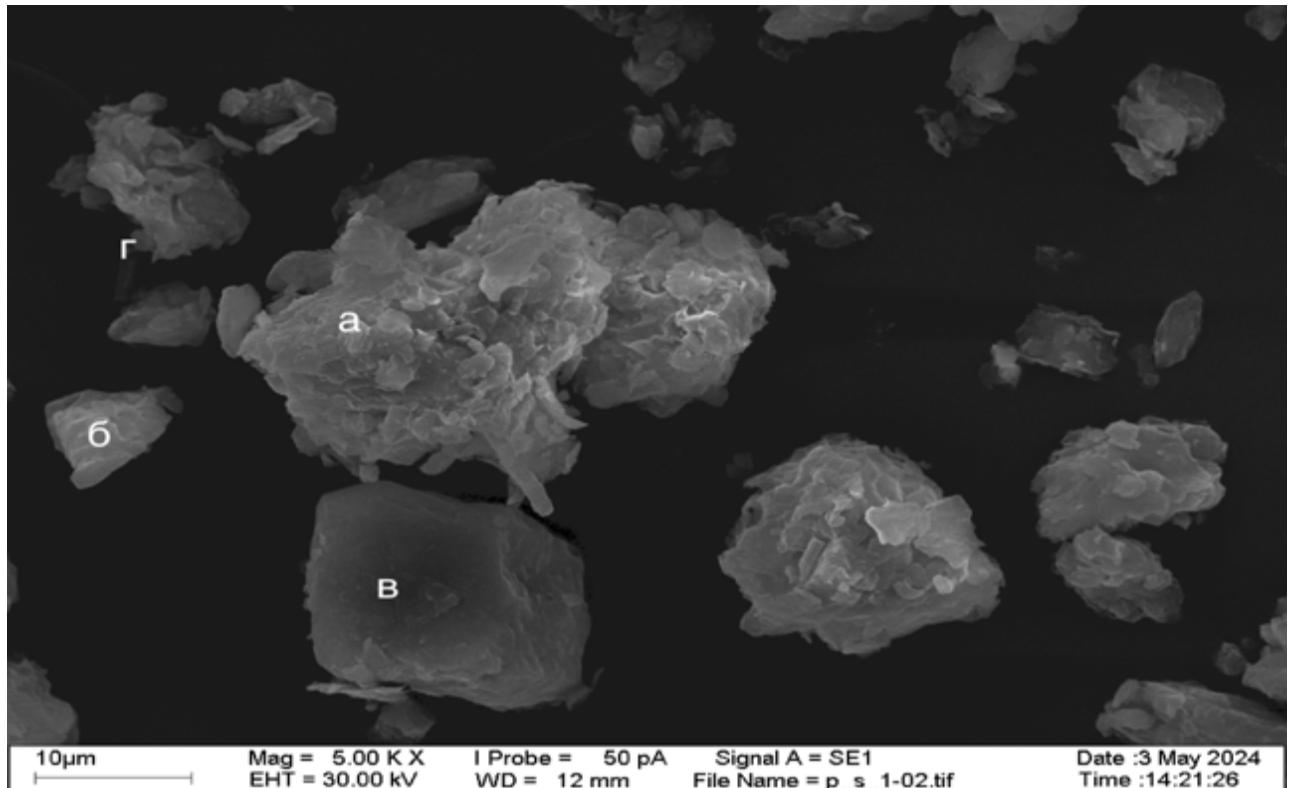


Рисунок 3.7. РЭМ-изображение образца е-К₁с: а – кальцит, б – кварц, в – агрегат кристаллов кальцита, г – оксиды железа (гематит или гётит) (фото М.С.Чернова)

Напротив, микроструктура элювия юрских отложений (элювий- J_{3p} , J_{3s} , J_{2s}) характеризуется заметно более сложной и неоднородной текстурой (рис. 3.8(1) а). Основную массу образуют тонкопластиначатые и слоистые частицы со следами расслоения и складчатостью, типичными для монтмориллонита и смешанослойных слоистых силикатов (рис. 3.8а). Частицы иллита и других слюдистых минералов, отличающиеся большей жесткостью и высоким содержанием калия и алюминия (по данным EDS), распределены по всей площади образца и определяют его слоисто-пластиначатую структуру.

Характерной особенностью юрского элювия также являются зоны, обогащённые оксидами железа, представленные сферическими и уплощёнными частицами агломератов (рис. 3.8(2)б). Высокое содержание железа в этих зонах (15–18% по EDS) указывает на накопление минералов типа гематита или ильменита. Кроме того, в образце отчётливо выражена развитая поровая система и наличие каналов (рис. 3.8(2)в), способствующих удержанию влаги и питательных веществ, а также повышающих его ёмкость катионного обмена.

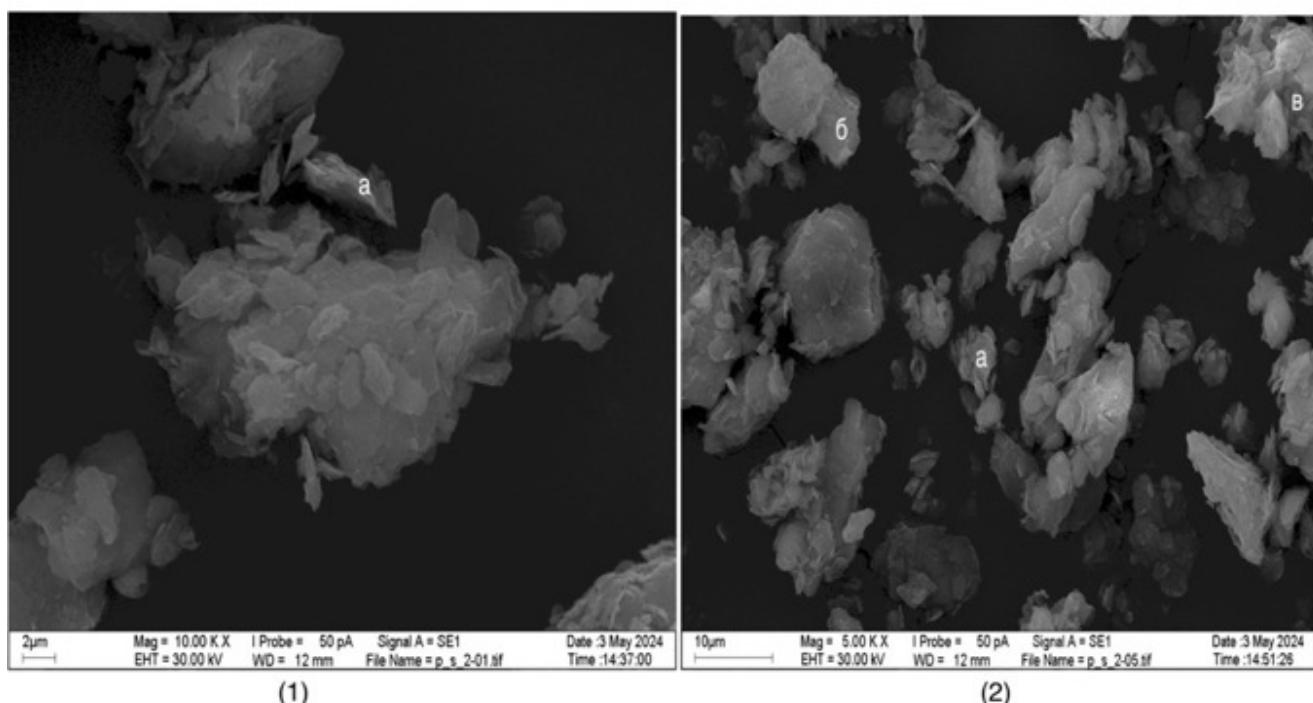


Рисунок 3.8. РЭМ-изображение образца е-J_{3p}, J_{3s}, J_{2s} (1) а – монтмориллонит; (2) а – иллит или слюдистые глинистые минералы, б – гематит, в – монтмориллонит (*фото М.С. Чернова*)

3.3.2. Гранулометрический состав

В таблице 3.3 приведены обобщенные значения показателей физических свойств исследуемых образцов, включая плотность, пористость (Р), гранулометрический состав и максимальное молекулярное водосодержание. Гранулометрический состав исследуемых красноцветных грунтов представлен преимущественно пылеватыми частицами размером 0,02–0,002 мм (26–41%) и глинистыми частицами размером <0,002 мм (29–38%), при относительно низком содержании песчаной фракции (4–8%). Наиболее выраженные различия наблюдаются между нижнемеловой (К_{1c}) и юрскими (J_{3p}, J_{3s}, J_{2s}) свитами. В грунтах свиты К_{1c} отмечается максимальное содержание пылеватых частиц (38–41%) и минимальное глинистых (28–29%), что указывает на относительно грубый гранулометрический состав и слабую степень физико-химического выветривания. В противоположность этому, грунты юрских свит характеризуются более высоким содержанием глинистых частиц (34–38%) и меньшей долей пылеватой фракции (26–31%), свидетельствуя о более интенсивном преобразовании исходных пород и вторичном накоплении мелкодисперсного материала. Сравнение верхних (0–30 см) и нижних (30–60 см) горизонтов показывает, что различия грансостава незначительны (обычно 1–3%), что подтверждает высокую степень наследственности гранулометрических свойств от материнских пород.

Таблица 3.3

Гранулометрический состав и физические свойства образцов

Стратиграфический индекс	Количество образцов (n)	Плотность твердого компонента (ρ_s)	Пористость (P)	Гранулометрический состав (mm)				Максимально-молекулярная влагоемкость (W_{mmw})
				2-	0.2	0.02	<0.00	
				0.2	0.0	0.00	2	
			г/см ³	%				
K_{1c}	43*	2.45	42	4	39	28	29	12
	43**	2.41	42	8	42	27	23	11
j_{3p}	36	2.40	36	2	26	37	36	13
	36	2.48	41	4	31	34	31	13
j_{3s}	62	2.44	38	2	34	36	28	12
	62	2.44	37	5	34	39	22	12
J_{2s}	39	2.46	42	4	39	28	29	14
	39	2.49	45	8	42	27	23	12

* — 0–30 см, красноцветные грунты; ** — 30–60 см, материнская порода.

3.3.3. Физические свойства

Физические свойства изученных образцов отражают относительно однородный характер красноцветных грунтов. Плотность твёрдого компонента варьирует в пределах 2,40–2,49 г/см³, при этом образцы нижнемеловой свиты (K_{1c}) демонстрируют немного более низкие показатели (2,41–2,45 г/см³), чем юрские свиты (2,46–2,49 г/см³). Пористость (P) всех образцов стабильно высокая (42–48%), наиболее высокие значения отмечены в образцах верхнего слоя грунтов юрского возраста (J_{3p}, J_{3s}, J_{2s} — 45–48%), что связано с их большей глинистостью и структурной рыхлостью. Максимально-молекулярная влагоёмкость (10–12%) также мало изменяется между свитами и горизонтами, однако образцы юрского возраста характеризуются несколько более высокими значениями (12%), что объясняется их более высоким содержанием глинистых фракций и, следовательно, лучшими влагоудерживающими свойствами.

3.3.4. Химические составы и свойства

Анализ основных оксидов в составе красноцветных грунтов показывает выраженные различия, обусловленные литологическими особенностями исходных свит (табл. 3.4). Для всех исследуемых образцов характерно доминирование SiO₂ (46,16–68,42 %), Al₂O₃ (8,03–15,83 %) и Fe₂O₃ (8,03–9,81 %). Наибольшее содержание кальция (CaO) характерно для образцов нижнемеловой свиты K_{1c} (12,96–12,19 %), что соответствует высокому содержанию кальцита, отмеченному ранее (табл. 3.2). Напротив, в юрских элювиях (J_{3p}, J_{3s}, J_{2s}) концентрация CaO заметно ниже (0,98–2,46 %), что связано с терригенной природой этих пород и более низким

содержанием карбонатов. Повышенное содержание кремнезёма (SiO_2) в юрских грунтах (58,55–68,42 %) также отражает их преимущественно терригенный (кварцево-полевошпатовый) характер и ограниченную химическую трансформацию. Содержание Al_2O_3 и Fe_2O_3 в юрских грунтах (14,27–15,83 % и 8,03–8,86 %, соответственно) выше, чем в меловых (8,21–8,83 % и 8,32–9,81 %), что обусловлено накоплением глинистых и железистых вторичных фаз при относительно более интенсивном химическом выветривании. Другие оксиды (TiO_2 , MnO , MgO , K_2O , Na_2O и P_2O_5) присутствуют в незначительных количествах и демонстрируют несущественные различия между горизонтами и свитами. Внутрипрофильные различия содержания основных оксидов минимальны (обычно менее 1–2 %), подчёркивая сильную наследственную связь состава грунтов с материнскими породами.

Таблица 3.4
Содержание основных оксидов в составе красноцветных грунтов (%)

Стратиграфический индекс	n	SiO_2	Al_2O_3	Fe_2O_3	TiO_2	MnO	CaO	MgO	K_2O	Na_2O	P_2O_5
K_{1c}	43*	45.35	8.83	9.81	0.3	0.06	20.62	1.02	1.48	0.62	0.06
	43**	46.16	8.21	8.32	0.35	0.06	19.26	1.19	1.48	0.60	0.07
J_{3p}	36	60.30	15.78	8.30	0.74	0.10	4.32	2.71	2.78	1.23	0.19
	36	58.55	15.83	8.44	0.74	0.10	5.76	2.48	3.05	1.31	0.19
J_{3sn}	62	66.53	14.12	8.47	0.67	0.09	7.71	1.92	2.71	1.37	0.15
	62	66.13	14.27	8.18	0.66	0.09	8.82	1.89	2.72	1.33	0.15
J_{2s}	39	70.65	14.29	7.86	0.70	0.08	1.47	2.04	2.54	1.23	0.15
	39	68.42	14.83	8.03	0.71	0.11	1.49	1.71	2.4	1.39	0.16

* — 0–30 см, красноцветные грунты; ** — 30–60 см, материнская порода.

Химические характеристики изученных грунтов свидетельствуют о существенном влиянии исходной литологии на их современные свойства (табл. 3.5). Все исследованные образцы имеют щелочную реакцию среды (pH 8,44–8,81), при этом наиболее щелочной средой отличаются грунты нижнемеловой свиты K_{1c} (pH 8,63–8,67), что согласуется с их высоким содержанием CaCO_3 (28,53–29,80 %). В образцах юрского возраста содержание карбоната кальция значительно ниже (от 1,10 до 14,00 %), при этом наиболее карбонатизированными среди них являются грунты свиты J_{3sn} (9,20–14,00 %). Окислительно-восстановительный потенциал (E_{o-e}) изменяется незначительно (533,20–578,20 мВ), указывая на стablyно окислительные условия почвенной среды.

Содержание органического углерода варьирует в узком диапазоне (0,64–1,65 %), наиболее высокие значения отмечены в поверхностном слое J_{2s} (1,65 %). Повышенное содержание органического углерода в верхних горизонтах связано с накоплением и разложением органического материала на поверхности грунта. Внутри каждого профиля отмечено снижение содержания органического углерода с глубиной (верхний слой 0–30 см — 0,80–1,65 %; нижний

слой 30–60 см — 0,64–0,91 %), что типично для почвенных профилей и связано с уменьшением поступления и накопления органического вещества на глубине.

Таблица 3.5

Характеристики химического состава и свойств красноцветных грунтов

Стратиграфический индекс	n	pH	CaCO ₃	Окислительно- восстановительный потенциал	органический углерод
		/	%	мВ	%
K_{1c}	43*	8.63	28.53	550.92	1.15
	43**	8.67	29.80	548.83	0.91
J_{3sn}	36	8.81	9.20	558.30	0.86
	36	8.83	14.00	578.20	0.80
J_{3р}	62	8.47	5.95	546.30	0.91
	62	8.53	6.55	545.10	0.64
J_{2s}	39	8.40	1.10	565.25	1.65
	39	8.44	1.75	533.20	0.85

* — 0–30 см, красноцветные грунты; ** — 30–60 см, материнская порода.

3.3.5. Содержание тяжёлых металлов

Сравнительный анализ верхних (0–30 см) и нижних (30–60 см) горизонтов

Пробные образцы грунтов в трёх исследуемых районах в целом проявляют щелочную реакцию, при этом значения pH в верхнем и нижнем слоях (0–30 см — красноцветные грунты и 30–60 см — материнская порода) на одной точке отбора отличаются незначительно, что отражает однородность кислотно-щелочных свойств внутри профиля. Тенденции изменения концентрации тяжёлых металлов Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd и Pb в образцах верхнего и нижнего слоёв по каждому участку представлены на рисунках 3.9–3.11.

Как видно из рисунков 3.9–3.11, в сельских и городских районах, за исключением Pb, концентрации Cr, Ni, Cu, Zn, As и Cd более чем в половине образцов превышают региональное геохимическое фоновое значение (ФЗ), тогда как уровень загрязнения в пригородном районе относительно ниже, и только в отдельных образцах содержание Ni превышает фон. Однако во всех районах превышение As и Cd является наиболее выраженным: более чем в половине образцов их содержание значительно выше ФЗ, а в некоторых пробах оно превышает предельно допустимую концентрацию (ПДК), установленную китайским стандартом качества почвы GB 15618–2018, что свидетельствует о том, что As и Cd являются наиболее типичными потенциально опасными элементами в этом регионе, и их пространственное распределение тесно связано с антропогенной деятельностью.

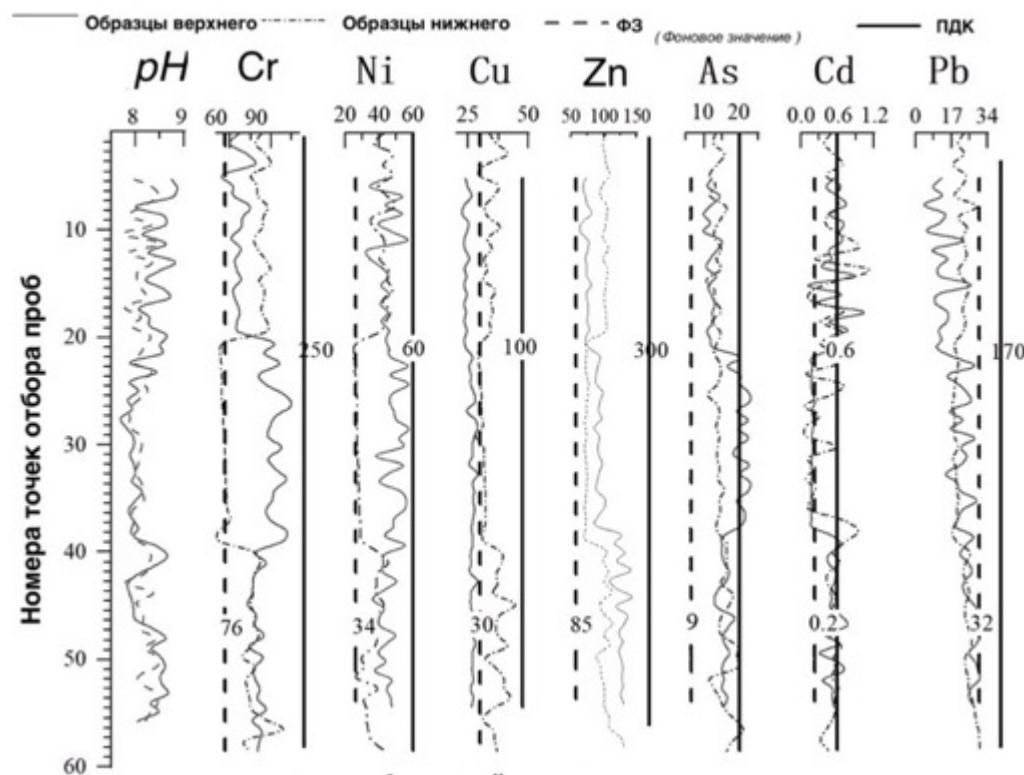


Рисунок 3.9. Сравнительное содержание тяжёлых металлов в верхнем и нижнем слоях грунта на сельских участках ($\text{мг}\cdot\text{кг}^{-1}$)

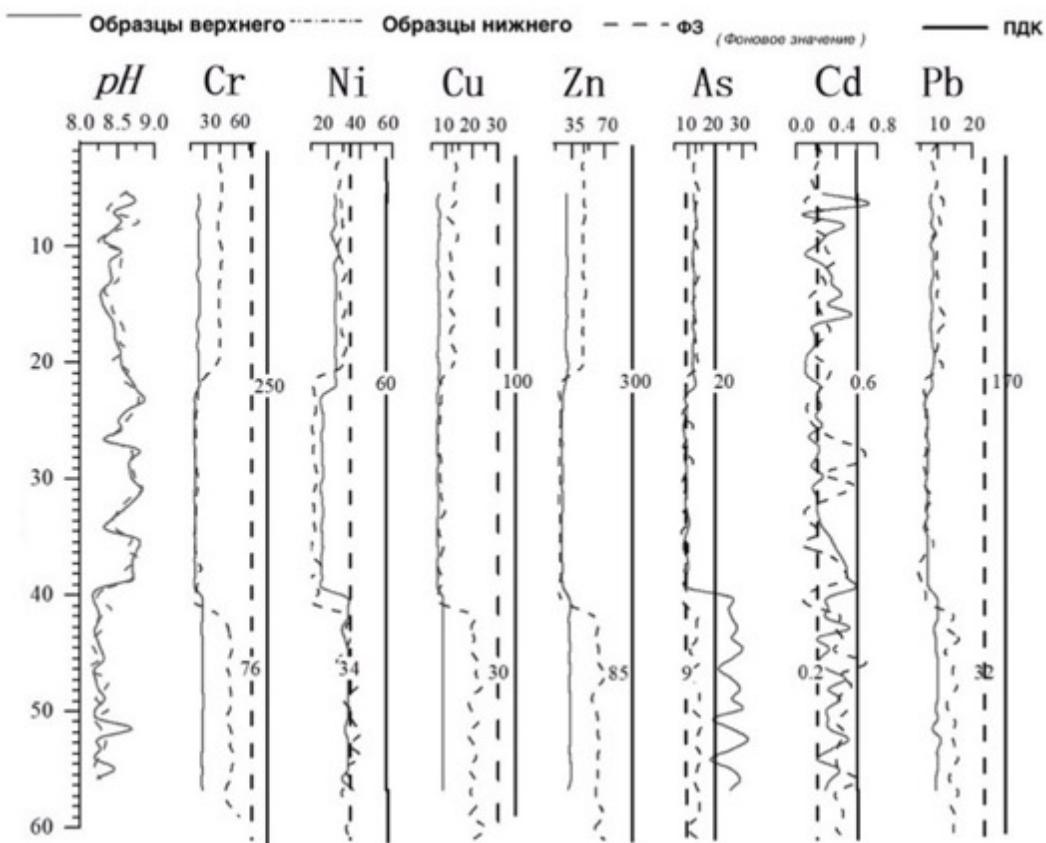


Рисунок 3.10. Сравнительное содержание тяжёлых металлов в верхнем и нижнем слоях грунта на пригородных участках ($\text{мг}\cdot\text{кг}^{-1}$)

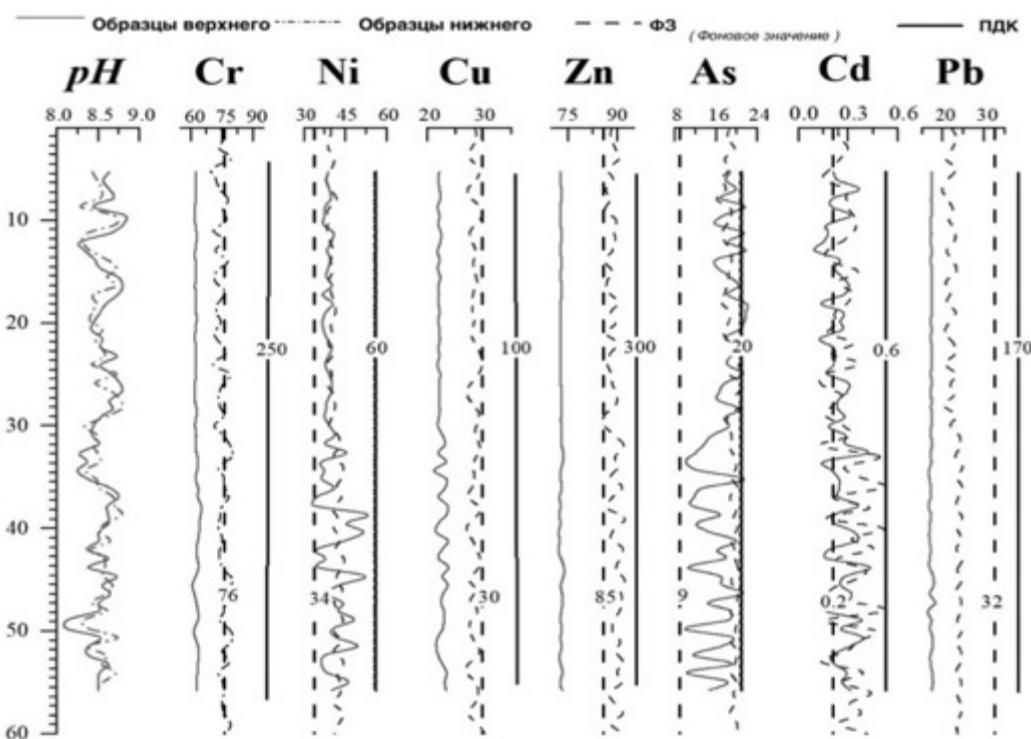


Рисунок 3.11. Сравнительное содержание тяжёлых металлов в верхнем и нижнем слоях грунта на городских участках ($\text{мг}\cdot\text{кг}^{-1}$)

В отношении вертикального распределения по профилю, в большинстве точек отбора всех трёх категорий участков содержание таких элементов, как Cr, Cu, Cd и Pb, в верхнем и нижнем слоях демонстрирует высокую степень совпадения, без проявления типичной закономерности вертикальной миграции и расслоения. Эта особенность, вероятно, связана с характером землепользования в исследуемых районах: все три участка используются в сельскохозяйственных целях, отбор проб проводился в декабре — в зимний период, после сбора урожая, когда местные фермеры осуществляют вспашку почвы различной интенсивности, что приводит к перемешиванию почвенного профиля и выравниванию содержания элементов в верхнем и нижнем слоях. Кроме того, выраженная литологическая наследственность красноцветных грунтов по отношению к материнской породе в отношении минерального и химического состава может дополнительно усиливать данную тенденцию, снижая различие между продуктами выветривания и исходной породой.

Следует также отметить, что в отдельных точках отбора наблюдаются значительные различия в содержании Ni, As, Cd и Zn между верхним и нижним слоями: такие флюктуации зафиксированы в сельском районе (точки 21–40), пригородном районе (точки 41–60) и городском районе (точки 30–60). Между отдельными точками не прослеживается чёткая закономерность или непрерывность, что, как правило, свидетельствует о наличии точечных источников или неоднородного антропогенного воздействия, таких как применение в сельском хозяйстве органических удобрений, содержащих никель или кадмий (например, птичий помёт или минеральные удобрения), или пестицидов, содержащих мышьяк (Han et al., 2018; Feng et al., 2017).

В совокупности, с учётом того, что в большинстве точек отбора содержание основных тяжёлых металлов в верхнем и нижнем слоях близко, а также принимая во внимание сельскохозяйственные практики вспашки и высокую химическую преемственность красноцветных грунтов по отношению к материнской породе, в настоящем исследовании горизонты 0–30 см и 30–60 см рассматриваются как параллельные образцы с единым комплексом физико-химических свойств. В дальнейшем они включаются в объединённый анализ загрязнения и источников поступления тяжёлых металлов, что позволяет повысить репрезентативность выборки и достоверность аналитических выводов.

Региональные различия загрязнения тяжёлыми металлами

После объединения данных по двум горизонтам (0–60 см) был выполнен более глубокий сравнительный анализ содержания тяжёлых металлов в различных участках (сельские, пригородные, городские), показавший значительную пространственную неоднородность степени загрязнения. (таблица. 3.6)

Наиболее значимая техногенная нагрузка выявлена на сельских участках, где средние концентрации Cr ($81 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$), Ni ($41 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$), Cu ($36 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$), Zn ($104 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$), As ($16,7 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$) и Cd ($0,44 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$) существенно превышают фоновый уровень (отмечено в 72–100% образцов). Максимальное превышение ПДК (GB 15618–2018) зафиксировано именно для Cd (23% проб, до $1,12 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$) и As (17,5%, до $25,37 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$). В противоположность этому, Pb сохраняется в пределах фоновых значений, что отражает отсутствие значимых техногенных источников данного элемента в сельских условиях.

Пригородные участки отличаются более низкими концентрациями тяжёлых металлов (например, Cr — $39 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$, Ni — $24 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$), однако концентрации As (до $32,14 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ в 90% проб) и Cd (до $0,72 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ в 78% проб) стабильно превышают фоновые значения. Причина заключается, вероятно, в использовании агрохимикатов и наличии дорожного движения, косвенно способствующего повышению содержания этих элементов.

На городских участках выявлено устойчивое превышение фоновых концентраций по Ni (100% образцов), Zn (83%), As (100%, до $21,33 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$) и Cd (69%). Это связано с комплексным влиянием городской инфраструктуры, автомобильных и промышленных выбросов. Также отмечено превышение фоновых значений Pb (33%, до $29,78 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$), отражающее воздействие дорожного трафика.

Таблица 3.6

Содержание тяжёлых металлов в исследуемых образцах красноцветных грунтов

N	Элемент	Диапазон ($\text{мг}\cdot\text{кг}^{-1}$)			Среднее ($\text{мг}\cdot\text{кг}^{-1}$)			SD			CoV (%)			Φ_3	Доля превышений Φ_3 (%)		
		1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	/	1	2	3
120	pH	8.13 ~ 8.91	8.21 ~ 8.97	8.2 ~ 8.76	8.46	8.57	8.53	0.18	0.21	0.12	2	2	1	/	/	/	/
120	Cr	51.36 ~ 104.53	18.68 ~ 64.75	57.2 ~ 91.5	81.09	38.51	74.22	13.6	12.14	4.56	17	31	6	76	76	0	31
120	Ni	25.17 ~ 53.41	9.19 ~ 40.34	34.6 ~ 56.7	40.93	23.72	41.61	7.83	7.23	3.65	19	31	9	34	78	8	100
120	Cu	27.49 ~ 45.90	7.34 ~ 24.85	22.3 ~ 38.3	35.90	13.41	29.21	4.49	3.68	2.89	13	28	10	30	97	0	23
120	Zn	71.06 ~ 149.46	20.48 ~ 73.98	70.6 ~ 95.4	104.03	44.20	86.15	19.8	14.5	4.73	19	33	5	86	83	0	38
120	As	10.77 ~ 25.37	7.75 ~ 32.14	13.2 ~ 21.33	16.73	13.81	18.43	3.65	5.99	1.83	22	<u>43</u>	10	9	100	90	100
120	Cd	0.07 ~ 1.12	0.06 ~ 0.72	0.03 ~ 0.53	0.44	0.32	0.26	0.22	0.15	0.12	50	<u>46</u>	<u>39</u>	0.21	75	78	69
120	Pb	17.43 ~ 32.99	4.54 ~ 16.76	12.7 ~ 29.7	24.71	11.01	22.22	4.39	2.98	2.41	18	27	11	33	0	0	0

1, 2, 3 обозначают соответственно сельские участки, пригородные участки и городские участки.

Жирным выделены значения, превышающие фоновые значения (Φ_3). SD обозначает стандартное отклонение. Курсивом выделены элементы с высоким коэффициентом вариации ($>35\%$), CV — коэффициент вариации. Φ_3 — фоновое значение.

Анализ коэффициентов вариации (CoV) также выявил высокую пространственную неоднородность загрязнения Cd (сельские и городские участки), As и Cd (пригородные участки), с CoV превышающим 35%. Напротив, элементы Cr, Ni, Cu, Zn и Pb (за исключением городского Pb) характеризуются более умеренной вариацией (15–35%), указывая на более равномерное распределение, обусловленное природными и слабо выраженным техногенными источниками.

Комплексные результаты исследования показывают, что Cd и As являются наиболее репрезентативными элементами загрязнения тяжёлыми металлами в красноцветных грунтах южной части Сычуаньской впадины, которые во всех трёх исследуемых участках различного функционального типа (сельском, пригородном и городском) демонстрируют значительное превышение нормативов, что характеризует их как региональные главные факторы загрязнения. Пространственная гетерогенность содержания тяжёлых металлов между различными участками очевидна, что дополнительно выявляет неединственный характер источников загрязнения. Особенно следует отметить, что данное распределение загрязнения тесно связано со структурой функциональной организации земель в регионе, что указывает, что источники загрязнения поступают не только из сельскохозяйственной деятельности на сельхозугодьях (например, применение удобрений и пестицидов), но могут также включать совокупное воздействие точечных или комплексных источников, таких как городское строительство.

Следовательно, необходимо более систематически и глубоко отслеживать и идентифицировать уровни загрязнения тяжёлыми металлами, их источники и вклад в красноцветных грунтах Сычуаньской впадины, и, сочетая с функциональным зонированием региона, проводить оценку экологического риска.

Выводы к главе 3

На основании анализа состава и свойств образцов красноцветных грунтов, сформированных в результате выветривания красных пород различных геологических периодов (K_1c , J_2s , J_3p , J_3s), можно сформулировать следующие **выводы**:

1. Основными минералами красноцветного грунта являются кварц (21–38 %), полевые шпаты (2–15 %) и слоистые силикаты, среди которых повсеместно встречаются смешанные слоистые минералы монтмориллонит–иллит (монтмориллонит 18–20 %, иллит 7–24 %), что свидетельствует о в целом низкой степени выветривания. Различия между верхним и нижним слоями (0–30 см и 30–60 см) в составе минералов, гранулометрическом составе и содержании основных оксидов не превышают 3 %, что указывает на высокую наследственность красноцветного грунта по отношению к материнским породам в минералогии, граносоставе и химическом составе.

2. Сравнительный анализ по стратиграфическим уровням показывает выраженную дифференциацию: элювий K_1c обогащён $CaCO_3$ (до 29,8 %) и CaO (19,26–20,62 %), содержание SiO_2 составляет лишь 45,35–46,16 %, доля кальцита достигает 37–42 %; в элювии J_3p , J_3s , J_2s , напротив, содержание SiO_2 высокое (58,55–70,65 %), $CaCO_3$ низкое (1,10–14 %), наблюдается обогащение глинистыми частицами (34–38 %), что отражает более интенсивное механическое выветривание и накопление вторичных глинистых минералов. Содержание Fe_2O_3 варьирует в пределах 7,86–9,81 %, в элювии K_1c оно несколько выше, чем в юрских горизонтах.

3. Содержание Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd и Pb в верхнем (0–30 см) и нижнем (30–60 см) слоях красноцветных грунтов в целом сходно, что связано с механическим перемешиванием горизонтов при аграрной обработке. Во всех исследованных участках красноцветных грунтов наибольшее накопление выявлено по As и Cd (69–100% проб выше фона; средние концентрации — 13.8–16.7 и 0.26–0.44 $mg \cdot kg^{-1}$). В пределах сельских участков также зафиксированы высокие уровни Cr (81 $mg \cdot kg^{-1}$, 76%), Ni (40.9 $mg \cdot kg^{-1}$, 78%), Cu (35.9 $mg \cdot kg^{-1}$, 97%) и Zn (104 $mg \cdot kg^{-1}$, 85.5%). В пригородных участках, помимо As и Cd, превышения по другим элементам единичны (Ni — 8%). В городских участках содержание Ni достигает 41.6 $mg \cdot kg^{-1}$ при 100% превышении фонового уровня. Коэффициенты вариации по Cd (сельские участки), As и Cd (пригородные участки), Cd (городские участки) превышают 35%, что указывает на выраженное влияние локальных антропогенных факторов.

Глава 4. Существующий уровень загрязнения тяжёлыми металлами красноцветных грунтов западной части Сычуаньской впадины, источники загрязнения²

Исходя из материалов, представленных в предыдущей главе (см. главу 3.3.4), где были рассмотрены основные показатели содержания тяжёлых металлов, в данной главе проводится анализ уровня их загрязнения и системное исследование характеристик тяжёлых металлов и их потенциальных источников в трёх типичных участках интенсивного сельскохозяйственного использования, расположенных в западной части Сычуаньской впадины и сформированных преимущественно на красноцветных грунтах при различной степени антропогенной нагрузки.

4.1. Методы оценки загрязнения грунтов тяжёлыми металлами, выявление источников

Для оценки степени загрязнения тяжёлыми металлами в исследуемом регионе применены традиционные индексы — геоаккумуляции (I_{geo}), загрязнённости (PLI), Немероу (NPI) и потенциального экологического риска (PERI). Для выявления источников загрязнения и количественной оценки их вклада использованы методы абсолютных главных компонент — множественной линейной регрессии (APCS-MLR) и положительной матричной факторизации (PMF). Их комплексное использование обеспечивает системную основу для экологического управления и более корректное выявление механизмов формирования загрязнения в условиях многокомпонентного антропогенного воздействия.

4.1.1. Методы оценки уровня загрязнения

Индекс геоаккумуляции (I_{geo})

Индекс геоаккумуляции (geoaccumulation index, I_{geo}) для исследуемых территорий служит количественным показателем степени загрязнения тяжёлыми металлами в осадочных отложениях и иных материалах. Он был предложен Muller (1969) с учётом влияния природного геологического фона (седиментогенез, процессы формирования пород) на изменчивость

² При подготовке данного раздела диссертации использованы следующие публикации автора (выполненные лично или в соавторстве), в которых, согласно Положению о присуждении учёных степеней в МГУ, отражены основные результаты исследования:

1. Peng Y., Grigorieva I. Yu. Prediction of the impact of ecological restoration technology on the restoration of heavy metal pollution in agricultural soil // Geology, Ecology, and Landscapes. – 2025. – Vol. 9. – No. 3. – Pp. 775–791. <https://doi.org/10.1080/24749508.2024.2328900>.

2. Peng Y., Grigorieva I. Yu. Assessment of heavy metal pollution on agricultural land in Chengdu city under different anthropogenic pressures based on APCS-MLR modelling // Ecological Indicators. – 2024. – Vol. 165. – Article No. 112183. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.112183>.

исходных концентраций элементов. Формула для расчёта I_{geo} выглядит следующим образом:

$$I_{geo} = \log_2 \frac{C_i}{K \times B_i},$$

где I_{geo} — индекс геоаккумуляции; C_i — фактическая концентрация соответствующего тяжёлого металла в грунте; B_i — фоновое значение данного металла; K — поправочный коэффициент, обычно равный 1,5.

Значения I_{geo} подразделяются на семь уровней загрязнения: $I_{geo} \leq 0$ — не загрязнено (отсутствует загрязнение); $0 < I_{geo} \leq 1$ — слабо загрязнено; $1 < I_{geo} \leq 2$ — умеренно загрязнено; $2 < I_{geo} \leq 3$ — от умеренно загрязнено до сильного загрязнения; $3 < I_{geo} \leq 4$ — сильное загрязнение; $4 < I_{geo} \leq 5$ — от сильного до крайне сильного загрязнения; $I_{geo} > 5$ — крайне сильное загрязнение.

Индекса Немеро(NPI)

Индекс Немеро (Nemerow Integrated Pollution Index) широко используется при оценке загрязнения грунтов тяжелыми металлами и позволяет более полно отразить вклад различных тяжелых металлов в общее загрязнение (Guo X и др., 2011; Deng X и др., 2020). Формула для расчета индекса Немеро для отдельного тяжелого металла имеет следующий вид:

$$P_i = \frac{C_i}{S_i},$$

где P_i — индекс загрязнения для отдельного тяжелого металла, C_i — фактическое содержание тяжелого металла i в грунте, S_i — пороговое (нормативное) значение содержания тяжелого металла i (Ministry of Ecology and Environment, 2018).

Совокупный индекс загрязнения грунтов тяжелыми металлами определяется по формуле:

$$P = \sqrt{\frac{(P_{ave}^i)^2 + (P_{max}^i)^2}{2}},$$

где P — интегральный (комплексный) индекс загрязнения тяжелыми металлами, P_{ave} — среднее значение всех однофакторных индексов загрязнения, P_{max} — максимальное значение среди однофакторных индексов загрязнения.

Классификация степени загрязнения грунтов по значению P выглядит следующим образом: $P \leq 0.7$ — отсутствие загрязнения; $0.7 < P \leq 1$ — практически не загрязнено; $1.0 < P \leq 2$ — слабое загрязнение; $2.0 < P \leq 3$ — умеренное загрязнение; $P > 3$ — сильное загрязнение.

Индекс потенциального экологического риска (PERI)

Индекс потенциального экологического риска (Potential Ecological Risk Index), предложенный шведским геохимиком Hakanson (1980), является одним из наиболее распространённых при оценке степени загрязнения тяжёлыми металлами. Расчёт осуществляется по следующим формулам:

$$70 \\ C_f^i = C_s^i/C_n^i,$$

$$E_r^i = T_r^i \times C_f^i,$$

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i,$$

где RI — совокупный показатель потенциального экологического риска для множества тяжёлых металлов; E_r^i — коэффициент потенциального экологического риска для отдельного металла i ; C_f^i — коэффициент загрязнения металлом i , выражающий отношение фактической концентрации C_s^i к фоновому значению C_n^i . В данной работе в качестве фоновых значений применены данные по исследуемому району (Liu и др., 2006). T_r^i — коэффициент токсического воздействия металла i ($Hg=40 > Cd=30 > As=10 > Cu=Ni=Pb=5 > Cr=2 > Zn=1$), который отражает уровень токсичности элемента и чувствительность окружающей среды к его влиянию.

Экологический риск подразделяется на категории следующим образом: в случае если $40 \leq E_r^i < 80$, $150 \leq RI < 300$, риск оценивается как слабый; $40 \leq E_r^i < 80$, $150 \leq RI < 300$ — риск умеренный; $80 \leq E_r^i < 160$, $300 \leq RI < 600$ — риск сильный; $160 \leq E_r^i < 320$, $RI \geq 600$, риск — очень сильный; при $E_r^i \geq 320$ риск считается крайне сильным.

4.1.2. Методы выявления источников загрязнения

Метод абсолютных значений главных компонент — множественной линейной регрессии (APCS-MLR)

Принцип действия модели APCS-MLR (Absolute Principal Component Scores – Multiple Linear Regression) заключается в том, что после выполнения анализа главных компонентов (Principal Component Analysis, PCA) с получением матрицы факторных нагрузок и собственных чисел рассчитываются векторные характеристики главных факторов (Peng, Grigorieva. 2024). Затем на основе этих характеристик и нормализованных данных по физическим и химическим параметрам (тяжелым металлам Cr, Ni, Cu, Zn, Cd, As и Pb.) определяют абсолютные баллы главных компонент (Absolute Principal Component Scores, APCS). Наконец, проводится множественная линейная регрессия, в результате которой вычисляют вклад (Pecies contribution) каждого выделенного источника загрязнения в содержание данного тяжёлого металла в грунте.

Модель APCS-MLR широко применяется для анализа источников загрязнения воды, воздуха и грунта. Общая формула расчёта может быть представлена следующим образом (условно):

$$C_i = b_{0i} + \sum (b_{pi} \times APCS_p),$$

где C_i — содержание (концентрация) элемента i ; b_{0i} — свободный член (отсечка) для

тяжёлого металла i в уравнении множественной линейной регрессии; b_{pi} — коэффициент регрессии для источника загрязнения p по отношению к металлу i ; $APCS_p$ — абсолютный балл главной компоненты, соответствующий источнику p , который и отражает вклад источника p в концентрацию C_i .

Модель положительной матричной факторизации (PMF)

Модель PMF (Positive Matrix Factorization) использует корреляционную и ковариационную матрицы для упрощения многомерного набора данных, одновременно обеспечивая неотрицательные значения вкладов источников и идеальное распределение факторов. Данный подход позволяет более точно идентифицировать и количественно оценивать источники тяжёлых металлов в грунте. В сравнении с $APCS\text{-MLR}$, PMF применяет взвешенный метод наименьших квадратов, согласованный с известными погрешностями при определении концентраций элементов (Peng, Grigorieva. 2024).

Модель PMF раскладывает исходную матрицу данных X_{ij} на произведение двух матриц: g_{ik} (источники/вклады) и f_{jk} (факторные профили/состав), плюс матрицу остатков e_{ij} . Базовое уравнение принимает вид:

$$X_{ij} = \sum_{k=1}^p g_{ik} f_{kj} + e_{ij},$$

где X_{ij} — концентрация j -го тяжёлого металла в i -м образце; g_{ik} — вклад k -го источника в i -й образец; f_{kj} — концентрация (содержание) элемента j в k -м источнике; e_{ij} — остаточная ошибка. Минимизация функции цели Q служит критерием оптимизации:

$$Q = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m \left(\frac{e_{ij}}{u_{ij}} \right)^2,$$

где u_{ij} — неопределенность (погрешность) для концентрации j -го металла в i -м образце, вычисляемая на основе метода определения предела обнаружения (MDL), фактической концентрации элемента и заданного процента ошибки. Если концентрация металла превышает MDL, неопределенность считается по формуле:

$$u_{ij} = \sqrt{[(RSD \times X_{ij})^2 + MDL^2]},$$

где RSD — относительное стандартное отклонение. Если же концентрация ниже MDL, для её погрешности используется соотношение:

$$u_{ij} = \frac{5}{6} \times MDL,$$

что соответствует общепринятой практике применения модели PMF и обеспечивает корректный учёт данных ниже предела обнаружения.

4.2. Результаты оценки уровня загрязнения тяжелыми металлами красноцветных грунтов и анализ их пространственного распределения

4.2.1. Оценка уровня загрязнения по индексу геоаккумуляции (I_{geo})

На рис. 4.1 представлены результаты оценки уровня загрязнения на основе индекса геоаккумуляции I_{geo} . Общий уровень загрязнения тяжелыми металлами на исследуемых участках демонстрирует существенные различия.

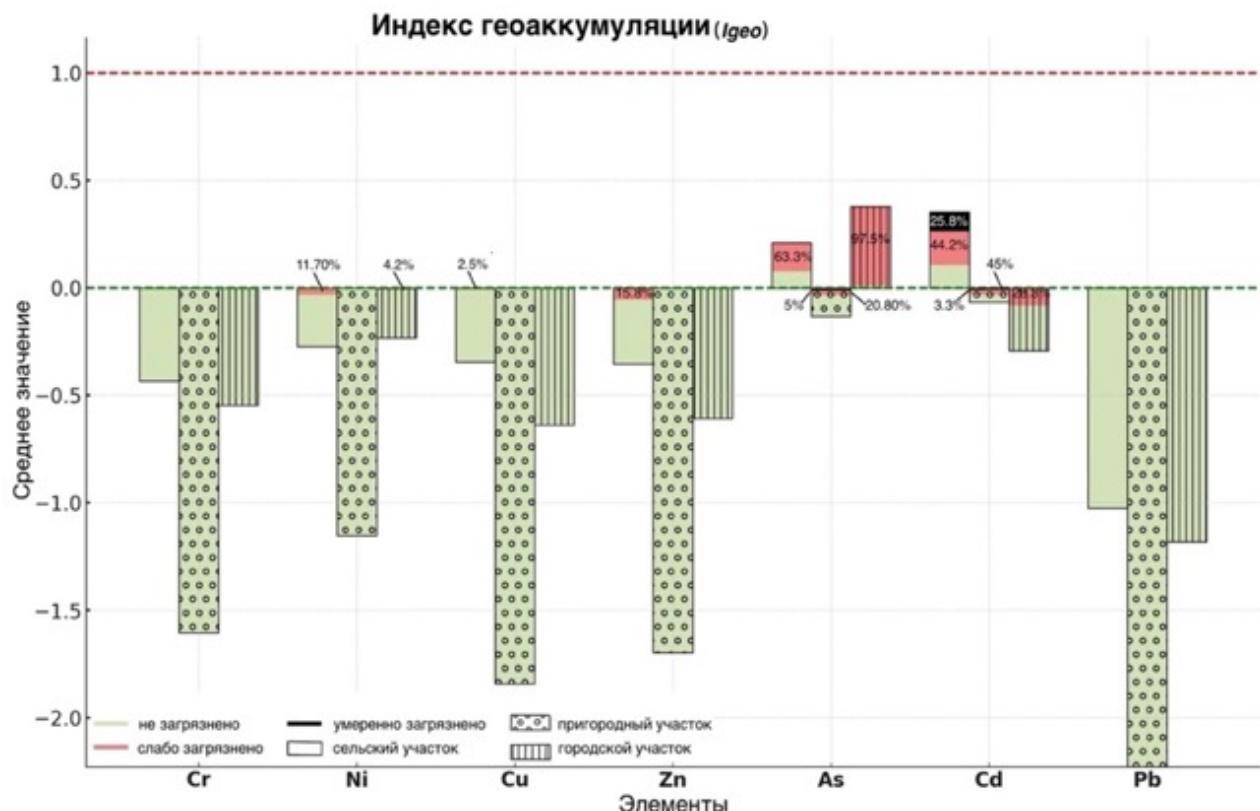


Рисунок 4.1. Оценка уровня загрязнения по индексу геоаккумуляции (I_{geo}) на различных участках

На сельских участках уровень загрязнения оказался относительно высоким. Средние значения I_{geo} для As и Cd составляют 0,21 и 0,35 соответственно, что указывает на наибольшее загрязнение этими элементами. У 63,3 % образцов по содержанию As и 44,2 % образцов по содержанию Cd уровень загрязнения соответствует категории слабо загрязненные, а в 25,8 % образцов по Cd достигают уровня умеренно загрязненные. Несмотря на то, что средние значения I_{geo} для Ni и Zn меньше 0, 11,7 % и 15,8 % образцов соответственно достигли уровня слабо загрязненные.

На пригородных участках уровень загрязнения тяжелыми металлами относительно низкий. Средние значения I_{geo} для всех элементов меньше 0, но As и Cd выделяются: 20,8 % и 45 % образцов соответственно достигли уровня слабо загрязненные, а 5,0 и 3,3 % — уровня умеренно загрязненные.

На городских участках уровень загрязнения занимает промежуточное положение. Типичными загрязнителями являются As и Cd. Среднее значение I_{geo} для As составляет 0,38, и 97,5 % образцов классифицируются как слабо загрязненные, что значительно превышает показатели для других участков. Хотя среднее значение I_{geo} для Cd меньше 0, 28,3 % образцов Cd достигают уровня слабо загрязненные.

Таким образом, уровни загрязнения тяжёлыми металлами различаются между участками, однако наибольшее внимание следует уделить As и Cd ввиду их повышенного содержания.

4.2.2. Оценка уровня загрязнения по индексу Немеро (NPI)

На сельских участках основными загрязнителями являются Ni, As и Cd, средние значения NPI которых составляют 0,68, 0,83 и 0,73 соответственно, что соответствует уровню практически незагрязнено или приближается к нему. Более 50 % образцов по содержанию этих металлов превышают данный уровень, а в отдельных случаях загрязнение As и Cd достигает категории слабое загрязнение, что свидетельствует об их значительной роли в формировании экологического риска. Общий индекс загрязнения CPI равен 0,75, указывая на наличие локальных зон с потенциальным загрязнением. (рис. 4.2)

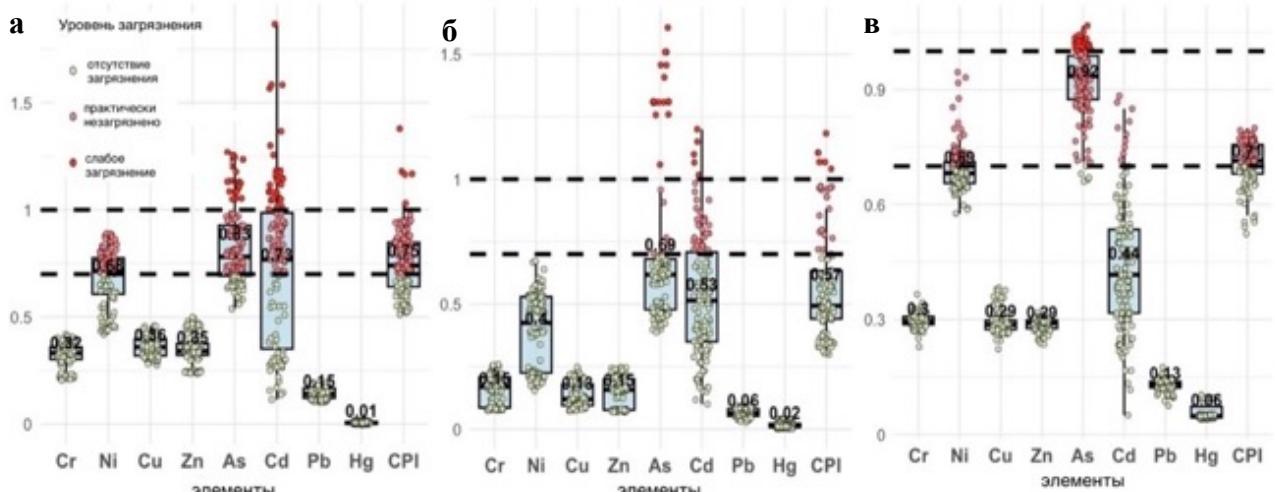


Рисунок 4.2. Оценка уровня загрязнения по индексу Немеро (NPI) (а – сельский участок, б – пригородный участок, в – городской участок)

На пригородных участках уровень загрязнения тяжёлыми металлами ниже. Значения NPI для As и Cd составляют 0,69 и 0,53, что соответствует категории отсутствие загрязнения. Средний CPI (0,57) подтверждает низкий уровень загрязнения, однако в отдельных образцах As и Cd приближаются к границе практически незагрязнено, что может указывать на точечные источники загрязнения.

На городских участках As выступает в качестве основного загрязнителя со средним значением NPI 0,92, что приближается к уровню слабое загрязнение. Более 90 % образцов классифицируются как практически незагрязнено, но в отдельных случаях уровень As достигает

или превышает слабое загрязнение, что свидетельствует о значительном потенциале загрязнения. Для Ni средний NPI составляет 0,69, а в отдельных образцах достигает практически незагрязнено. Общий CPI (0,71) показывает, что более половины образцов относятся к категории практически незагрязнено.

Комплексный анализ указывает на то, что As, Cd и Ni являются ключевыми загрязнителями во всех типах территорий. Сельские участки демонстрируют наибольший уровень загрязнения, за ними следуют городские территории, тогда как пригородные участки имеют относительно низкий уровень загрязнения.

4.2.3. Оценка уровня загрязнения по индексу потенциального экологического риска (PERI)

На рисунке 4.3 представлены результаты оценки уровня загрязнения на основе показателя потенциального экологического риска (PERI) для различных участков. Анализ показывает, что основной фактор экологического риска во всех исследуемых территориях связан с Cd.

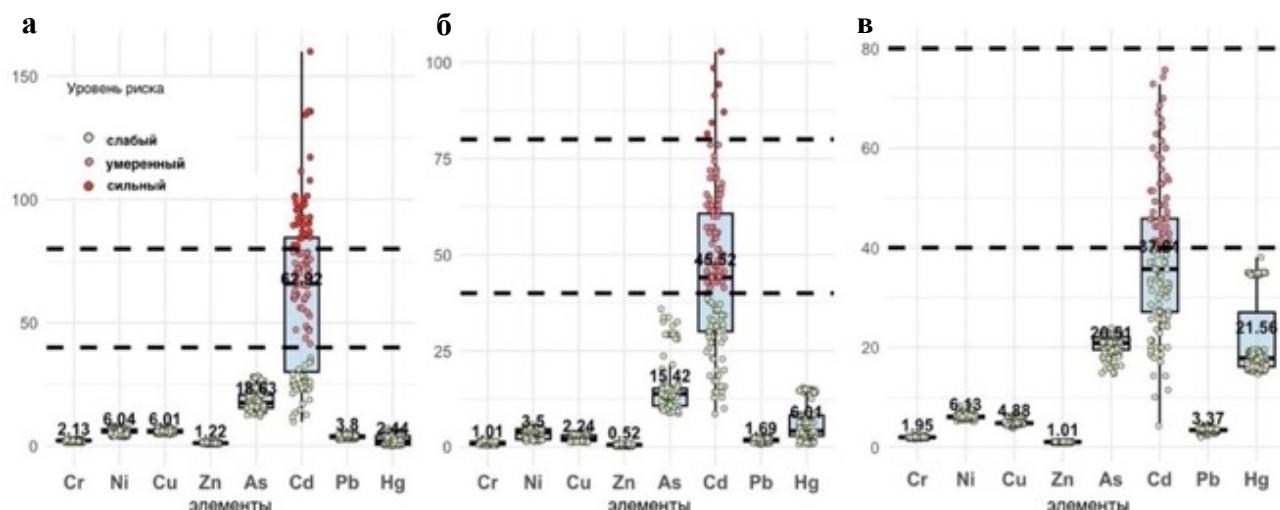


Рисунок 4.3. Оценка уровня загрязнения по индексу потенциального экологического риска (PERI) (а – сельский участок, б – пригородный участок, в – городской участок)

Значения PERI для Cd составляют 62,92 на сельских участках, 45,52 на пригородных и 37,01 на городских. Сельские участки демонстрируют наибольший уровень загрязнения, достигая в отдельных образцах категории сильного уровня загрязнения, тогда как в пригородных и городских грунтах уровень Cd остаётся преимущественно в пределах умеренного и слабого уровня загрязнения, что, однако, указывает на потенциальную угрозу загрязнения. Для остальных тяжёлых металлов значения PERI на всех участках не превышают 40, относясь к категории слабый уровень загрязнения.

Совокупный индекс потенциального экологического загрязнения (CERI) не представлен на графике (рис. 4.3), однако его средние значения составляют 103 для сельских, 76 — для пригородных и 97 — для городских участков, что соответствует категории слабого уровня

загрязнения (<150). Тем не менее, на сельских участках в 5 % образцов фиксируется уровень загрязнения, соответствующий умеренной категории, тогда как на остальных территориях все значения остаются в пределах слабого уровня загрязнения.

Таким образом, Cd остаётся наиболее значимым загрязняющим элементом на всех участках, проявляя точечное загрязнение, особенно на сельскохозяйственных территориях. Несмотря на различия в уровнях загрязнения, совокупный уровень загрязнения остаётся низким, с наибольшими значениями на сельских участках, за которыми следуют городские, тогда как пригородные участки демонстрируют минимальный уровень загрязнения.

Обобщённый анализ показывает, что Cd, As и Ni являются ключевыми загрязнителями всех исследуемых территорий. На сельских участках наиболее выражено загрязнение Cd и As (Igeo: 0,35 и 0,21; NPI: 0,73 и 0,83; PERI: 62,92 и 50,10). На пригородных участках доминирует Cd (Igeo: -0,07; NPI: 0,53; PERI: 45,52). На городских участках основными загрязнителями являются As и Ni (Igeo: 0,38 и -0,32; NPI: 0,92 и 0,69; PERI: 41,26 и 41,84), причём индекс Немеро указывает на значительно более высокий уровень загрязнения As по сравнению с другими территориями. Сравнительный анализ общего уровня загрязнения на основе индекса Немеро (CPI) и показателя потенциального экологического риска (CERI) подтверждает, что сельские участки имеют самый высокий уровень загрязнения (CPI: 0,75; CERI: 103), за ними следуют городские участки (CPI: 0,71; CERI: 97), а пригородные участки характеризуются самым низким уровнем загрязнения (CPI: 0,57; CERI: 76).

4.3. Идентификация и количественная оценка вклада источников загрязнения тяжёлыми металлами в красноцветных грунтах

4.3.1. Выявление источников загрязнения на основе модели APCS-MLR

Данные по содержанию тяжелых металлов в образцах, отобранных в пределах различных участков, были стандартизированы, и проведены тесты КМО (*Коэффициент меры адекватности выборки Кайзера-Мейера-Олкина*) и сферичности Бартлетта (Bartlett' s) для проверки степени корреляции между переменными. Все коэффициенты КМО оказались больше 0,6 (результаты: сельские участки — 0,799, пригородные участки — 0,820, городские участки — 0,622), что указывает на пригодность данных для проведения факторного анализа. Кроме того, значения р теста Бартлетта во всех случаях оказались меньше 0,01, что подтверждает наличие значительной корреляции между семью переменными (Cr, Ni, Cu, Zn, Cd, As и Pb.).

С использованием программного обеспечения SPSS был проведён факторный анализ, в ходе которого были определены доли объясняемой дисперсии для каждого фактора (в соответствии с критерием Кайзера были выделены факторы с собственным значением больше 1).

Сельские участки: были выделены два фактора с общей долей объясняемой дисперсии 77,23% (фактор 1—60,70%, фактор 2—16,53%). Пригородные участки: два фактора с общей долей 78,46% (фактор 1—60,04%, фактор 2—14,42%). Городские участки: три фактора с общей долей 63,46% (фактор 1—31,14%, фактор 2—19,60%, фактор 3—12,72%).

Сельские участки

Фактор 1 объясняет 60,70% дисперсии. Высокие нагрузки показаны для Zn (0,915), Cr (0,879), Pb (0,825), Ni (0,814) и Cu (0,723). Содержание Zn, Cr, Pb, Cu и Ni в грунте связано с процессами осадконакопления и выветривания пород. Cu и Zn также могут быть связаны с использованием навоза сельскохозяйственных животных. Результаты оценки геоаккумуляции (Igeo) и коэффициентов обогащения (EF) показывают, что Cr и Pb в образцах сельских участков не достигают уровня слабого загрязнения и обогащения, а Zn, Ni и Cu не достигают уровня умеренного загрязнения и обогащения. Лишь в некоторых образцах наблюдается слабое загрязнение и обогащение. При детальном сравнении фоновых уровней содержания тяжелых металлов в пробах (ФЗ), отобранных из сельских участков, с концентрациями тяжелых металлов в исходной горной породе красноцветных грунтов (ИП) (Таблица 4.1), выявляются следующие закономерности: содержание Cr и Pb в пробах из сельских участков находится на уровне, сопоставимом с исходной горной породой, и значительно ниже регионального фонового значения; содержание Ni, Cu и Zn превышает уровень исходной горной породы и приближается к фоновому значению; содержание Cd и As демонстрирует значительное превышение фоновых значений и достигает ПДК (GB 15618–2018).

Таблица 4.1

Сравнение содержания тяжелых металлов в красноцветных грунтах различных исследуемых участков с материнской породой, фоновыми значениями и ПДК (GB 15618–2018)

Элемент	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb
	<i>мг·кг⁻¹</i>						
ИП	71.6	31.19	30.12	80.61	10.81	0.24	14.38
ФЗ	101.31	47.32	46.51	134.76	14.83	0.28	50.67
ПДК	250.00	60.00	100.00	300.00	20.00	0.60	170.00
Сельской	81.71	40.96	35.90	104.02	16.71	0.44	25.62
Пригородной	38.53	23.73	13.44	44.09	13.85	0.32	11.07
Городской	74.26	41.61	29.25	86.27	18.42	0.26	22.33

Ф3: Фоновые уровни, ИП: исходная горная порода красноцветных грунтов(МП)

Кроме того, согласно предыдущим исследованиям автора (Пэн, Григорьева, 2024), красноцветные породы Сычуаньской впадины характеризуются высокой степенью химического выветривания, о чем свидетельствует индекс химического изменения (CIA), который в большинстве случаев превышает 70, что соответствует средней степени выветривания. Это

указывает на то, что в процессе выветривания этих пород происходит активное высвобождение тяжелых металлов, которые впоследствии вовлекаются в процессы почвообразования. На основе вышеуказанных данных можно предположить, что пространственное распределение Cr и Pb в сельских районах в первую очередь определяется процессами селективной миграции, дифференциации и аккумуляции, происходящими в результате естественного выветривания красноцветных пород. В то же время, повышенное содержание Ni, Cu и Zn обусловлено не только процессами выветривания исходной горной породы, но и значительным влиянием антропогенных факторов, включая внесение органических удобрений, таких как навоз сельскохозяйственных животных, что вносит дополнительный вклад в уровень содержания этих металлов в грунтах. В отличие от вышеуказанных элементов, концентрации Cd и As в сельских участках значительно превышают как уровни, характерные для исходной горной породы, так и фоновые показатели грунта, что свидетельствует о наличии существенных внешних источников поступления этих элементов, вероятно связанных с интенсивной хозяйственной деятельностью и возможным техногенным загрязнением. Таким образом, фактор 1, вероятно, отражает сочетание природных источников и влияния органических удобрений (навоза), играя важную роль в распределении металлов.

Фактор 2 объясняет 16,54% дисперсии. Наибольшие нагрузки наблюдаются для Cd (0,867) и As (0,687). Cd часто используется как индикатор сельскохозяйственной деятельности, связанной с применением удобрений и пестицидов. Исследования (Han и др. 2018, Giersz и др., 2019) показывают, что As и Cd являются важными компонентами пестицидов. Многократное использование пестицидов с содержанием As может привести к накоплению As в грунте до 2000 $\text{мг}\cdot\text{кг}^{-1}$, что в 200 раз превышает содержание в грунте без применения пестицидов. Хотя использование пестицидов с As и Cd было запрещено, их устойчивость в грунте приводит к сохранению загрязнения. Сельскохозяйственные земли исследуемого участка имеют длительную историю обработки, а местные фермеры традиционно используют удобрения и пестициды. Для дальнейшего подтверждения того, что фактор 2 представляет собой возможный источник тяжелых металлов, связанный с сельскохозяйственной деятельностью, в данном исследовании был проведён систематический анализ различных типов и марок пестицидов и удобрений³, продаваемых на агрорынке в районах Сычуаньской впадины (см приложении Б1,Б2).

Испытуемые пестициды включали 70% пропинеб (BZn), 70% манкоцеб (DSL), 20% тиозин медный (SCu), 6% алканол-сульфат меди (WSCu), 560 г/л хлороталонил (BJQ) и 25% карбендазим

³ Анализ пестицидов и удобрений проводился автором в лаборатории экологического контроля компании Shenzhen Huace Group. Содержание Cr, Cu, Zn, Cd и Pb в пестицидах определяли методом ICP-MS (ICAP-Q), As и Hg — методом AFS. Анализ удобрений выполнен согласно GB/T 23349—2020: As — атомно-флуоресцентная спектрометрия, Ni, Cd, Cr, Pb — атомно-абсорбционная спектрометрия, Hg — метод гидридной генерации с атомно-абсорбционной спектрометрией. Содержание Tl определяли методом ИСП-ОЭС по GB 38400—2019.

(DL), которые широко применяются для защиты растений от вредителей и болезней. Результаты анализа показали, что за исключением отдельных образцов, в которых Cd не был обнаружен, все пестициды содержали тяжёлые металлы, включая Cr, Cu, Zn, As и Pb, причём в некоторых образцах их концентрация была высокой. Например, содержание Cu в SCu и WSCu составило 40 290 мг·кг⁻¹ и 11 620 мг·кг⁻¹ соответственно, содержание Zn в BZn и DSL достигло 162 018 мг·кг⁻¹ и 135 613 мг·кг⁻¹, содержание As в DL составило 9,08 мг·кг⁻¹, а содержание Cd в BZn — 8,28 мг·кг⁻¹. Несмотря на разбавление этих пестицидов перед применением, их многократное внесение может приводить к накоплению тяжелых металлов в красноцветном грунте и значительному повышению их концентраций.

Для оценки содержания тяжёлых металлов в удобрениях, используемых местными фермерами, был проведён анализ различных типов азотно-фосфорно-калийных (NPK) удобрений, включая азотные (мочевина, хлорид аммония, сульфат аммония), фосфорные (суперфосфат, кальциево-магниевый фосфат), калийные (хлорид калия, сульфат калия, нитрат калия), комплексные (моноаммонийфосфат, диаммонийфосфат), смешанные (различные пропорции NPK) и специализированные удобрения (обогащённые, с контролируемым высвобождением, водорастворимые). Анализ показал, что среди минеральных удобрений наибольшие концентрации Cd (5,49 мг·кг⁻¹) и As (19,01 мг·кг⁻¹) зафиксированы в азотных удобрениях, тогда как в фосфорных и калийных удобрениях содержание As варьировало в пределах 3,21–19,01 мг·кг⁻¹. В то же время органические удобрения (навозные компости) содержали значительно более высокие концентрации тяжёлых металлов, особенно Cr (48–347 мг·кг⁻¹), Cu (71–251 мг·кг⁻¹), Zn (231–381 мг·кг⁻¹) и Cd (1,18–1,51 мг·кг⁻¹), превышая уровни в минеральных удобрениях. Концентрации Ni, Pb и Ti во всех категориях удобрений оставались относительно низкими. Таким образом, выявлены значительные различия в содержании тяжёлых металлов в удобрениях, при этом азотные и органические удобрения демонстрируют наибольшие концентрации. Это указывает на потенциальный риск накопления Cu, Zn, Cd и As в сельскохозяйственных грунтах.

Типы функциональной организации территории в окрестностях исследуемого участка относительно однообразны, в основном представлены пахотными землями, лесными угодьями и небольшими крестьянскими хозяйствами (жилыми домами). Вблизи отсутствуют промышленные предприятия и шахты, что указывает на относительно единообразный характер источников загрязнения (рис 4.4 б). Оценка по индексу геоаккумуляции (I_{geo}) и коэффициента обогащения (EF) показывают, что значительная часть образцов, отобранных с территории сельских участков имеет As и Cd на уровне умеренного и более значительного загрязнения и обогащения. Таким образом, фактор 2, вероятно, отражает сельскохозяйственную деятельность.

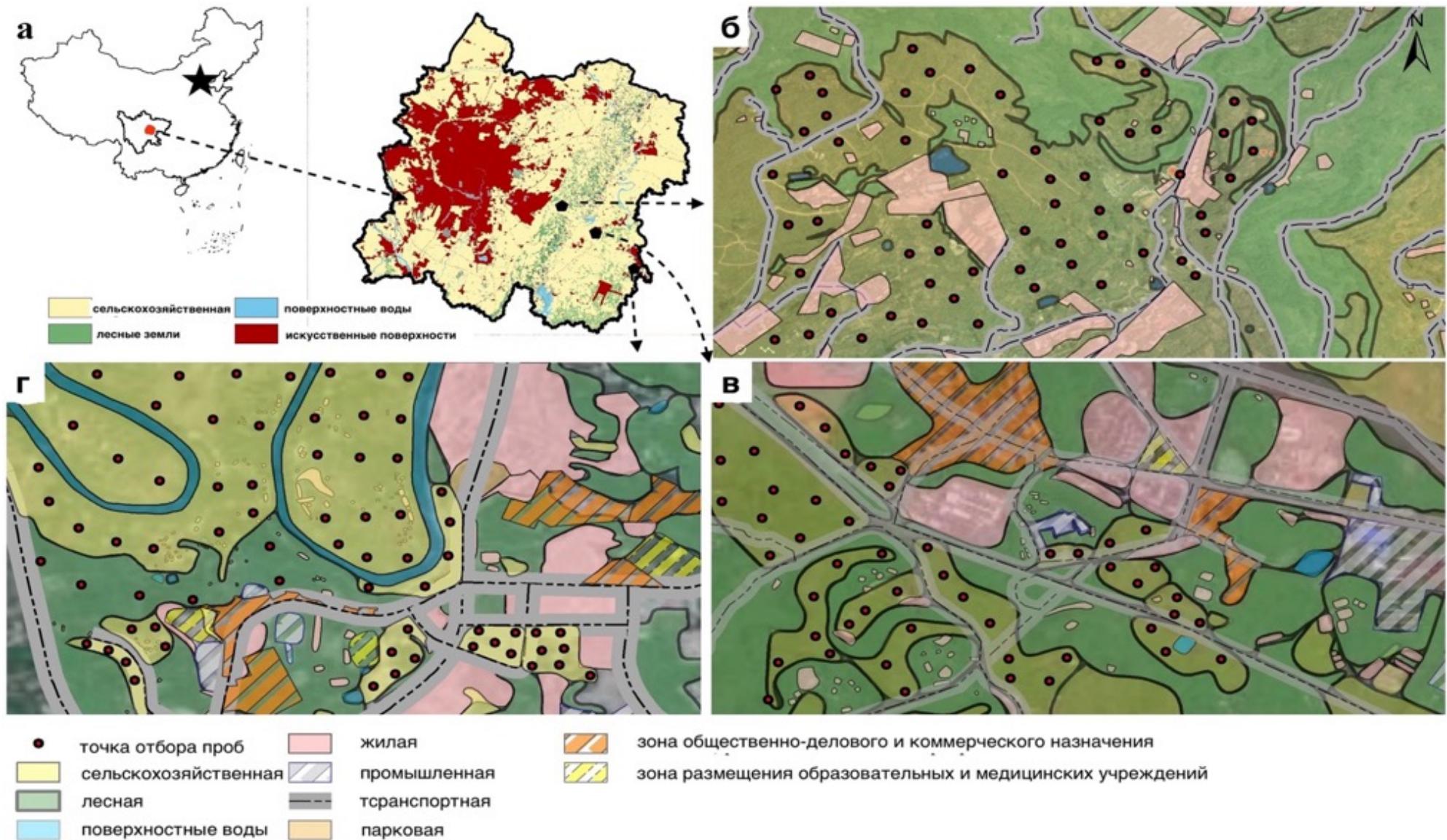


Рисунок 4.4. Распределение точек отбора проб и типов функциональной организации территории на исследуемых участках: а – местоположение исследуемой территории в Сычуаньской впадине; б – сельские участки (Тахуали); в – пригородные участки (Шипань); г – городские участки (Хулу)

Пригородные участки

Для пригородных участков распределение нагрузок содержания тяжелых металлов по факторам 1 и 2 сходно с сельскими участками. Доля дисперсии, объяснённой фактором 1, составляет 65,04%, при этом высокие нагрузки наблюдаются для Zn (0,970), Pb (0,939), Cr (0,951) и Cu (0,916). Фактор 2 объясняет 14,42% дисперсии, с наивысшими нагрузками для Cd (0,853), As (0,879) и Ni (0,677). Среднее содержание As и Cd в образцах пригородных участков превышает фоновые значения, а в некоторых образцах Ni также превышает фоновые значения. Этот результат согласуется с оценкой индекса геоаккумуляции (I_{geo}) и коэффициента обогащения (EF). В отличие от функциональной организации сельского участка, пригородный участок характеризуется смешанным использованием земель (рис 4.4 в) — лесные массивы, жилая застройка, общественные и образовательные объекты, однако в целом структура землепользования по-прежнему остаётся ориентированной на сельскохозяйственную деятельность.

Аналогично сельским участкам, факторный анализ позволяет предположить, что фактор 1 представляет собой сочетание поступления тяжелых металлов при внесении органических удобрений (навоза) и природных источников, а фактор 2 отражает сельскохозяйственную деятельность.

Городские участки

Источники загрязнения в пределах городских участков более сложны по сравнению с сельскими и пригородными. При анализе были выделены три основных фактора: Фактор 1 объясняет 31,14% дисперсии, с высокими нагрузками для Pb (0,781), Cu (0,683) и Cr (0,461). Оценка I_{geo} и EF показывает, что Pb не превышает фоновые значения, а Cu и Cr не достигают уровня слабого загрязнения. Это позволяет предположить, что фактор 1 представляет собой сочетание природных источников и внесение навоза. Фактор 2 объясняет 19,60% дисперсии, с высокими нагрузками для Cd (0,857) и As (0,734). Этот фактор, вероятно, отражает сельскохозяйственную деятельность. Фактор 3 имеет вклад 12,72%, при этом Zn и Ni демонстрируют наибольшие нагрузки, составляя 0,792 и 0,758 соответственно.

Горнодобывающая промышленность, индустриальные предприятия и орошение загрязнёнными водами являются основными источниками загрязнения тяжёлыми металлами в пахотных грунтах западной части Сычуаньской впадины, в частности, в районах Чэнду-Плейн, Мяньян, Янь, Мэйшань и Лэшань. Их воздействие сопоставимо с загрязнением, вызванным сельскохозяйственной деятельностью. Полевые исследования показали, что исследуемый участок расположен на сельскохозяйственных землях вдоль реки в деревне Хулу, город Цзянъян. Этот участок окружён притоком реки Тоцзян — рекой Цзяньси, образуя островной ландшафт. Вдоль береговой линии реки расположены тяжёлые промышленные предприятия, которые

потенциально могут сбрасывать сточные воды, содержащие Ni, Zn и Cd (рис 4.4 г). Кроме того, в городской участке 100% образцов содержат Ni выше фонового уровня, а в 38% образцов концентрация Zn превышает фоновое значение. Предполагается, что накопление Ni и Zn в грунтах городского участка связано с длительным орошением загрязнёнными речными водами.

Для проверки исследовательской гипотезы проведён анализ исторических данных мониторинга речной воды в верховьях реки Цзяньси, охватывающий разные месяцы года (март, июнь, август — паводковый период). Дополнительно выполнен повторный статистический анализ содержания тяжёлых металлов на 31 точке отбора проб, расположенных в пределах 0–10 м, 10–20 м и 20–30 м от береговой линии. В рус洛вой зоне исследуемой территории выделено четыре участка (ширина русла 25–36 м), где отобраны донные отложения с 4 станций на каждом участке для оценки пространственного распределения тяжёлых металлов (результаты см приложении Б3).

Мониторинг речной воды показал, что концентрации Ni (0,447 мг/л), Zn (1,82 мг/л) и Cd (0,0093 мг/л) в июне и августе увеличились примерно на 40% по сравнению с марта. Этот рост может быть обусловлен паводковыми процессами, вызывающими вторичное взмучивание донных отложений, увеличением поступления загрязняющих веществ из верховий, а также сезонными колебаниями промышленных сбросов.

Анализ донных отложений (S1–S4) и грунтов сельскохозяйственных угодий (в пределах 0–30 м от берегов) выявил значительно более высокое накопление тяжёлых металлов в донных осадках по сравнению с грунтами, при этом концентрация металлов в грунтах увеличивается по мере приближения к береговой линии. Особенно выражено обогащение Ni, Zn и Cd в прибрежных грунтах.

Вертикальный анализ распределения металлов в верхнем и нижнем слоях грунта показал, что поверхностные слои содержат несколько меньшие концентрации, что свидетельствует о накоплении металлов в исторической перспективе. Однако уровень Ni, Zn и Cd в верхнем слое остаётся высоким, что указывает на возможное продолжающееся орошение загрязнённой водой и сохранение экологического риска из-за недостаточного выщелачивания и разбавления металлов.

Учитывая длительное использование речной воды для орошения, можно предположить, что этот фактор вносит вклад в накопление Ni, Zn и Cd в грунтах сельскохозяйственного назначения, что согласуется с выводами Shang erping (2021) о влиянии орошения загрязнёнными водами на превышение предельно допустимых концентраций Cd, Ni и Zn в грунтах. На основании проведённого анализа предполагается, что Фактор 3 отражает влияние промышленной деятельности.

Анализ вклада источников загрязнения на основе APCS-MLR

Поскольку APCS-MLR основан на анализе главных компонент и учитывает только те

компоненты, у которых собственное значение превышает 1, вклад некоторых источников загрязнения остаётся неучтённым. Для сельских, пригородных и городских участков остаются 22,77%, 21,54% и 36,54% необъяснённых источников, соответственно. Эти необъяснённые источники могут представлять собой смесь различных типов источников загрязнений (рис 4.5).

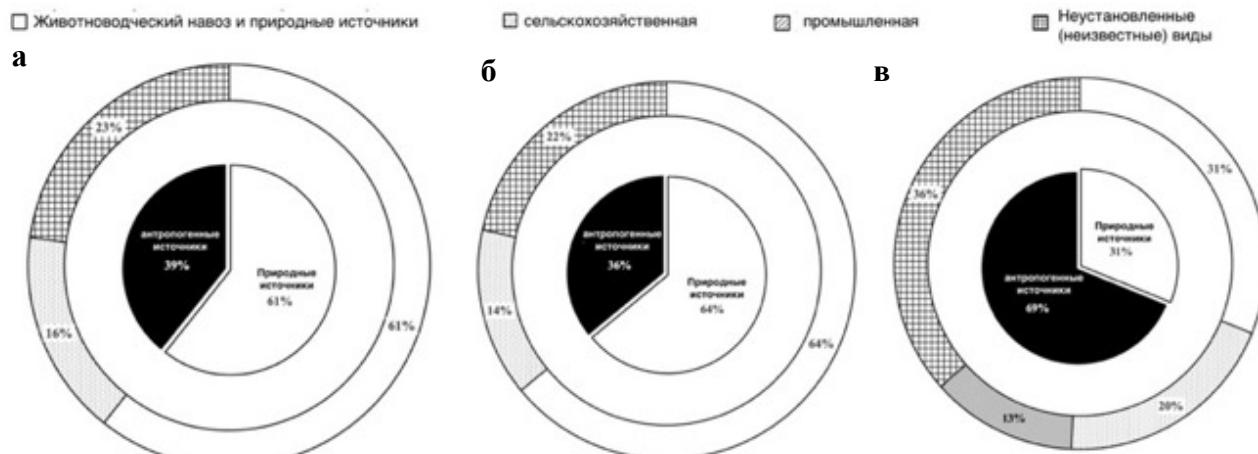


Рисунок 4.5. Относительная доля вклада источников загрязнения в модели APCS-MLR(а – сельский участок, б – пригородный участок, в – городской участок)

Количественная оценка вклада каждого источника загрязнения была выполнена с помощью модели APCS-MLR. Все отрицательные значения преобразованы в абсолютные, чтобы отразить их вклад. Результаты представлены на рисунке 4.6 и в таблице 4.2 Для большинства тяжелых металлов коэффициент детерминации (R^2) превышает 0,8, что подтверждает надёжность и точность модели. Соотношение рассчитанных и измеренных средних значений приближается к 1, за исключением Cd, для которого наблюдаются относительно большие ошибки, что может быть связано с низкой общностью Cd с главными компонентами. В целом модель позволяет достоверно определять основные источники загрязнения тяжелыми металлами.

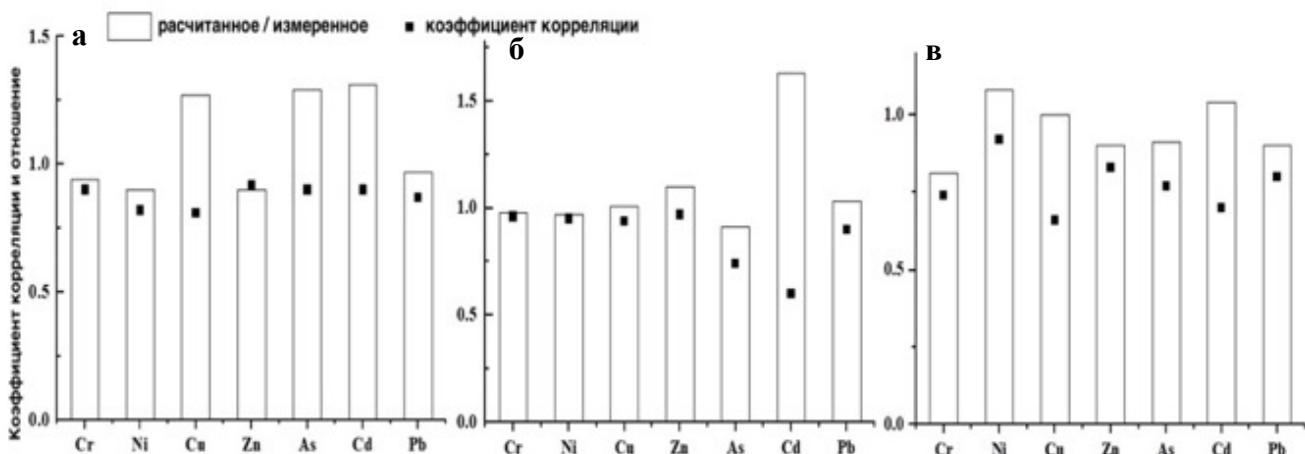


Рисунок 4.6. Характеристика точности модели абсолютных главных компонент и множественной линейной регрессии (APCS/MLR) для различных типов участков в пределах территории опробования красноцветных грунтов (а – сельский участок, б – пригородный участок, в – городской участок)

Таблица 4.2

Вклад источников поступления тяжелых металлов в красноцветные грунты на основе модели абсолютных главных компонент и множественной линейной регрессии APCS-MLR ($\text{мг}\cdot\text{кг}^{-1}$)

Участок	Элемент	Животноводческий навоз и природные источники	Сельскохозяйственная	Промышленная	Нестановленные виды	Расчитанное значение	Измеренное значение	Расчитанное/Измеренное	R^2
Сельские	Cr	64.37	1.87	/	10.08	76.32	80.95	0.94	0.90
	Ni	30.87	3.89		2.09	36.85	40.94	0.90	0.82
	Cu	32.00	11.29		2.22	45.51	35.90	1.27	0.81
	Zn	82.18	7.74		3.46	93.38	104.00	0.90	0.92
	As	14.76	5.94		0.81	21.52	16.66	1.29	0.90
	Cd	0.09	0.41		0.07	0.58	0.44	1.31	0.90
	Pb	19.88	0.47		3.68	24.03	24.73	0.97	0.87
Пригородные	Cr	35.33	0.98	/	1.51	37.81	38.46	0.98	0.96
	Ni	16.96	4.95		1.00	22.90	23.71	0.97	0.95
	Cu	12.03	0.62		0.84	13.48	13.37	1.01	0.94
	Zn	42.26	0.02		6.27	48.56	44.20	1.10	0.97
	As	4.57	6.68		1.36	12.61	13.79	0.91	0.74
	Cd	0.18	0.28		0.06	0.52	0.32	1.63	0.60
	Pb	9.96	0.29		1.06	11.32	11.00	1.03	0.90
Городские	Cr	52.75	0.43	3.84	3.19	60.22	74.20	0.81	0.74
	Ni	25.45	0.01	15.94	3.44	44.84	41.55	1.08	0.92
	Cu	25.99	2.73	0.06	0.46	29.25	29.17	1.00	0.66
	Zn	34.87	7.80	34.05	0.61	77.33	86.05	0.90	0.83
	As	6.87	8.71	0.87	0.35	16.79	18.36	0.91	0.77
	Cd	0.05	0.17	0.05	0.00	0.27	0.26	1.04	0.70
	Pb	18.26	0.32	0.31	0.97	19.86	21.97	0.90	0.80

В целом, анализ вклада различных источников загрязнения для трёх исследуемых участков показывает (Рис. 4.7), что органические удобрения (навоз) и природные источники вносят основной вклад в содержание Cr, Ni, Cu, Zn и Pb (45,09%–93,44%). Это указывает на то, что эти элементы в основном поступают в процессе выветривания материнских пород. При этом Ni, Cu и Zn в определённой степени также подвергаются влиянию сельскохозяйственной деятельности, что свидетельствует о том, что сельскохозяйственная деятельность способствует увеличению содержания этих элементов в исследуемых грунтах.

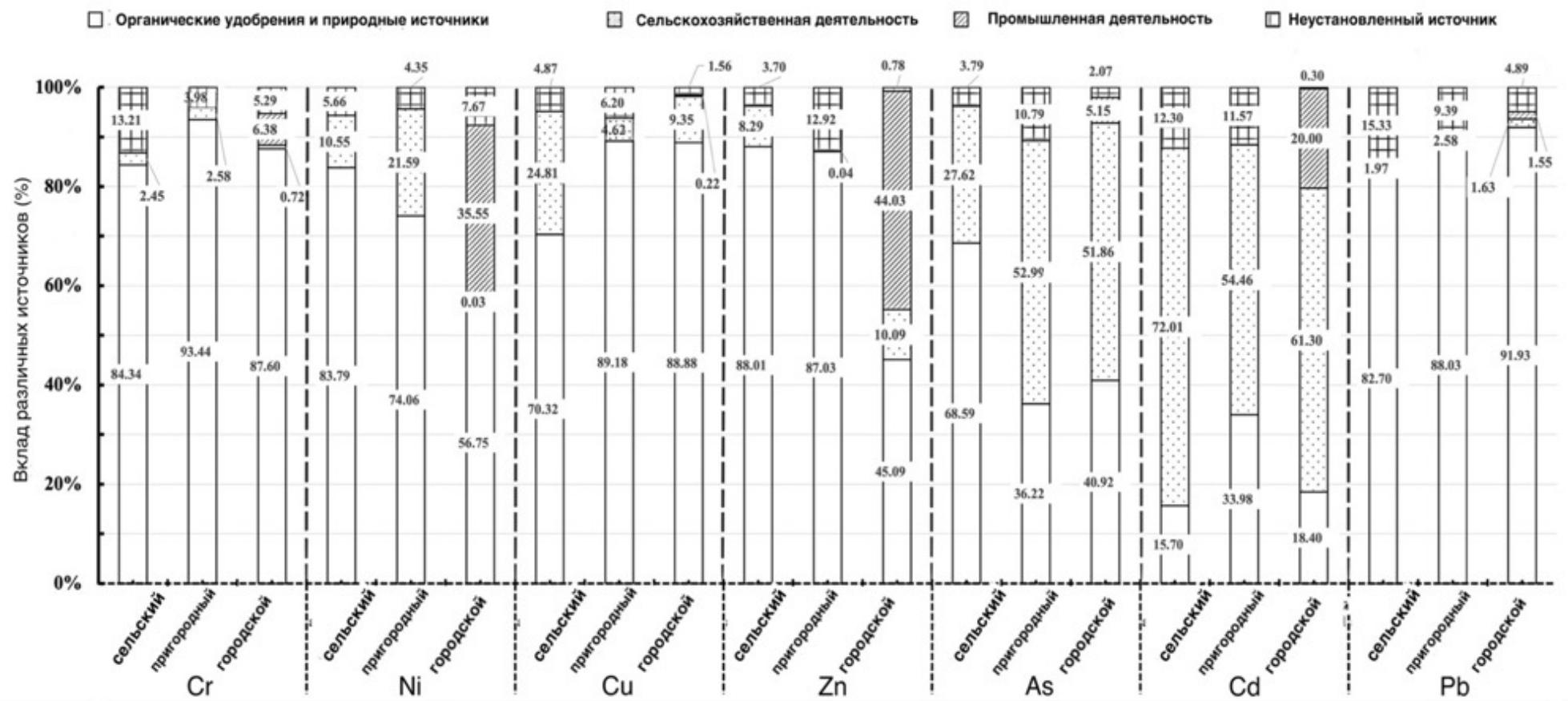


Рисунок 4.7. Доля вклада (%) источников поступления тяжелых металлов в красноцветные грунты на основе модели АРС-MLR

На городских участках Zn (44,03%) и Ni (35,55%) находятся под значительным влиянием промышленной деятельности. Это указывает на более сложное воздействие антропогенных факторов на этих участках по сравнению с сельскими и пригородными.

За исключением As на сельских участках (где 68,59% содержания As связано с органическими удобрениями (навозом) и природными источниками), на всех исследуемых участках сельскохозяйственная деятельность вносит основной вклад в содержание As и Cd (58,06%–78,01%). Это указывает на то, что сельскохозяйственная деятельность является основным фактором превышения фоновых значений As и Cd в исследуемых грунтах.

Особое внимание следует уделить распределению вклада источников в содержание As. Несмотря на доминирующий вклад сельскохозяйственной деятельности, вклад органических удобрений (навоза) и природных источников в As нельзя игнорировать. В пределах сельских, пригородных и городских участков вклад органических удобрений (навоза) и природных источников в содержание As составляет 68,59%, 36,22% и 40,92% соответственно. Это свидетельствует о значительном влиянии природных факторов на содержание As в грунтах. Эти результаты согласуются с выводами Shang E (2018 год), который отметил, что содержание As в грунтах Сычуаньской впадины на сельскохозяйственных территориях в значительной степени определяется природными факторами.

Таким образом, пространственное распределение Cr, Ni, Cu, Zn и Pb в исследуемых участках определяется преимущественно литогенными процессами, при этом зафиксированное смещение по Ni, Cu и Zn ясно указывает на дополнительное воздействие агротехногенных факторов, тогда как накопление Cd и As связано главным образом с сельскохозяйственной практикой. Двойственный характер источников подчёркивает необходимость учитывать природные и антропогенные компоненты при интерпретации данных и разработке стратегий управления качеством грунтов.

4.3.2. Выявление источников загрязнения на основе модели PMF

В данном исследовании метод положительного матричного разложения (PMF) был реализован с использованием языка Python и библиотеки scikit-learn. Методика моделирования основана на рекомендациях Агентства по охране окружающей среды США (EPA) и адаптирована для анализа данных, полученных в рамках моделей APGS-MLR и PCA. Количество факторов в модели PMF было установлено в соответствии с числом факторов, определённым ранее методом APGS-MLR. Анализ PCA выявил два потенциальных источника загрязнения тяжёлыми металлами на сельских и пригородных участках и три источника на городских участках. Соответственно, в PMF-модели были выбраны два фактора для описания загрязнения на сельских и пригородных участках и три фактора для городских территорий.

Для повышения стабильности и точности модели применялось взвешивание данных с использованием матрицы неопределённости, что позволило учитывать наиболее надёжные данные. В процессе минимизации остаточных отклонений использовалась норма Фробениуса в качестве функции потерь, а качество аппроксимации оценивалось с помощью расхождения Кульбака-Лейблера. Инициализация выполнялась методами ненегативного двойного сингулярного разложения (Nonnegative Double Singular Value Decomposition) и его модификации с усреднением (Nonnegative Double Singular Value Decomposition with Averaging), что снижало вероятность попадания в локальные минимумы и ускоряло сходимость алгоритма. Для предотвращения переобучения и недообучения регулировались параметры регуляризации (α_W и α_H), а также обеспечивалось достаточное количество итераций: 128 для сельских, 161 для пригородных и 137 для городских участков. Остаточные отклонения находились в допустимых пределах: от -3,12 до 4,18 (сельские участки), от -4,83 до 3,97 (пригородные) и от -5,12 до 3,87 (городские). Коэффициенты корреляции (R) между измеренными и предсказанными концентрациями находились в диапазоне 0,71–0,99, а соотношение предсказанных и измеренных значений (P/O) приближалось к 1,00, что свидетельствует о высокой предсказательной способности модели PMF. Окончательные результаты включают параметры аппроксимации (R^2 , пересечение, наклон, P/O) и процентный вклад факторов в содержание элементов. Данные подтверждают надёжность и эффективность PMF-модели в анализе источников загрязнения тяжёлыми металлами (Параметры аппроксимации модели — в приложении В).

На основе построенной модели PMF была проведена количественная оценка вклада отдельных потенциальных источников загрязнения в содержание тяжёлых металлов в образцах, отобранных на разных участках. Полученные результаты позволяют идентифицировать источники загрязнения и проанализировать их пространственную вариативность (см. таблицу 4.3).

Таблица 4.3
Вклад источников поступления тяжёлых металлов в красноцветные грунты на основе модели положительной матричной факторизации (PMF) ($\text{мг}\cdot\text{кг}^{-1}$)

Участок	Элемент	Животноводческий навоз и природные источники	Сельскохоз яйственная	Промыш ленная	Расчитанное значение	Измеренное значение	Расчитанное /Измеренное
Сельские	Cr	70.09	12.52	/	80.95	82.60	0.98
	Ni	29.82	11.12		40.94	40.94	1.00
	Cu	25.83	11.96		35.90	37.79	0.95
	Zn	91.26	11.71		104.00	102.97	1.01
	As	12.00	5.91		16.66	17.91	0.93
	Cd	0.41	0.07		0.44	0.48	0.92
	Pb	20.18	5.05		24.73	25.24	0.98
	Cr	34.86	4.80	/	38.46	39.65	0.97

Участок	Элемент	Животноводческий навоз и природные источники	Сельскохозяйственная	Промышленная	Расчитанное значение	Измеренное значение	Расчитанное /Измеренное
Пригородные	Ni	18.09	6.11		23.71	24.20	0.98
	Cu	12.21	1.57		13.37	13.79	0.97
	Zn	37.95	7.15		44.20	45.10	0.98
	As	4.34	10.64		13.79	14.98	0.92
	Cd	0.09	0.23		0.32	0.32	0.99
	Pb	10.18	1.05		11.00	11.22	0.98
Городские	Cr	52.99	6.37	14.85	74.20	74.20	1.00
	Ni	24.26	3.78	13.51	41.55	41.55	1.00
	Cu	21.56	4.88	3.03	29.17	29.47	0.99
	Zn	37.89	13.72	34.43	86.05	86.05	1.00
	As	5.71	10.69	2.15	18.36	18.54	0.99
	Cd	0.07	0.19	0.05	0.26	0.31	0.86
	Pb	15.90	3.29	2.99	21.97	21.97	1.00

Сельские участки

На сельском участке, согласно данным модели PMF, общий уровень Cr составляет $80.95 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$, из которых примерно $70.09 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ (86.6%) связано с фактором 1 (животноводческий навоз и природные источники). При общем уровне Ni в $40.94 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ доля того же фактора достигает $29.82 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ (72.9%). Содержание Zn и Pb распределяется аналогичным образом: $91.26 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ из $104 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ (87.8%) и $20.18 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ из $24.73 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ (81.6%) соответственно, что указывает на значительный вклад фактора 1 в концентрацию перечисленных элементов.

В то же время Cu, As и Cd в определённой мере ассоциированы с фактором 2 (сельскохозяйственная деятельность), о чём свидетельствуют доли $11.96 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ из $35.90 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ (33.3%) для Cu и $5.91 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ из $16.66 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ (35.5%) для As. Несмотря на то, что общее содержание Cd относительно невелико, вклад фактора 2 остаётся существенным.

Пригородные участки

На пригородном участке суммарная концентрация Cr достигает $38.46 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$, из которых $34.86 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ (90.6%) вносит фактор 1 (животноводческий навоз и природные источники). Аналогичная тенденция наблюдается для Zn ($37.95 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ из $44.20 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$, 85.9%) и Pb (более 90%), а также для Cu (свыше 80%). Вклад фактора 2 (сельскохозяйственная деятельность) чётко прослеживается по As ($10.64 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ из $13.79 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$, 77.2%) и Cd ($0.23 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ из $0.32 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$, 71.9%).

Городские участки

В городской зоне, где выше промышленная и транспортная нагрузка, модель PMF дополнительно выделяет фактор 3 (промышленная деятельность), которому приписывается $13.51 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ (33%) Ni и $34.43 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ (40%) Zn. Одновременно более 70% содержания Cr, Cu и Pb по-

прежнему распределяется по фактору 1 (животноводческий навоз и природные источники), а As и Cd — преимущественно по фактору 2 (сельскохозяйственная деятельность), что согласуется с результатами для двух предыдущих участков.

4.3.3. Сравнительный анализ моделей PMF и APCS-MLR для идентификации основных источников загрязнения

В целом, модели PMF и APCS-MLR при анализе образцов с различных участков демонстрируют схожую тенденцию в распределении вклада тяжёлых металлов между тремя основными источниками загрязнения: животноводческий навоз и природные источники, сельскохозяйственная деятельность и промышленная деятельность. Однако, вследствие различий в алгоритмических подходах и методах обработки данных, количественное распределение отдельных элементов между этими источниками варьируется в зависимости от применяемой модели.

Модель PMF склонна концентрировать высокие концентрации элементов (таких как Zn, Cr, Pb, Ni и Cu) в одном факторе, что приводит к значительному увеличению доли соответствующего источника. Например, в PMF более 80% содержания Pb обычно связывается с фактором животноводческого навоза и природных источников, тогда как APCS-MLR частично перераспределяет этот элемент между сельскохозяйственными и другими источниками, создавая более сбалансированную картину распределения загрязнителей.

Для всех участков характерно наличие характерных загрязнителей — As и Cd, причём обе модели сходно указывают на их основное происхождение из сельскохозяйственной деятельности, связанной с применением минеральных удобрений и пестицидов. При этом модель PMF имеет тенденцию агрегировать экстремальные значения в рамках одного фактора, что приводит к завышенной оценке его вклада в общей структуре загрязнения. В отличие от неё, модель APCS-MLR распределяет высокие концентрации между несколькими источниками, вследствие чего удельный вклад соответствующего фактора оказывается относительно ниже.

Аналогичная ситуация наблюдается и в отношении промышленного фактора, характерного преимущественно для городских участков: модель PMF относит к нему значительную долю содержания Ni и Zn (около 33 % и 40 % соответственно). В модели APCS-MLR, несмотря на сходное распределение, вклад данного источника несколько ниже из-за перераспределения концентраций между несколькими факторами, обусловленного спецификой метода.

Различия между моделями объясняются их алгоритмическими подходами к обработке аномальных значений и многокомпонентных смесей. PMF преимущественно концентрирует загрязняющие элементы в одном источнике, в то время как APCS-MLR использует более равномерное распределение. Несмотря на эти количественные расхождения, обе модели приходят к единой классификации основных источников загрязнения.

Выводы к главе 4

1. Комплексная оценка загрязнения тяжёлыми металлами методом Igeo, NPI и PERI показала, что общий уровень загрязнения уменьшается в следующем порядке: сельские > городские > пригородные участки. As и Cd являются характерными загрязнителями исследуемого региона, обладающими наивысшим уровнем загрязнения.

- Сельские участки характеризуются наивысшим уровнем загрязнения: значения Igeo по Cd и As достигают 0,35 и 0,21 соответственно (25–60 % проб относятся к категориям «слабо загрязнённые» при $Igeo = 0\text{--}1$ и «умеренно загрязнённые» при $Igeo = 1\text{--}2$). Значения NPI по As и Cd составляют 0,83 и 0,73 (уровень «практически незагрязнён» — $NPI < 1$); PERI по Cd достигает 62,92 (слабоопасный уровень: $40 \leq PERI < 80$); CPI составляет 0,75 (низкий уровень загрязнения: $CPI < 1$).

- Пригородные участки характеризуются минимальным уровнем загрязнения: NPI по As и Cd — 0,69 и 0,53; PERI по Cd — 45,52; CPI — 0,57.

- Городские участки занимают промежуточное положение. Основными загрязнителями являются As ($Igeo = 0,38$; $NPI = 0,92$) и Ni ($NPI = 0,69$); PERI по Cd — 37,01, CPI — 0,71.

2. Анализ источников загрязнения показал, что природные источники и органические удобрения (навоз), сельскохозяйственная и промышленная деятельность являются основными источниками тяжёлых металлов на сельских, пригородных и городских участках. Cr, Cu и Pb преимущественно поступают в грунты в результате выветривания исходных пород и внесения органических удобрений сельскохозяйственных животных (вклад более 90 %), As и Cd — в основном из-за применения пестицидов и минеральных удобрений (вклад около 60 %), Zn и Ni преимущественно связаны с промышленными сточными водами (вклад 20–44 %). Сельскохозяйственная деятельность значительно повышает содержание As и Cd на сельских участках, в то время как промышленные сточные воды увеличивают содержание Ni на городских участках.

На основании полученных результатов можно сформулировать **первое защищаемое положение: Красноцветные грунты в пределах западной части Сычуаньской впадины широко загрязнены тяжелыми металлами, их содержание превышает фоновые значения и достигают пороговых уровней. Основными источниками повышенного содержания Cr, Cu и Pb является унаследованность состава красноцветных грунтов от исходных пород и органические удобрения сельскохозяйственных животных; As и Cd – применение пестицидов и минеральных удобрений; Zn и Ni – промышленные сточные воды.**

Глава 5. Применение фитотестирования для оценки воздействия текущего состава красноцветных грунтов из западной части Сычуаньской впадины на рост высших растений и анализ основных факторов влияния⁴

В предыдущей главе (гл. 4) было показано, что красноцветные грунты западной части Сычуаньской впадины способны аккумулировать As, Cd и Ni под совместным воздействием сельскохозяйственных удобрений и промышленных выбросов. Однако остаётся неясным относительное значение этого характерного загрязнения тяжёлыми металлами по сравнению с другими важными физическими и химическими параметрами грунта (пористость, ОВП, pH и др.) в процессе роста культур. В настоящей главе проведено комплексное фитотестирование на полном наборе исходных образцов красноцветных грунтов и выполнено многофакторное моделирование для более детальной количественной оценки влияния их текущего состояния на рост тест-растений и выявления ключевых экологически значимых факторов.

5.1. Отбор растений и характеристика их свойств

5.1.1. Критерии отбора растительных видов

При фитотестировании ключевую роль играет выбор растений, обеспечивающий валидность и воспроизводимость. Оптимальный отбор основывается на пяти критериях: чувствительности, доступности, обоснованности, репрезентативности и стабильности.

Чувствительность. Растения должны демонстрировать выраженные, измеримые реакции на загрязняющие вещества, особенно при низких концентрациях, что повышает точность теста и позволяет фиксировать даже незначительные колебания (Терехова, 2011, 2023).

Доступность. Растения должны быть широко доступны, что минимизирует погрешности, облегчает воспроизводимость и обеспечивает долгосрочный мониторинг. Учитываются региональные и сезонные факторы стабильности поставок.

Научная обоснованность. Комбинация однодольных и двудольных видов снижает риск систематической ошибки и позволяет экстраполировать результаты на более широкий спектр

⁴ При подготовке данного раздела диссертации использованы следующие публикации автора (выполненные лично или в соавторстве), в которых, согласно Положению о присуждении учёных степеней в МГУ, отражены основные результаты исследований:

1. Peng Y., Grigorjeva I. Yu. Model multifactor analysis of soil heavy metal pollution on plant germination in Southeast Chengdu, China: Based on redundancy analysis, factor detector, and XGBoost–SHAP // Science of the Total Environment. – 2024. – Vol. 954. – Article No. 176605. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176605>.

растительности. Это также способствует изучению механизмов устойчивости и накопления металлов (Яковлев А. С., 2023).

Репрезентативность. Растения должны соответствовать флоре исследуемого региона, обеспечивая экологическую релевантность данных. Учитываются их роль в экосистеме и влияние загрязнения на растительные сообщества.

Стабильность. Растения должны демонстрировать воспроизводимые модели ответов на загрязнение, что позволяет проводить сравнения во времени и между территориями.

Для обеспечения достоверности фитотестирования международные и национальные экологические организации разработали стандарты и рекомендательные перечни растений, регламентирующие методологию экспериментов и обеспечивающие их научную строгость и воспроизводимость. Среди наиболее значимых нормативных документов выделяются стандарты ISO 11268 и 11512, руководящие документы OECD 207, 222 и 232, а также стандарты EPA 850–4100 и 4230, которые устанавливают критерии отбора растений и методику испытаний, способствуя унификации данных, межрегиональному сравнению и международному признанию результатов. Наряду с этим страны адаптировали международные стандарты к своим национальным условиям, разрабатывая собственные нормативные документы. Например, в Китае был принят стандарт «Руководство по экологической оценке безопасности химических пестицидов» (GB/T 31270.19–2014), а в России — «Экологические критерии стандартизации почв» (GOST 18763–2019). Эти нормативы учитывают природные и экологические особенности каждой страны, позволяя эффективно решать локальные экологические задачи и обеспечивать практическое применение фитотестирования в оценке загрязнения тяжелыми металлами.

5.1.2. Применимость сорго (*Sorghum bicolor L.*) и рапса (*Brassica napus L.*) в качестве растений для фитотестирования

В соответствии с вышеописанными критериями отбора растений, в качестве тестовых растений для настоящего исследования были выбраны однодольное растение — сорго (*Sorghum bicolor L.*) и двудольное растение — рапс (*Brassica napus L.*). Эти растения также рекомендованы в международных стандартах по фитотоксичности (сорго: GB/T 31270.10–2014, OECD 227; рапс: GB/T 31270.10-2014, OECD 208, OECD 8500-4100, OECD 227, GB/T 27851, ГОСТ 18763-2019).

Сорго (*Sorghum bicolor*) — однолетнее злаковое растение C4-типа (с фотосинтетическим метаболизмом C4, при котором углекислый газ фиксируется сначала в четырёх углеродных соединения) (рис. 5.1а), широко распространённое в тропических и субтропических регионах. Благодаря развитой кутикуле, эффективной регуляции стом и глубокой корневой системе оно сохраняет водный баланс и поглощает питательные вещества даже в засушливых и бедных грунтах. Прочный стебель обеспечивает устойчивость к полеганию, а высокая

засухоустойчивость делает сорго ценной сельскохозяйственной и промышленной культурой.

Рапс (*Brassica napus L.*) — однолетнее двудольное растение из семейства капустных (рис. 5.1б), одна из ведущих масличных культур с содержанием масла в семенах до 40–45%. Обладает высокой адаптивностью, особенно к низким температурам, и культивируется в умеренных и субтропических регионах. Его мощная корневая система способствует эффективному поглощению воды и питательных веществ, а восковой налёт на листьях снижает испарение. Цветки собраны в кистевидные соцветия, опыляются насекомыми (Waseem и др., 2024). Благодаря способности накапливать тяжёлые металлы и разлагать органические загрязнители рапс перспективен для экологического мониторинга и селекции устойчивых сортов.



Рисунок 5.1. Схематическое изображение структуры сорго двуцветного (*Sorghum bicolor L.*) и рапса (*Brassica napus L.*): а) 1,2 — просо обыкновенное на стадии всходов и в фазе налива зерна. 3,4,5,6 — метёлки различных подвидов: раскидистая, развесистая, сжатая, комовая; 7 — колосок; 8 — семена; б) 1 — пестик, 2 — созревший и раскрытий стручок, 3 — поперечный разрез стручка, 4 — поперечный разрез цветка, 8 — семена (фото-iStockphoto URL: <https://www.istockphoto.com/ru/>)

Чувствительность. Сорго и рапс демонстрируют высокую чувствительность к загрязнению и способны значительно реагировать на различные загрязняющие вещества как на физиологическом, так и на биохимическом уровне. Исследования показали, что сорго чрезвычайно чувствительно к таким загрязнителям, как кадмий и стронций. Например, исследования Duan M и др. (2019) показали, что органические вещества, такие как щавелевая и лимонная кислоты, значительно влияют на абсорбцию кадмия сорго, демонстрируя

чувствительную реакцию растения на кадмиевое загрязнение. В другом исследовании Ци Линь и др. (2020) указали, что сорго в сочетании с грибом земляной микоризой эффективно поглощает стронций. Более того, Liu L и др. (2023) в ходе транскриптомного анализа обнаружили, что растения, стимулирующие рост бактерий, могут смягчать стресс сорго, вызванный сочетанием микропластика и тяжёлых металлов, что также подтверждает способность сорго к реакции на сложные условия загрязнения. Что касается рапса, то эксперименты показали, что рапс обладает высокой способностью накапливать Cd (кадмий) и Pb (свинец) в грунте. Например, исследования Nan S и др. (2018) продемонстрировали способность рапса поглощать кадмий и свинец, при этом его рост и метаболическая активность значительно изменяются в условиях загрязнения тяжёлыми металлами. Также рапс обладает способностью поглощать и разлагать органические загрязнители, такие как полициклические ароматические углеводороды (PAHs), что подтверждает его потенциал для мониторинга различных загрязняющих веществ (Włoka и др., 2019).

Доступность и представительность. Сорго и рапс широко выращиваются в западной части Сычуаньской впадины, что обеспечивает их хорошую доступность и представительность для экологического мониторинга. Сычуанская впадина — это важный сельскохозяйственный регион Китая, где рапс является одной из основных сельскохозяйственных культур. За период с 2011 по 2024 год площадь посева рапса в провинции Сычуань увеличилась с 1,0775 миллиона гектаров до 1,3541 миллиона гектаров, а урожай вырос с 2,4202 миллиона тонн до 3,3866 миллиона тонн, что свидетельствует о значимости этой культуры для местной экономики. Сорго, являясь основной продовольственной культурой, также имеет стабильный рост посевных площадей, удовлетворяя потребности в продовольствии региона. В 2018 году посевная площадь сорго в провинции Сычуань увеличилась до 928,1 тыс. гектаров, а общий урожай составил 2,909 миллионов тонн (Статистическое бюро провинции Сычуань. 2011–2023г). Широкие посевные площади и важность этих культур для сельского хозяйства региона обеспечивают их доступность и представительность, что снижает затраты на исследование и гарантирует представление типичных характеристик флоры Сычуаньской впадины.

Научная обоснованность. Сорго и рапс обладают хорошей научно-обоснованной и обширной исследовательской базой. Сорго, как одна из важнейших мировых сельскохозяйственных культур, имеет полностью секвенированную геномную структуру, что предоставляет научные данные о его механизмах реакции на различные экологические стрессы, такие как засуха и засоление, что делает его пригодным для мониторинга загрязнений в разных условиях. Рапс, в свою очередь, имеет хорошо разработанную научную базу по механизму воздействия на рост и стресс-реакцию растений, особенно по регуляции антистрессовых функций с помощью брассинолидов (BRs), что подтверждает его научную значимость для использования

в качестве тестового растения (Krishna и др., 2017).

Стабильность. Сорго и рапс показывают высокую стабильность при разных условиях окружающей среды, что обеспечивает надежность полученных результатов. Исследования показали, что сорго обладает хорошей устойчивостью к засухе и засолению, что делает его подходящим для использования в качестве теста в различных грунтовых условиях и типах загрязнений. Устойчивость рапса также была хорошо проверена, и исследования показали, что в условиях засухи и солевого стресса рапс демонстрирует стабильный рост и адаптационные способности (Shirazi и др., 2019). Эти качества обеспечивают как повторяемость экспериментов с сорго и рапсом в различных условиях, так и их устойчивость в качестве индикаторных растений для экосистем.

Таким образом, сорго и рапс продемонстрировали превосходные характеристики по чувствительности, доступности и представительности, научной обоснованности и стабильности, что делает их идеальными растениями для исследования загрязнения красноцветных грунтов Сычуаньской впадины.

5.2 Экспериментальная оценка влияния текущего состава красноцветных грунтов на рост растений

5.2.1. Методика экспериментальных исследований по фитотестированию

Данный раздел направлен на оценку воздействия существующих условий (физических и химических свойств) красноцветного грунта западной части Сычуаньской впадины на стадии прорастания высших растений, а также на выявление ключевых факторов, влияющих на рост растений, и анализ их механизмов действия. В зависимости от цели исследования экспериментальная группа для тестируемых растений, сорго (*Sorghum bicolor L.*) и рапса (*Brassica napus L.*), проводится на собранных образцах исходного грунта, в то время как контрольная группа использует дистиллиированную воду и референтный грунт. Путем наблюдения за характеристиками роста растений на исходных грунтовых образцах и сравнением с контрольной группой, оценивается, оказывают ли существующие условия грунта в исследуемом регионе стимулирующее или подавляющее воздействие на рост растений. Дизайн эксперимента и методы адаптированы на основе исследования Терехова В. А. (2021).

Для эксперимента были выбраны семена сорго "川糯梁 1" и рапса "川油 45" (рис 5.2 а,г). Выбранные сорта не только относятся к основным продовольственным и экономическим культурам, возделываемым в исследуемом регионе, но также были официально рекомендованы к посадке в 2023 году местными органами управления сельским хозяйством (Каталог лучших сортов сельскохозяйственных культур Китая для продвижения, 2023). Семена были произведены

в марте 2023 года в провинции Сычуань, что гарантирует их широкую репрезентативность и применимость, позволяя адекватно отражать поведение местных сельскохозяйственных культур в специфических условиях. Все семена предоставлены Управлением семян города Чэнду, что обеспечивает их качество и стабильность происхождения. Кроме того, все семена прошли проверку на наличие болезней и вредителей, а также были подвергнуты ультрафиолетовой дезинфекции, чтобы предотвратить микробное загрязнение и гарантировать надежность эксперимента.



Рисунок 5.2. Источник и тестирование всхожести сорго и рапса: а, б – используемые семена сорго и их особенности; в – всхожесть сорго в дистиллированной воде – 85%; г, д: товарные семена рапса и их детали; е: всхожесть рапса в дистиллированной воде – 92%) (фото-Пэн Ичжоу)

Перед началом основного эксперимента было проведено тестирование всхожести семян с использованием дистиллированной воды, чтобы убедиться, что эксперимент не будет подвержен влиянию качества семян. Для этого сначала 100 семян помещаются в чистые, прошедшие спиртовую дезинфекцию чаши Петри, в которые добавляется достаточное количество дистиллированной воды с тем, чтобы поддержать соответствующую степень влажности с помощью фильтровальной бумаги, расположенной на дне. В каждую чашку Петри добавляется около 25–30 мл дистиллированной воды, чтобы фильтровальная бумага была увлажнена, но не

погружала семена в воду. Затем чашки Петри накрываются крышками для предотвращения слишком быстрой испаряемости воды. Эксперимент проводится в темных условиях при температуре $25\pm2^{\circ}\text{C}$, что имитирует оптимальные условия для прорастания семян. Период эксперимента составляет 4 дня, в течение которых крышки чашек открываются 1–2 раза в день для обеспечения доступа воздуха и предотвращения нехватки кислорода. Для обеспечения надежности данных и статистической значимости в каждой группе устанавливается три повторных чашки Петри. По завершении эксперимента фиксируются результаты всхожести семян, при этом всхожесть определяется как длина корня более 1 см. Результаты эксперимента показали, что средняя всхожесть семян сорго "川糯梁 1" и рапса "川油 45" составляет более 80%, что соответствует требованиям эксперимента и позволяет использовать эти семена в дальнейшем (рис 5.2 в, е).

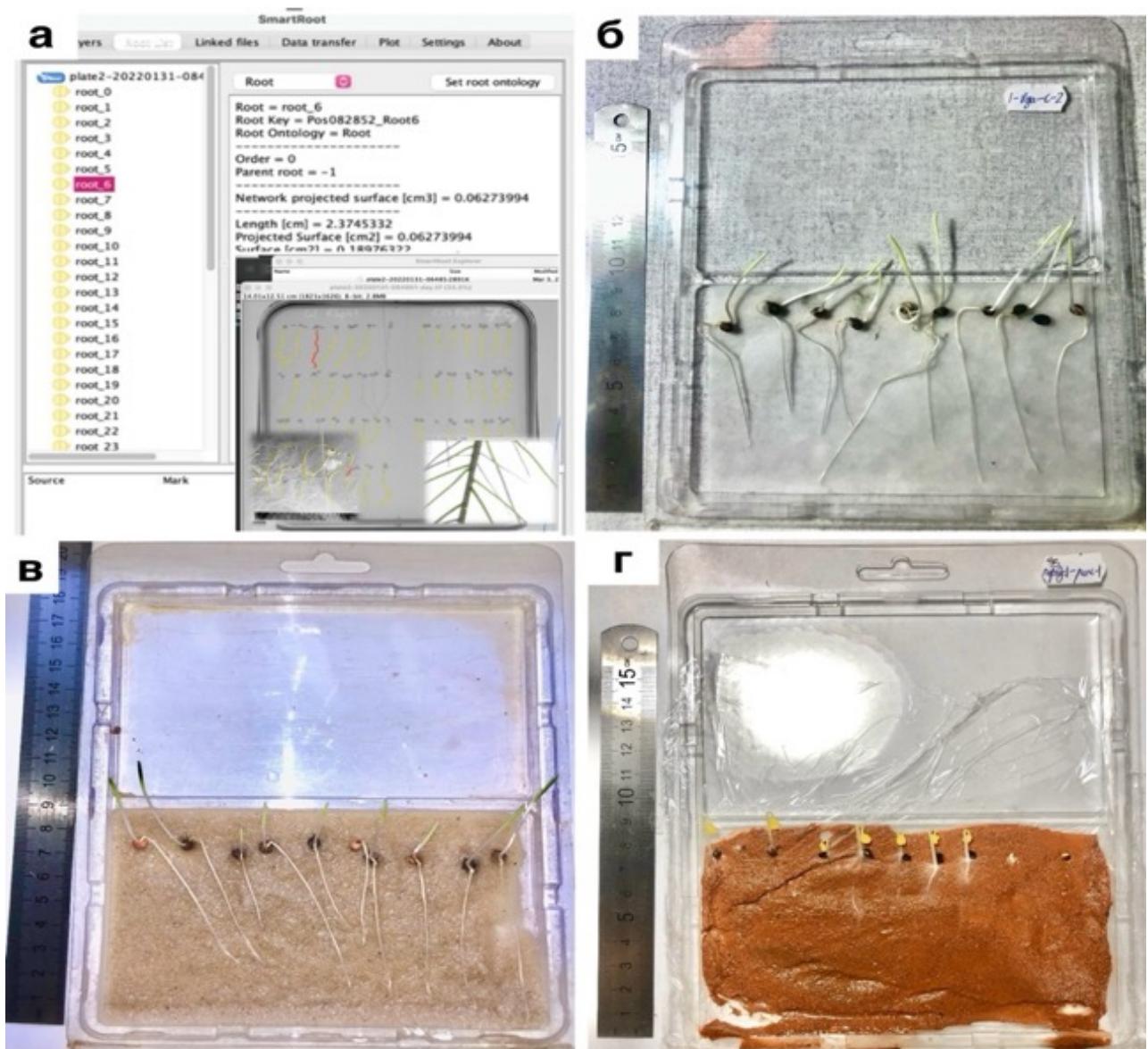


Рисунок 5.3. Анализ изображений проростков с использованием программы SmartRoot (на базе ImageJ): а — интерфейс SmartRoot; б — рост рапса в дистиллированной воде; в — рост сорго в референтном грунте; г — рост рапса в исходных красноцветных грунтах (фото — Пэн Ичжоу)

Экспериментальные единицы представлены прозрачными планшетами, произведенными российской компанией ООО «Европолитест» (Россия) (размер 17,5 x 16 x 0,7 см), каждая из которых включает три повторных эксперимента для повышения надежности данных и статистической значимости. В эксперименте предусмотрены две контрольные группы: контроль с дистиллированной водой(рис 5.3 б) для оценки роста растений в условиях отсутствия загрязнений как биологическая база; и контроль с референтным грунтом(рис 5.3 в), который соответствует стандарту ISO 18763:2016 и включает 10% торфа, 20% каолинита, 69% кварцевого песка и 0,3-1% карбоната кальция, с целью моделирования идеальных условий для роста растений.

5.2.2. Условия тестирования и показатели контроля

Эксперимент по фитотестированию проводился в строго контролируемых лабораторных условиях, что обеспечивало точность и научную обоснованность данных о росте сорго и рапса в различных грунтовых условиях. Для проведения эксперимента с красноцветными грунтами были тщательно отобраны образцы, при этом исключались грунты с явными признаками микробиологического разрушения (включая плесень и другие признаки разложения). Всего было использовано 317 независимых образцов красноцветного грунта, собранных в трёх разных участках. Все образцы прошли стандартизированную обработку, включающую воздушную сушку, просеивание и естественную сушку, что обеспечивало однородность и репрезентативность материала и позволяло минимизировать экспериментальные отклонения, вызванные различиями в свойствах грунта.

Для обеспечения точного контроля переменных в процессе эксперимента, на дно каждого двухкамерного поддона было помещено 80 г высушенного образца грунта, в который добавлялось около 48-52 мл дистиллированной воды, доводя смесь до пастообразного состояния, чтобы поддерживать влажность грунта на уровне около 60% от ее общей влагоемкости. До начала эксперимента была проведена предварительная проверка влажности грунта, и в конце эксперимента она была проверена повторно, чтобы убедиться, что изменения влажности не превышают $\pm 2\%$, что позволило минимизировать влияние колебаний влажности на результаты эксперимента.

Во время посева, в нижнюю часть каждого двухкамерного поддона равномерно помещалось 10 семян, после чего планшеты накрывались крышкой. Планшеты оставлялись в горизонтальном положении на 24 часа, а затем переворачивались в вертикальное положение на 96 часов для наблюдения за всхожестью семян и ростом всходов, включая длину проростков и корней. Согласно определению стадии прорастания растений, в соответствующей литературе, длина корней более 1 см обычно считается признаком успешного прорастания растения и его

способности самостоятельно поглощать воду и питательные вещества (Терехова В. А., 2022, , 2018; Wang и др., 2020). Поэтому в данном исследовании тест-параметры определялись для семян с длиной корня более 1 см.

Для измерения длины проростков и корней использовалось полуавтоматическое программное обеспечение для анализа изображений SmartRoot, разработанное Национальными институтами здравоохранения США. Процесс включал аккуратное извлечение проростков из поддонов, их очистку от грунта, размещение на стандартизированной съемочной площадке для фотографирования, после чего изображения импортировались в программное обеспечение SmartRoot для точного анализа и получения данных о длине проростков и корней (рис. 5.3 а).

5.2.3. Оценка острой фитотоксичности для используемых растений

Результаты оценки острой фитотоксичности представлены на рисунке 5.4 и в таблице 5.1 , где приведены статистический анализ показателей прорастания и роста сорго (*Sorghum bicolor*) и рапса (*Brassica napus*) в трех группах обработки: контрольная группа с дистиллированной водой (ДВ), контрольная группа с референтным грунтом (РГ) и экспериментальная группа, представленная красноцветными грунтами (ЭГ).

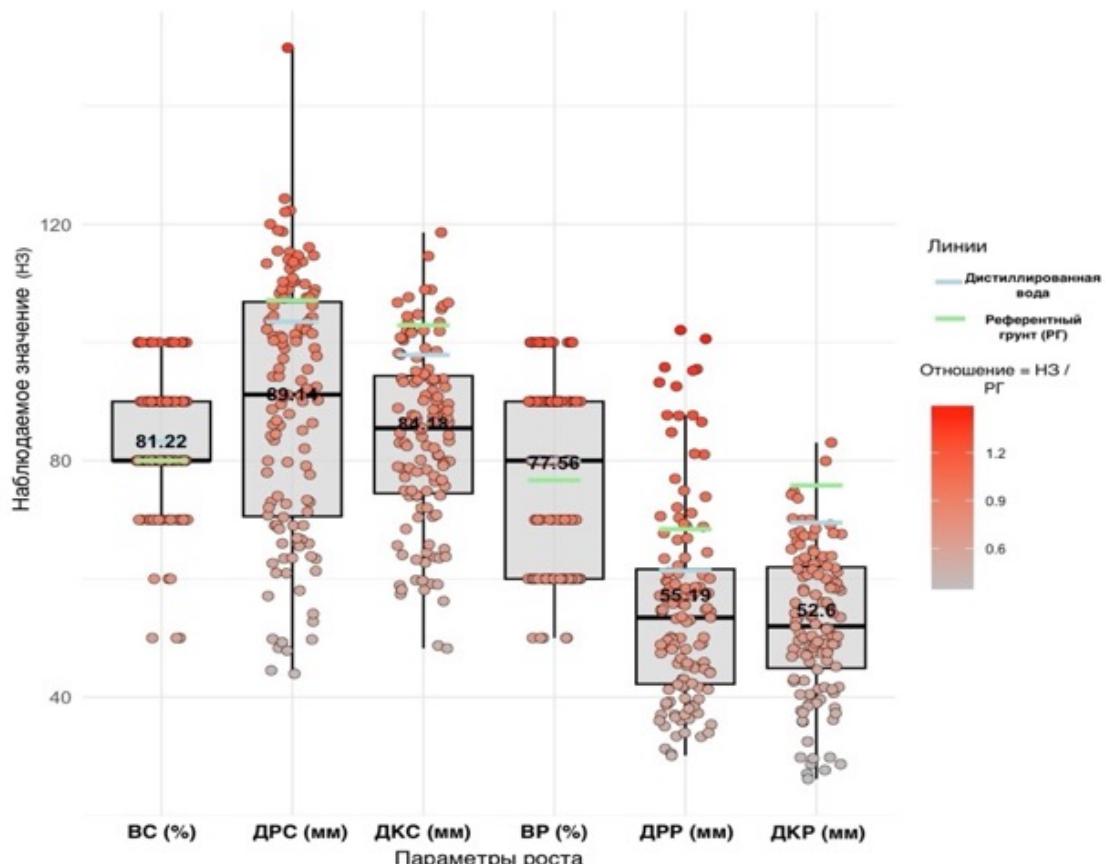


Рисунок 5.4. Сравнительный график результатов эксперимента по острым токсическим реакциям для роста сорго и рапса: ВС – всхожесть сорго, ДРС – длина ростка сорго, ДКС – длина корня сорго, ВР – всхожесть рапса, ДРР – длина ростка рапса, ДКР – длина корня рапса

Таблица 5.1

Средние значения тест-параметров при оценке острой фитотоксичности для сорго и рапса

Тип растения	Всхожесть (%)			Длина ростка _(мм)			Длина корня _(мм)		
	ДВ	РГ	ЭГ	ДВ	РГ	EG	ДВ	РГ	ЭГ
Сорго (<i>Sorghum bicolor L.</i>)	83.30	80.00	81.22	103.50	107.10	89.14	97.87	102.90	84.18
Рапс (<i>Brassica napus L.</i>)	80.00	76.67	77.56	61.40	68.40	55.19	69.50	75.80	52.60

Примечание: ДВ-Дистиллированная вода, РГ- референтный грунт, ЭГ-экспериментальная группа (красноцветные грунты).

Показатели всхожести

В контрольных группах с дистиллированной водой (ДВ) и референтным грунтом (РГ) показатели всхожести сорго и рапса остаются на уровне около 80%, при этом в группе с дистиллированной водой показатель всхожести был немного выше: для сорго — 83,30%, для рапса — 80,00%. В экспериментальной группе (ЭГ) показатели всхожести сорго и рапса составили 81,22% и 77,56% соответственно, что не отличалось существенно от контрольных групп, и общий показатель всхожести оставался около 80%. Это свидетельствует о том, что характеристики грунта экспериментальной группы слабо влияют на всхожесть растений и не оказывают значительного подавляющего или стимулирующего воздействия на процесс всхожести семян.

Анализ данных из таблицы 5.1 и диаграммы рассеяния (рис. 5.4) показывает, что всхожесть сорго и рапса в экспериментальной группе распределяется компактно и симметрично, что указывает на незначительные различия между группами обработки. Это свидетельствует о слабом влиянии изменений грунтовых условий на всхожесть семян при текущих экспериментальных условиях. Таким образом, в дальнейшем многофакторном анализе всхожесть может рассматриваться как второстепенный фактор, а не ключевой показатель. Кроме того, стандартная ошибка всхожести демонстрирует малую амплитуду изменений между группами, что подтверждает высокую стабильность процесса всхожести в различных грунтовых условиях и отсутствие значимых внешних факторов, его нарушающих. Эти данные также указывают, что влияние экспериментальных грунтов на растения проявляется в основном на стадии роста после всхожести, а не на этапе всхожести семян.

Проявление реакции роста ростков и корней

В отличие от всхожести, ростки и корни сорго и рапса в разных группах обработки продемонстрировали значительные различия.

В контрольных группах с дистиллированной водой (ДВ) и референтным грунтом (РГ) показатели роста были схожи, с небольшими отклонениями. В референтном грунте длина

ростков и корней сорго составила 107,10 мм и 102,90 мм, что немного превышает показатели в группе с дистиллированной водой (103,50 мм и 97,87 мм). У рапса в референтном грунте ростки достигли 68,40 мм, а корни — 75,80 мм, тогда как в дистиллированной воде эти значения составили 61,40 мм и 69,50 мм. Хотя различия не достигли статистической значимости, улучшенные показатели роста в референтном грунте могут быть связаны с наличием минеральных питательных веществ и благоприятными физико-химическими свойствами.

В экспериментальной группе (ЭГ) наблюдалось значительное снижение роста: у сорго ростки и корни сократились до 89,14 мм и 84,18 мм, у рапса — до 55,19 мм и 52,60 мм. Это указывает на выраженное угнетающее воздействие экспериментального грунта на ранних стадиях роста. График 5.3 подтверждает этот эффект: точки экспериментальной группы сосредоточены ниже значений контрольных групп и демонстрируют узкий диапазон вариации, что свидетельствует о системном ингибирующем влиянии факторов в экспериментальном грунте.

Дополнительный анализ показал, что более 70% образцов в экспериментальной группе продемонстрировали статистически значимое снижение роста, что подтверждает негативное влияние грунтовых характеристик. Вероятными причинами являются содержание тяжёлых металлов, низкий уровень питательных веществ или другие неблагоприятные химические факторы. В отличие от этого, растения в референтном грунте и группе с дистиллированной водой показали схожие результаты, что подтверждает, что референтный грунт обеспечивал достаточное питание, а дистиллированная вода исключала влияние возможных токсичных факторов.

На основе вышеизложенных результатов можно сделать следующие важные выводы: во-первых, ростки и корни сорго и рапса в экспериментальной группе были значительно меньше, чем в контрольных группах, что свидетельствует о том, что факторы в экспериментальном грунте в конечном итоге оказывают угнетающее воздействие на рост растений. С другой стороны, различия во всхожести между экспериментальной и контрольными группами не являются значительными, что указывает на то, что угнетающие факторы в основном действуют на растения после стадии прорастания. В целом, угнетающий эффект экспериментального грунта может быть связан с содержанием тяжёлых металлов, дефицитом питательных веществ или другими химическими характеристиками, которые, вероятно, влияют на рост растений через нарушения водного- и питательного режима, гормональный баланс и другие механизмы. Однако конкретные механизмы угнетения ещё предстоит выяснить и подтвердить в дальнейшем исследовании. Также необходимо идентифицировать значимые среди множества факторов среды и их конкретное воздействие для более глубокого понимания комплексного их влияния.

5.3. Анализ механизмов воздействия основных грунтовых факторов на рост высших растений

Грунт, будучи субстратом для роста растений, играет решающую роль в их росте и развитии благодаря своим физическим и химическим характеристикам (Cardone и др., 2020; Khalil и др., 2015). Существует множество факторов, влияющих на рост растений, среди которых структурно-текстурные особенности грунта, pH и содержание питательных веществ определяют способность растений эффективно поглощать воду и питательные вещества, что влияет на развитие корневой системы, фотосинтетическую эффективность и устойчивость к стрессам (Acevedo и др., 2022; Alhaj Hamoud и др., 2019; Jiang и др., 2024; Khangura и др., 2023). Помимо этого, содержание органического вещества в грунте, электрическая проводимость и ёмкость катионного обмена (СЕС) определяют грунта, его способность противостоять изменениям кислотности и воздействию загрязняющих веществ, что в свою очередь влияет на поглощение микро- и макроэлементов растениями и, как следствие, на скорость их роста и общее состояние здоровья (Danindra и др., 2022; Javed и др., 2022; Kim, Park, 2024; Solly и др., 2020;). Не менее важно, что тяжёлые металлы, такие как мышьяк (As) и кадмий (Cd), могут существенно повлиять на рост растений. Эти тяжёлые металлы накапливаются в корнях, подавляют фотосинтез, препятствуют нормальному росту корней и ростков, что в конечном итоге замедляет рост растений или даже приводит к их гибели (Smith и др., 2021; Liu и др., 2023).

Основываясь на исследованиях предыдущих авторов, в данном исследовании были учтены 15 факторов грунтовой среды, которые могут оказывать значительное влияние на рост сорго (*Sorghum bicolor*) и рапса (*Brassica napus*). Эти факторы включают плотность твердого компонента (ρ_s), пористость (P), содержание глины (<0,02 мм) ($C_{ГЛ}$), pH, максимально-молекулярную влагоёмкость (W_{mmw}), содержание карбоната кальция ($CaCO_3$), содержание органического углерода (Сорг), а также содержание основных тяжёлых металлов, таких как Cr (хром), Ni (никель), Cu (медь), Zn (цинк), As (мышьяк), Cd (кадмий) и Pb (свинец).

5.3.1. Характеристика факторов грунтовой среды

В предыдущих разделах классифицировали красноцветные грунты по их источникам выветривания и подробно изучили их физические и химические свойства, такие как плотность твердого компонента (ρ_s), пористость (P), pH, максимально-молекулярная влагоемкость (W_{mmw}), содержание карбоната кальция ($CaCO_3$) и другие. Кроме того, в исследовании рассматривались характеристики содержания тяжёлых металлов, таких как Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd, под воздействием различных антропогенных факторов, и провели углублённые исследования по регионам (См. Главу 3, § 3.3). Здесь будет представлен общий обзор этих характеристик грунта

для всесторонней оценки текущего состояния красноцветных грунтов на западе Сычуаньской впадины.

Характеристики красноцветных грунтов в исследуемом районе демонстрируют определённую согласованность и изменчивость, как показано в таблице 5.2. Уровень pH, электрохимические параметры — такие как окислительно-восстановительный потенциал (E_{o-e}) — а также содержание органического углерода (C_{org}) показали низкую степень изменчивости (коэффициенты вариации: 2,97 %, 5,30 % и 9,78 % соответственно), что свидетельствует о стабильности этих показателей в красноцветных грунтах региона. Максимально-молекулярная влагоемкость (W_{mmw}) и физическая структура, такие как плотность твердого компонента (ρ_s) и пористость (P) грунта, имеют несколько большую изменчивость (12,72%, 16,67% и 16,32%), что указывает на среднюю степень изменчивости. В то же время изменчивость содержания карбоната кальция ($CaCO_3$) была наибольшей (82,22%), что говорит о значительной пространственной гетерогенности его распределения среди точек пробоотбора.

Таблица 5.2

Статистический анализ оцениваемых показателей состава и свойств образцов красноцветных грунтов

Показатель	Единица	Мин	Макс	Среднее	CO	KB (%)
E_{o-e}	мВ	488.06	631.04	553.64	29.36	5.30
pH	/	8.01	8.82	8.49	0.25	2.97
ρ_s	г/см ³	0.10	0.15	0.12	0.02	16.67
P		32.62	49.05	41.35	6.75	16.32
C_{cl}		10.13	39.36	28.72	8.05	28.03
W_{mmw}	%	9.13	15.02	12.42	1.58	12.72
C_{org}		0.78	1.89	0.92	0.09	9.78
$CaCO_3$		1.00	37.13	13.31	10.94	82.22

Объем выборки — 143, где CO — стандартное отклонение, B — коэффициент вариации. E_{o-e} -окислительно-восстановительный потенциал, ρ_s -плотность твердого компонента, P-пористость, C_{cl} -содержание глины (фракция <0,02 мм), W_{mmw} -Максимально-молекулярная влагоемкость, C_{org} -содержание органического углерода. $CaCO_3$ -содержание $CaCO_3$

Рис 5.5 и таблица 5.3 и показывают общий уровень содержания тяжёлых металлов в образцах. Результаты исследований показали, что уровни загрязнения тяжёлыми металлами в образцах значительно различаются. Уровни загрязнения Cd и As самые высокие, со средними концентрациями ($mg \cdot kg^{-1}$) 0,35 и 16,02 соответственно, что значительно превышает фоновые значения (0,21 и 8,95), и более половины образцов находятся близко к пороговым значениям или превышают их (0,6 и 20). Напротив, средние концентрации Ni, Cu и Zn составляют 35,48, 26,65 и 78,00, и, хотя в некоторых образцах содержание этих металлов выше фонового уровня (33,9, 29,8 и 85,5), все они ниже пороговых значений (60, 100 и 300). Средние концентрации Cr и Pb

составляют 61,46 и 18,89 соответственно, что ниже фоновых значений (76 и 32,6), и значительно ниже их пороговых значений (250 и 170), что свидетельствует о низком уровне загрязнения этими металлами.

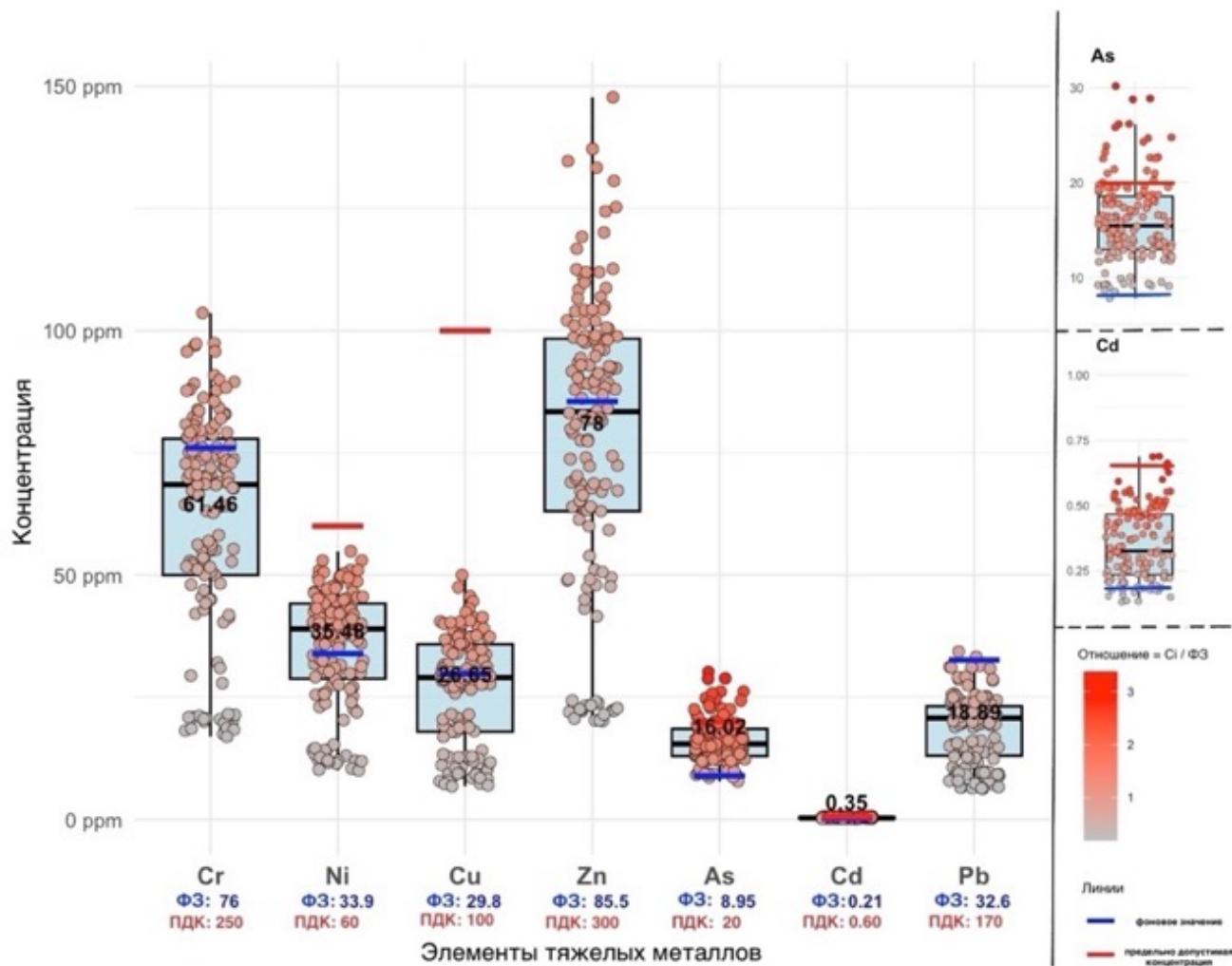


Рисунок 5.5. Сравнение содержания тяжёлых металлов в красноцветных грунтах на западе Сычуаньской впадины. (ФЗ -фоновое значение, ПДК—предельно допустимая концентрация. (GB 15618–2018))

Таблица 5.3

Описательная статистика содержания тяжёлых металлов в красноцветных грунтах ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

Элемент	Мин	Макс	Среднее	SD	CoV (%)	ФЗ	ПДК
Cr	16.93	103.60	61.46	22.31	36.30	76.00	250.00
Ni	10.04	54.88	35.48	11.70	32.98	33.90	60.00
Cu	6.78	50.00	26.65	11.20	42.03	29.80	100.00
Zn	20.14	147.73	78.00	30.12	38.62	85.50	300.00
As	7.79	30.18	16.02	4.52	28.22	8.95	20.00
Cd	0.13	0.69	0.35	0.14	38.85	0.21	0.60
Pb	6.28	34.33	18.89	6.85	36.28	32.60	170.00

Примечание: где SD — стандартное отклонение, CoV — коэффициент вариации, ФЗ — фоновое значение, ПДК — предельно допустимая концентрация (GB 15618–2018).

5.3.2. Построение модели корреляции между ростом растений и факторами грунтовой среды

В настоящее время для исследования воздействия загрязнения грунта тяжёлыми металлами на рост растений используются различные методы, включая эксперименты с контролируемыми переменными, которые изменяют концентрацию определённых тяжёлых металлов для изучения их воздействия на рост растений (Alsherif и др., 2011, 2022; Xu и др., 2022). Активность грунтовых ферментов используют как надёжный индикатор воздействия тяжёлых металлов (Ciarkowska, 2015; Mapuhla и др., 2022; Milosavljevic и др., 2020; Nikolova и др., 2023), оценку их влияния на микробные сообщества и круговорот питательных веществ (Kandziora-Ciupa и др., 2021; Yeboah и др., 2021; Cui и др., 2021; Papa и Alvarez-Romero, 2023). Также применяют бактерии, стимулирующие рост растений (PGPR), для анализа устойчивости к тяжёлым металлам и их накопления (Tirry и др., 2021; Rajendran, Sundaram, 2020; Kang и др., 2014; Abdelkrim и др., 2018). Кроме того, активность ферментов — показатель косвенный, а нестабильность PGPR в разных условиях снижает долгосрочную эффективность (Chaudhary и др., 2022; Jeyanthi и Kanimozhi, 2018). Однако эти методы часто учитывают воздействие только одного фактора, игнорируя сложные взаимодействия физических свойств грунта и экологических стрессов (Bhaduri и др., 2022; Edwards, 2002; Liu и др., 2023; de Souza Machado и др., 2019).

Многофакторный анализ учитывает совокупное влияние множества факторов среды и их взаимосвязи (Guo и др., 2022; Pirotta и др., 2022; Traini и др., 2022; Wang и др., 2012), позволяя выявлять нелинейные связи и многократные взаимодействия (Gotlieb и др., 2022; Lou, 2015; Lahti и др., 2020). Среди многомерных статистических методов редундантный анализ (RDA) выявляет корреляции и взаимодействия между факторами и несколькими целевыми переменными, а модель XGBoost (Chen, Guestrin, 2016; Lee и др., 2023) использует алгоритм экстремального градиентного бустинга, фиксируя нелинейные связи, работая с большими, пропущенными и шумными данными (Ali и др., 2023; Templ, 2023). Совместное применение RDA и XGBoost существенно повышает точность и надёжность результатов.

Редундантный анализ (RDA)

Редундантный анализ (RDA) был предложен Каджо Дж. Ф. тер Брааком в 1980-х годах как линейное расширение классического соответствующего анализа (CCA) (Ter Braak, 1986). С помощью RDA можно вычислить пропорцию объяснённой дисперсии отклика, извлечённой из векторов характеристик объясняющих переменных, чтобы оценить вклад каждого фактора, выявить независимые и значимые показатели для изучения корреляций между экологическими факторами и взаимодействий между целевой переменной и экологическими факторами. Конкретная процедура включает: во-первых, стандартизацию отклика с использованием

преобразования Хеллингера; затем, через DCA (анализ осевого представления) определяется подходящий ли для применения RDA или CCA — если длина оси меньше 3.0, выбирается RDA, если длина оси больше 4.0, используется CCA, если она между 3.0 и 4.0, оба метода могут быть применены. Далее через многомерную регрессию создаётся матрица подгонки и проводится проверка значимости. Если результаты значимы, продолжается выполнение анализа по методу редундантного анализа, в противном случае переходят к РСА-анализу. Этот метод сочетает регрессионный и сортировочный анализ, эффективно раскрывая сложные связи между экологическими факторами и целевой переменной, выявляя ключевые влияющие факторы.

Моделирование и прогнозирование с использованием XGBoost-SHAP

XGBoost (Extreme Gradient Boosting) — это инновационный и эффективный метод ансамблевого обучения, основанный на алгоритме градиентного повышения для деревьев решений (Chen and Guestrin, 2016; Lee и др., 2023). XGBoost показывает отличные результаты при обработке структурированных данных, особенно при предсказаниях характеристик грунта, справляясь со сложными особенностями и нелинейными связями, что было подтверждено в сравнении с традиционными методами машинного обучения. Хотя в процессе начального анализа в исследовании были опробованы модели, включая случайные леса (Random Forest), опорные векторные машины (SVM) и линейную регрессию, после перекрёстной проверки и сравнения эффективности моделей, XGBoost показал наилучшие результаты по коэффициенту “ R^2 ” и обобщающей способности. Поэтому в дальнейшем был выбран XGBoost с использованием SHAP для более детального анализа.

Фреймворк XGBoost-SHAP сочетает высокую предсказательную способность модели XGBoost и интерпретируемость SHAP. SHAP — это инструмент, основанный на теории игр, который для каждого признака присваивает значение SHAP, чтобы количественно оценить вклад признака в предсказание. В нашем исследовании алгоритм XGBoost использовался для построения нескольких прогнозных моделей для оценки воздействия факторов грунтовой среды на прорастание высших растений по различным показателям. В ходе исследования была проведена перекрёстная проверка, оптимизацию параметров и сеточный поиск для установки наилучшей комбинации параметров, а также использовали алгоритм SHAP для интерпретации влияния признаков на результаты предсказания.

Параметры настройки модели обучения: количество обучающих моделей установлено равным 143, количество итераций — 100, 200 и 300. Максимальная глубина дерева была установлена на уровне 3, 4, 5 и 6, а скорость обучения — 0,01, 0,05 и 0,1. Gamma (порог минимальной потери при разбиении) был установлен на 0, 0,1, 0,2 и 0,3. Пропорция выборки по столбцам (colsample_bytree) и пропорция выборки (subsample) была настроена на 0,6, 0,7 и 0,8.

Минимальный вес подузла установлен на 1, 3, 5 и 7. Тип задачи обучения задан как xgbTree, случайное зерно установлено на 123. Затем, используя обученную модель, проводился прогноз, результаты которого сравнивались с фактическими значениями и автоматически оптимизировалась модель.

Для статистического анализа использовалось программное обеспечение SPSS 11.0, моделирование и прогнозирование — с использованием RStudio 4.3.2 и Python.

5.3.3. Анализ результатов модели: идентификация и обсуждение ключевых факторов влияния

Редундантный анализ (RDA)

Для анализа взаимосвязи между длиной ростков и корней сорго и рапса с факторами грунтовой среды был проведен редундантный анализ. В качестве откликов были выбраны длина ростков и корней сорго, а также длина ростков и корней рапса, а в качестве объясняющих переменных — 15 факторов грунтовой среды, включая физические и химические свойства грунта и содержание основных тяжёлых металлов.

В данном исследовании на основе результатов анализа DCA (таблица 5.4) была выбрана редундантная модель (RDA), поскольку длина первой оси составила 0,302974 (<3,0). Результаты модели показали, что скорректированное значение R^2 равно 0,4714, что указывает на то, что факторы грунтовой среды (ограничивающие переменные) объясняют 47,14% общей дисперсии (где RDA₁: 27,84%, RDA₂: 16,42%), а оставшиеся 52,86% составляют неизвестные факторы (неограничивающие переменные). Учитывая, что рост растений зависит от множества факторов, результат показывает, что значение R уже достаточно для отражения основной взаимосвязи между показателями роста растений и факторами грунтовой среды. Значение p для статистической значимости модели равно 0,001, что подтверждает высокую статистическую значимость модели.

Таблица 5.4
Дисперсия и процент дисперсии для осей сортировки

ОсЬ	Собственное значение	Объясненная доля (%)	Кумулятивная доля (%)	Значение Р
RDA ₁	1.11	59.07	59.07	0.001
RDA ₂	0.66	34.79	93.86	0.001
RDA ₃	0.11	6.07	99	0.628
RDA ₄	0.00	0.07	100	1.000

Что касается конкретного объяснения дисперсии (см. табл. 5.4), RDA₁ (59,07%) и RDA₂ (34,79%) в совокупности объясняют 93,86% дисперсии, и в обоих случаях p-значение равно 0,001,

что дополнительно подтверждает надёжность и эффективность модели, а также демонстрирует хорошую способность RDA анализировать влияние факторов грунтовой среды на характеристики роста растений.

На основе анализа RDA (рис 5.6а) и графика вклада факторов (рис 5.6б) выявлены следующие основные факторы, влияющие на рост корней и ростков сорго и рапса: Cd (вклад 16,17%), ρ_s (12,02%), As (11,46%), пористость (P) грунта (10,61%), максимально-молекулярная влагоёмкость (W_{mmw}) (10,41%) и CaCO_3 (10,17%). Эти факторы имеют значительный вклад (более 10%), что свидетельствует о их ведущей роли в росте растений, в то время как вклад других факторов оказался менее значительным.

Анализ корреляции показал, что тяжёлые металлы Cr, Ni, Pb, Zn и Cu имеют небольшие углы между векторами, что свидетельствует о сильной положительной корреляции и, вероятно, о схожести их источников или путей переноса. В отличие от них, Cd и As демонстрируют слабую корреляцию с этими металлами и отрицательную взаимосвязь между собой, что указывает на их независимые источники или механизмы загрязнения. Эти выводы согласуются с данными главы 4, где показано (см. раздел 4.3), что Cr, Ni, Pb, Zn и Cu происходят из выветривания горных пород и органических удобрений, тогда как As и Cd связаны с применением пестицидов, удобрений и промышленным загрязнением.

Также выявлена значительная отрицательная корреляция между плотностью твёрдого компонента и пористостью, что указывает на снижение пористости при увеличении плотности грунта, что, в свою очередь, может ухудшать аэрацию и водопроводимость, влияя на развитие корневой системы растений. При этом Cd положительно коррелирует с пористостью и максимально-молекулярной влагоёмкостью (W_{mmw}), что свидетельствует о его большей биодоступности в условиях повышенной пористости и влажности.

Взаимосвязь между откликами и факторами грунтовой среды. В отношении взаимосвязи между откликами и факторами грунтовой среды, As и плотность твердого компонента (ρ_s) показывают отрицательную корреляцию с показателями роста используемых растений, особенно для корней сорго и рапса. Напротив, Cd, пористость (P) и максимально-молекулярная влагоемкость (W_{mmw}) демонстрируют положительную корреляцию с ростом растений, особенно на стадии роста корней, что указывает на ключевую роль водных и аэрационных условий грунта в процессе прорастания и развития корневой системы растений. Влияние CaCO_3 на рост растений относительно умеренное, с лёгкой положительной корреляцией, однако его эффект различается в зависимости от части растения (корней и ростков), что приводит к некоторым колебаниям в положительном и отрицательном воздействии.

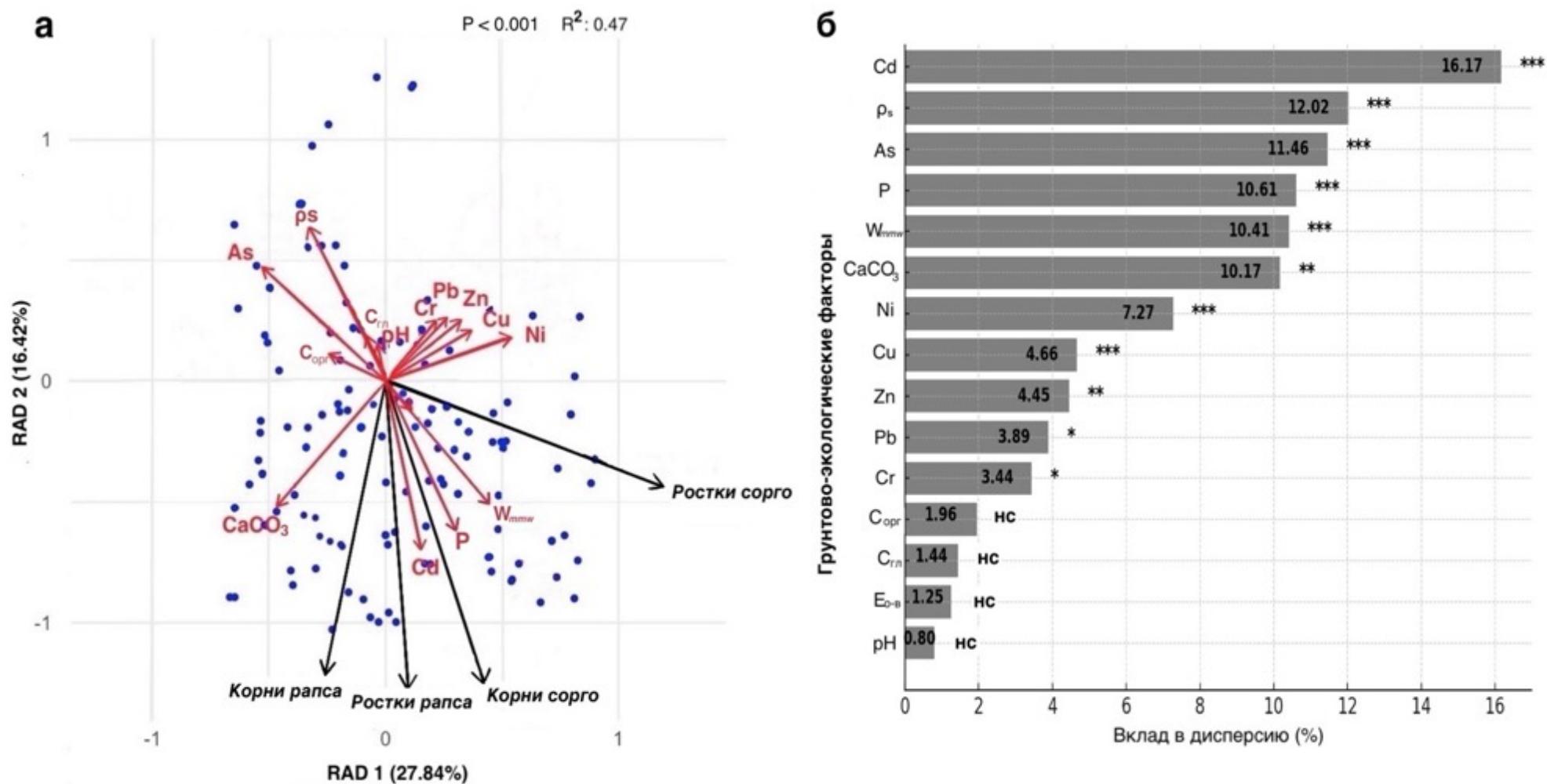


Рисунок 5.6. Анализ RDA и вклад показателей: а — взаимосвязь между откликами растений и показателями; б — вклад показателей; (E_{o-b} — окислительно-восстановительный потенциал; ρ_s — плотность твердого компонента; P — пористость; $C_{cl} (<0,02\text{мм})$ — содержание глины (фракция $<0,02\text{ мм}$); C_{org} — содержание органического углерода; W_{mmw} — максимально-молекулярная влагоёмкость)

Точность модели

В таблице 5.5 приводятся показатели наилучших моделей Xgboost, построенных для оценки влияния свойств грунта и содержания тяжёлых металлов на длину ростков и корней сорго и рапса (для обучающей и тестовой выборок), а также результаты сравнения фактических и предсказанных значений (см. рис 5.7).

Модель XGBoost показала высокие результаты на обучающей выборке для ростков и корней сорго и рапса, при этом значения R^2 достигали уровня 0,89 и выше. Это указывает на хорошую степень аппроксимации данных и высокую объясняющую силу, свидетельствующую о способности модели точно отражать тенденции роста сорго и рапса. Сравнение точности моделей сорго и рапса показало, что модель для рапса даёт более высокие результаты, что, возможно, связано с более высокой чувствительностью рапса к загрязнению грунта и его специфическими особенностями роста.

Хотя в тестовой выборке основные показатели, такие как MAE и MAPE, несколько возрастили по сравнению с обучающей, точность прогноза всё же оставалась довольно высокой, а уровень R^2 (0,72–0,84) сохранял хорошую объясняющую способность. Это также подтверждается визуальным сравнением фактических и предсказанных значений. В частности, на графиках моделирования для ростков и корней сорго и рапса наблюдалось, что, хотя небольшая часть точек имела более рассеянное или выбросное распределение (особенно в модели роста ростков сорго), указывая на проблемы при работе с крайними значениями и частичное ослабление способности к обобщению, основная масса точек находилась возле линии регрессии. Это свидетельствует о высокой согласованности предсказанных и фактических значений и, следовательно, о высокой точности модели.

Таблица 5.5

Показатели обучающей и тестовой выборок оптимальной модели XGBoost для сорго и рапса

Тип	Сорго (<i>Sorghum bicolor</i>)		Рапс (<i>Brassica napus</i>)	
	Росток	Корень	Росток	Корень
MSE	0.55 / 0.78	0.01 / 0.03	0.02 / 0.62	0.00 / 0.10
RMSE	0.74 / 0.88	0.11 / 0.17	0.13 / 0.78	0.03 / 0.30
MAE	0.23 / 0.55	0.09 / 0.21	0.10 / 0.51	0.02 / 0.14
MAPE (%)	3.01 / 8.10	1.01 / 4.00	1.97 / 9.00	0.36 / 3.5
R²	0.89 / 0.77	0.99 / 0.84	0.99 / 0.72	1.00 / 0.81

a/b – обучающая выборка/тестовая выборка.

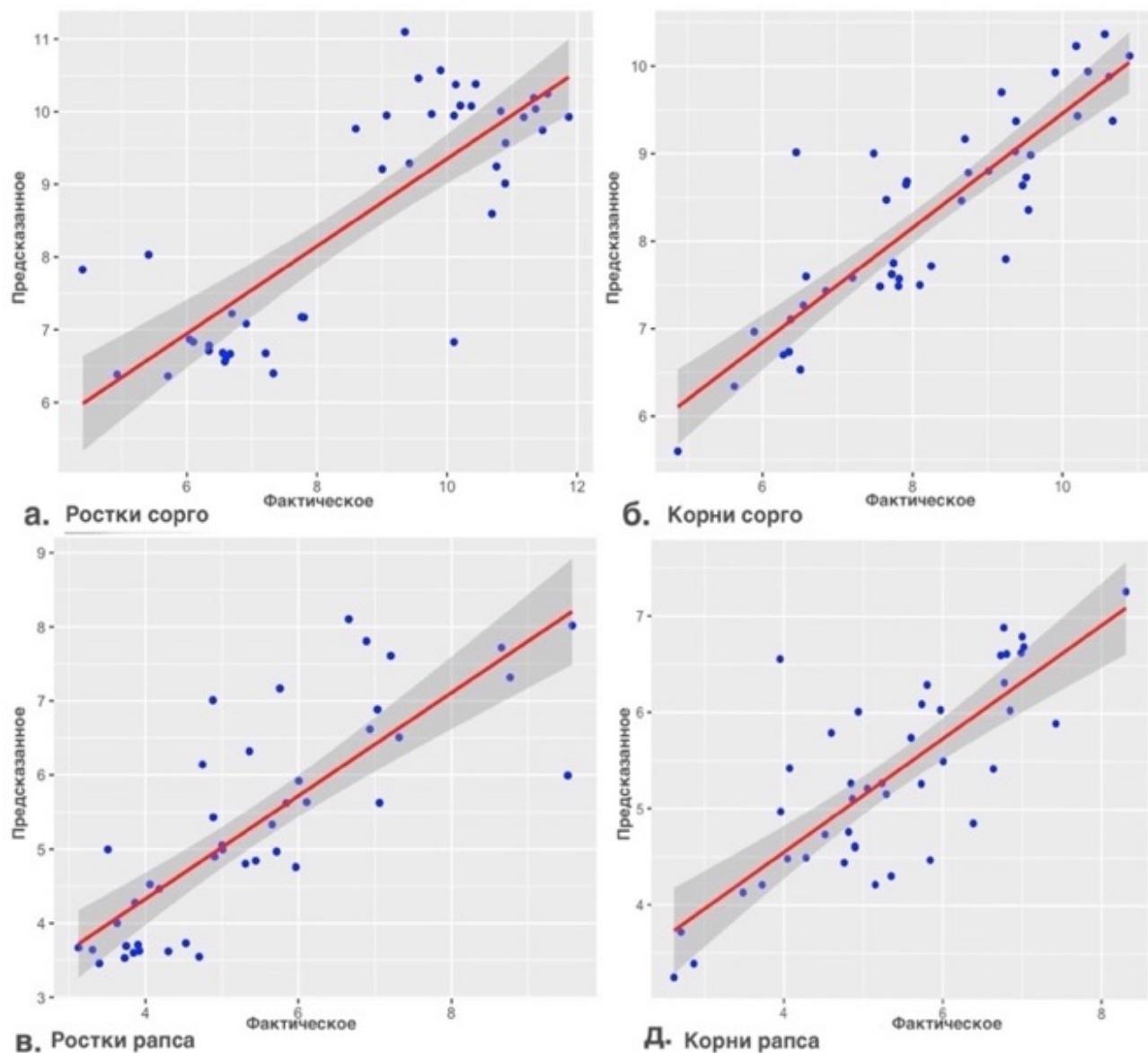


Рисунок 5.7. Анализ фактических и прогнозируемых значений показателей роста используемых растений на основе модели XGBoost

Интерпретация модели на основе SHAP

В данном исследовании для анализа важности признаков и их способов воздействия в разных моделях были использованы значения SHAP (Shapley Additive Explanations) (рис. 5.8). Результаты показали, что вклад различных факторов грунтовой среды в рост ростков и корней сорго и рапса значительно отличается.

В моделях сорго распределение значений SHAP сбалансировано, а Cd остаётся ключевым фактором. В модели роста ростков значимый вклад также вносят ρ_s , W_{mmw} , Ni, CaCO_3 и P, а в модели корневой системы — P, CaCO_3 , W_{mmw} , As и ρ_s . Рапса значения SHAP более дифференцированы, что указывает на иную реакцию на факторы среды. Рост ростков определяется Cd, As и W_{mmw} , а рост корней — CaCO_3 и As, в то время как влияние остальных факторов на стадии прорастания менее выражено.

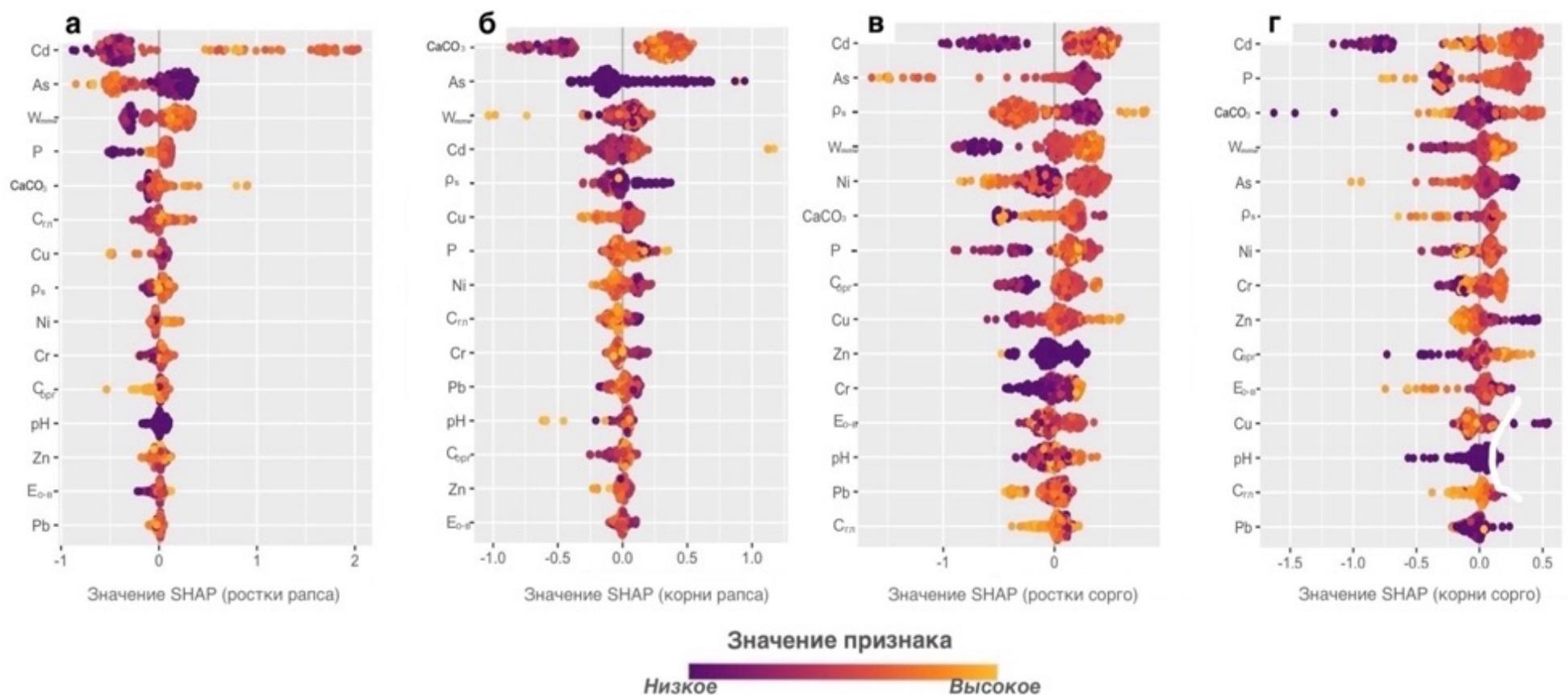


Рисунок 5.8. Анализ влияния факторов на основе модели XGBoost (E_{0-8} -окислительно-восстановительный потенциал, ρ_s - плотность твердого компонента, $C_{\text{гл}}$ - содержание глины (фракция $<0,02$ мм), W_{mmw} -Максимально-молекулярная влагоемкость, $C_{\text{орг}}$ - содержание органического углерода, $CaCO_3$ -содержание $CaCO_3$)

На рис 5.8 показано, как основные факторы влияют на различные индикаторы в моделях, и при этом заметно единство паттернов влияния на рост ростков и корней сорго и рапса. В частности, Cd, W_{mmw} и P показывают ярко выраженную положительную корреляцию с ростом растений. Это означает, что увеличение концентрации или доли этих факторов в среде обычно способствует росту растений. С другой стороны, As и ρ_s оказывают негативное влияние, причём воздействие As на ростки особенно заметно, указывая на то, что увеличение концентрации As способно подавлять рост растений. При этом влияние CaCO_3 на рост ростков и корней рапса носит нелинейный и стадийный характер: на ранних стадиях наблюдается положительная корреляция, но при дальнейшем увеличении содержания CaCO_3 этот положительный эффект ослабевает.

Следует особо подчеркнуть, что в моделях для рапса изменения As и ρ_s показывают выраженную тенденцию к отрицательному воздействию, особенно в модели корневой системы, где As оказывает почти исключительно негативный эффект. Это свидетельствует о высокой токсичности As для корневой системы рапса даже при относительно низких концентрациях. Аналогично уменьшение плотности грунта обычно ассоциируется с улучшением роста, однако в корневой модели рапса это также не столь очевидно. Вероятно, подобные особенности связаны с уникальными механизмами реакции рапса на конкретные факторы грунтовой среды, что указывает на его повышенную чувствительность и уязвимость к определённым условиям. Это согласуется с картиной дифференцированного распределения значений SHAP в соответствующих моделях рапса.

Таким образом, по совокупным выводам всех моделей основные существенные факторы, влияющие на рост растений, демонстрируют согласованность. К ключевым загрязняющим веществам относятся тяжёлые металлы — мышьяк (As) и кадмий (Cd), а в числе наиболее значимых физических и химических свойств грунта выделяются содержание карбоната кальция (CaCO_3), максимально-молекулярная влагоёмкость (W_{mmw}), пористость (P) и плотность твёрдого компонента (ρ_s). Cd, W_{mmw} и P в целом оказывают стимулирующее воздействие на рост растений, тогда как ρ_s и As проявляют угнетающий эффект.

Следует особо отметить, что As и Cd в моделях роста растений неизменно демонстрируют наивысшую объясняющую силу и корреляцию, что согласуется с высоким уровнем загрязнения ими почв в исследуемом регионе. Более того, данные экспериментов подтверждают, что условия красноцветных грунтов западной части Сычуаньской впадины оказывают угнетающее воздействие на проростки рапса и сорго, что указывает на тесную связь между уровнем тяжёлых металлов в этих грунтах и состоянием развития растений: в настоящее время повышенное содержание As и Cd уже оказывает существенное влияние на их рост. С учётом стабильности источников загрязнения эффект накопления As и Cd в грунте будет сохраняться длительный

период и способен передаваться по пищевой цепи, представляя непрерывную угрозу для сельскохозяйственной продукции, устойчивости экосистем и здоровья населения. В этой связи исследования закономерностей миграции и трансформации As и Cd при различных условиях среды, их механизмов физиологического ответа у растений, а также биодоступности этих металлов в системе «грунт – растение» приобретают особую актуальность.

Исходя из этого, необходимо далее объединить с фитотестированием и модельный анализ, чтобы точно оценить влияние As и Cd на рост растений при разных концентрациях, определить их токсические пороговые уровни (IC_{50} , EC_{150} и т. д.) и более глубоко раскрыть механизмы влияния As и Cd на физиолого-биохимические процессы растений.

Выводы к главе 5

1. В текущих условиях красноцветные грунты западной части Сычуаньской впадины уже оказывают выраженное ингибирующее воздействие на рост рапса (*Brassica napus*) и сорго (*Sorghum bicolor*): по сравнению с группами, выращенными на дистиллированной воде и референтном грунте, длина ростков и корней снизилась примерно на 15–25%, при этом влияние на всхожесть семян было незначимым.

2. При идентификации ключевых факторов воздействия редундантный анализ (RDA) и модель XGBoost-SHAP показали совпадающие результаты: основными факторами, оказывающими значительное влияние на рост рапса (*Brassica napus*) и сорго (*Sorghum bicolor*), являются концентрации кадмия (Cd), мышьяка (As) и карбоната кальция ($CaCO_3$). Установлено, что As оказывает выраженное отрицательное влияние, тогда как Cd и $CaCO_3$ оказывают положительное влияние. Кроме того, состав грунта, включая максимально-молекулярную влагоёмкость, пористость (P) и плотность твёрдого компонента (ps), также оказывает влияние на рост растений в определённой степени: максимально-молекулярная влагоёмкость и пористость (P) оказывают положительное влияние, а плотность твёрдого компонента — отрицательное влияние.

На основании полученных результатов можно сформулировать **второе защищаемое положение:** Существующие значения показателей состава, состояния и свойств красноцветных грунтов в западной части Сычуаньской впадины значительно подавляют рост рапса (*B. napus L.*) и сорго (*S. bicolor L.*). Основные факторы воздействия — содержание мышьяка (As) и кадмия (Cd), а также карбоната кальция ($CaCO_3$).

Глава 6. Методика экспериментальной оценки пороговых уровней загрязнения тяжелыми металлами (Cd, Pb и As) красноцветных грунтов в отношении культур рапса (*Brassica napus L.*) и сорго (*Sorghum bicolor L.*)

Настоящая глава на основе результатов, полученных в предыдущих главах, выстраивает завершённую траекторию и систематизирует структуру и методику экспериментальной работы. Определяются принципы проведения лабораторных испытаний в контролируемых условиях при одиночном и смешанном загрязнении, формулируются требования к воспроизводимости измерений и сопоставимости серий, а также задаётся единая схема расчёта пороговых уровней фитотоксичности и пределов устойчивости растений. Глава носит методологический характер и служит основой для последующего анализа результатов.

6.1 Структура и методика экспериментального исследования

Целью настоящего исследования является определение пороговых уровней фитотоксичности тяжёлых металлов (Cd, Pb, As) в красноцветных грунтах западного Китая, что позволит получить количественные данные, применимые в региональной оценке рисков загрязнения и восстановления грунтов. В отличие от традиционных исследований, базирующихся на моделировании или лабораторном прогнозировании, данная работа исходит из насущных потребностей сельского хозяйства и экологической безопасности региона, используя полевой отбор проб и контролируемые лабораторные эксперименты. В результате сформирована комплексная система: «полевое обследование → типизация красноцветных грунтов → оценка базового подавления роста растений → выявление ключевых факторов → выбор целевых тяжёлых металлов → установление пороговых уровней при одиночном и смешанном загрязнении». Общий подход состоит из трёх параллельно развивающихся задач (рисунок 6.1): (i) изучение физических и химических свойств и типизация красноцветных грунтов; (ii) фитотестирование и выявление ключевых факторов; (iii) оценка уровня загрязнения тяжёлыми металлами и идентификация их источников. Результаты трёх задач формируют основу для классификации образцов на финальном этапе фитотестирования, а также позволяют установить приоритетные загрязняющие металлы, после чего проводятся эксперименты при одиночном и смешанном загрязнении, расчёт пороговых концентраций и интерпретация механизмов действия, что в совокупности формирует замкнутую логическую цепочку от постановки проблемы к её решению.

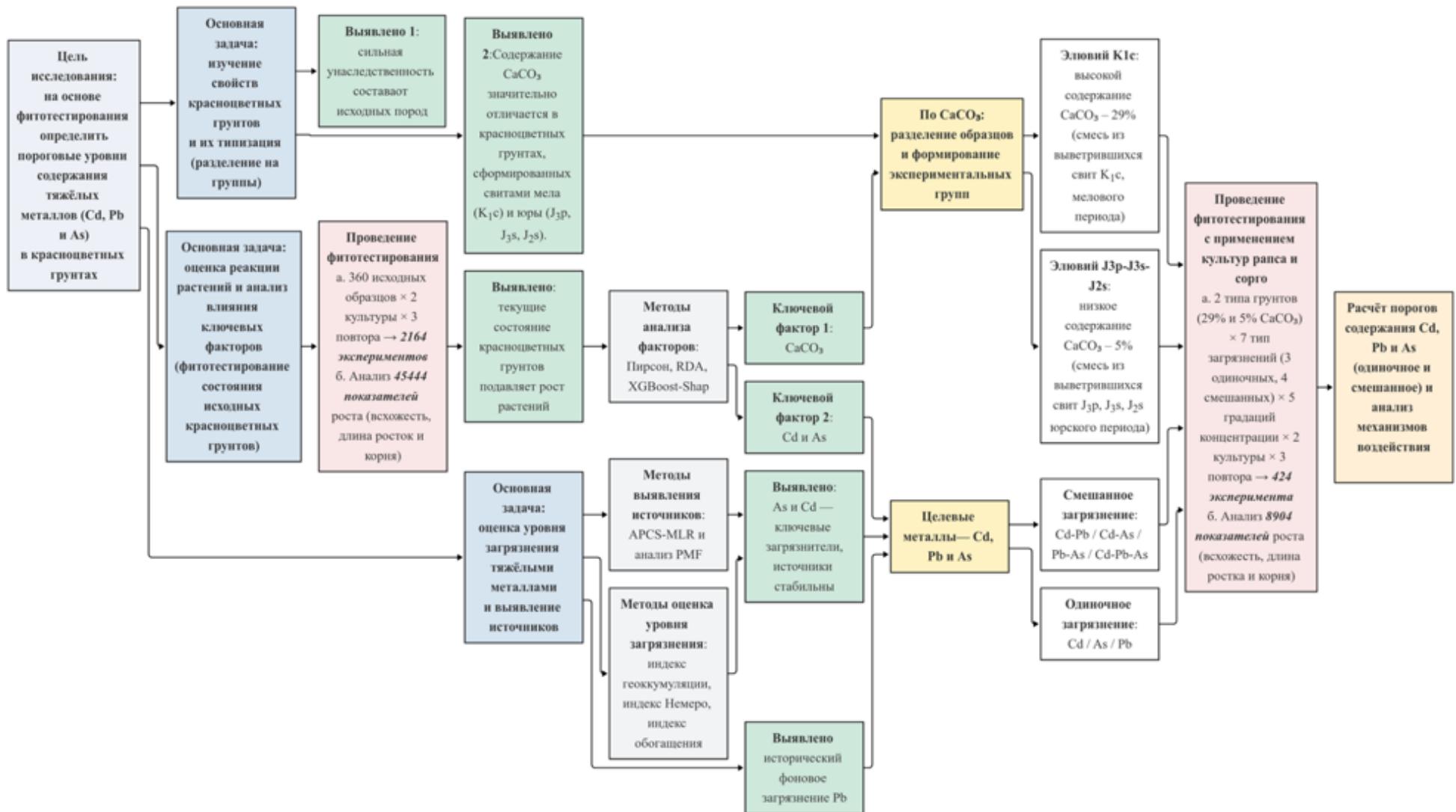


Рисунок 6.1. Карта логики и методики экспериментального исследования

Первая задача посвящена системной характеристике физических и химических свойств красноцветных грунтов и оценке унаследованности от исходных пород. Для 360 образцов проведены измерения гранулометрического и минерального состава, содержания CaCO_3 и основных оксидов. На основании анализа стратиграфии и геохимических особенностей выветривания установлено, что красноцветные грунты во многом сохраняют свойства исходных пород, а различие в содержании CaCO_3 стало решающим фактором типизации субстратов. Образцы разделены на элювий K_{1c} (29 % CaCO_3 , меловой период) и элювий $J_{3p}-J_{3s}-J_{2s}$ (5 % CaCO_3 , юрский период), что обеспечило чёткую основу для дальнейших экспериментов.

Вторая задача включает двухэтапное фитотестирование с целью оценки базового эффекта подавления роста растений и выявления ключевых влияющих факторов. На первом этапе без дополнительного загрязнения на двух типах исходных грунтов было проведено 2164 эксперимента (рапс и сорго, в трёх повторностях), собрано 45444 показателя роста растений. Результаты подтвердили, что состояние красноцветных грунтов уже существенно подавляет рост растений. Затем, на основании перекрёстного анализа с использованием корреляционного анализа Пирсона, анализа избыточности (RDA) и алгоритма XGBoost-SHAP было выявлено, что CaCO_3 , Cd и As являются основными факторами, влияющими на взаимодействие растений с грунтом, а Pb имеет исторический фоновый характер. Данные результаты подтвердили научную обоснованность типизации грунтов и послужили основой для последующего дизайна градиентных экспериментов.

Третья задача направлена на количественную оценку уровня загрязнения и определение источников тяжёлых металлов. Используя индекс геоаккумуляции, комплексный индекс Немера и коэффициент обогащения, а также методы анализа источников загрязнения методом многолинейной регрессии на основе абсолютных компонентных счётов (Absolute Principal Component Scores - Multiple Linear Regression, APCS-MLR) и факторного анализа положительных матриц (Positive Matrix Factorization, PMF), были детально охарактеризованы модели стабильного поступления As и Cd и историческое накопление Pb. Полученные результаты не только раскрывают механизмы накопления тяжёлых металлов в регионе, но и устанавливают начальные условия для расчёта пороговых концентраций.

На основе интеграции трёх вышеуказанных задач проведён градиентный эксперимент одиночного и смешанного загрязнения: на субстратах элювий K_{1c} и элювий $J_{3p}-J_{3s}-J_{2s}$ реализовано 424 эксперимента, с получением 8904 показателей роста растений. С помощью логистической модели переменного наклона (VSL) с коррекцией токсических единиц (TU) были рассчитаны значения EC_{150} и IC_{50} и их доверительные интервалы для разных типов грунтов (элювий K_{1c} и элювий $J_{3p}-J_{3s}-J_{2s}$), растений и их органов. В результате была системно выявлена роль CaCO_3 в изменении взаимодействий тяжёлых металлов (синергизм-антагонизм) и создана

база пороговых значений для практического применения в управлении сельскохозяйственными территориями.

Таким образом, три задачи образуют взаимосвязанную, логически выстроенную последовательность: характеристика и типизация грунтов обеспечивает достоверность субстратов, базовое фитотестирование подтверждает экологические риски, выявление ключевых факторов усиливает целенаправленность экспериментов, а оценка загрязнения и градиентные эксперименты обеспечивают точность пороговых значений. Итогом исследования стало определение пороговых уровней токсичности тяжёлых металлов (Cd , Pb , As) в одиночном и смешанном загрязнении для красноцветных грунтов, а также раскрытие механизмов взаимодействий тяжёлых металлов с растениями под контролем $CaCO_3$, что даёт научную и практическую основу для приоритизации мероприятий по управлению загрязнением и восстановлению красноцветных грунтов региона.

6.2 Схема эксперимента для одиночного и смешанного загрязнения

6.2.1. Схема подготовки моделей загрязнения красноцветных грунтов тяжелыми металлами

Стабильные источники тяжелых металлов и их долговременное накопление в грунте приводят к ежегодному увеличению их концентрации. В связи с этим в эксперименте исходный грунт использовался в качестве контрольной группы, а различные градации и комбинации загрязнителей применялись к образцам грунта в лабораторных условиях.

В главе 5 был проведен анализ факторов, обусловленных составом и свойствами грунта, которые существенно влияют на рост растений в фазе прорастания. Помимо тяжелых металлов, таких как мышьяк (As) и кадмий (Cd), значительное влияние оказывают максимальномолекулярная влагоемкость (W_{mmw}), плотность твердого компонента (ρ_s), пористость (P) и содержание карбоната кальция ($CaCO_3$). Дескриптивный статистический анализ показал (см. раздел 5.3.1), что коэффициенты вариации W_{mmw} , ρ_s и пористости находятся в диапазоне 12,72–16,57%, что свидетельствует о средней степени изменчивости этих параметров. В то же время коэффициент вариации содержания $CaCO_3$ составил 82,22%, отражая значительную пространственную гетерогенность.

В факторном анализе пятой главы установлено, что карбонат кальция ($CaCO_3$) оказывает значительное влияние на рост растений, особенно в контексте взаимодействия грунта, растений и тяжёлых металлов. $CaCO_3$ регулирует pH и ионный обмен, изменяя биодоступность и токсичность металлов. Этот вывод согласуется с данными предыдущих исследований: Juillot и др. (2011) показали, что повышение pH за счёт карбоната кальция снижает поглощение металлов растениями, тогда как Araujo и др. (2012) продемонстрировали связывание металлов $CaCO_3$ в

нерасторимые формы, уменьшая их подвижность и биодоступность. Таким образом, содержание карбоната кальция не только определяет химические свойства грунта, но и играет ключевую роль в миграции и трансформации тяжёлых металлов.

Кроме того, анализ свойств красноцветных грунтов, сформированных при выветривании пород различного возраста (см. раздел 3.3), показал, что в грунтах меловой свиты К₁с содержание CaCO₃ (25,6–34,15 %) значительно превышает уровень в грунтах юрских свит J3р, J3s и J2s (2,1–9,2 %). Для репрезентативности исследования все образцы верхнего слоя были разделены на две группы по содержанию CaCO₃: высокое (элювий K₁с) и низкое (элювий J3р, J3s, J2s). При этом элювий K₁с представляет собой смесь грунтов, образованных выветриванием меловых пород K₁с, а элювий J3р, J3s, J2s — смесь грунтов, сформированных из юрских пород J3р, J3s и J2s. Грунты каждой группы тщательно перемешивались перед лабораторными экспериментами. Такая группировка позволяет системно оценить влияние тяжёлых металлов на рост растений в грунтах с различным химическим составом и глубже понять взаимодействие между свойствами грунта и токсичностью тяжёлых металлов.

После классификации и тщательного перемешивания образцы элювия -K₁с и элювия -J3р, J3s, J2s были использованы в качестве контрольного грунта для эксперимента. Их базовые физические и химические характеристики (табл. 6.1) и содержание тяжёлых металлов (табл. 6.2) приведены ниже.

Таблица 6.1
Основные свойства контрольного грунта

Тип грунта	E _{o-e}	pH	ρ _s	P	CaCO ₃	C _{гл}	C _{орг}	W _{mmw}
	МВ	/	г/см ³	%				
Элювий K ₁ с	550.4	8.65	2.43	42.31	29.21	26.54	1.03	11.63
Элювий J3р- J3s- J2s	555.94	8.48	2.45	40.4	5.31	32.32	0.98	12.65

E_{o-e} — окислительно-восстановительный потенциал, ρ_s — плотность твердого компонента грунта, P — пористость, C_{гл} — содержание глины (менее 0,02 мм), C_{орг} — органический углерод, W_{mmw} — максимальномолекулярная влагоемкость.

Таблица 6.2
Содержание тяжёлых металлов в контролльном грунте(мг·кг⁻¹)

Тип грунта	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb	Hg
Элювий K ₁ с	37.91	23.66	13.07	43.60	13.45	0.29	10.89	0.02
Элювий J3р- J3s- J2s	77.69	41.05	33.28	96.59	16.99	0.36	23.30	0.03

Сравнительный анализ основных свойств двух контрольных образцов — элювий-K₁с и элювий-J3р, J3s, J2s — показывает, что они демонстрируют определённые различия по ряду свойств параметров. Наиболее существенная разница наблюдается по содержанию карбоната кальция: в элювии-K₁с его уровень достигает 29 %, тогда как в элювии- J3р, J3s, J2s — лишь 5 %; именно это расхождение легло в основу последующего экспериментального разделения групп. Кроме того,

содержание глинистой фракции ($d < 0,02$ мм, 26.54%) в элювии-К_{1c} немного ниже, чем в элювии- J_{3p} , J_{3s} , J_{2s} (32.32%) ; значение рН демонстрирует лёгкую тенденцию к увеличению. Напротив, по таким показателям, как окислительно-восстановительный потенциал, плотность, пористость, содержание органического углерода и максимально-молекулярная влагоёмкость, различия между двумя группами незначительны, что свидетельствует о хорошей сопоставимости их прочих базовых физико-химических характеристик.

Что касается фоновых концентраций тяжёлых металлов, то в элювии - J_{3p} , J_{3s} , J_{2s} исходное содержание большинства элементов в целом выше, чем в элювии К_{1c}. Такая разница преимущественно отражает геохимические особенности исходных пород, сохраняющиеся в процессе выветривания и почвообразования, и может дополнительно усиливаться экзогенным поступлением металлов в результате региональной антропогенной деятельности.

Учитывая выявленные различия исходных условий, на оба контрольных грунта были нанесены одинаковые дозы тяжёлых металлов, после чего наблюдался рост растений. Такой подход не только позволяет выявить регуляторные механизмы токсического ответа, обусловленные карбонатом кальция и другими физико-химическими факторами, но и повышает репрезентативность и научную применимость полученных результатов на региональном уровне.

6.2.2. Выбор тяжелых металлов и определение модельных концентраций

В данном исследовании были учтены высокие уровни загрязнения мышьяком (As) и кадмием (Cd) в грунтах исследуемого региона, обусловленные устойчивым воздействием сельскохозяйственной и промышленной деятельности на данной территории. Хотя свинец (Pb) не был определен как фактор высокого уровня загрязнения в предварительном анализе, его накопление вследствие исторического использования пестицидов и атмосферного осаждения представляет потенциальную угрозу для экосистемы. В связи с этим в качестве основных загрязнителей для исследования были выбраны As, Cd и Pb.

Для оценки их воздействия были установлены градиенты концентраций, охватывающие как одиночное, так и смешанное загрязнение. Градиентное увеличение концентраций одиночных загрязнителей позволило количественно оценить их индивидуальное влияние, определить токсичность и экологические пороговые значения. Однако реальная среда загрязнения включает многокомпонентные смеси, где взаимодействия загрязнителей могут вызывать синергетические, антагонистические или аддитивные эффекты. Поэтому эксперимент также охватывал комбинированное загрязнение, позволяя выявить совместную физиологическую реакцию растений и раскрыть сложные механизмы взаимодействия металлов.

В данном эксперименте концентрации одиночных загрязнителей Cd, Pb и As были выбраны с учетом их фонового содержания в грунтах исследуемого региона (0,28; 50,22 и 14,81 мг·кг⁻¹

соответственно), а также экологических пороговых значений токсичности, основанных на предыдущих исследованиях и нормативных документах. Согласно стандарту GB 15618—2018 (для pH > 7,5), низкие пороговые уровни загрязнения для Cd, As и Pb составляют 0,60–4,0; 25–100; 170–1000 мг·кг⁻¹ соответственно. В экологических стандартах для сельскохозяйственных угодий (НД 332-2006) и пищевых продуктов предельные концентрации для различных культур различаются: для «зеленых продуктов» Cd — 0,4 мг·кг⁻¹, As — 20 мг·кг⁻¹, Pb — 50 мг·кг⁻¹; для рапса — 0,6:20:350 мг·кг⁻¹; для сорго — 0,45:15:225 мг·кг⁻¹; для пшеницы — 0,36:21:99 мг·кг⁻¹; для сои — 0,6:25:350 мг·кг⁻¹.

Исходя из этих нормативов, начальные концентрации загрязнителей были установлены на уровне, близком к порогам низкого загрязнения, что позволило выявить физиологические реакции растений при низких концентрациях. Cd в концентрации ниже 20 мг·кг⁻¹ обычно не оказывает заметного влияния, тогда как As уже при 20 мг·кг⁻¹ значительно подавляет рост корневой системы (Dalin и др., 2011). Влияние As на прорастание сорго становится заметным при 50 мг·кг⁻¹. Исследования Pb показали, что при 500 мг·кг⁻¹ у пшеницы снижается биомасса, у риса наблюдается падение урожайности при 300 мг·кг⁻¹, а у рапса подавление роста отмечается при концентрации выше 400 мг·кг⁻¹ (Yang и др., 2021).

С учетом этих данных концентрации одиночных загрязнителей были установлены следующим образом: Cd — 1, 2, 5, 10, 20 мг·кг⁻¹; Pb — 100, 200, 500, 1000, 2000 мг·кг⁻¹; As — 20, 50, 100, 200, 500 мг·кг⁻¹. Методика увеличения концентрации в 1, 2 и 5 раз обеспечила последовательность изменений, позволяя детально проследить дозозависимые реакции растений. Кроме того, исследование охватывало комбинированное загрязнение Cd и As для анализа их комплексного воздействия на рост растений.

Для смешанного загрязнения концентрации были выбраны на основе градиента концентраций одиночных загрязнителей. В эксперименте использовались комбинации Cd + Pb, Cd + As, Pb + As и Cd + Pb + As с систематическим увеличением концентраций, чтобы точно наблюдать совокупное влияние этих загрязнителей на рост растений в различных сочетаниях. Например, для низкоуровневых загрязнений комбинация Cd+Pb+As составила 1-100-20 мг·кг⁻¹ для оценки начальных физиологических реакций растений, в то время как для высокого уровня загрязнений была выбрана комбинация 20-2000-500 мг·кг⁻¹, чтобы изучить пределы устойчивости растений в условиях высоких нагрузок по загрязнению выбранными тяжелыми металлами. Концентрации тяжёлых металлов при одиночном и смешанном загрязнении представлены в таблице 6.3.

Таблица 6.3

Концентрационные градиенты для одиночного и смешанного загрязнения тяжелыми металлами ($\text{мг}\cdot\text{кг}^{-1}$)

Загрязнитель	Cd	Pb	As	Cd+Pb	Cd+As	Pb+As	Cd+Pb+As
1	1	100	20	1-100	1-20	100-20	1-100-20
2	2	200	50	2-200	1-50	200-50	2-200-50
3	5	500	100	5-500	5-500	500-100	5-500-100
4	10	1000	200	10-1000	10-1000	1000-200	10-1000-200
5	20	2000	500	20-2000	20-2000	2000-500	20-2000-500

6.3. Подготовка образцов и установка экспериментальных условий

Для обеспечения точности и воспроизводимости эксперимента была проведена предварительная обработка и смешивание классифицированных образцов красноцветных грунтов. Все образцы представляют собой предварительно измельчённые и просеянные мелкие частицы грунта (размер частиц менее 0,01 мм). Сначала для удаления оставшейся влаги образцы были помещены в сушильный шкаф при температуре +105°C на 24 часа, чтобы полностью удалить гигроскопическую влагу перед дальнейшими экспериментальными процедурами.

После завершения процесса сушки мы смешали исходные образцы из разных точек отбора в соотношении 1:1 по массе. Для смешивания использовалась механическая мешалка, чтобы обеспечить полное объединение образцов как на макро-, так и на микроуровне, что позволило достичь однородности и сравнимости образцов в ходе эксперимента. Таким образом, мы получили окончательные контрольные образцы элювии -K_{1c} (группа с высоким содержанием карбоната кальция) и элювии -J_{3p}, J_{3s}, J_{2s} (группа с низким содержанием карбоната кальция) (рис. 6.2а).

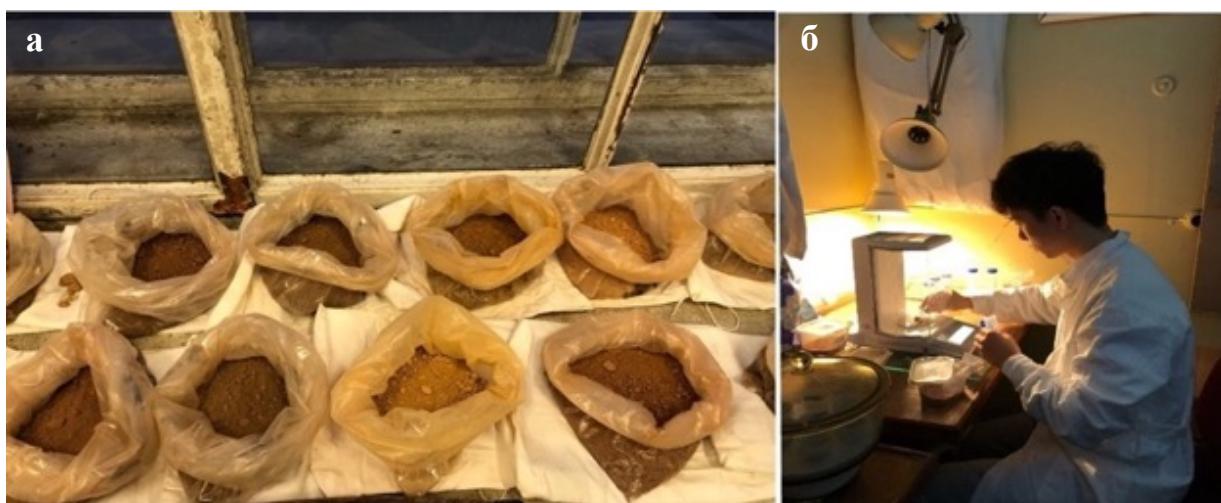


Рисунок 6.2. Подготовка экспериментальных образцов грунта: а – образцы элювии -K_{1c} и элювии -J_{3p}, J_{3s}, J_{2s}, перед обработкой и смешиванием; б – подготовка проб грунта после тщательного смешивания и проведение анализа по содержанию карбоната кальция(на фото Пэн Ичжоу)

Для проверки однородности образцов после гомогенизации, случайным образом были отобраны по десять проб из разных мест каждого типа образцов и повторно проверено содержание карбоната кальция, чтобы убедиться, что различия в содержании между образцами одного типа не превышают 5% (теоретическое содержание карбоната кальция в элювии -K_{1c} составляет 29,21%, а в элювии -J_{3p}, J_{3s}, J_{2s} — 5,31%), что подтверждает репрезентативность и однородность образцов. Результаты проверки приведены в таблице 6.4.

Таблица 6.4.

Результаты выборочной проверки содержания карбоната кальция (CaCO₃) (%) в контролльном грунте (10 раз)

Тип грунта	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Элювий K _{1c}	28.47	29.98	30.12	28.62	29.88	30.03	27.81	30.56	29.13	30.21
Элювий J _{3p} -J _{3s} -J _{2s}	5.15	5.45	5.23	5.62	5.1	5.35	5.27	5.39	4.92	5.56

Грунт является основным рецептором загрязнения тяжёлыми металлами, и его адсорбционная способность определяется pH, содержанием органического вещества и глинистых минералов. Металлы, взаимодействуя с грунтовыми частицами, фиксируются через электростатическое притяжение, химическое комплексование и осаждение, однако в специфических условиях (кислотность, дожди) возможна десорбция, приводящая к вторичному загрязнению окружающей среды.

В исследовании использованы свинец (Pb), кадмий (Cd) и мышьяк (As). Для приготовления маточных растворов применяли Pb (NO₃)₂, Cd(NO₃)₂·4H₂O и Na₂HAsO₄·H₂O высокой чистоты, что обеспечивало точность концентраций и воспроизводимость эксперимента. Концентрации маточных растворов составляли: Pb — 200 мг/мл, Cd — 2 мг/мл, As — 50 мг/мл. В зависимости от целевых концентраций в грунте, для каждого металла рассчитывался соответствующий объём раствора (теоретические значения расчета соотношения растворов — в приложении Г, таблице Г.1). Используемая формула расчёта, следующая:

$$V = \frac{C_{\text{цель}} \times m_{\text{грунт}}}{C_{\text{mp}}},$$

где: C_{цель} — установленная целевая концентрация загрязнителя в грунте (мг·кг⁻¹); m_{грунт} — масса грунта в каждом контейнере (150 г); C_{mp} — концентрация исходного раствора металла (мг/мл).

После обработки загрязнённые образцы грунта были промыты несколько раз дистиллированной водой, чтобы смоделировать миграцию тяжёлых металлов в условиях дождевых осадков. Каждый раз для промывания использовался объём дистиллированной воды, эквивалентный водопоглотительной способности грунта (65 мл). Фильтрат после каждого промывания собирался, а затем в нём определялась концентрация и общая масса Pb, Cd и As с помощью ICP-MS. Для проверки достижения целевых загрязняющих концентраций вычислялся

общий объём тяжёлых металлов в фильтрате, который затем сравнивался с теоретически добавленным количеством тяжёлых металлов в грунт. Теоретическое добавление основывалось на произведении целевой концентрации загрязняющего вещества и массы грунта, согласно следующей формуле:

$$\text{Теоретическая общая масса} = C_{\text{цель}} \times m_{\text{грунт}},$$

Следующим шагом было накопление общего объёма тяжёлых металлов в фильтрате, полученного после многократных промываний, что позволяло вычислить накопленную массу тяжёлых металлов в фильтрате:

$$\text{Накопленная общая масса фильтрата} = \sum_{i=1}^n (C_{\text{фильтрат},i} \times V_{\text{фильтрат},i}),$$

Разница между накопленной массой тяжёлых металлов в фильтрате и теоретической общей массой указывает на количество тяжёлых металлов, фактически адсорбированных грунтом:

$$\begin{aligned} \text{Общая масса адсорбированного вещества} &= \text{Теоретическая общая масса} - \text{Накопленная общая} \\ &\quad \text{масса фильтрата}, \end{aligned}$$

Коэффициент адсорбции отражает способность грунта к фиксированию тяжёлых металлов, и вычисляется по следующей формуле:

$$R_{\text{адсорбция}} = \frac{\text{"Общая масса адсорбированного вещества}}{\text{Теоретическая общая масса}} \times 100\%,$$

Если общий объём тяжёлых металлов в фильтрате близок к теоретическому значению, это свидетельствует о низкой адсорбционной способности грунта, что означает, что загрязнители остаются преимущественно в растворённой форме и не фиксируются на частицах грунта, приводя к недостижению целевой концентрации. Напротив, если содержание тяжёлых металлов в фильтрате значительно ниже теоретической величины, это указывает на высокую адсорбционную способность грунта, при которой большая часть загрязнителей переходит в твёрдую фазу, приближая концентрацию к целевым значениям. Дополнительно анализ изменений концентрации металлов в фильтрате во время промываний позволяет оценить динамику адсорбции и десорбции. Постепенное снижение и стабилизация концентрации указывают на достижение адсорбционного равновесия и эффективную фиксацию металлов в грунте, тогда как высокая или возрастающая концентрация свидетельствует о десорбции и риске миграции загрязнителей (Анализ фильтрата — в приложении Г, таблице Г.2; методика — рис. 6.3).

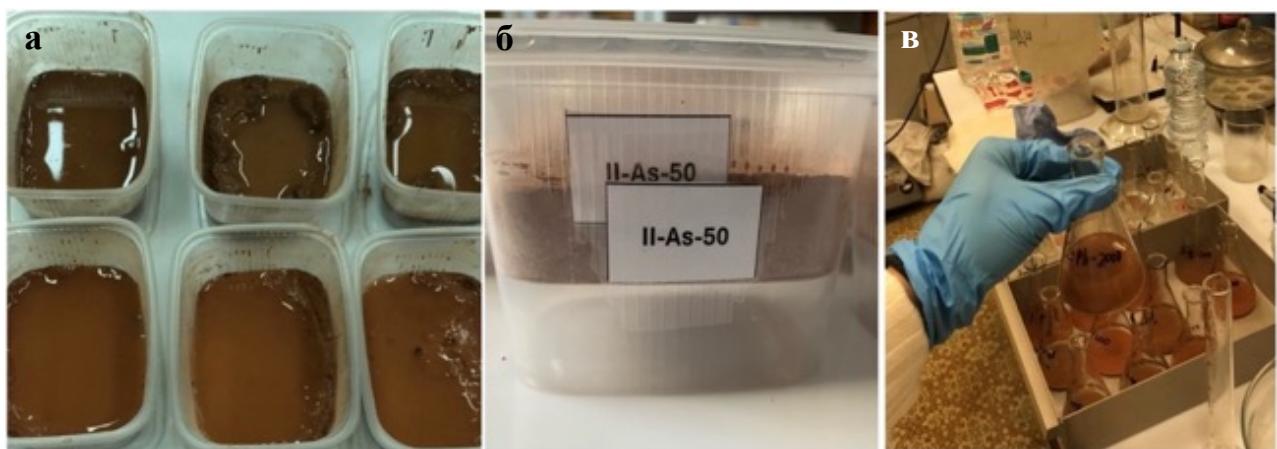


Рисунок 6.3. Схема работы по загрязнению грунта в лабораторных условиях: а – образцы, смешанные с раствором тяжёлых металлов; б – элювий J_{3p} - J_{3s} - J_{2s} , загрязнённый As, готовый к промыванию; в – работа по анализу фильтратов (фото-Пэн Ичжоу)

Метод подготовки грунта для эксперимента с многокомпонентным загрязнением тяжёлыми металлами заключался в добавлении металлов в грунт в соотношении 1:1 по массе, при этом концентрации металлов соответствовали тем, что использовались в одиночных экспериментах. Эксперимент включал три бинарных смешанных состава ($Cd+Pb$, $Cd+As$, $Pb+As$) и один трехкомпонентный состав ($Cd+Pb+As$). Конфигурация концентраций и шаги для проверки целевых концентраций для каждого состава совпадали с процедурами, использованными в экспериментах с одиночными металлами. Методы и операции были аналогичны ранее описанным, поэтому здесь не повторяются.

Процесс фитотестиования, включая выбор семян, установку экспериментальных условий и измерение данных, был подробно описан в главе 5 (см. пп. 5.1 и 5.2). В данном разделе кратко изложены ключевые этапы и их связь с задачами эксперимента. В качестве тестируемых растений выбраны рапс (*Brassica napus*) и сорго (*Sorghum bicolor*), исходя из их чувствительности и адаптивности к загрязнению тяжёлыми металлами (см. раздел 5.1.2). Использованы сорта “川糯梁 2” (сорго) и “川油 45” (рапс), рекомендованные для выращивания в Сычуаньской впадине в 2023 году. Семена, прошедшие контроль качества и УФ-обработку, предоставлены Управлением по семеноводству Чэнду.

Эксперимент проводился в контролируемых лабораторных условиях. В качестве экспериментальных единиц использовались прозрачные планшеты ($17,5 \times 16,0 \times 0,7$ см, “Европолитест”, Россия), по три повторности на вариант загрязнения. Контрольная группа включала грунты с высоким и низким содержанием карбоната кальция, а экспериментальные образцы содержали тяжёлые металлы (Pb , Cd , As) в различных комбинациях (Pb , Cd , As , $Pb+Cd$, $Cd+As$, $Pb+As$, $Pb+Cd+As$) (рис. 6.4).

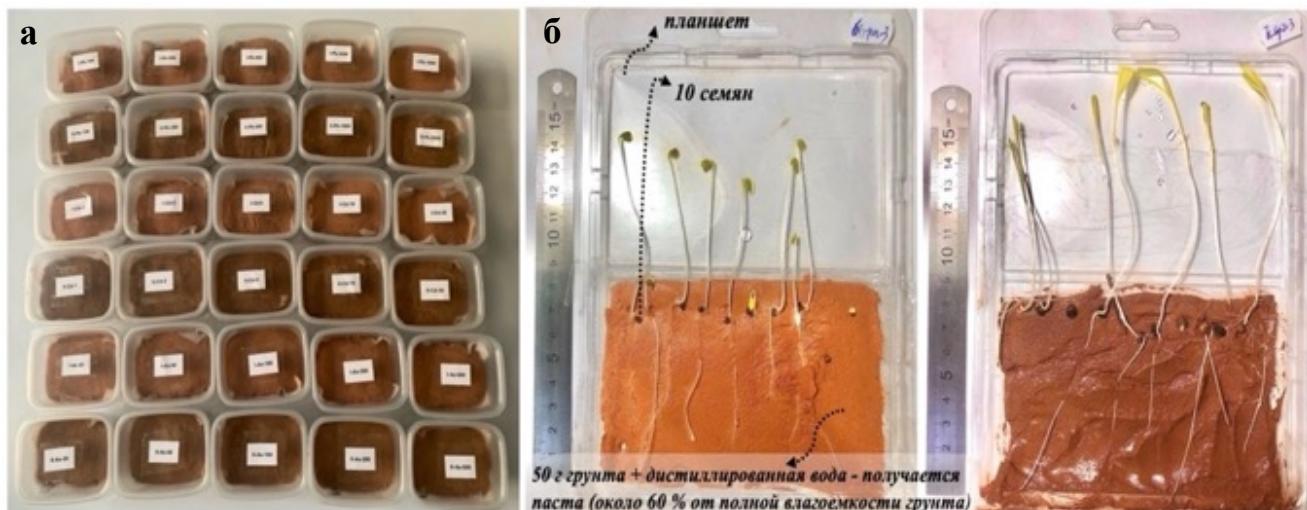


Рисунок 6.4. Экспериментальные грунты после загрязнения: а – экспериментальные грунты с загрязнением отдельными металлами (Cd , Pb , As); б – Рапс, растущий в условиях $2 \text{ мг} \cdot \text{кг}^{-1} \text{ Cd}$ (слева, в элювии $-\text{J}_{1\text{c}}$), и сорго (справа, в элювии $-\text{J}_{3\text{p}}, \text{J}_{3\text{s}}, \text{J}_{2\text{s}}$) (фото-Пэн Ичжоу)

Для обеспечения стабильности роста растений влажность грунта поддерживалась на уровне 60% от общей влагоемкости, а её колебания не превышали $\pm 2\%$. В каждую экспериментальную единицу вносили 80 г высушенного грунта, добавляли 48–52 мл дистиллированной воды. Семена высевали в центре планшетов (по 10 на единицу), после чего накрывали крышкой и выдерживали 24 часа в горизонтальном положении, затем располагали вертикально на 96 часов. Эксперимент проводился при температуре $25^\circ\text{C} \pm 2^\circ\text{C}$ и влажности 60%–70% в темноте. Всходость оценивалась по стандартному критерию: длина корня ≥ 1 см. Длина ростков и корней измерялась с помощью программы SmartRoot. Для точности измерений проростки извлекались, очищались, фотографировались на стандартизированной фотопанели, после чего изображения анализировались в программе.

6.4. Статистическая обработка результатов фитотестиования

Для обеспечения научной обоснованности и точности данных в данном исследовании проведена систематическая проверка и корректировка выбросов на основе данных о росте ростков и корней. Поскольку эксперимент проводился в стандартизованных условиях, а реакция роста растений зависела от градиента концентраций загрязнителей, данные должны соответствовать нормальному распределению. Для проверки этой гипотезы применялся тест Шапиро-Уилка (Shapiro-Wilk test).

Выбросы в данных, прошедших тест на нормальность, корректировались методом интерквартильного размаха (Interquartile Range, IQR), где значения, выходящие за границы IQR, заменялись на предельные значения, минимизируя влияние экстремальных точек. Однако в данных с высокой концентрацией As ($500 \text{ мг} \cdot \text{кг}^{-1}$) и при смешанном загрязнении нормальность нарушалась, что могло быть обусловлено либо значительными физиологическими изменениями

растений под воздействием загрязнителей, либо сниженной всхожестью, приводящей к высокой дисперсии из-за малого размера выборки.

Для таких данных использовался метод устойчивого Z-оценивания (Robust Z-Score) на основе медианы абсолютных отклонений (Median Absolute Deviation, MAD), что позволило определить выбросы без учета среднего и стандартного отклонения, обеспечивая устойчивость к перекосам. Критерием выбросов было $|Z_{robust}| > 2,5$, а отклоняющиеся значения заменялись медианой группы, что сохраняло общую структуру данных и снижало их влияние на результаты.

Оценка скорректированных данных проводилась с использованием одновыборочного t-теста (One-Sample t-Test), где р-значение $<0,05$ свидетельствовало о значимой разнице средних значений, что подтверждало надёжность данных. В случаях отсутствия значимости анализировались возможные причины, такие как малая выборка или высокая внутренняя дисперсия. Дополнительно применялись описательные статистические методы (среднее, медиана, асимметрия, эксцесс) и непараметрические тесты для уточнения интерпретации. Данные, не показавшие статистической значимости, не рассматривались как невалидные, а их значение оценивалось в контексте практической значимости эксперимента.

6.5. Методы оценки пороговых уровней для одиночного загрязнения тяжелыми металлами

В данном исследовании, сосредоточенном на реакции роста корней и ростков рапса и сорго в условиях одиночного загрязнения тяжелыми металлами (Cd, Pb, As), задача заключается в определении пороговых уровней, чтобы оценить как эти загрязнители влияют на стимуляцию и подавление роста растений. Методология исследования основывается на теоретической базе экологической токсикологии, с применением научно обоснованных индикаторов и методов расчетов для комплексной оценки воздействия загрязняющих веществ на рост растений.

6.5.1. Выбор индикаторов для оценки пороговых уровней

В экотоксикологических исследованиях часто используют такие индикаторы пороговых уровней, как концентрация без наблюдаемого эффекта (NOEC), минимальная наблюдаемая концентрация эффекта (LOEC), концентрация, вызывающая эффект на 50% (EC₅₀) и концентрация, вызывающая подавление на 50% (IC₅₀). Эти индикаторы различными способами количественно определяют токсические эффекты воздействия загрязняющих веществ на живые организмы. Например, NOEC и LOEC часто используются для описания воздействия загрязнителей в низких концентрациях, но из-за их зависимости от дискретных градаций концентраций они не обладают высокой точностью, особенно при оценке непрерывных эффектов.

В отличие от этого, EC₅₀ и IC₅₀ могут количественно оценить силу эффекта загрязнителей и широко используются для исследования различных дозо-эффектных отношений(Iovine и др., 2024). EC₅₀ и IC₅₀ могут одновременно оценивать как стимулирующий, так и подавляющий эффекты загрязняющих веществ, точно отражая особенности действия различных тяжелых металлов; расчет пороговых концентраций с использованием этих значений позволяет количественно оценить как положительное, так и отрицательное воздействие загрязнителей на растения, предоставляя надежные данные для последующего моделирования и прогнозирования эффектов; в дополнение, в градиентных экспериментах EC₅₀ и IC₅₀ способны точно уловить ключевые особенности кривых эффекта, что облегчает дальнейший анализ.

Основываясь на литературных данных и результатах собственного экспериментального исследования, можно предположить, что в заданном диапазоне концентраций Cd может оказывать стимулирующее воздействие на рост растений (Luan и др., 2018; Huang, 2017) , в то время как Pb и As могут подавлять рост (Piršelová и др., 2015; Cao и др., 2009) . Исходя из этого, в данном исследовании был выбран EC₁₅₀ (эффективная концентрация 150), который используется для оценки пороговой концентрации для стимулирующего эффекта Cd, что соответствует концентрации загрязнителя, при которой эффект роста достигает 150% от контрольной группы. IC₅₀ (подавляющая концентрация 50) выбран для оценки пороговой концентрации для Pb и As, что соответствует концентрации загрязнителя, при которой эффект роста снижается до 50% от контрольной группы.

6.5.2. Методы расчета пороговых уровней для одиночных загрязнителей

В экотоксикологических исследованиях применяются различные методы расчета пороговых концентраций, включая линейную интерполяцию, метод накопленной вероятности, анализ Пробита и регрессионный анализ. Линейная интерполяция проста в применении, но требует, чтобы данные следовали линейной зависимости, что может привести к недостаточной точности. Метод накопленной вероятности определяет пороговые концентрации, рассчитывая накопленные распределения эффектов, и подходит для ситуаций с относительно равномерным распределением данных, но он чувствителен к крайним значениям. Анализ Пробита опирается на предположение о нормальном распределении и подходит для больших выборок, но его применение для асимметричных данных ограничено. Традиционный регрессионный анализ может подходить для построения дозо-эффектных кривых, но может иметь ограничения при обработке сложных нелинейных отношений.

Таким образом, на основе всестороннего анализа и оценки вышеуказанных традиционных методов в настоящем исследовании были внедрены современные и более гибкие подходы к построению дозо-эффектных кривых, включая: метод спирмена—Кербера с усечением (TSK),

логистическую регрессию с переменной наклонной (VSL), локально взвешенную регрессию (LOESS), сплайн-регрессию (Splines), а также обобщённую аддитивную модель (GAM). Эти методы обладают более высокой способностью адаптироваться к сложным нелинейным реакциям и обеспечивают более точное моделирование дозо-эффектных зависимостей растений на воздействие тяжёлых металлов, особенно в условиях значительных колебаний данных или асимметричного распределения, демонстрируя повышенную гибкость и надёжность при интерпретации экспериментальных результатов.

Выбор предварительных моделей

Метод TSK обладает высокой устойчивостью к выбросам и подходит для малых выборок. Логистическая регрессия с переменной наклонной эффективно описывает сложные нелинейные зависимости. Метод LOESS обеспечивает локальное сглаживание, а сплайн-регрессия адаптируется к сложным данным. GAM сочетает сглаживающие функции, предоставляя гибкость для описания нелинейных структур (рис 6.5).

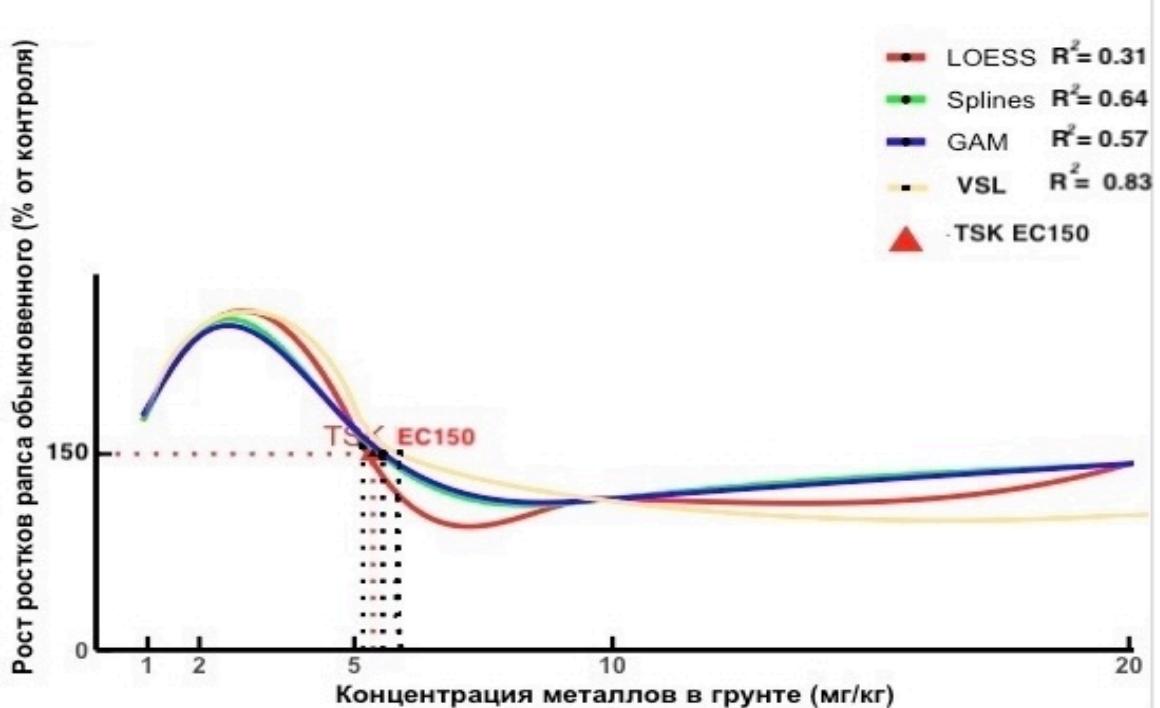


Рисунок 6.5. Предварительные результаты «подгонки» различных моделей для роста ростков рапса в элювиях K_{1c} , загрязненном Cd (LOESS - локально взвешенная регрессия на основе сглаживания. Splines - регрессия на основе сглаживающих сплайнов. GAM - обобщённая аддитивная модель. VSL - логистическая регрессия с переменным коэффициентом наклона. TSK спирмена—Кербера с усечением)

Для расчёта EC₁₅₀ и IC₅₀ основным методом выбран TSK благодаря его надёжности при анализе малых выборок. Дополнительно использованы VSL, LOESS, Splines и GAM для проверки точности расчётов. Результаты показали, что TSK демонстрирует высокую согласованность с другими методами, однако LOESS, Splines и GAM уступают по точности подбора кривых,

особенно при значительных колебаниях данных. В частности, при моделировании роста рапса в загрязнённом грунте с Cd пороговые значения, полученные разными методами, совпадали, но LOESS, Splines и GAM оказались менее точными ($R < 0,8$), особенно в хвостовых частях кривых, что снижает их применимость.

Основное различие объясняется тем, что непараметрические методы (LOESS, Splines и GAM) подстраиваются под локальные вариации данных, тогда как TSK и логистическая регрессия ориентированы на выявление глобальных дозо-эффектных зависимостей, обеспечивая более стабильное определение пороговых концентраций. На основании сравнительного анализа выбраны TSK и логистическая регрессия как основные методы для расчёта пороговых значений.

Окончательная подгонка модели

Метод усечённого Спирмена-Карбера (TSK), несмотря на свою устойчивость к выбросам и эффективность при анализе малых выборок, имеет ограничения в точном отслеживании локальных нелинейных зависимостей, что снижает его способность фиксировать сложные трансформации эффектов. В связи с этим для повышения точности подгонки дозо-эффектных кривых в исследовании применена модель логистической регрессии с переменным углом наклона (VSL), обладающая гибкими нелинейными параметрами, что позволяет адаптироваться к различным формам дозо-эффектных зависимостей (Bang и др., 2002; Lyu и др., 2023). Эта модель не только точно описывает переходные процессы между стимулирующим и ингибирующим эффектами, но и эффективно разделяет концентрационные диапазоны, обеспечивая высокую точность анализа сложных изменений роста растений, в частности стимуляции Cd и её последующего ослабления (Gadagkar & Call, 2015; Gutjahr & Bornkamp, 2015).

В ходе окончательных расчётов пороговых значений концентрации систематически сравнивались результаты, полученные методами TSK и VSL, для оценки их согласованности. Если расхождение между методами составляло менее 10%, результаты считались высокоточным. При превышении этого порога пороговые значения, рассчитанные методом TSK, использовались в качестве начальных параметров для повторной подгонки логистической регрессией, что позволяло оптимизировать кривую концентрация-эффект. Такая стратегия обеспечила высокую точность и научную обоснованность расчётов.

Дополнительно был проведён анализ подгонки для разных концентрационных диапазонов. В исследованиях стимулирующего эффекта Cd процесс подгонки разделялся на три участка: стимуляции, ослабления стимуляции и подавления, что позволило зафиксировать все стадии воздействия. В случае ингибирующего действия Pb и As использовалась S-образная кривая, обеспечивающая надёжность результатов.

Таким образом, для расчёта пороговых значений концентрации одиночных загрязнителей

оптимальными методами подгонки были выбраны TSK и VSL.

Принципы и методы расчета TSK и логистической регрессии с переменным углом наклона.

Метод спирмена—Кербера с усечением (TSK) — это классический метод статистического анализа в экотоксикологии, впервые предложенный Гамильтоном и соавторами в 1977 году (Hamilton, M.1980). Он используется для оценки пороговых значений концентрации через непараметрическую статистику (например IC₅₀ или EC₁₅₀).

В конкретной реализации метода TSK, сначала данные из экспериментальной группы нормализуются до процентов по отношению к среднему эффекту в контрольной группе, используя следующую формулу:

$$Ei = \frac{R_i}{R_{control}} \times 100,$$

где Ei — это эффект для i группы, R_i — ответ группы, $R_{control}$ — средний ответ контрольной группы. Затем нормализованные данные сортируются по концентрации в группе от низкой к высокой, и регистрируются средние значения эффекта и стандартная ошибка для каждой группы.

Чтобы уменьшить влияние экстремальных значений, метод TSK использует стратегию отсечения, удаляя эффекты с наименьшими и наибольшими значениями. Этот шаг позволяет модели более точно отражать общие характеристики данных. После этого, с использованием метода накопленного эффекта, оценивается изменение эффекта между соседними дозами с помощью следующей формулы:

$$C = \frac{(E_{i+1} + E_i)}{2} \times (D_{i+1} - D_i),$$

где Ei и E_{i+1} — это эффекты для соседних доз, а D_i и D_{i+1} — соответствующие дозы. Таким образом, площадь накопленного эффекта постепенно накапливается, формируя интегральную дозо-эффектную кривую.

В конечном счете, через обратное вычисление отношения между накопленным эффектом и целевой концентрацией эффекта, метод TSK позволяет вычислить целевую концентрацию:

$$EC_x = D_{low} + \frac{(E_{target} - E_{low})}{(E_{high} - E_{low})} \times (D_{high} - D_{low}),$$

где E_{target} — это целевое значение эффекта (например, 50%), E_{target} , E_{low} — это минимальная и максимальная концентрация, соответствующие критической точке эффекта.

Логистическая регрессия с переменным углом наклона (Variable Slope Logistic Regression, VSL) является классической моделью нелинейной регрессии, основная суть которой заключается во введении параметра переменного угла наклона (slope), который позволяет гибко подгонять сложные дозо-эффектные зависимости. Эта модель была предложена для решения ограничений традиционной логистической регрессии в описании нелинейных изменений дозо-эффектных зависимостей (Gadagkar, S., & Call, G. B. 2015).

Стандартная форма модели, следующая:

$$E = E_{\min} \frac{E_{\max} - E_{\min}}{1 + \left(\frac{D}{EC_x}\right)^{-n}},$$

где E — эффект при дозе D , E_{\min} и E_{\max} — минимальный и максимальный эффекты, EC_x или IC_x — доза, вызывающая $X\%$ максимального эффекта, и n — параметр переменного угла наклона, который контролирует крутизну кривой.

Этапы применения модели логистической регрессии с переменным углом наклона заключаются в следующем.

Подготовка данных и стандартизация. Экспериментальные данные предварительно обрабатываются, эффект E стандартизируется в диапазоне от 0 до 1, и данные о дозах сортируются по возрастанию.

$$E = \frac{E_{\text{obs}} - E_{\min}}{E_{\max} - E_{\min}},$$

Оптимизация параметров и подгонка. Используется метод нелинейных наименьших квадратов для итеративной оптимизации параметров EC_x , E_{\min} , E_{\max} и n с целью минимизации ошибки между предсказанными значениями E_{pred} и наблюдаемыми E_{obs} .

$$E_{\text{pred}} = \sum_{i=1}^n (E_{\text{obs},i} - E_{\text{pred},i})^2,$$

Построение кривой и интерпретация параметров. После подгонки строится S-образная дозо-эффектная кривая, и анализируется положение EC_x или IC_x , а также крутизна кривой в переходных стадиях, контролируемая параметром n .

Когда используется значение EC_x или IC_x , полученное с помощью метода TSK, в качестве начальных значений для подгонки модели логистической регрессии с переменным углом наклона, процесс остается тем же, однако после подгонки модель генерирует новые значения EC_x или IC_x , а также обновляет оптимизированный параметр наклона n .

После завершения подгонки модели необходимо проверить её точность (например, с использованием коэффициента детерминации R^2 или распределения остатков), чтобы убедиться, что результаты подгонки соответствуют экспериментальным данным о дозо-эффектных зависимостях. Если отклонение подогнанных значений EC_{150} или IC_{50} от значений, полученных методом TSK, составляет менее определённого порога (например, 10%), то результаты считаются достоверными. В случае значительного отклонения можно повторно настроить начальные параметры модели или использовать метод сегментированной подгонки для улучшения качества подгонки модели.

6.5.3. Методы расчёта пороговых уровней для смешанных загрязнителей

Теоретические расчёты на основе модели токсических единиц (TU)

Токсическое воздействие смешанных загрязнителей, из-за их многослойной сложности и непредсказуемости, всегда являлось объектом исследования и определенным вызовом в области экологической токсикологии. Оно определяется не только индивидуальными эффектами компонентов, но и их взаимодействиями: при низких концентрациях, например Cd и Pb, возможен антагонизм, при высоких — синергизм. Это показывает, что анализ отдельных загрязнителей не отражает реальную нелинейную динамику смесей, где даже при постоянном составе изменение соотношений и концентраций приводит к различным токсическим эффектам.

На данный момент существует несколько методов оценки пороговых уровней смешанных загрязнителей, включая модель сложения концентраций (Concentration Addition, CA), модель независимого действия (Independent Action, IA), модель добавочного индекса (Additive Index Model) и модель токсичных единиц (Toxic Units, TU). Эти методы применяются для анализа токсических эффектов химических смесей, однако каждый из них имеет ограничения. Модель CA предполагает, что компоненты смеси обладают схожими механизмами действия и их токсичность можно рассчитать через сложение концентраций, но она не учитывает синергетические и антагонистические взаимодействия. Модель IA оценивает общий эффект через вероятностное сложение независимых токсичных эффектов компонентов, но её точность снижается при наличии сильных взаимодействий. Модель добавочного индекса более гибкая в оценке синергизма и антагонизма, но её применимость ограничена зависимостью от параметров модели.

В отличие от них, метод токсичных единиц (TU) является наиболее подходящим для нашего исследования благодаря своей универсальности и точности. Он нормализует концентрации компонентов относительно их эффектов, позволяя стандартизировать и сопоставлять их действие. Метод TU эффективен для оценки сложных взаимодействий без предварительных предположений о природе этих взаимодействий, что делает его особенно ценным при работе с разнородными загрязнителями. Он также демонстрирует устойчивость при высоком уровне неопределенности данных и учитывает вариабельность токсического воздействия различных компонентов, что особенно важно для сложных экологических систем.

Однако традиционная модель TU строится на линейных предположениях о сложении эффектов, что не позволяет полноценно раскрыть реальную токсичность смешанных загрязнителей (Geiger и др., 2016; Wang и др., 2021; Silva & Cerejeira, 2015). В реальных условиях токсичность тяжёлых металлов варьируется в зависимости от их взаимодействий, что делает невозможным использование исключительно линейных моделей. В связи с этим в данном исследовании была усовершенствована модель TU для более точного описания комплексного воздействия компонентов. Модифицированная формула TU представлена ниже:

$$\sum TU = \sum_{i=1}^n \operatorname{sgn}(E_i) \cdot \frac{c_i}{EC_{x,i}},$$

Где $\operatorname{sgn}(E_i)$ — символическая функция, используемая для обозначения направления эффекта

компонента (+1 указывает на стимулирующий эффект, -1 указывает на ингибирующий эффект); C_i – проектная концентрация компонента i ; ECx,i – концентрация эффекта компонента i (EC_{150} или IC_{50}); n – общее количество компонентов в смеси. Эта формула, вводя символическую функцию, различает стимулирующий и ингибирующий эффект численно, обеспечивая точное отражение совокупного влияния разных направлений эффектов в общей величине TU.

Идентификация типа взаимодействия

Определение механизмов взаимодействия на каждом концентрационном этапе при условиях множественного воздействия основывалось на анализе отклонений отклика между модифицированными значениями TU и фактическими относительными темпами роста (RGR_{obs}). Для количественной оценки расхождения между теоретическим и наблюдаемым эффектами роста сначала теоретическая относительная скорость роста (RGR_{theor}) вычислялась на основе значения TU по формуле:

$$RGR_{theor} = 1 + 0.5 \times \Sigma TU,$$

где 0,5 — коэффициент нормализации, указывающий, что при $TU = \pm 1$ теоретический отклик растения достигает $\pm 50\%$ (соответствует IC_{50} или EC_{150}). Затем наблюдаемая относительная скорость роста (RGR_{obs}) сравнивалась с теоретическим значением (RGR_{theor}), и допуск $\pm 5\%$ использовался в качестве порога толерантности для определения типа взаимодействия между смешанными загрязнителями. Конкретные критерии классификации взаимодействий следующие:

- Если $RGR_{obs} < RGR_{theor} - 0,05$, эффект считается антагонистическим при $TU > 0$ и синергетическим при $TU < 0$;
- Если $RGR_{obs} \in [RGR_{theor} \pm 0,05]$, эффект считается аддитивным (т.е. наблюдаемый отклик совпадает с теоретическим прогнозом);
- Если $RGR_{obs} > RGR_{theor} + 0,05$, эффект считается синергетическим при $TU > 0$ и антагонистическим при $TU < 0$;
- Если $TU \approx 0$ ($|TU| \leq 0,05$), состояние рассматривается как теоретическая нейтральная зона.

Если RGR_{obs} отклоняется за пределы $1 \pm 0,05$, эффект классифицируется как синергетический или антагонистический в зависимости от направления отклика.

Определение механизмов взаимодействия в полном диапазоне концентраций при множественном воздействии основывалось на положительном пороговом значении TU (например, IC_{50}), полученном путём аппроксимации скорректированных значений TU с

наблюдаемыми RGR_{obs}. Преобладающее биологическое направление эффекта определялось по общей тенденции отклика растения, в то время как рассчитанный порог TU отражал степень отклонения общего отклика от теоретической дозы, что использовалось для классификации типа взаимодействия: TU < 1 — синергизм, TU ≈ 1 — аддитивность, TU > 1 — антагонизм. По сравнению с классификацией взаимодействий на отдельных стадиях на основе отклонения TU—RGR, интегральная оценка в полном диапазоне отклика лучше учитывает немонотонные характеристики кривых отклика и повышает системность интерпретации и теоретическую ясность механизмов фитотоксичности при сценариях многофакторного загрязнения.

Выводы к главе 6

В исследовании разработан логически последовательный и методически обоснованный подход к оценке токсичности тяжёлых металлов (Cd, Pb, As) в красноцветных грунтах, основанный на интеграции свойств грунта, поэтапного фитотестирования, количественного анализа загрязнения и идентификации его источников. Полученные результаты позволили установить пороговые концентрации при одиночном и смешанном загрязнении и выявить регулирующую роль CaCO₃ во взаимодействиях металл–растение.

1. С учётом загрязнения красноцветных грунтов мышьяком (As) и кадмием (Cd), а также исторического накопления свинца (Pb), в качестве объектов исследования выбраны As, Cd и Pb. Учитывая пространственную дифференциацию содержания CaCO₃, грунты разделены на группы с высоким (Элювий K_{1c}, 29,21%) и низким (Элювий J_{3p}—J_{3s}—J_{2s}, 5,31%) его содержанием для оценки различий в токсикологическом отклике растений.

2. Проведён концентрационно-градиентный эксперимент с одиночным (As: 20–500 мг·кг⁻¹, Cd: 1–20 мг·кг⁻¹, Pb: 100–2000 мг·кг⁻¹) и смешанным загрязнением (Cd-Pb, Cd-As, Pb-As, Cd-Pb-As); для каждого загрязняющего элемента в одиночном режиме было установлено по пять уровней концентраций, а в вариантах смешанного загрязнения использовались те же концентрации, что и в одиночном режиме, с равным массовым соотношением компонентов (1:1).

3. Для условий одиночного загрязнения аппроксимация дозо-эффектных кривых осуществлялась с использованием традиционной сигмоидальной кривой (Traditional Sigmoid Curve, TSK) и логистической модели с переменным наклоном (Variable Slope Logistic, VSL). В условиях смешанного загрязнения применялась модель токсических единиц (Toxic Units, TU) для расчёта теоретических значений с последующим сравнением с экспериментальными данными относительной скорости роста (Relative Growth Rate, RGR) и последующей аппроксимацией по модели VSL для определения порогов IC₅₀ или EC₁₅₀.

Глава 7. Пороговые уровни загрязнения тяжелыми металлами (Cd, Pb и As) в красноцветных грунтах при одиночном и смешанном загрязнении для рапса (*Brassica napus L.*) и сорго (*Sorghum bicolor L.*)

Исходя из принятой схемы эксперимента и методов анализа, представленных в главе 6, в данной главе будет проведен систематический анализ откликов роста рапса (*Brassica napus L.*) и сорго (*Sorghum bicolor L.*) на загрязнение тяжелыми металлами (Cd, As, Pb) в красноцветных грунтах при условиях одиночного и смешанного загрязнения. На основе количественной оценки пороговых уровней (EC_{150} , IC_{50}) будут проанализированы токсические характеристики одиночного и смешанного загрязнения, выявлены возможные эффекты синергизма, антагонизма или аддитивные эффекты, а также углубленно рассмотрены соответствующие механизмы их действия.

7.1. Точность моделей и их различия

7.1.1. Точность прогностических моделей при одиночном загрязнении Cd, Pb и As

В данном исследовании для анализа дозо-эффектных зависимостей одиночных загрязнителей Cd, Pb и As на рапс и сорго в элювиях K_{1c} ($CaCO_3 \sim 29\%$) и элювиях J3p–J3s–J2s ($CaCO_3 \sim 5\%$) использованы логистическая регрессия и метод моделирования TSK для определения пороговых концентраций. Сравнение параметров аппроксимации и доверительных интервалов позволило оценить точность и применимость моделей. Рассчитанные пороговые значения представлены в таблицах 7.1 и 7.2.

Обе модели показали высокую точность ($R^2 > 0,8$), что подтверждает адекватность аппроксимации. Для различий в результатах моделей, когда загрязнителями являются Pb или As, разница в пороговых уровнях концентрации между логистической регрессией и методом TSK увеличивается до 6,35–12,81%. В этих случаях параметры аппроксимации IC_{50} , полученные с помощью логистической регрессии, оказываются выше, чем у метода TSK. Предположительно, причиной этой погрешности является высокая токсичность Pb и As при высоких концентрациях. По мере увеличения концентрации Pb и As до высоких значений, биологический эффект проявляется в виде высоко-нелинейных и затухающих подавляющих характеристик.

Таблица 7.1

Пороговые уровни для рапса и сорго при однокомпонентном загрязнении Cd, Pb и As в элювиях K_{1c} (CaCO₃~29%), мг·кг⁻¹

Тип загрязнения	Орган растения	Рапс (<i>Brassica napus</i>)							Сорго (<i>Sorghum bicolor</i>)								
		Логит-регрессия			TSK			Разница	Логит-регрессия			TSK			Разница		
		EC ₁₅₀ / IC ₅₀	ДИ	R ²	EC ₁₅₀ / IC ₅₀	ДИ	R ²		IC ₅₀	ДИ	R ²	IC ₅₀	ДИ	R ²			
Cd	Росток	13.47*	10.31 до 19.63	0.83	14.21*	9.80 до 20.15	0.89	5.21	В указанном диапазоне эффекты не наблюдались, EC ₁₅₀ и IC ₅₀ не рассчитаны.								
		18.08*	13.84 до 26.34		16.95*	12.50 до 24.90	0.86	6.67									
	Корень	4.45*	3.41 до 6.49	0.94	4.32*	2.95 до 7.40	0.91	3.01									
		12.32*	9.43 до 17.95		11.85*	8.80 до 16.75	0.94	3.97									
Pb	Росток	1111.39	896.2 до 1417	0.93	1085.43	850 до 1450	0.88	2.39	1411	1269 до 1618	0.97	1301.49	1290 до 1700	0.85	8.41		
	Корень	460.10	386.6 до 549.7	0.95	432.61	375 до 565	0.90	6.35	770	571.7 до 972	0.92	733.17	550 до 990	0.89	5.02		
As	Росток	177.13	143.9 до 223.3	0.97	193.27	140 до 250	0.80	8.35	386	252.4 до 415.5	0.89	351.26	260 до 480	0.82	9.89		
	Корень	125.32	102.7 до 156.0	0.90	114.33	85 до 170	0.78	9.61	182	155.3 до 198.5	0.94	166.39	140 до 220	0.75	9.38		

ДИ – доверительный интервал * – для заданной концентрации рассчитан EC₁₅₀, отражающий стимулирующий эффект.

Таблица 7.2

Пороговые уровни для рапса и сорго при однокомпонентном загрязнении Cd, Pb и As в элювиях J_{3p}-J_{3s}-J_{2s} (CaCO₃ ~5%), мг·кг⁻¹

Тип загрязнения	Орган растения	Рапс (<i>Brassica napus</i>)							Сорго (<i>Sorghum bicolor</i>)							
		Логит-регрессия			TSK			разн ица	Логит-регрессия			TSK			разн ица	
		EC ₁₅₀ / IC ₅₀	ДИ	R ²	EC ₁₅₀ / IC ₅	ДИ	R ²		IC ₅₀	ДИ	R ²	IC ₅₀	ДИ	R ²		
Cd	Росток	6.75*	5.18 до 9.76	0.95	7.12*	5.50 до 10.20	0.88	4.93	В указанном диапазоне эффекты не наблюдались, EC ₁₅₀ и IC ₅₀ не рассчитаны.							
		15.47*	11.52 до 21.68		14.83*	10.80 до 22.00	0.85	4.53								
	Корень	1.52*	1.17 до 2.20	0.95	1.45*	1.10 до 2.30	0.9	4.83								
		10.02*	7.69 до 14.48		9.81*	7.50 до 14.80	0.89	2.24								
	Росток	841.43	715.6 до 902.2	0.92	772.37	690 до 910	0.88	8.94	779.12	597.2 до 1022	0.92	717.04	580 до 1050	0.84	8.64	
	Корень	299.27	265.4 до 335.2	0.97	271.18	250 до 360	0.92	10.36	442.37	330.5 до 568.8	0.98	421.34	320 до 610	0.87	4.90	
As	Росток	115.37	87.99 до 140.1	0.91	104.22	85 до 155	0.78	10.70	218.25	146.5 до 270.2	0.92	193.26	150 до 290	0.72	12.80	
	Корень	82.04	71.58 до 93.71	0.95	73.32	65 до 100	0.8	11.89	134.16	80.09 до 202.3	0.95	121.38	75 до 220	0.71	10.40	

ДИ: Доверительный интервал *: для заданной концентрации рассчитан EC₁₅₀, отражающий стимулирующий эффект.

С точки зрения модели и её теоретических оснований, данное явление можно объяснить особенностями логистической регрессии, основанной на параметрической S-образной дозо-эффектной кривой. Такая кривая отличается плавной и непрерывной формой, которая слабо реагирует на резкие снижения биологического отклика при высоких концентрациях загрязнителей. Это приводит к смещению определяемого значения IC_{50} в сторону более высоких концентраций по сравнению с фактическим физиологическим порогом. Это поведение стабильно на низких и средних концентрациях, но на стадии резкого роста концентрации или при наличии данных о высоких концентрациях с высокой токсичностью модель логистической регрессии не может быстро обнаружить резкие изменения эффектов, что проявляется в «медленном» отклике кривой. Тем не менее, эта разница остается в пределах статистической приемлемости и не выходит за пределы установленных доверительных интервалов при построении моделей, не приводят к значительным отклонениям от фактических градиентов эффекта.

7.1.2. Точность прогнозных моделей роста растений при смешанном загрязнении Cd, Pb и As

Количественное сопоставление токсических единиц (Toxic Unit, TU) и экспериментальных эффектов

В рамках предыдущих исследований уже были проверены результаты подгонки кривых доз-эффектов и расчет порогов для одиночных загрязнителей (Cd, Pb и As) с использованием моделей TSK и логистической регрессии с переменной наклонной кривой. Результаты подтвердили, что этот метод имеет высокую точность и надежность для оценки токсических порогов для рапса и сорго в условиях одиночного загрязнения. На основе этого концентрационные пороги одиночных загрязнителей были преобразованы в безразмерные значения TU с помощью формулы корректировки TU. Затем концентрации различных загрязнителей были внесены в модель логистической регрессии с переменной наклонной кривой для подгонки, что позволило получить порог IC_{50} для ситуации смешанного загрязнения и соответствующие доверительные интервалы. Концентрации загрязнителей и их экспериментальные результаты после корректировки по формуле TU представлены в таблицах 7.3 и 7.4.

В таблицах 7.3 и 7.4 результатов видно, что в данном исследовании, основываясь на теории расчета с использованием метода токсической единицы (Toxic Unit, TU), когда эффекты компонентов смеси накапливаются линейным образом и достигают $TU = 1$ или -1 , это может считаться критической точкой для проявления явного стимулирующего эффекта EC_{150} или подавляющего эффекта IC_{50} . В рамках этого исследования различные смеси тяжелых металлов, в

пределах установленных концентрационных диапазонов, при увеличении концентрации демонстрируют явное снижение общего значения TU, которое становится меньше 0, а в некоторых случаях значительно ниже -1. Согласно ранее определенным критериям ($TU < 0$ означает преобладание подавляющего действия), это указывает на то, что при различных условиях смешанных загрязнителей, смесь тяжелых металлов оказывает подавляющее воздействие на рост растений, таких как рапс и сорго. Этот вывод соответствует результатам эксперимента, так как при большинстве концентрационных условий, соотношение роста ростков и корней (относительно контрольной группы) значительно уменьшается.

Таблица 7.3

Сравнение теоретических значений TU и экспериментальных данных роста растений при смешанном загрязнении Cd, Pb и As в элювиях K_{1c} (CaCO₃ ~29%)

Тип загрязнения	Заданная концентрация (мг·кг ⁻¹)	Рапс (<i>Brassica napus</i>)				Сорго (<i>Sorghum bicolor</i>)			
		Росток		Корень		Росток		Корень	
		Расчёт TU	Эксперимент (%)	Расчёт TU	Эксперимент (%)	Расчёт TU	Эксперимент (%)	Расчёт TU	Эксперимент (%)
Cd-Pb	1-100	-0.02	100.7 1	0.01	83.71	-0.07	100.76	-0.13	75.64
	2-200	-0.03	95.52	0.01	82.52	-0.14	93.46	-0.26	68.35
	5-500	-0.08	90.57	0.04	73.57	-0.35	77.87	-0.65	60.47
	10-1000	-0.16	85.10	-1.36	65.10	-0.71	58.68	-1.3	43.28
	20-2000	-0.69	70.44	-2.72	34.94	-1.42	40.23	-2.6	30.74
Cd-As	1-20	-0.04	92.33	0.06	87.24	-0.05	100.14	-0.11	90.01
	2-50	-0.13	85.64	0.05	90.05	-0.13	90.64	-0.27	72.18
	5-100	-0.19	73.56	0.32	92.17	-0.26	78.35	-0.55	53.84
	10-200	-0.39	66.23	-0.79	70.68	-0.52	60.27	-1.1	42.21
	20-500	-1.72	51.88	-2.38	20.83	-1.3	42.28	-2.75	26.06
Pb-As	100-20	-0.2	96.28	-0.38	83.39	-0.12	106.39	-0.24	103.69
	200-50	-0.46	93.55	-0.83	78.19	-0.27	96.01	-0.53	84.13
	500-100	-1.02	78.17	-1.89	61.71	-0.61	83.36	-1.2	66.22
	1000-200	-2.03	53.65	-3.77	35.39	-1.23	68.25	-2.4	56.73
	2000-500	-4.63	39.51	-8.35	21.13	-2.71	57.13	-5.34	31.82
Cd-As-Pb	1-20-100	-0.13	98.64	-0.15	95.28	-0.12	107.89	-0.24	98.69
	2-50-200	-0.31	93.52	-0.39	88.23	-0.27	94.12	-0.53	93.13
	5-100-500	-0.64	72.6	-0.76	65.05	-0.61	87.32	-1.2	56.22
	10-200-1000	-1.29	57.38	-1.53	37.32	-1.23	62.47	-2.4	42.73
	20-500-2000	-3.52	38.15	-6.72	29.79	-2.71	48.13	-5.34	21.82

Таблица 7.4

Сравнение теоретических значений TU и экспериментальных данных роста растений при смешанном загрязнении Cd, Pb и As в элювиях J_{3p}-J_{3s}-J_{2s} (CaCO₃ ~5%)

Тип загрязнения	Заданная концентрация (мг·кг ⁻¹)	Рапс (<i>Brassica napus</i>)				Сорго (<i>Sorghum bicolor</i>)			
		Росток		Корень		Росток		Корень	
		Расчёт TU	Эксперимент (%)	Расчёт TU	Эксперимент (%)	Расчёт TU	Эксперимент (%)	Расчёт TU	Эксперимент (%)
Cd-Pb	1-100	0.03	107.27	0.32	88.17	-0.13	87.64	-0.23	80.86
	2-200	0.06	113.32	-0.47	81.01	-0.26	70.35	-0.45	53.60
	5-500	0.15	100.76	-1.17	58.51	-0.64	55.60	-1.13	35.90
	10-1000	0.29	91.79	-2.35	32.99	-1.28	43.47	-2.26	26.47
	20-2000	-1.04	71.23	-4.69	18.08	-2.57	20.89	-4.52	12.46
Cd-As	1-20	-0.03	102.52	0.41	85.52	-0.09	98.52	-0.15	90.28
	2-50	-0.14	95.46	0.71	90.46	-0.23	81.46	-0.37	53.55
	5-100	-0.13	85.64	2.07	55.64	-0.46	57.64	-0.75	31.17
	10-200	-0.26	76.35	-1.44	30.35	-0.92	38.35	-1.49	23.65
	20-500	-3.01	32.98	-4.1	18.98	-2.29	17.98	-3.73	11.51
Pb-As	100-20	-0.29	100.85	-0.58	85.42	-0.22	92.04	-0.38	94.39
	200-50	-0.67	73.20	-1.28	61.47	-0.49	84.71	-0.83	73.19
	500-100	-1.46	64.89	-2.89	39.46	-1.1	72.21	-1.88	62.77
	1000-200	-2.93	42.30	-5.78	23.09	-2.2	58.81	-3.75	33.45
	2000-500	-6.73	24.78	-12.79	18.53	-4.86	32.73	-8.26	19.20
Cd-As-Pb	1-20-100	-0.14	102.46	0.08	83.59	-0.22	101.04	-0.38	94.04
	2-50-200	-0.38	93.2	0.4	77.87	-0.49	86.5	-0.83	74.5
	5-100-500	-0.72	86.89	-1.39	63.78	-1.1	63.75	-1.88	37.75
	10-200-1000	-1.45	42.3	-4.79	31.87	-2.2	44.8	-3.75	28.8
	20-500-2000	-5.39	20.78	-6.79	16.47	-4.86	25.26	-8.26	18.26

На основе рассчитанных TU установлено, что при одинаковом концентрационном уровне компонентов их преобразованные значения TU могут значительно различаться. Например, в условиях элювии-К_{1c} для смеси Cd-As-Pb при концентрациях 1-20-100 значения TU для ростков и корней рапса и сорго составляют -0,13(росток рапса), -0,15(корень рапса), -0,12(росток сорго) и -0,24(корень сорго) соответственно, что указывает на вариативность чувствительности как между видами растений, так и между органами. Сравнение значений TU с экспериментальными данными показало, что многокомпонентные системы (Cd-As-Pb, Cd-Pb, Cd-As, Pb-As) демонстрируют выраженные отклонения от модели простого суммирования эффектов и нелинейное поведение. Особенно при низких концентрациях смеси с участием Cd (например, Cd-Pb и Cd-As) значения TU приближаются к нулю или превышают его, что указывает на отсутствие выраженного совокупного токсического эффекта. Это может быть связано с антагонистическим или компенсаторным взаимодействием, при котором Cd частично нейтрализует угнетающее

действие As или Pb, особенно в отношении ростков и корней в низкоконцентрированных вариантах. Такие наблюдения подтверждаются экспериментальными результатами, где при наличии Cd в смесях наблюдается сравнительно высокий уровень роста растений, соответствующий теоретическим предсказаниям при TU, близких к нулю.

В условиях средних и высоких концентраций TU-значения в теоретических расчётах резко снижаются, что должно свидетельствовать о сильном токсическом эффекте (например, при 2000–500 мг·кг⁻¹ для смеси Pb-As значения TU достигают –4,63(росток рапса), –8,35(корень рапса), –2,71(росток сорго) и –5,34(корень сорго)). Однако фактические коэффициенты роста при этом составляют 39,51 %, 21,13 %, 57,13 % и 31,82 %, что не соответствует ожидаемому экстремальному подавлению. Эти расхождения указывают на возможные антагонистические взаимодействия между As и Pb, замедляющие накопление токсического действия. Подобная нелинейность и несуммарные эффекты также наблюдаются в смесях Cd-Pb, Cd-As и Cd-Pb-As, где тип взаимодействия (антагонизм, аддитивность, синергизм) динамически варьируется в зависимости от концентрации и состава смеси. Аналогичные закономерности были зафиксированы и в условиях элювии-J_{3p},J_{3s},J_{2s}, где общая тенденция сохраняется, однако значения TU в среднем немного ниже, что связано с различиями в физико-химических характеристиках грунтов.

Таким образом, традиционный метод расчёта TU, основанный на предположении линейного накопления токсичности, имеет ограниченную предсказательную силу в условиях сложного взаимодействия компонентов. Тем не менее, он остаётся полезным инструментом для первичной оценки токсичности многокомпонентных смесей. На этой основе в дальнейшем была применена модель VSL для аппроксимации теоретически рассчитанных и экспериментально полученных данных, что позволило определить пороговые уровни токсичности при смешанном загрязнении.

Точность модели и взаимодействие тяжёлых металлов в смешанных вариантах загрязнения

Точность прогнозной модели для смешанных загрязнителей была оценена посредством анализа коэффициентов детерминации R², значений IC₅₀ и их доверительных интервалов. В соответствии с представленными в таблице 7.5 данными, значения R² варьируют от 0,73 до 0,97, что свидетельствует о высокой степени адекватности модели для различных типов загрязнений, типов грунтов и отдельных растительных органов.

Таблица 7.5

Пороговые уровни (TU) смешанного загрязнения тяжелыми металлами (Cd, Pb, As) для рапса и сорго

Тип грунта	Тип загрязнения	Орган растения	Рапс (<i>Brassica napus</i>)				Сорго (<i>Sorghum bicolor</i>)			
			Логит-регрессия				Логит-регрессия			
			IC ₅₀	ДИ	Тип воздействия	R ²	IC ₅₀	ДИ	Тип воздействия	R ²
Элювий K _{1c}	Cd-Pb	росток	2.17	1.14 до 3.67	антагонизм	0.77	0.99	0.72 до 1.53	аддитивность	0.82
		корень	1.67	0.18 до 2.10	антагонизм	0.83	0.87	0.60 до 1.35	синергизм	0.89
	Cd-As	росток	1.67	0.83 до 2.72	антагонизм	0.80	0.88	0.56 до 1.99	синергизм	0.82
		корень	1.22	0.70 до 2.57	антагонизм	0.97	0.77	0.54 до 1.16	синергизм	0.83
	Pb-As	росток	2.82	2.04 до 4.46	антагонизм	0.95	3.09	1.76 до 4.36	антагонизм	0.73
		корень	2.48	1.83 до 3.40	антагонизм	0.93	2.73	1.713 до 3.20	антагонизм	0.87
	Cd-Pb-As	росток	1.95	1.11 до 2.55	антагонизм	0.84	2.26	1.41 до 2.91	антагонизм	0.85
		корень	1.51	0.65 до 1.95	антагонизм	0.79	1.86	1.21 до 3.05	антагонизм	0.81
Элювий J _{3p} -J _{3s} - J _{2s}	Cd-Pb	росток	1.78	0.89 до 3.67	антагонизм	0.79	0.79	0.58 до 1.13	синергизм	0.90
		корень	1.45	1.34 до 1.57	антагонизм	0.82	0.68	0.43 до 1.01	синергизм	0.87
	Cd-As	росток	1.35	0.62 до 3.37	антагонизм	0.83	0.65	0.51 до 0.83	синергизм	0.82
		корень	1.61	1.23 до 3.49	антагонизм	0.85	0.46	0.30 до 0.76	синергизм	0.83
	Pb-As	росток	2.33	1.46 до 4.08	антагонизм	0.97	2.75	2.25 до 3.39	антагонизм	0.77
		корень	2.18	1.50 до 3.00	антагонизм	0.88	2.29	1.73 до 3.42	антагонизм	0.87
	Cd-Pb-As	росток	1.48	0.47 до 2.57	антагонизм	0.93	1.91	1.44 до 2.60	антагонизм	0.8
		корень	1.84	0.72 до 3.13	антагонизм	0.87	1.71	1.07 до 2.85	антагонизм	0.86

ДИ – доверительный интервал

Значения IC₅₀ и их доверительные интервалы также подтверждают высокую точность модели. Варьирование значений IC₅₀ и ширина доверительных интервалов отражают высокий уровень предсказательной точности модели при различных типах загрязнений. К примеру, для ростков рапса в условиях загрязнения Cd-Pb в элювии K_{1c} (CaCO₃ ~29%) значение IC₅₀ равно 2,17,

а доверительный интервал составляет от 1,14 до 3,67, что свидетельствует о малой величине вариации и высокой точности модели. Таким образом, распределение R^2 , точность определения IC_{50} и обоснованные доверительные интервалы доказывают, что предложенная модель обладает высокой прогнозной способностью и может надёжно описывать воздействие смешанных загрязнений на рост растений.

Анализ типов взаимодействий показал, что различным комбинациям тяжёлых металлов свойственны антагонистические, аддитивные и синергетические эффекты. Например, комбинация Cd-Pb-As преимущественно демонстрирует антагонизм в условиях обеих типов грунтов, тогда как тип взаимодействия для комбинаций Cd-As и Cd-Pb меняется в зависимости от биологических особенностей растений и характеристик грунта. Эти данные подтверждают, что тип взаимодействия определяется не только химической природой металлов, но также чувствительностью растительных органов и составом грунта, включая содержание карбоната кальция. Особенности взаимодействия различных смешанных загрязняющих веществ и их конкретные механизмы действия будут подробно рассмотрены в разделе 7.3.2.

7.2. Реакция роста рапса (*Brassica napus L.*) и сорго (*Sorghum bicolor L.*) при одиночном и смешенном загрязнении Cd, Pb и As в красноцветных грунтах

В главе 6 на основе существенных различий в содержании $CaCO_3$ были выделены два типа грунтов: элювий K_{1c} с высоким содержанием карбоната кальция (29,12%) и элювий $J_{3p}-J_{3s}-J_{2s}$ с низким (5,31%). В элювии K_{1c} ($CaCO_3 \sim 29\%$) рапс демонстрировал высокую длину ростков и корней (50,03 и 44,11 мм) при всхожести 92% (в таблице 7.6), что указывает на его хорошую адаптацию. Сорго имело несколько меньшую всхожесть (85%), однако показатели длины ростков и корней (55,02 и 40,24 мм) оставались стабильными, отражая сбалансированный рост в данных условиях. При этом корневая система рапса была более изменчивой ($CV = 0,23$), что может свидетельствовать о её чувствительности к тяжёлым металлам или иным стрессам. В элювии $J_{3p}-J_{3s}-J_{2s}$ ($CaCO_3 \sim 5\%$) у рапса увеличилась длина ростков и корней (60,03 и 48 мм) при сохранении всхожести (92%), а вариативность корней снизилась ($CV = 0,08$), что отражает повышенную стабильность в условиях повышенного содержания тяжёлых металлов. В то же время сорго демонстрировало худшие показатели: всхожесть снизилась до 79%, длина ростков и корней составила 40,05 и 43,25 мм соответственно, что указывает на ингибирующее воздействие при низком содержании $CaCO_3$ и высоком уровне загрязнения.

Таблица 7.6

Различия в росте рапса и сорго в красноцветных элювиях K_{1c} (CaCO₃ ~29%) и J_{3p}–J_{3s}–J_{2s} (CaCO₃ ~5%) (контрольные группы)

Тип грунта	Рапс (<i>Brassica napus</i>)							Сорго (<i>Sorghum bicolor</i>)						
	Росток(мм)			Корень(мм)			всхожесть	Росток(мм)			Корень(мм)			всхожесть
	Среднее	SD	CV	Среднее	SD	CV	%	Среднее	SD	CV	Среднее	SD	CV	%
Элювий K _{1c}	50	7	0.14	44	10.32	0.23	92	55	8	0.15	40	3.65	0.09	85
Элювий J _{3p} –J _{3s} –J _{2s}	60	3	0.06	48	3.76	0.08	92	40	4	0.09	43	2.96	0.07	79

SD—стандартное отклонение CV—коэффициент вариации

На основе различий в содержании CaCO₃ между элювиями K_{1c} (около 29%) и J_{3p}–J_{3s}–J_{2s} (около 5%) был проведён систематический анализ откликов рапса (*Brassica napus L.*) и сорго (*Sorghum bicolor L.*) на одиночное и смешанное загрязнение тяжёлыми металлами (Cd, Pb, As), с учётом показателей всхожести, длины ростков и корней. Данные были стандартизированы по отношению к контрольной группе, что позволило точно рассчитать пороговые концентрации и построить дозо-эффектные кривые, количественно характеризующие воздействие различных сценариев загрязнения на рост растений. Описательная статистика по каждому из показателей приведена в приложении Д.

7.2.1. Ростовые реакции применяемых растений при одиночном загрязнении красноцветных грунтов

На рис. 7.1, 7.2 демонстрируют, как у рапса (*Brassica napus*) и сорго (*Sorghum bicolor*) при максимальных установленных концентрациях одиночных Cd, Pb и As (Cd: 20 мг·кг⁻¹, Pb: 2000 мг·кг⁻¹, As: 500 мг·кг⁻¹) в элювиях K_{1c} (CaCO₃ – 29%) и элювиях J_{3p}–J_{3s}–J_{2s} (CaCO₃ – 5%) изменяются состояние роста проростков и их морфология. На рисунке можно наблюдать, что при воздействии различных загрязнителей у рапса и сорго, выращиваемых в элювии K_{1c}, по сравнению с элювием J_{3p}–J_{3s}–J_{2s}, корневая система более заметно утолщается и характеризуется более развитым распределением корней. В элювии K_{1c} и элювии J_{3p}–J_{3s}–J_{2s} обработка высокими концентрациями Cd стимулировала рост проростков рапса, при этом гипокотиль и боковые корни развивались значительно активнее, тогда как на рост проростков сорго влияние оставалось незначительным. Однако при воздействии максимальных концентраций Pb и As, по сравнению с контрольной группой, у рапса и сорго отмечалось значительное сокращение длины ростков и корней, и при высоких концентрациях As его подавляющее воздействие на рост проростков обеих культур было намного сильнее, чем у Pb.

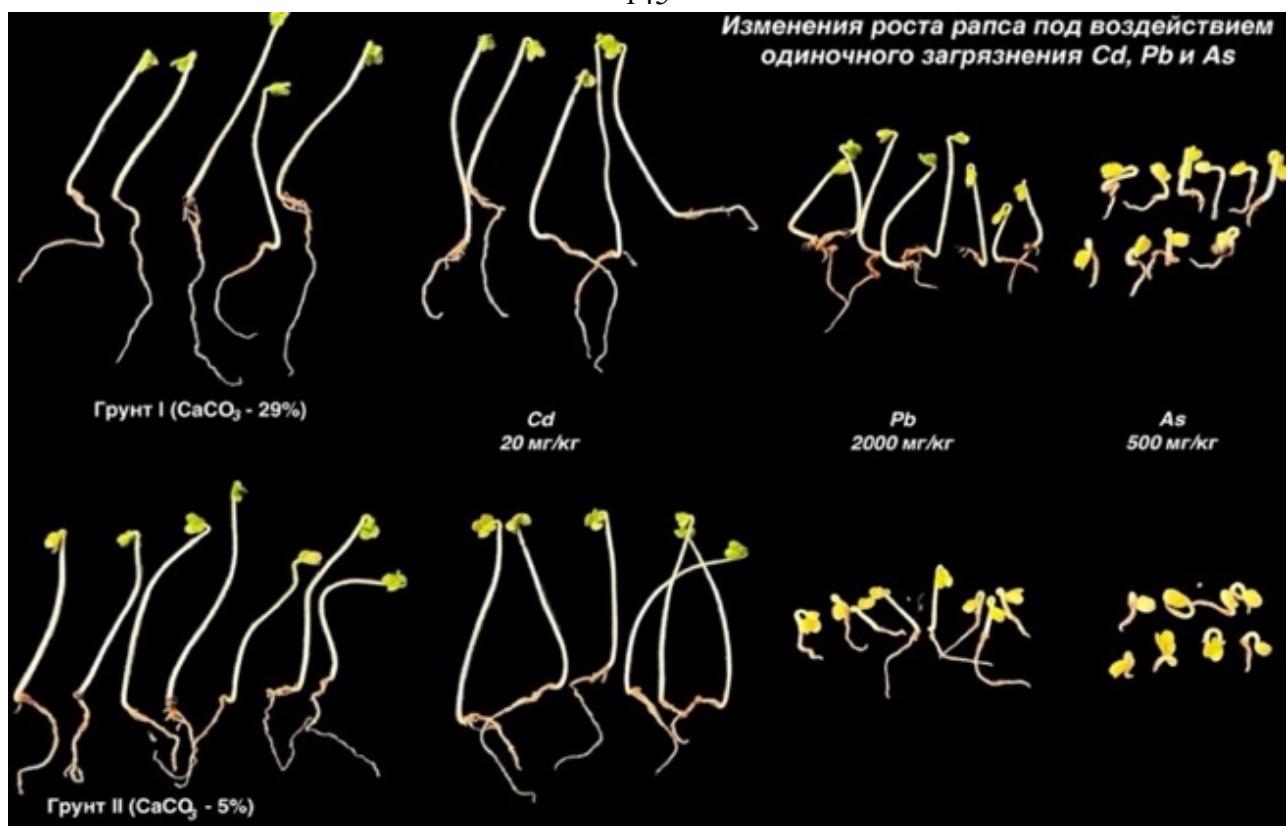


Рисунок 7.1. Внешний вид проростков рапса в красноцветных грунтах при высокой концентрации одиночных Cd, Pb и As(*I*-элювий K_{1c} и *II*-элювий- J_{3p} - J_{3s} - J_{2s})

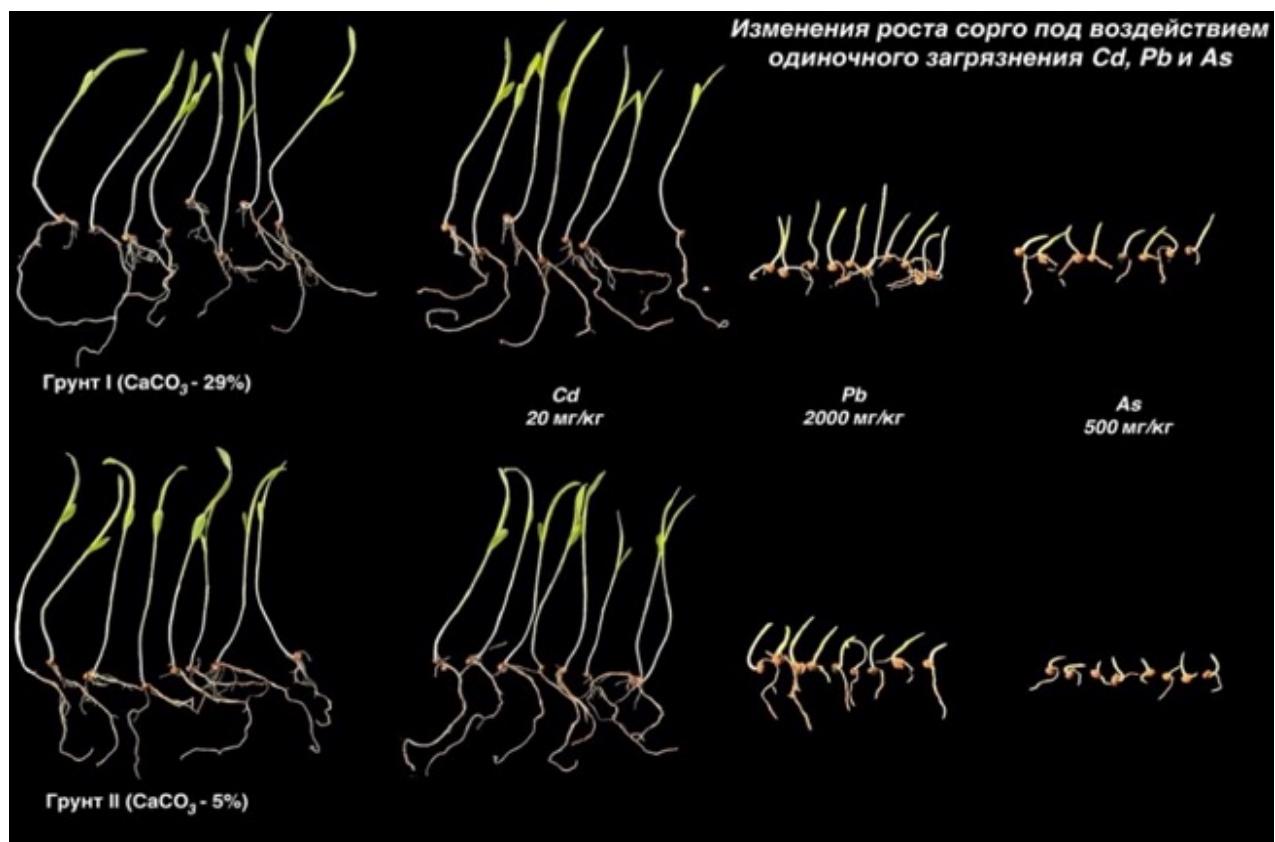


Рисунок 7.2. Внешний вид проростков сорго рапса в красноцветных грунтах при высокой концентрации одиночных Cd, Pb и As(*I*-элювий K_{1c} и *II*-элювий- J_{3p} - J_{3s} - J_{2s})

Помимо изменений длины корней и ростков, у сеянцев рапса, обработанных высокой концентрацией Cd ($20 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$), не наблюдалось выраженных изменений в окраске и морфологии семядолей (рис. 7.3), однако плотность разветвлений корневой системы была несколько ниже по сравнению с обработкой $10 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$. При средне-высоких концентрациях Pb и As на поверхности семядолей и корней рапса отмечались неравномерно распределённые жёлто-бурые или чёрные некротические пятна, что указывает на клеточные повреждения, вызванные токсичностью тяжёлых металлов. В то же время у сеянцев сорго в аналогичных условиях подобные симптомы не проявлялись, что, вероятно, связано с более высокой устойчивостью или отличающимися механизмами детоксикации тяжёлых металлов.

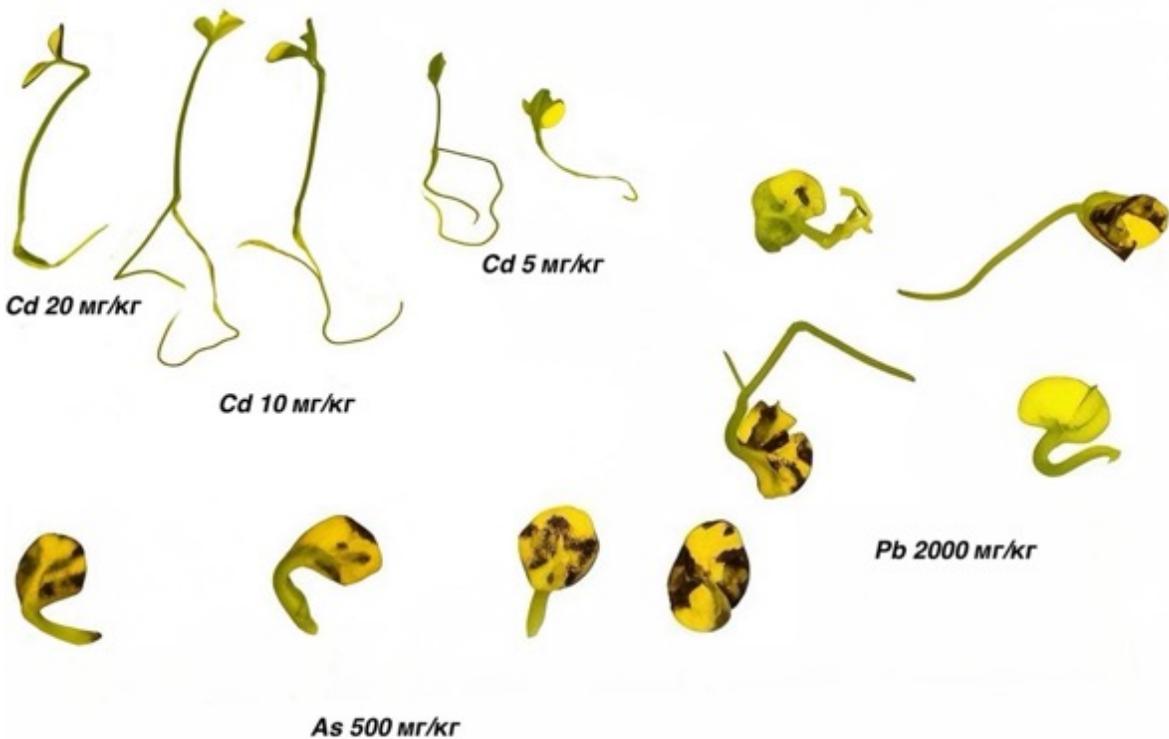


Рисунок 7.3. Повреждения проростков рапса в красноцветных грунтах при высокой концентрации одиночных Cd, Pb и As

На рис. 7.4–7.7 представлены результаты по всхожести, длине ростков и длине корней рапса и сорго (от контрольной группы) при одиночном загрязнении различными концентрациями Cd, Pb и As в различных типах красноцветных грунтов. Исследование далее проведёт анализ реакций роста, пороговых уровней и характеристик кривых дозо-эффектов в зависимости от типа загрязняющих веществ.

Ростовые реакции при одиночном загрязнении Cd

Реакции рапса (*Brassica napus L.*) и сорго (*Sorghum bicolor L.*) на Cd в элювиях K_{1c} (CaCO₃–29%) характеризовались выраженной разницей. У рапса наблюдался отчётливый стимулирующий эффект: при концентрации $10 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ длина ростков составляла около 145% от

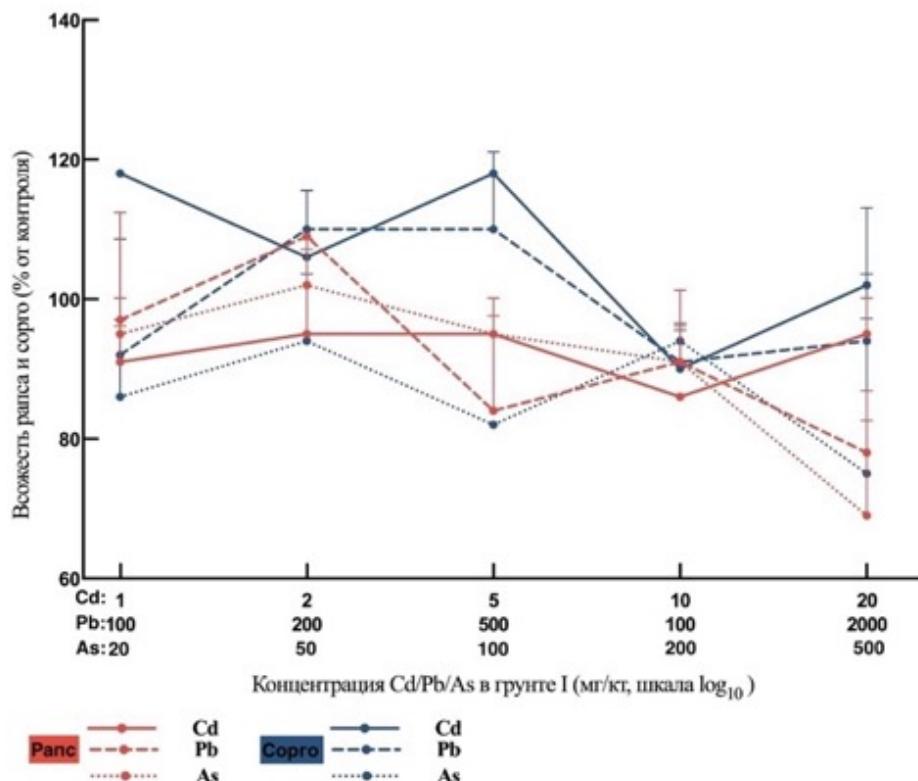
контроля, а длина корней при $20 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ — примерно на том же уровне, с последующим незначительным снижением (рис. 7.5а). Всхожесть оставалась стабильной, варьируя от 79 до 84% (рис. 7.4а). У сорго, с ростом концентрации Cd наблюдалось постепенное снижение всхожести от почти 100% до 79%, при этом длина ростков и корней сохранялась в пределах 100–110% от контрольного уровня, без существенных отклонений.

Построенные дозо-эффектные кривые показали, что EC_{150} для ростков рапса в элювиях K_{1c} достигалось при $13,47 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$, с последующим пиком (165%) и снижением до уровня 150% при $18,08 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$. Для корней значения EC_{150} были зафиксированы на уровнях 4,45 и $12,32 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$, после чего наблюдалось уменьшение длины, отражающее более высокую чувствительность корневой системы. У сорго ни один из показателей не достиг EC_{150} : рост удерживался на уровне 100–110% от контроля, без выраженной фазы стимуляции или угнетения.

В элювиях $\text{J}_{3p}-\text{J}_{3s}-\text{J}_{2s}$ ($\text{CaCO}_3 - 5\%$) реакция рапса стала более чувствительной к Cd. При концентрации $10 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ длина ростков составляла около 160% от контроля, а корней — до 167% при низких и средних концентрациях (рис. 7.5б); при дальнейшем повышении дозы оба показателя снижались. Всхожесть находилась в диапазоне 87–96%, демонстрируя стабильность и даже небольшое увеличение по сравнению с элювием K_{1c} (рис. 7.4б). У сорго в элювиях $\text{J}_{3p}-\text{J}_{3s}-\text{J}_{2s}$, как и в элювиях K_{1c} , не наблюдалось выраженных реакций: всхожесть, длина ростков (около 90–100% от контроля) и корней оставались в узком диапазоне без статистически значимых отклонений.

Анализ кривых «концентрация–эффект» подтвердил повышенную чувствительность рапса в элювиях $\text{J}_{3p}-\text{J}_{3s}-\text{J}_{2s}$. EC_{150} для его ростков снизилось до $6,75 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ (против $13,47 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ в элювиях K_{1c}), а для корней — до $1,62 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ (против $4,45 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$), что указывает на более раннее проявление стимуляции и последующего угнетения. У сорго EC_{150} не достигался в обоих типах грунтов, что свидетельствует о его высокой толерантности к Cd.

a Всхожесть рапса и сорго (Однокомпонентное загрязнение Cd, Pb, As в грунте I)



б Всхожесть рапса и сорго (Однокомпонентное загрязнение Cd, Pb, As в грунте II)

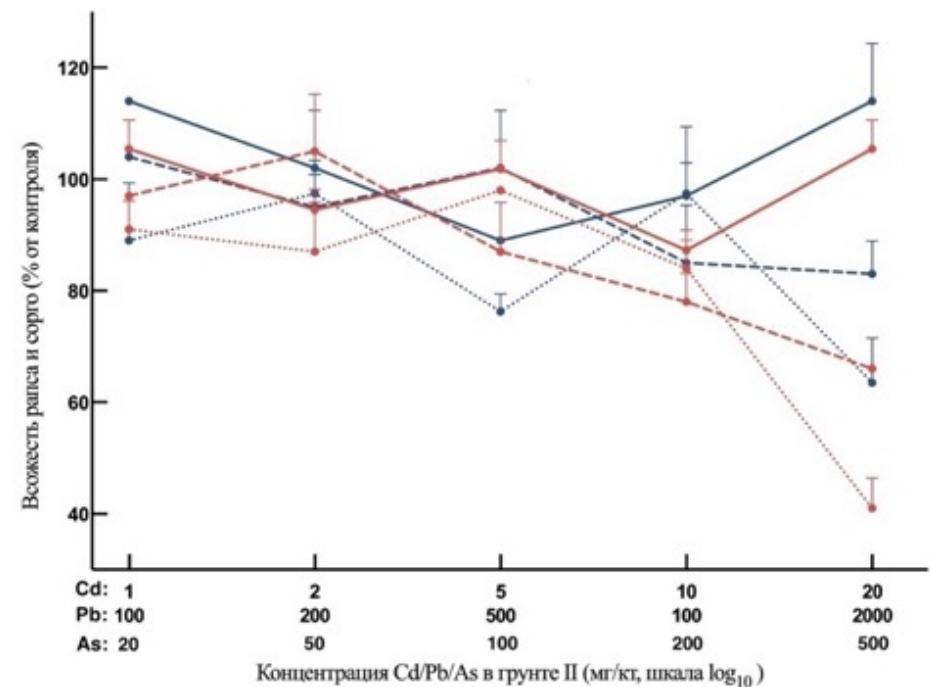


Рисунок 7.4. Всхожесть сорго и рапса в условиях одиночного загрязнения Cd, Pb и As: а-грунт I(элювий $K_1c, CaCO_3-29\%$), б-грунт II(элювий- $J_3p-J_3s-J_2s, CaCO_3-5\%$)

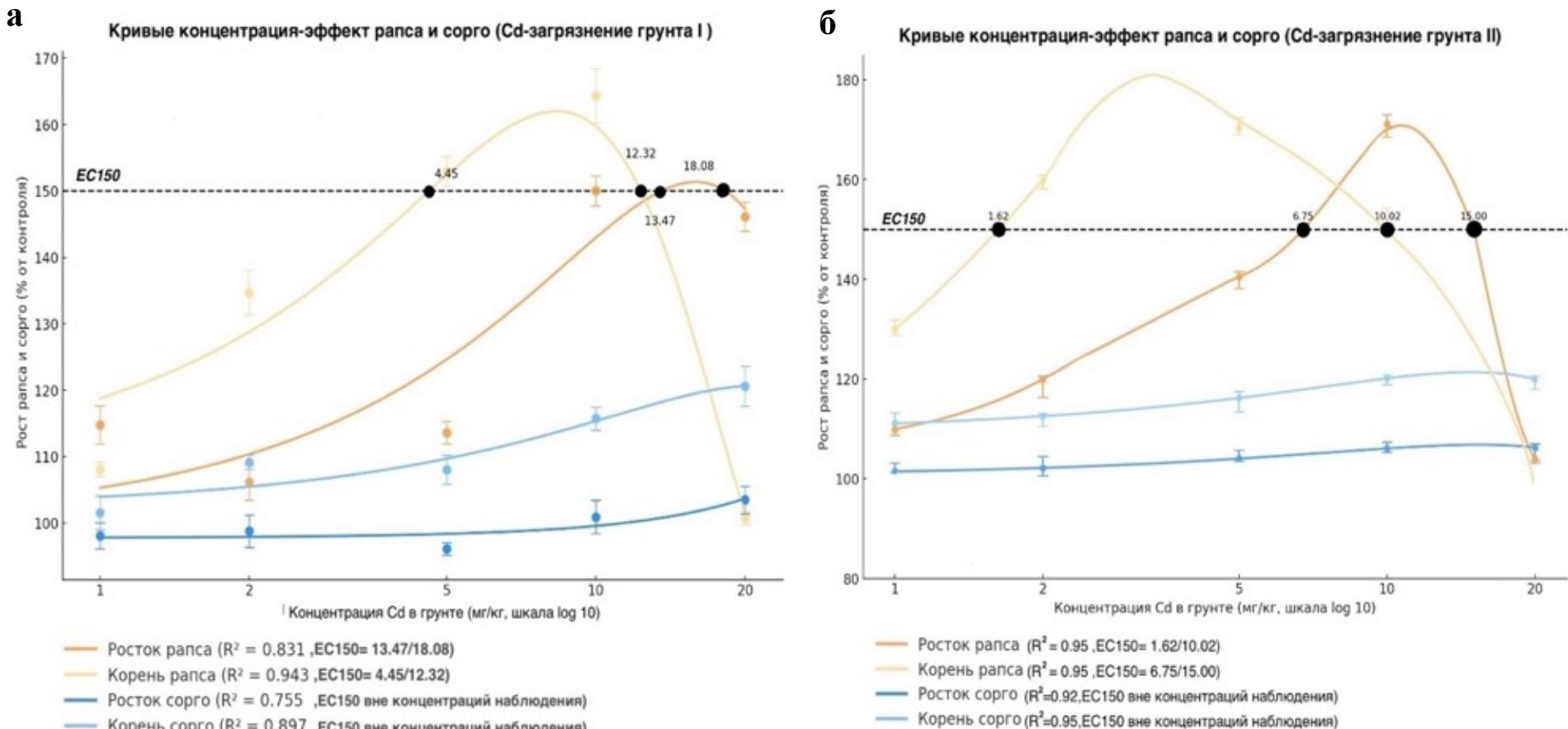


Рисунок 7.5. Пороговые уровни роста рапса и сорго в условиях одиночного загрязнения грунта Cd: а-грунт I(элювий $K_1c, CaCO_3-29\%$) ,б-грунт II(элювий- $J_3p-J_3s-J_2s, CaCO_3-5\%$)

Ростовые реакции при одиночном загрязнении Pb

В отличие от воздействия Cd, загрязнение Pb оказывало выраженный ингибирующий эффект на рост рапса (*Brassica napus*) и сорго (*Sorghum bicolor*), что проиллюстрировано на рис. 7.4а и рис. 7.6а. В условиях элювиях K_{1c} (CaCO₃ ~29%) всхожесть рапса постепенно снижалась по мере увеличения концентрации Pb, и при уровне $\geq 500 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ её значение существенно падало до 79–91% (от контроля). В показателях роста проростков рапса (ростки и корни) на высоких концентрациях Pb наблюдалось заметное подавление: при максимальном уровне концентрации длина ростков составляла лишь 29% относительно контроля, а корней — 19%. Для сравнения, у сорго всхожесть оставалась около 90% от контрольного уровня, но при концентрации Pb выше 500 $\text{мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ длина его ростков и корней снижалась до 45% и 34% от контроля соответственно, указывая на сравнительно более высокую устойчивость сорго. Анализ кривых «концентрация–эффект» показал, что в элювиях K_{1c} IC₅₀ для ростков рапса равно 1111 $\text{мг}\cdot\text{кг}^{-1}$, а для корней — 460 $\text{мг}\cdot\text{кг}^{-1}$, что свидетельствует о более сильном ингибировании корневой системы Pb. У сорго IC₅₀ для ростков и корней составили 1411 $\text{мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ и 770 $\text{мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ соответственно, показывая, что подавление роста сорго проявляется при более высоких концентрациях Pb.

В элювиях J_{3p}–J_{3s}–J_{2s} (CaCO₃ ~5%) ингибирующее действие Pb на рапс и сорго усиливалось (рис. 7.4б, рис. 7.6б). Всхожесть рапса на высоких концентрациях Pb заметно понижалась до 64–77% (от контроля). При концентрации 2000 $\text{мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ длина его ростков и корней снижалась примерно до 21% и 11% от контрольных показателей. У сорго при наивысшем уровне Pb всхожесть уменьшалась до 65–67%, а длина ростков и корней падала примерно до 25% и 18% контрольных значений. Дополнительный анализ свидетельствует о том, что в элювиях J_{3p}–J_{3s}–J_{2s} у рапса IC₅₀ для ростков составляет 841 $\text{мг}\cdot\text{кг}^{-1}$, а для корней — 299 $\text{мг}\cdot\text{кг}^{-1}$, указывая на более раннее появление подавляющего эффекта по сравнению с элювиами K_{1c}. У сорго в этих условиях IC₅₀ для ростков и корней равнялись 779 $\text{мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ и 442 $\text{мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ соответственно, что говорит о существенном усилении подавляющего воздействия Pb на сорго при выращивании в элювиях J_{3p}–J_{3s}–J_{2s}.

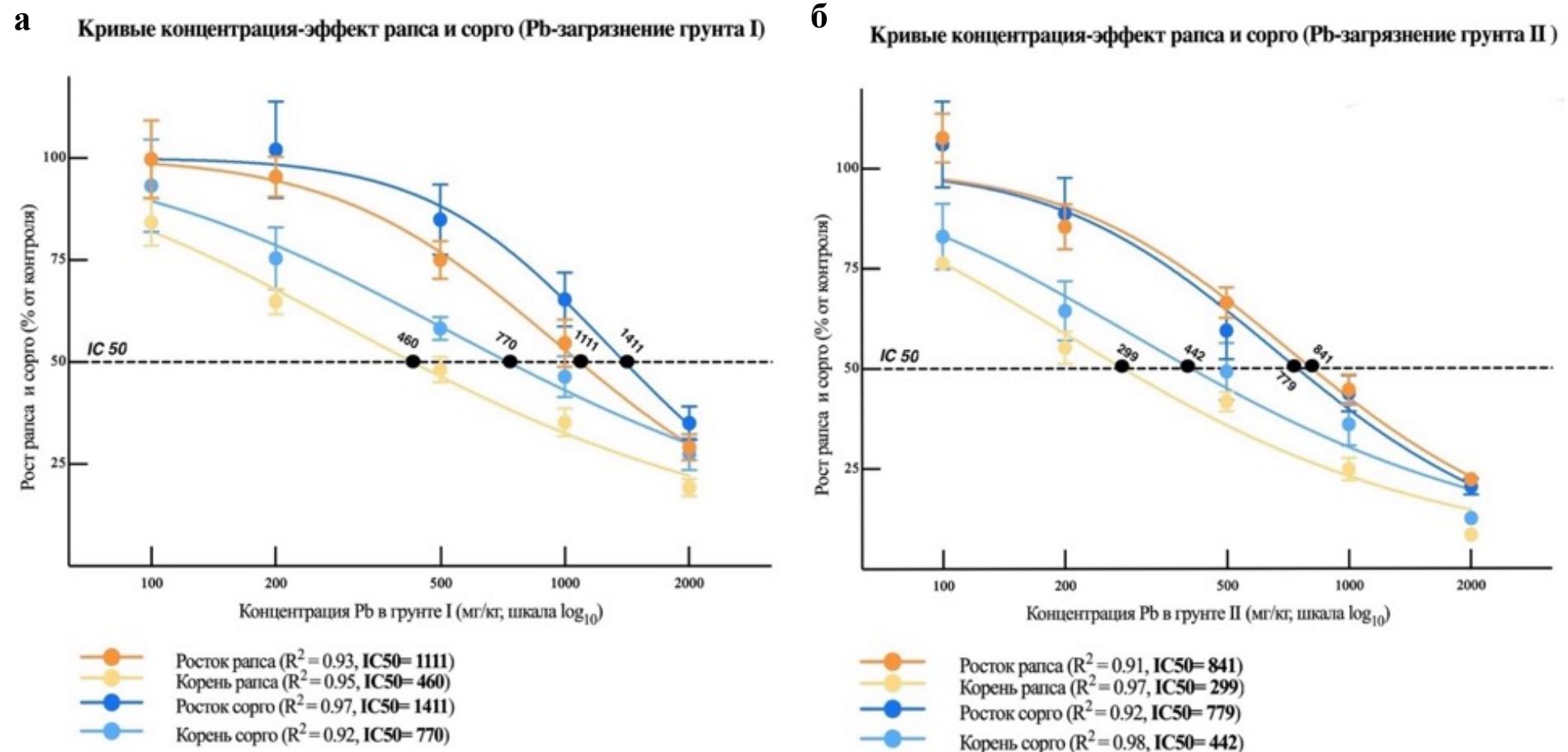


Рисунок 7.6. Пороговые уровни роста рапса и сорго в условиях одиночного загрязнения грунта Pb: а-грунт I(элювий $K_{1c}, CaCO_3-29\%$), б-грунт II(элювий- $J_{3p}-J_{3s}-J_{2s}$, $CaCO_3-5\%$)

Ростовые реакции при одиночном загрязнении As

В условиях загрязнения мышьяком (As) у рапса (*Brassica napus*) и сорго (*Sorghum bicolor*) отмечалось выраженное ингибирующее воздействие на рост, при этом токсический эффект As превосходил влияние Pb (рис. 7.4а, рис. 7.7а). В элювиях K_{1c} (CaCO₃ ~29%) всхожесть рапса удерживалась на стабильном уровне до концентрации 200 мг·кг⁻¹, однако при превышении этой концентрации она значительно снижалась до 69% (от контроля). При высоких концентрациях As длина ростков и корней резко сокращалась: максимальные значения составляли лишь 25% и 17% от контрольной группы. Аналогичная тенденция наблюдалась и у сорго: при 500 мг·кг⁻¹ всхожесть падала до 75% (от контроля), а длина ростков и корней — до 45% и 35% от контроля соответственно. Согласно кривым «доза–эффект», у рапса в элювиях K_{1c} значение IC₅₀ для ростков составило 178 мг·кг⁻¹, а для корней — 125 мг·кг⁻¹. У сорго эти показатели равнялись 386 мг·кг⁻¹ для ростков и 181 мг·кг⁻¹ для корней, что указывает на то, что сорго переходит в фазу существенного подавления роста лишь при более высоких концентрациях As.

В элювиях J_{3p}–J_{3s}–J_{2s} (CaCO₃ ~5%) ингибирующее действие As на рапс и сорго усиливалось (рис. 7.4б, рис. 7.7б), при этом ростовые показатели заметно снижались уже на низких концентрациях As. У рапса при концентрациях As ≥100 мг·кг⁻¹ всхожесть снижалась до 41–83% (от контроля). На уровне 200 мг·кг⁻¹ длина ростков и корней составляла примерно 15% и 10% от контроля, а в конечном итоге падала до 5–10%, (500 мг·кг⁻¹) указывая на крайне жёсткое ингибирование. У сорго всхожесть при 200 мг·кг⁻¹ падала до 60%, а при максимальных концентрациях длина ростков и корней снижалась до примерно 30% и 20% контрольных показателей. Значение IC₅₀ дополнительно уменьшалось: у рапса для ростков IC₅₀ снижалось до 115 мг·кг⁻¹, для корней — до 82 мг·кг⁻¹. У сорго в элювиях J_{3p}–J_{3s}–J_{2s} угол наклона кривой «концентрация–эффект» был выше по сравнению с элювиальными K_{1c}, и подавляющая реакция проявлялась более интенсивно: у ростков и корней сорго IC₅₀ составляли 218 мг·кг⁻¹ и 134 мг·кг⁻¹ соответственно, что значительно ниже показателей в элювиях K_{1c}.

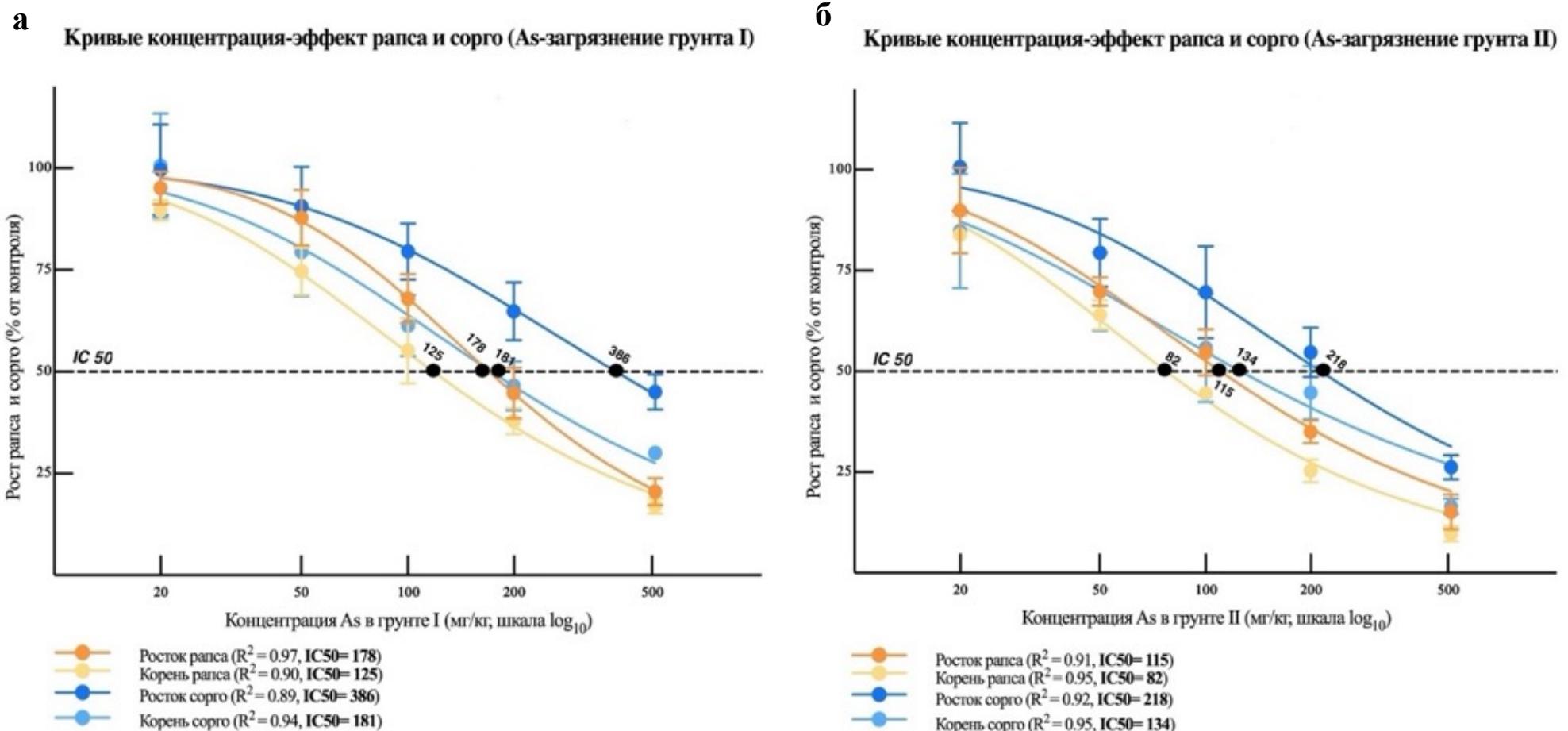


Рисунок 7.7. Пороговые уровни роста рапса и сорго в условиях одиночного загрязнения грунта As: а-грунт I(элювий $K_1c, CaCO_3-29\%$), б-грунт II(элювий- $J_3p-J_3s-J_2s, CaCO_3-5\%$)

Совокупность результатов подчёркивает различия в чувствительности растений к тяжёлым металлам и значение свойств грунта в модуляции токсичности. В диапазоне 1–20 мг·кг⁻¹ Cd отмечено стимулирование роста рапса (особенно корней), в то время как сорго реагировало слабо. Напротив, Pb и As вызывали ингибирование роста у обоих видов, причём токсичность As была выше, особенно для рапса.

Отдельные органы растений проявляли разную чувствительность: корни демонстрировали более выраженную реакцию на изменения концентраций, в том числе стимуляцию при низких дозах Cd, тогда как ростки сохраняли относительную устойчивость. Низкие содержания CaCO₃ в элювиях J_{3р}–J_{3s}–J_{2s} усиливали токсическое действие металлов, снижая значения IC₅₀ и сдвигая фазу ингибирования на более низкие концентрации.

С токсикологической позиции Cd характеризуется биполярным эффектом (EC₁₅₀ наблюдается у рапса), Pb и As вызывают устойчивое дозозависимое ингибирование, с более выраженной токсичностью As. Рапс проявлял более высокую чувствительность, особенно в корневой системе. Хотя сорго демонстрировало большую устойчивость, при высоких концентрациях As она снижалась. Влияние состава грунта было ключевым: элювии J_{3р}–J_{3s}–J_{2s} усиливал токсичность всех металлов.

7.2.2. Ростовые реакции при смешанном загрязнении

На рис. 7.8–7.9. демонстрируют состояние роста проростков и морфологические изменения у рапса (*Brassica napus L.*) и сорго (*Sorghum bicolor L.*) при максимальных установленных концентрациях смешанных Cd, Pb и As в элювиях K_{1c} (CaCO₃ – 29%) и элювиях J_{3р}–J_{3s}–J_{2s} (CaCO₃ – 5%). Аналогично наблюдениям при одиночных загрязнителях, рост проростков рапса и сорго в элювиях K_{1c} был значительно лучше, чем в элювиях J_{3р}–J_{3s}–J_{2s}, а длина их ростков и корней оказалась больше, что свидетельствует о том, что высокое содержание карбоната кальция может в определённой степени смягчать токсический эффект тяжёлых металлов.

При обработке высокими концентрациями всех типов смешанных загрязнителей у рапса и сорго наблюдалось заметное сокращение длины ростков и корней, а в условиях смешанного загрязнения с As биомасса растений снижалась ещё более существенно, что указывает на возможный более сильный вклад As в совокупную токсичность системы смешанного загрязнения.

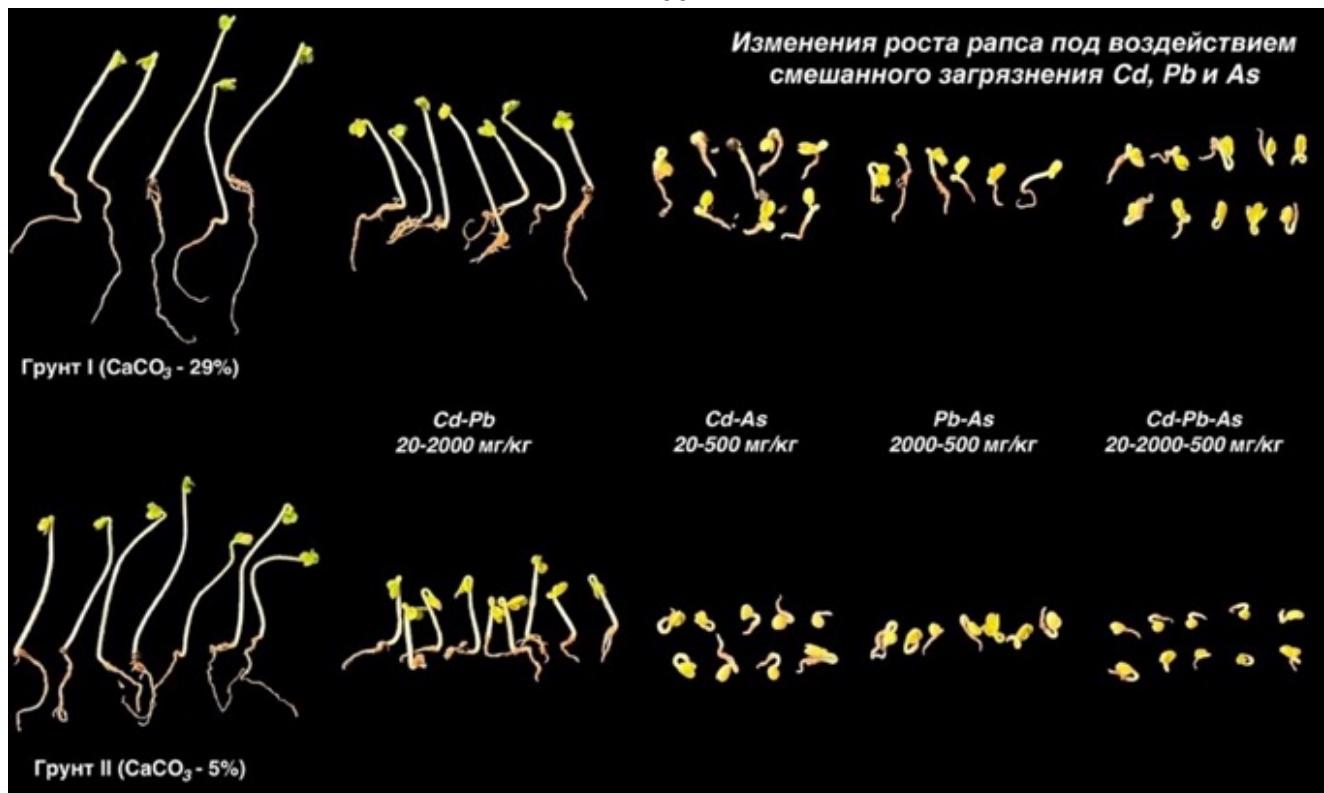


Рисунок 7.8. Внешний вид проростков рапса в красноцветных грунтах при высокой концентрации смешанных загрязнений Cd, Pb и As(*I*-элювий K_{1c} и *II*-элювий- J_{3p} - J_{3s} - J_{2s})

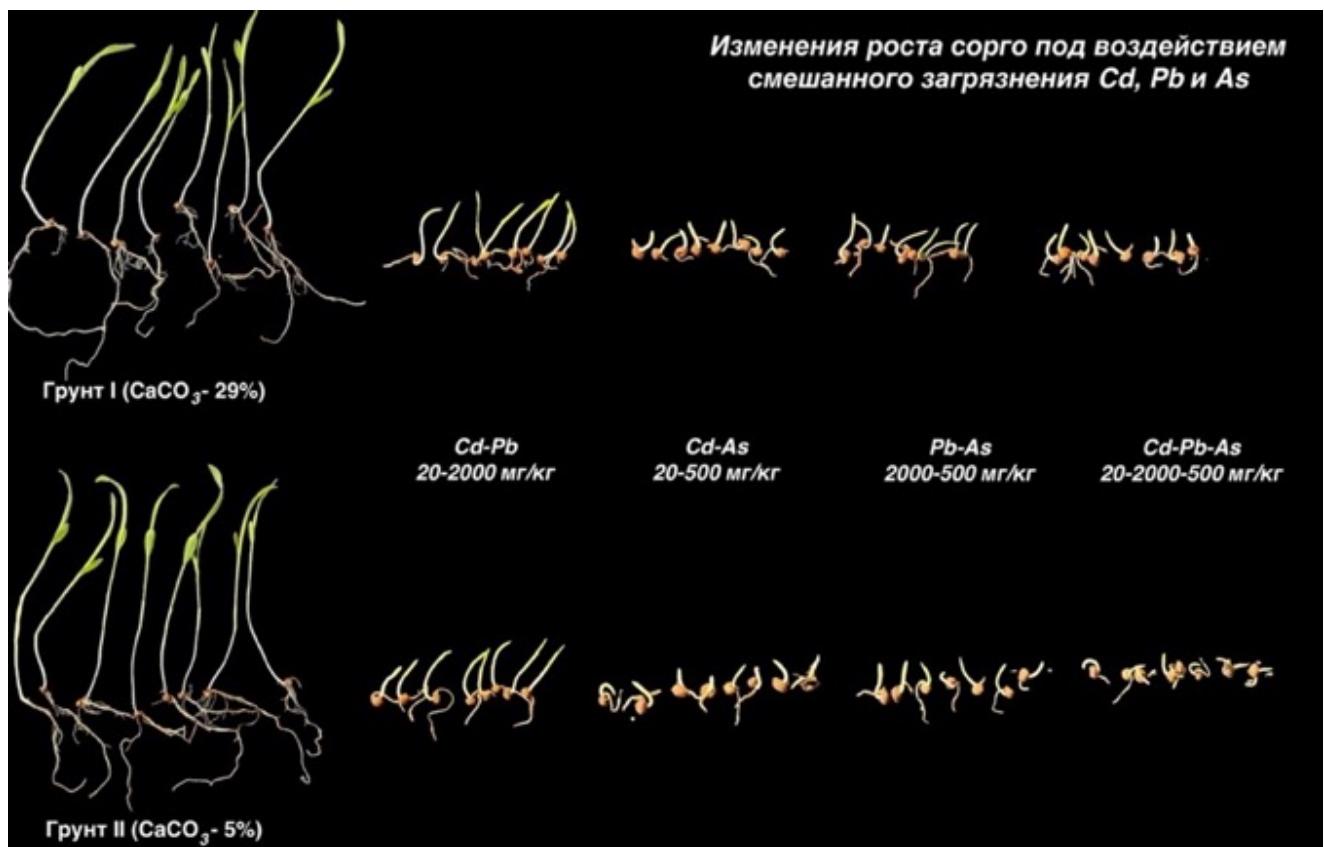


Рисунок 7.9. Внешний вид проростков сорго в красноцветных грунтах при высокой концентрации смешанных загрязнений Cd, Pb и As(*I*-элювий K_{1c} и *II*-элювий- J_{3p} - J_{3s} - J_{2s})

Ростовые реакции при смешанном загрязнении Cd-Pb

В условиях смешанного загрязнения Cd-Pb в элювиях K_{1c} (рис. 7.10а, рис. 7.11а) при низких концентрациях (2–200 мг·кг⁻¹) рост рапса (*Brassica napus*) и сорго (*Sorghum bicolor*) не претерпевал существенных изменений, в некоторых случаях проявляя лишь слабо выраженные колебания. Однако по мере увеличения концентраций до 5–500 мг·кг⁻¹ возникало отчётливое ингибирующее воздействие: длина корней рапса снижалась до 74% от контроля, а длина ростков — до 91%; у сорго длина ростков падала до 78%, тогда как длина корней — до 60%, отражая умеренный уровень подавления роста. При дальнейшем повышении концентраций до 10–1000 мг·кг⁻¹ и 20–2000 мг·кг⁻¹ ингибирование становилось ещё более выраженным: у рапса длина корней уменьшалась до 35%, ростков — до 70%; у сорго длина корней снижалась до 31%, а ростков — до 40%, при этом всхожесть падала до 85% (от контроля), что свидетельствует о сильном подавляющем эффекте на высоких уровнях загрязнения. В элювиях K_{1c} для ростков рапса IC₅₀ равен 2,17, а для корней — 1,67, при этом между Cd и Pb прослеживается антагонистическое взаимодействие. У сорго значение IC₅₀ для ростков составляет 0,99, а для корней — 0,87, что указывает на выраженный аддитивный эффект (TU=1).

В элювиях J_{3p}–J_{3s}–J_{2s} (рис. 7.10б, рис. 7.11б) влияние Cd-Pb на растения оказывалось ещё более существенным. Уже при низком уровне загрязнения (2–200 мг·кг⁻¹) у рапса отмечался слабый ингибирующий эффект, тогда как для сорго заметных изменений не зафиксировано. При дальнейшем повышении концентраций (5–500 мг·кг⁻¹) корневая система рапса и сорго подвергалась значительному подавлению; при 10–1000 мг·кг⁻¹ и 20–2000 мг·кг⁻¹ длина корней рапса падала до 18%, ростков — до 71%, у сорго длина корней сокращалась до 12%, ростков — до 21%, а всхожесть — до 74% и 58% соответственно. В целом, высокие концентрации Cd-Pb в элювиях J_{3p}–J_{3s}–J_{2s} демонстрировали более резкую подавляющую реакцию, чем в элювиях K_{1c}. Анализ IC₅₀ подтвердил эту закономерность: у рапса показатели IC₅₀ для ростков и корней снизились до 1,78 и 1,45 соответственно, а у сорго IC₅₀ для ростков и корней уменьшились до 0,79 и 0,68. Эти результаты свидетельствуют, что в элювиях J_{3p}–J_{3s}–J_{2s} увеличивается биодоступность и токсичность Cd-Pb, приводя к выраженному ингибированию уже при более низких концентрациях.

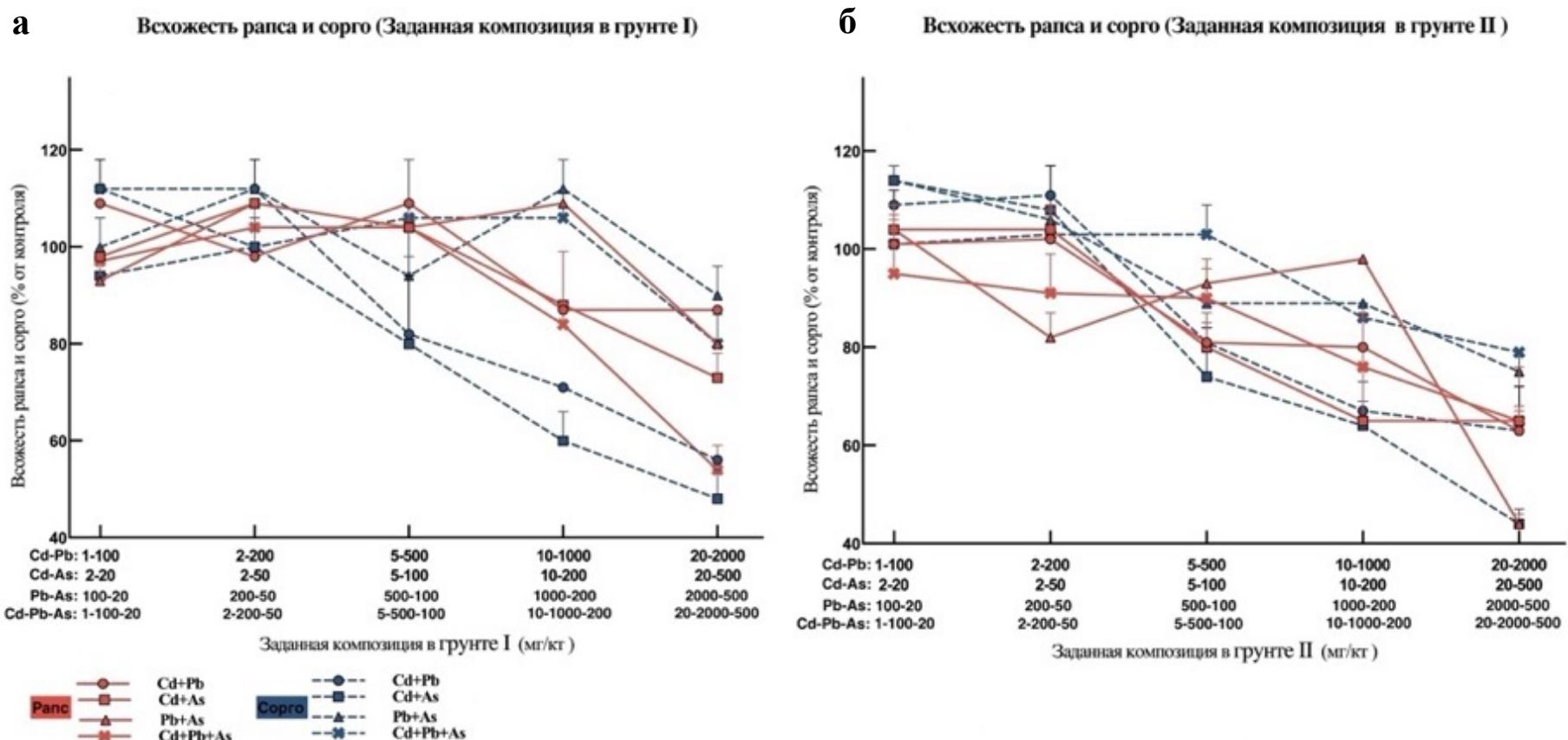
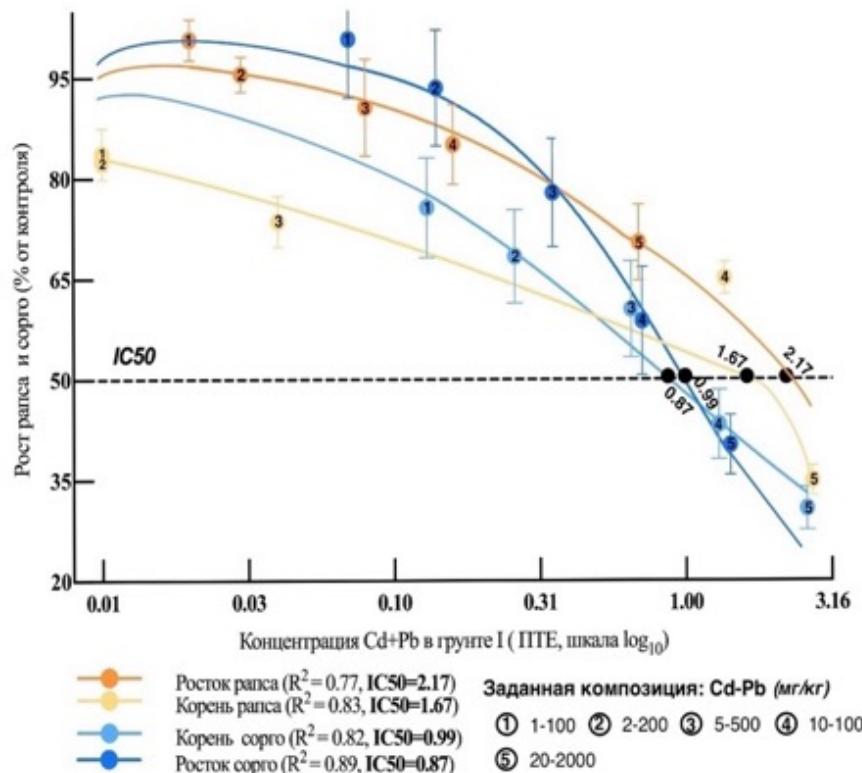


Рисунок 7.10. Всхожесть сорго и рапса в условиях смешанного загрязнения Cd, Pb и As: а-грунт I (элювий K_{1c}, CaCO₃-29%), б-грунт II(элювий-J_{3p}-J_{3s}-J_{2s}, CaCO₃-5%)

a

Кривые концентрация-эффект рапса и сорго (Cd+Pb - Двукомпонентное загрязнение грунта I)

**б**

Кривые концентрация-эффект рапса и сорго (Cd+Pb - Двукомпонентное загрязнение грунта II)

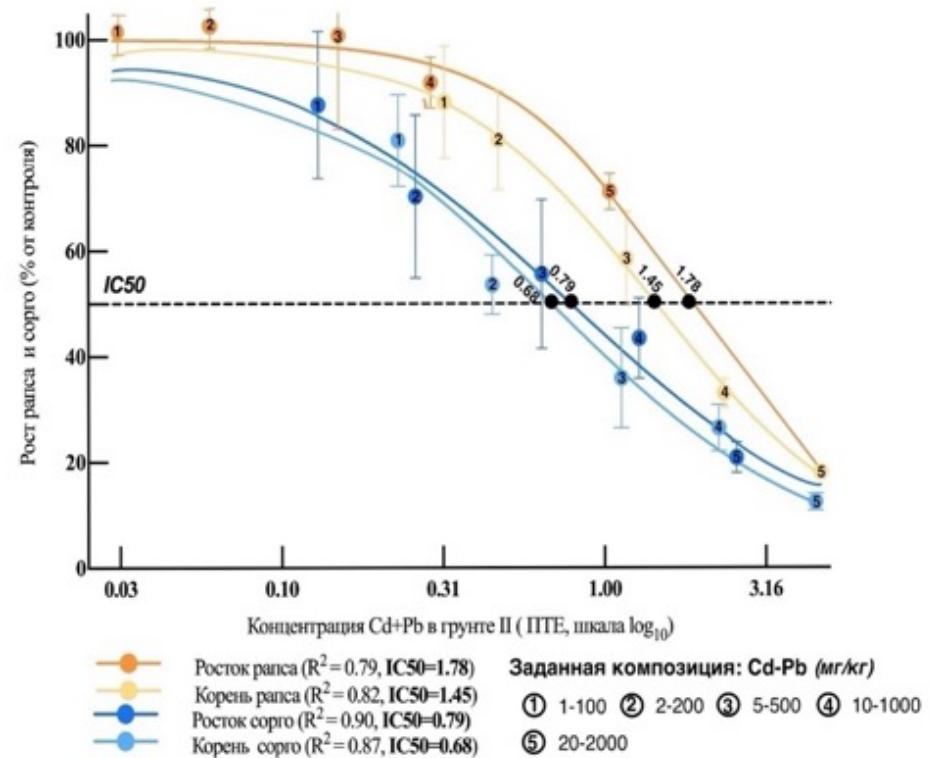


Рисунок 7.11. Пороговые уровни роста рапса и сорго в условиях смешанного загрязнения грунта Cd-Pb: а-грунт I(элювий *K_{1c}*, *CaCO₃*-29%) , б-грунт II(элювий-*J_{3p}*-*J_{3s}*-*J_{2s}*, *CaCO₃*-5%)

Ростовые реакции при смешанном загрязнении Cd-As

В условиях смешанного загрязнения Cd-As в элювиях K_{1c} (рис. 7.10а, рис. 7.12а) при низкой концентрации (2–50 мг·кг⁻¹) рост рапса (*Brassica napus*) и сорго (*Sorghum bicolor*) оставался стабильным, без отклонений от контрольных значений. Уже при 5–100 мг·кг⁻¹ начиналось ингибирующее воздействие, причём у сорго оно проявлялось раньше, чем у рапса: длина корней и ростков сокращалась до 54% и 67% от контроля соответственно. При повышении концентрации до 10–200 и 20–500 мг·кг⁻¹ ингибирующее воздействие становилось выраженным и для рапса — его корни и ростки снижались до 21% и 52%, а у сорго — до 31% и 40%. Несмотря на сохранение всхожести на уровне 80–100%, выраженное снижение остальных параметров роста указывало на сильный ингибирующий эффект при высоких концентрациях. Анализ IC₅₀ показал, что в элювиях K_{1c} у рапса значения для ростков и корней составляли 1,67 и 1,22, у сорго — 0,88 и 0,77, что отражает более низкую устойчивость сорго и высокую чувствительность его корневой системы.

В элювиях J_{3р}–J_{3s}–J_{2s} (рис. 7.10б, рис. 7.12б) наблюдалась аналогичная динамика. При 2–50 мг·кг⁻¹ рост оставался стабильным, однако уже при 5–100 мг·кг⁻¹ показатели снижались: у рапса корни и ростки достигали 56% и 86% от контроля, у сорго — 31% и 58%. При 20–500 мг·кг⁻¹ ингибирующее воздействие резко усиливалось: корни и ростки рапса сокращались до 19% и 33%, у сорго — до 11% и 18%. Эти данные подтверждают, что в элювиях J_{3р}–J_{3s}–J_{2s} ингибирующий эффект при высоких концентрациях Cd-As выражен значительно сильнее. Согласно анализу IC₅₀, у рапса значения для ростков и корней составляли 1,35 и 1,61, у сорго — 0,65 и 0,46, что свидетельствует о росте биодоступности и токсичности Cd-As и выраженному ингибирующему воздействии роста при более низких дозах.

Следует отметить, что дозо-эффектные кривые для Cd-As характеризуются пологим наклоном в диапазоне 1–50 мг·кг⁻¹, где наблюдается слабо выраженное ингибирующее воздействие или даже незначительное повышение (особенно у корней рапса), что может указывать на компенсаторный эффект. Однако при 10–200 мг·кг⁻¹ наклон кривой возрастает, а ингибирующее воздействие усиливается. При 20–500 мг·кг⁻¹ кривые демонстрируют резкий спад с существенным снижением темпов роста, подтверждая нелинейный характер ингибирующего действия Cd-As — от слабых реакций к выраженному ингибированию при высоких концентрациях.

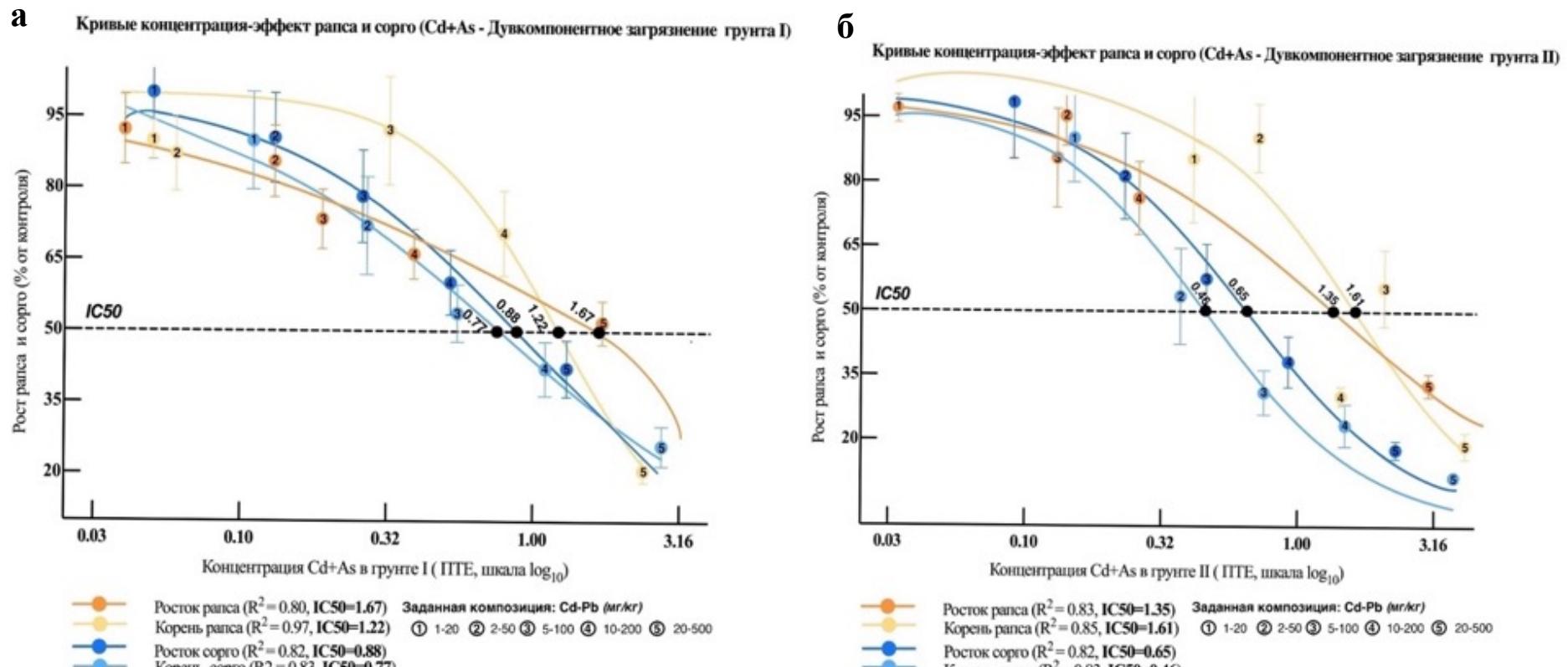


Рисунок 7.12. Пороговые уровни роста рапса и сорго в условиях смешанного загрязнения грунта Cd-As: а-грунт I(элювий $K_{Ic}, CaCO_3-29\%$), б-грунт II(элювий- $J_{3p}-J_{3s}-J_{2s}, CaCO_3-5\%$)

Ростовые реакции при смешанном загрязнении Pb-As

В условиях смешанного загрязнения Pb-As на элювиях K_{1c} (рис. 7.10а, рис. 7.13а), при низкой концентрации (200–50 мг·кг⁻¹) рост рапса (*Brassica napus*) и сорго (*Sorghum bicolor*) в целом оставался стабильным. Однако при повышении концентрации до 500–100 мг·кг⁻¹ начинал проявляться ингибирующий эффект: длина корней и ростков рапса сокращалась до 62% и 78%, у сорго — до 66% и 83%, что указывает на снижение ростовых показателей в среднем диапазоне концентраций. При 2000–500 мг·кг⁻¹ всхожесть рапса снижалась до 53%, длина корней и ростков — до 21% и 40%; у сорго всхожесть — до 80%, корни и ростки — до 32% и 57%, что свидетельствует о резко выраженным ингибировании. Анализ IC₅₀ показал: у рапса IC₅₀ для ростков и корней составляют 2,80 и 2,48; у сорго — 3,09 и 2,73.

В элювиях J_{3p}–J_{3s}–J_{2s} (рис. 7.10б, рис. 7.13б) даже при низких концентрациях (200–50 мг·кг⁻¹) всхожесть рапса снижалась до 85%, длина ростков и корней — 63 и 76% от контрольных значений. Влияние на сорго было менее выраженным: всхожесть 93%, ростки — 62%, корни — 86%. Однако при 500–100 мг·кг⁻¹ наблюдался резкий спад параметров роста, а при 2000–50 мг·кг⁻¹ длина корней и ростков рапса снижалась до 19% и 25%, у сорго — до 19% и 33%; всхожесть также снижалась до 65–78%. Это указывает на более выраженное ингибирование в элювиях J_{3p}–J_{3s}–J_{2s}. Значения IC₅₀ (рис. 7.19б) составляют: у рапса — 2,33 (ростки) и 2,18 (корни); у сорго — 2,75 и 2,29. Это подтверждает, что низкое содержание карбоната кальция в элювиях J_{3p}–J_{3s}–J_{2s} повышает биологическую доступность Pb-As и усиливает его токсичность, вызывая ингибирование роста при более низких дозах.

Согласно кривым «доза–эффект», при низких уровнях (100–20 и 200–50 мг·кг⁻¹) кривая остаётся плавной, ингибирующее воздействие выражено слабо, и растения сохраняют высокий темп роста. Однако с ростом концентрации кривая становится круче, а ингибирование усиливается. При максимальных дозах (2000–50 мг·кг⁻¹) наклон возрастает резко, и рост падает, что указывает на относительный антагонизм при низких уровнях и выраженное ингибирующее воздействие при высоких концентрациях.

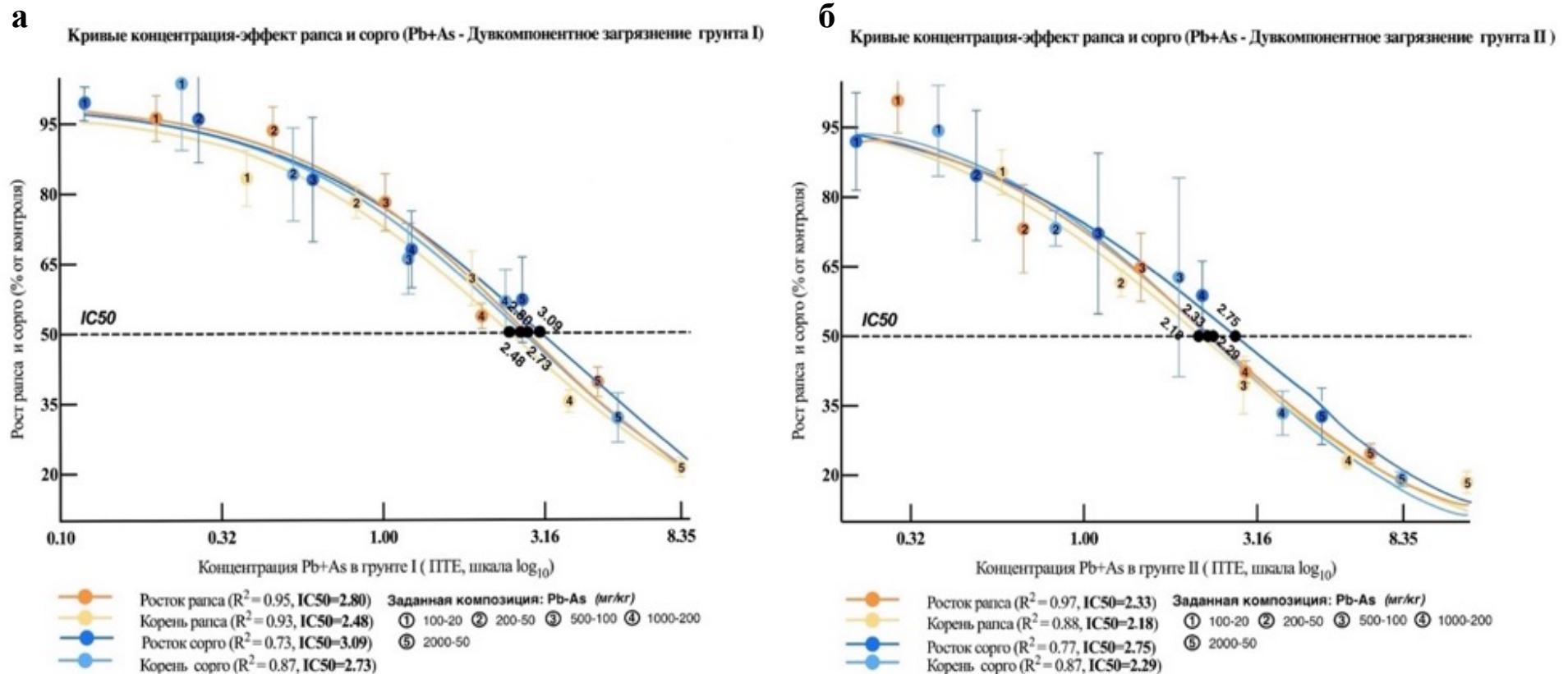


Рисунок 7.13. Пороговые уровни роста рапса и сорго в условиях смешанного загрязнения грунта Pb-As: а-грунт I(элювий $K_1c, CaCO_3-29\%$), б-грунт II(элювий- $J_3p-J_3s-J_2s, CaCO_3-5\%$)

Ростовые реакции при смешанном загрязнении Cd-Pb-As

В условиях смешанного загрязнения Cd-As-Pb на элювиях К_{1С} (рис. 7.10а, рис. 7.14а), состояние роста растений проявляет схожие тенденции с другими типами загрязнения. При низких концентрациях (2-50-200 мг·кг⁻¹) рост рапса (*Brassica napus*) и сорго (*Sorghum bicolor*) остаётся стабильным, всхожесть и ростовые параметры соответствуют контрольным значениям. Однако при повышении концентрации до 5-100-500 мг·кг⁻¹ начинает проявляться ингибирующий эффект: корни рапса и сорго сокращаются до 65% и 56%, ростки — до 72% и 87% соответственно. При концентрации 20-500-2000 мг·кг⁻¹ эффект усиливается: корни и ростки рапса снижаются до 30% и 38%, у сорго — до 22% и 48%. Несмотря на сохранение всхожести на уровне 90–95%, снижение других параметров роста указывает на сильный ингибирующий эффект. Анализ IC₅₀ показывает: у рапса IC₅₀ для ростков и корней составляет 2,80 и 2,48; у сорго — 3,09 и 2,73, что указывает на большую чувствительность корней к смешанному загрязнению Cd-As-Pb. В условиях элювиях J_{3Р}-J_{3S}-J_{2S} (рис. 7.10б, рис. 7.14б) наблюдается аналогичная динамика роста растений. Значения IC₅₀ (рис. 7.21б) в элювиях J_{3Р}-J_{3S}-J_{2S} составляют: у рапса — 1,35 (ростки) и 1,61 (корни); у сорго — 1,91 и 1,71, что свидетельствует о повышенной токсичности загрязнителей в условиях низкого содержания карбоната кальция.

Согласно кривым «доза–эффект», при низких концентрациях (например, 1-100-20 и 2-200-50) кривая остаётся плавной, ингибирующий эффект выражен слабо, растения сохраняют высокую скорость роста. С ростом концентрации кривая становится круче, ингибирование усиливается. При высоких дозах (например, 20-2000-50) кривая резко снижается, что сопровождается выраженным подавляющим эффектом. Этот тренд наблюдается в обоих типах грунта, но в элювиях J_{3Р}-J_{3S}-J_{2S} эффект выражен сильнее, что подтверждается меньшими значениями IC₅₀ и более крутym наклоном кривой.

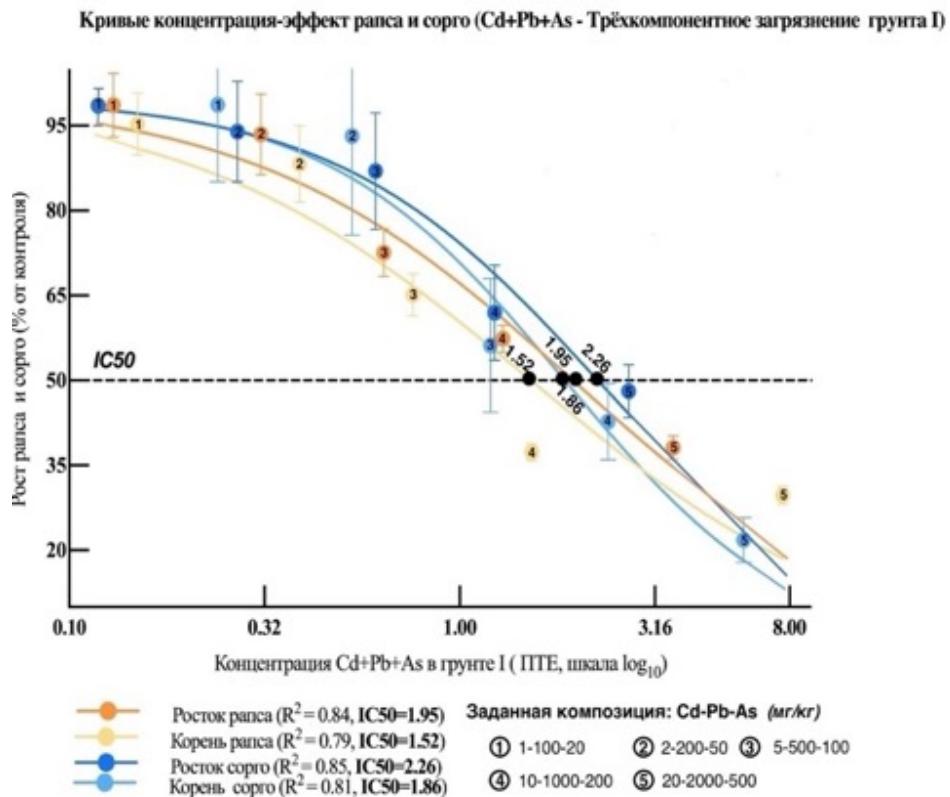
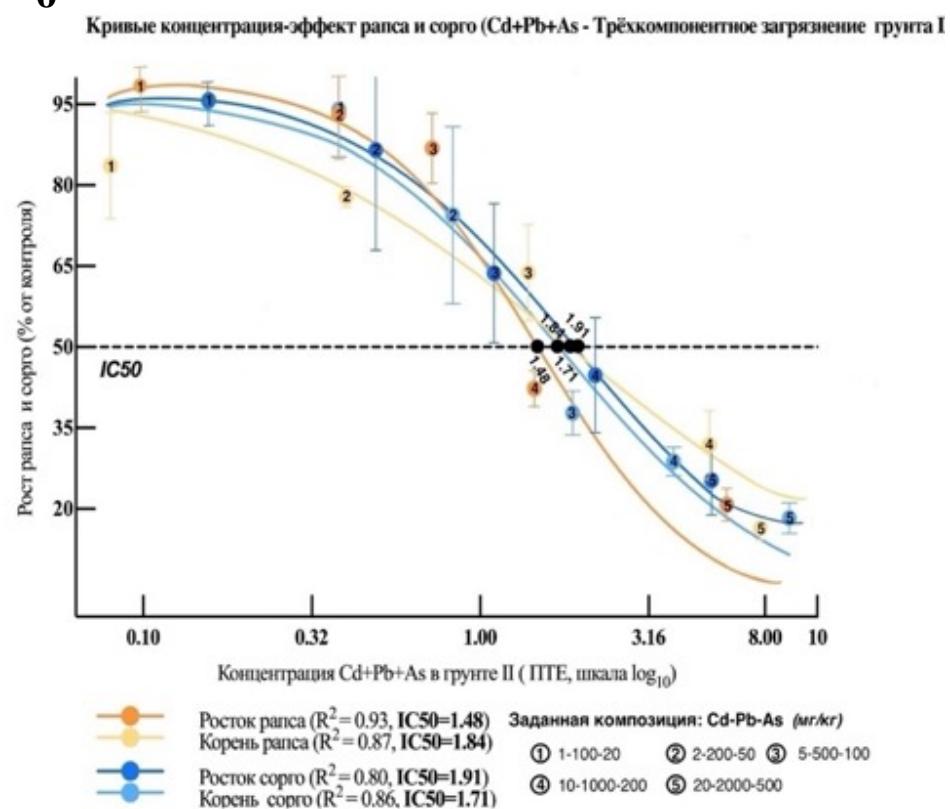
a**б**

Рисунок 7.14. Пороговые уровни роста рапса и сорго в условиях смешанного загрязнения грунта Cd-Pb-As: а-грунт I(элювий $K_1c, CaCO_3$ -29%), б-грунт II(элювий $J_3p-J_3s-J_2s, CaCO_3$ -5%)

Обобщённые результаты дозо-эффектных исследований для систем Cd-Pb, Cd-As, Pb-As и Cd-Pb-As демонстрируют, что различные комбинации металлов вызывают значительные различия в интенсивности и динамике ингибирования роста растений. Наиболее выраженное снижение IC₅₀ наблюдается в системах, содержащих мышьяк (As), особенно в отношении корневой системы, что указывает на его доминирующее токсическое действие при смешанном загрязнении.

При сочетании Cd-Pb на низком уровне концентрации кривая часто выглядит пологой или с небольшим подъёмом, вероятно, вследствие потенциального стимулирующего действия Cd в малых дозах и частичного антагонизма со стороны Pb. По мере увеличения концентрации этот баланс рушится, и на средне-высоком диапазоне кривая заметно сдвигается вправо и приобретает большую крутизну. Что касается системы Pb-As, то здесь наблюдается более «равномерное» накопление ингибирования: при низком уровне концентрации рост подавляется плавно, а при достижении максимального уровня концентрации проявляется резкое увеличение наклона кривой. Хотя при этом не формируется столь резкий перелом, как в системе Cd-As, характер подавления является достаточно последовательным.

На уровне растительных органов корневая система неизменно демонстрирует повышенную чувствительность к загрязнению тяжёлыми металлами: значение IC₅₀ у корней в большинстве случаев ниже, чем у ростков, что указывает на более раннюю и сильную реакцию корней. С точки зрения видовых отличий, сорго чаще проявляло относительно равномерную (линейную) тенденцию к подавлению, отражающую непрерывную реакцию при низких концентрациях, тогда как рапс при низком уровне загрязнения мог сохранять достаточно высокую устойчивость, но при повышенных концентрациях быстро переходил в фазу глубокого ингибирования. При этом условия грунта являлись существенным модифицирующим фактором: в элювиях J_{3p}-J_{3s}-J_{2s}, как правило, наблюдались более низкие пороги IC₅₀ и более крутой наклон кривых, что указывает на ускоренное высвобождение загрязнителей и более раннее проявление токсического воздействия, в результате чего резко усиливается ингибирующий эффект.

7.3. Механизмы воздействия отдельных и смешанных загрязнителей Cd, Pb и As на рост применяемых для фитотестирования растений

7.3.1 Различия в механизмах действия одиночных и смешанных загрязнений Cd, Pb и As

При воздействии одиночных вариантов модельного загрязнения тяжёлых металлов (Cd, Pb, As) их токсическое влияние на растения относительно чётко выражено и сопоставимо с отдельными паттернами общего токсикологического действия. Каждый из металлов, как правило, действует через специфические механизмы, однако при совместном загрязнении данные

механизмы взаимодействуют и частично накладываются друг на друга, формируя более сложные токсические эффекты. Адаптивные механизмы клеточного уровня, задействованные у рапса и сорго в ответ на стресс, вызванный Cd, Pb и As, представлены на рис 7.15. Для кадмия (Cd) нередко отмечают двойственную природу влияния: на низком концентрационном уровне Cd способен активировать у растений антиоксидантные системы и стимулировать рост, но при увеличении концентрации избыточные ионы Cd²⁺ нарушают целостность клеточных мембран в корнях, приводят к быстрому образованию активных форм кислорода (ROS) и, как следствие, к пероксидации липидов и снижению ферментативной активности, что выражается в чётком подавлении роста. Свинец (Pb) преимущественно связывается с поверхностью корня и далее, конкурируя с кальцием (Ca²⁺), дестабилизирует кальциевые сигнальные пути, нарушает электронно-транспортную цепь митохондрий и функции мембранных белков, вызывая быстрое ингибирование корней. Действие мышьяка (As) более вариативно: As(V) может проникать в растение, имитируя фосфат, а внутри растительной ткани восстанавливаться до более токсичного As(III), который связывается с тиоловыми группами белков и, таким образом, блокирует энергетический обмен и систему антиоксидантных ферментов (Li и др., 2019; Mu и др., 2019; Guo и др., 2020; Chen и др., 2021; Wang и др., 2017; Song и др., 2018.)

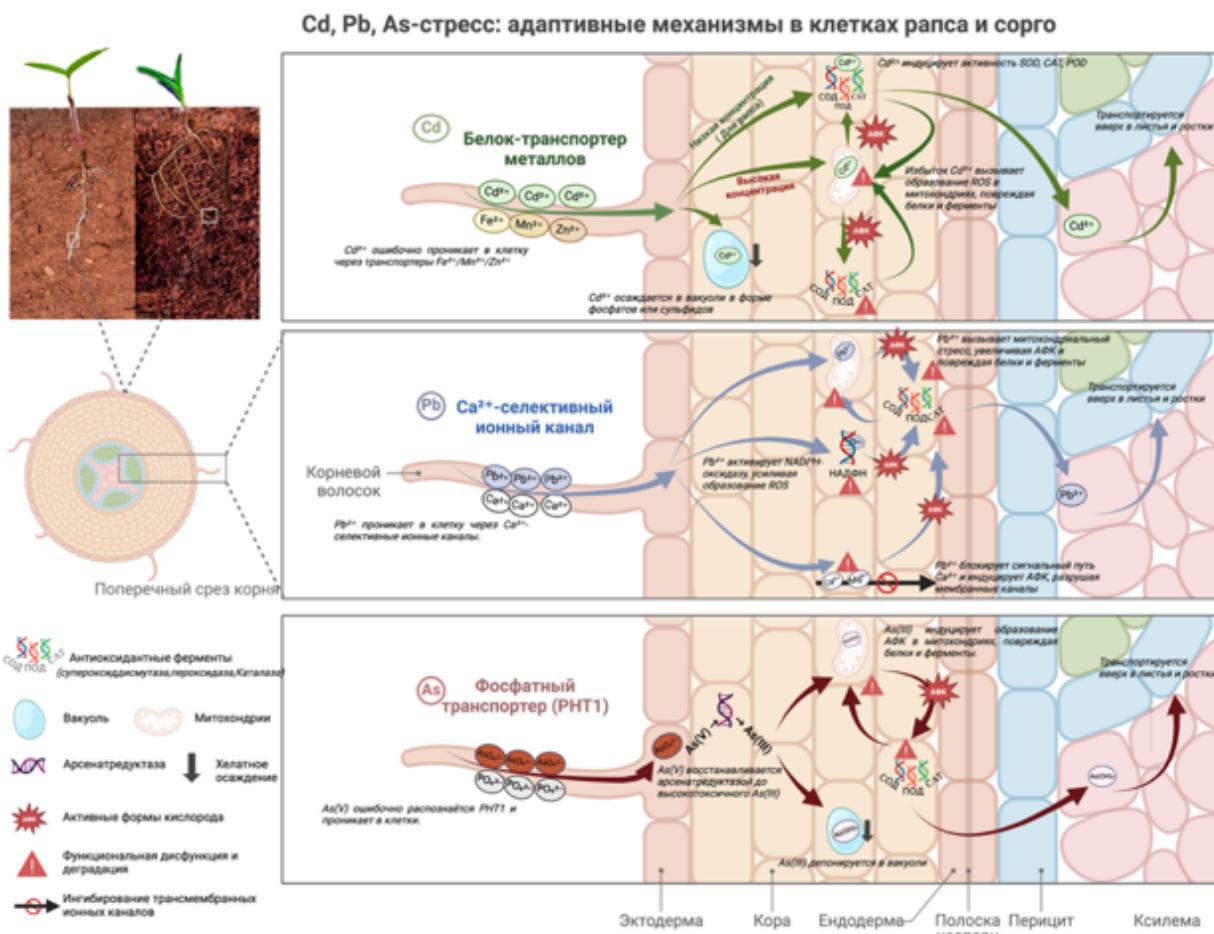


Рисунок 7.15. Клеточные механизмы адаптации рапса (*Brassica napus*) и сорго (*Sorghum bicolor*) к стрессу Cd, Pb и As

Однако в присутствии нескольких металлов данные процессы перестают существовать изолированно и вступают в конкуренцию, аддитивное или синергетическое взаимодействие. Особенно сложным становится сценарий при смешанном загрязнении Cd, Pb и As: при относительно низких дозах Cd может частично активировать антиоксидантные ферменты и слегка снижать деструктивное действие Pb на мембранные, что выглядит как антагонизм. С ростом концентрации Pb происходит усиление его ингибирующего влияния, превышающее «защитный» вклад Cd, и рост растений заметно подавляется. При этом присутствие As добавляет ещё один уровень сложности: As, восстанавливаясь до As(III), усиливает свою токсичность и потенциально способствует более сильному совместному негативному эффекту Pb и Cd. Например, Cd, разрушая или «ошибочно активируя» защитные механизмы клеток корня, может облегчать проникновение Pb и As, что при высоких концентрациях приводит к синергическому поражению (Lu и др., 2020; Engström и др., 2010; Wei и др., 2020; Mahaffey и др.).

Помимо этого, совместное присутствие нескольких тяжёлых металлов влияет на усвоение растениями других важных питательных элементов (Fe, Zn, Mn) — данный фактор в условиях одиночного загрязнения выражен слабо, однако при комплексном воздействии может провоцировать нарушения питания и повышать физиологический стресс (1977; Huang и др., 2017; Kordas и др., 2018; Melila и др., 2021.). Так, например, при Pb-As в щелочной среде способно формироваться труднорастворимое соединение $Pb_3(AsO_4)_2$, но при наличии Cd, который подрывает антиоксидантную систему и функционирование ионных каналов, баланс Pb-As может быть нарушен, что приводит к возрастанию поступления ионов в ткани растения и усилинию токсичности (Zhang и др., 2021; Tang и др., 2014; Mi и др., 2019).

Таким образом, в условиях одиночного загрязнения механизм воздействия металла относительно ясен и поддаётся количественной оценке, а при многокомпонентном загрязнении появляются динамически меняющиеся механизмы, особенно на фоне изменения концентрации, типа грунта и особенностей взаимодействия металлов, что приводит к более сильной токсической реакции.

В данной тройной системе именно As часто выступает «ключевым фактором токсичности», так как множество вовлечённых биохимических путей обеспечивает ему быстрое и сильное негативное влияние на клетки растений, потенцируя токсичность других металлов и в итоге существенно подавляя рост ростков и корней.

7.3.2 Концентрационно-зависимые динамические взаимодействия Cd, Pb и As при смешанном загрязнении: реакция рапса и сорго

На основе анализа механизмов действия Cd, Pb и As в условиях одиночного и смешанного загрязнения, а также с учётом полученных кривых «доза–эффект» (табл. 7.3–7.4) и пороговых

уровней IC_{50} (табл. 7.5), можно систематически выявить динамическое изменение типов взаимодействий тяжёлых металлов от низких концентраций до достижения IC_{50} у рапса и сорго.

Результаты одиночного загрязнения и соответствующие механизмы являются важной базой для анализа взаимодействий в многокомпонентных системах. В условиях одиночного загрязнения кадмий (Cd) в диапазоне концентраций $1\text{--}20 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ оказывает стимулирующее влияние на рост рапса, однако с увеличением концентрации этот эффект постепенно ослабевает; у сорго данный эффект не проявляется заметно. Свинец (Pb) и мышьяк (As) проявляют выраженное дозозависимое ингибирирование роста, причём наклон токсической кривой для As существенно выше, чем для Pb , что говорит о его более быстрой и сильной токсичности для растений.

На примере элювиев K_1c с высоким содержанием CaCO_3 ($\approx 29 \%$), используя выполненный ранее анализ механизмов действия и сопоставление результатов кривых «доза–эффект» (табл. 7.3–7.4) с данными IC_{50} (табл. 7.5), была проведена углублённая оценка динамических реакций растений и общего типа эффекта в условиях смешанного загрязнения тяжёлыми металлами.

В системе $Cd\text{--}Pb$ на низких концентрациях ($\approx 1\text{--}2 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1} Cd$ и $100\text{--}200 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1} Pb$, $TU \geq -0,1$) антиоксидантные реакции, индуцированные Cd , эффективно смягчают повреждение мембран клеток, вызванное ионами Pb^{2+} , что выражается в выраженном антагонизме; при средних концентрациях ($\approx 5 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1} Cd$ и $500 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1} Pb$, $TU \approx -0,1$ до $-0,5$) защитный эффект Cd постепенно снижается, и ингибирующее действие Pb усиливается, переходя к аддитивному типу взаимодействия; при высоких концентрациях ($\geq 10 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1} Cd$ и $\geq 1000 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1} Pb$, $TU < -0,5$) совместный окислительный стресс превышает порог устойчивости растений, в результате чего корневая система первой переходит в состояние выраженного синергизма. Однако, учитывая полученные пороговые уровни IC_{50} (росток 2,17 TU, корень 1,67 TU), конечный тип взаимодействия в целом определяется как антагонистический, что свидетельствует о сохраняющемся защитном эффекте Cd в условиях высокого содержания CaCO_3 .

В системе $Cd\text{--}As$ диапазон антагонистического взаимодействия очень узкий и ограничен низкими концентрациями ($\approx 1\text{--}2 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1} Cd$ и $10\text{--}20 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1} As$, $TU \approx -0,05$). При средних концентрациях ($\approx 2\text{--}5 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1} Cd$ и $20\text{--}50 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1} As$, $TU \approx -0,1$ до $-0,4$) интенсивное восстановление $As(V)$ до более токсичного $As(III)$, а также ингибирующее влияние Cd на серосодержащие защитные механизмы, быстро переводят тип взаимодействия из аддитивного в синергизм. При высоких концентрациях ($\geq 10 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1} Cd$ и $\geq 100 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1} As$, $TU < -0,5$) синергизм усиливается, и порог IC_{50} для корней наступает раньше (рапс 1,22 TU, сорго 0,77 TU). С учётом более позднего подавления ростков общий тип взаимодействия остаётся антагонистическим (росток рапса 1,67 TU, росток сорго 0,88 TU), что подчёркивает различную чувствительность органов растений.

Система $Pb\text{--}As$ демонстрирует принципиально иную картину взаимодействий из-за

образования слабо растворимого осадка $\text{Pb}_3(\text{AsO}_4)_2$. Даже при средних концентрациях ($\approx 500 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ Pb и $50\text{--}100 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ As, $\text{TU} \approx -1$) сохраняется стабильный антагонизм или слабая аддитивность; только при очень высоких концентрациях ($\geq 1000 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ Pb и $\geq 200 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ As, $\text{TU} < -2$) проявляется заметный синергизм. Благодаря стабильности осаждения конечные уровни IC_{50} остаются самыми высокими среди всех исследованных систем (2,48–3,09 TU), однозначно определяя общий тип взаимодействия как антагонистический.

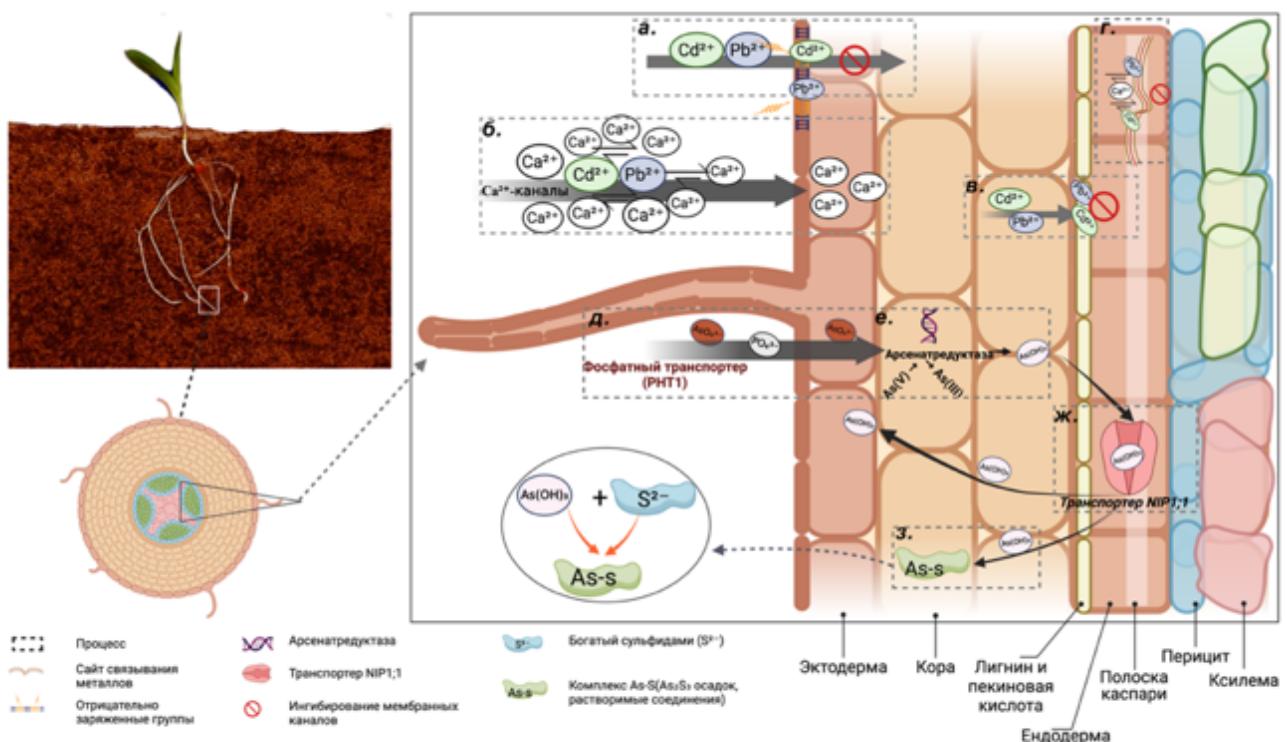
Тройная система Cd–Pb–As объединяет свойства двухкомпонентных систем. На низких концентрациях ($\approx 1\text{--}2 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ Cd, $20\text{--}50 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ As и $100\text{--}200 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ Pb, $\text{TU} \approx -0,15$) эффекты металлов взаимно компенсируются, рост растений близок к контролю; при средних концентрациях ($\approx 5 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ Cd, $100 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ As и $500 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ Pb, $\text{TU} \approx -0,6$) наблюдается аддитивное подавление роста; при высоких концентрациях ($\geq 10 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ Cd, $\geq 200 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ As и $\geq 1000 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ Pb, $\text{TU} < -1,2$) резко проявляется синергизм. Тем не менее, благодаря сочетанию защитной антиоксидантной реакции Cd и эффекта осаждения Pb–As, итоговые значения IC_{50} остаются в зоне антагонизма (росток рапса 1,95 TU, корень 1,51 TU; росток сорго 2,26 TU, корень 1,86 TU), демонстрируя сохранение общей буферной способности системы.

Анализируя различия между видами и органами растений, следует отметить, что корневая система, напрямую контактирующая с раствором металлов, быстрее переходит в состояние синергического подавления, чем ростки. В системах с Cd рапс демонстрирует более высокую устойчивость в низких и средних концентрациях, тогда как в системе Pb–As рапс проявляет более высокую чувствительность к мышьяку, чем сорго.

В элювиях J_{3p} – J_{3s} – J_{2s} с низким содержанием CaCO_3 ($\approx 5 \%$) описанные выше закономерности взаимодействий сохраняются, но из-за ослабленной буферной способности системы пороговые уровни IC_{50} и синергический эффект наступают на 20–40 % раньше, что проявляется в более низких IC_{50} и выраженному синергизму. Таким образом, содержание CaCO_3 в элювиях существенно влияет на концентрационные пороги и степень токсичности смешанного загрязнения тяжёлыми металлами, определяя чувствительность и общую силу взаимодействий.

7.3.3 Чувствительность применяемых растений к одиночному и смешанному загрязнению красноцветных грунтов Cd, Pb и As

Под влиянием смешанного загрязнения несколькими тяжёлыми металлами различные виды растений и органы демонстрируют контрастную степень чувствительности. В настоящем исследовании были выбраны рапс (*Brassica napus*) и сорго (*Sorghum bicolor*) как представители Крестоцветных и Злаков, соответственно, для выявления специфики ответных реакций при загрязнении Cd, Pb, As и их комбинациями. Данные эксперимента наглядно показывают различия чувствительности как на видовом уровне, так и на уровне отдельных органов.



Механизмы устойчивости сорго к Cd, Pb и As

- а. Сайты связывания металлов фиксируют Cd^{2+} и Pb^{2+} , снижая их подвижность.
- б. Cd^{2+}/Pb^{2+} конкурируют за трансмембранный транспорт с высоковффинными белками обмена Ca^{2+} .
- в. Лигно-пектиновый барьер фиксирует и препятствует проникновению Cd^{2+}/Pb^{2+} в клеточную стенку.
- г. Cd^{2+}/Pb^{2+} конкурируют с Ca^{2+} за связывание с анионными группами, снижая подвижность.
- д. As(V) ошибочно распознается PHT1 и проникает в эпидермис.

- е. As(V) редуктазой превращается в более токсичный As(III).
- ж. As(III) экспортируется в ризосферу через транспортер NIP1;1.
- з. As(III) связывается с сульфидами, формируя As-S комплексы (As_2S_3 осадок, растворимые соединения).

Рисунок 7.16. Клеточные барьерные и детоксикационные механизмы сорго (*Sorghum bicolor L.*) в условиях стресса, вызванного Cd, Pb и As

На видовом уровне рапс в целом сильнее страдает от загрязнения тяжёлыми металлами по сравнению с сорго. Полученные результаты указывают, что при низкой или средней концентрации Cd, Pb, As ($Cd-5$, $Pb-100$, $As-100$ $\text{мг}\cdot\text{кг}^{-1}$) у рапса довольно рано наступает точка подавления (при Cd — стимуляции) — будь то падение показателей прорастания, длины ростков или корней (где Cd даёт эффект EC_{150} , а Pb/As — IC_{50}). На рис 16 представлены специфические защитные и детоксикационные механизмы сорго, обеспечивающие его повышенную устойчивость к загрязнению тяжёлыми металлами (Cd, Pb и As) по сравнению с рапсом. Существующие литературные данные (Cabrera и др., 2022; Liu и др., 2021) подтверждают, что Крестоцветные характеризуются более высокой скоростью поглощения и переноса ионов металлов даже на стадии проростков, что вызывает перегрузку антиоксидантных систем (POD, SOD и др.) и провоцирует резкое накопление ионов во внутренних тканях. Образование ROS, нарушение мембран и дестабилизация митохондриального потенциала, происходящие быстрее у рапса, приводят к раннему выходу в фазу подавления роста. Сорго при равных концентрациях проявляет большую стабильность, особенно в начальный период воздействия Cd или Pb, когда основные ростовые параметры (всходжесть, длина ростков и корней) остаются на приемлемом

уровне. Исследования злаковых (например, пшеницы, риса, проса) показывают, что внешние слои корня, в частности суберинизированные или лигнифицированные структуры, могут задерживать тяжёлые металлы, уменьшая их проникновение (Maina и др., 2022; Enyew и др., 2021; Kumssa и др., 2017). Тем не менее при возрастании концентрации или времени контакта «оборона» (защитные барьеры) корня постепенно ослабевает, а для As или сочетаний Cd+As, Pb+As характерен существенно более выраженный эффект торможения роста, хотя в целом сорго остаётся менее уязвимым, чем рапс.

На уровне органных различий корневая система страдает первой и обычно сильнее, что неоднократно подтверждается не только результатами данной работы, но и многочисленными литературными источниками (Ohadi и др., 2018; Medraoui и др., 2007; Mohammed и др., 2015). Корень непосредственно контактирует с тяжёлыми металлами в грунтовом растворе и первым реагирует на накопление ионов. Как у рапса, так и у сорго, падение длины корней часто опережает негативные изменения в ростках. Ионы Cd, Pb, As фиксируются на поверхностных заряженных группах клеточной стенки, осаждаются в клеточных межтканевых пространствах, либо реагируют с сульфогидрильными участками мембранных белков, что провоцирует повышение ROS и структурные повреждения внешнего слоя корня. Корень, утративший способность к нормальному водо- и питательному обмену, приводит в конечном итоге к ослаблению формирования ростка, которое может проявиться позднее по мере развития стресса.

Таким образом, по результатам сравнения двух видов растений очевидно, что рапс в контексте воздействия Cd, Pb и As (как одиночных, так и многокомпонентных) оказывается более уязвим, причём признаки подавления проявляются уже на низко-средних уровнях содержания загрязнителей (порядка Cd-5, Pb-100, As-100 мг·кг⁻¹). Сорго в той же ситуации демонстрирует более высокую толерантность, однако при повышенных концентрациях As (либо Cd+As, Pb+As) его корневой барьер также прорывается, и растение перестаёт сохранять стабильный рост. При сравнении ростковых и корневых органов во всех изученных схемах воздействие быстрее и сильнее сказывается на корне, тогда как ростки, как правило, позднее и менее резко реагируют. Эта закономерность обусловлена биологическими и физиологическими особенностями Крестоцветных и Злаковых, уровнем корневой суберинизации и хелатирования, а также функциональной ролью корня в первичном ответе на стресс тяжёлыми металлами.

7.3.4 Различия в росте рапса и сорго при разном содержании карбоната кальция (CaCO₃) в красноцветных грунтах

При существенных различиях в содержании CaCO₃ в грунте воздействия таких металлов, как Cd, Pb и As, могут выражаться кардинально иначе. В рамках данного исследования особый

контраст обнаруживается между элювиями K_{1c} (29,21% CaCO₃, pH=8,65) и элювиями J_{3p}-J_{3s}-J_{2s} (5,31% CaCO₃, pH=8,48). Состояние прорастания и начального роста рапса и сорго, выращиваемых в этих грунтах, отражает как вариацию доступности металлов при различной щёлочности и наличии карбоната кальция, так и совокупное влияние фона тяжёлых металлов и свойств грунта. Рис 7.17 иллюстрирует различия в механизмах связывания ионов Cd²⁺, Pb²⁺ и AsO₄³⁻ в красноцветных грунтах с высоким (элювий K_{1c}) и низким (элювий J_{3p}-J_{3s}-J_{2s}) содержанием CaCO₃, демонстрируя, как варьирующиеся условия карбонатности изменяют соотношение свободных и связанных форм загрязнителей, а также их взаимодействие при одиночном и смешанном загрязнении.

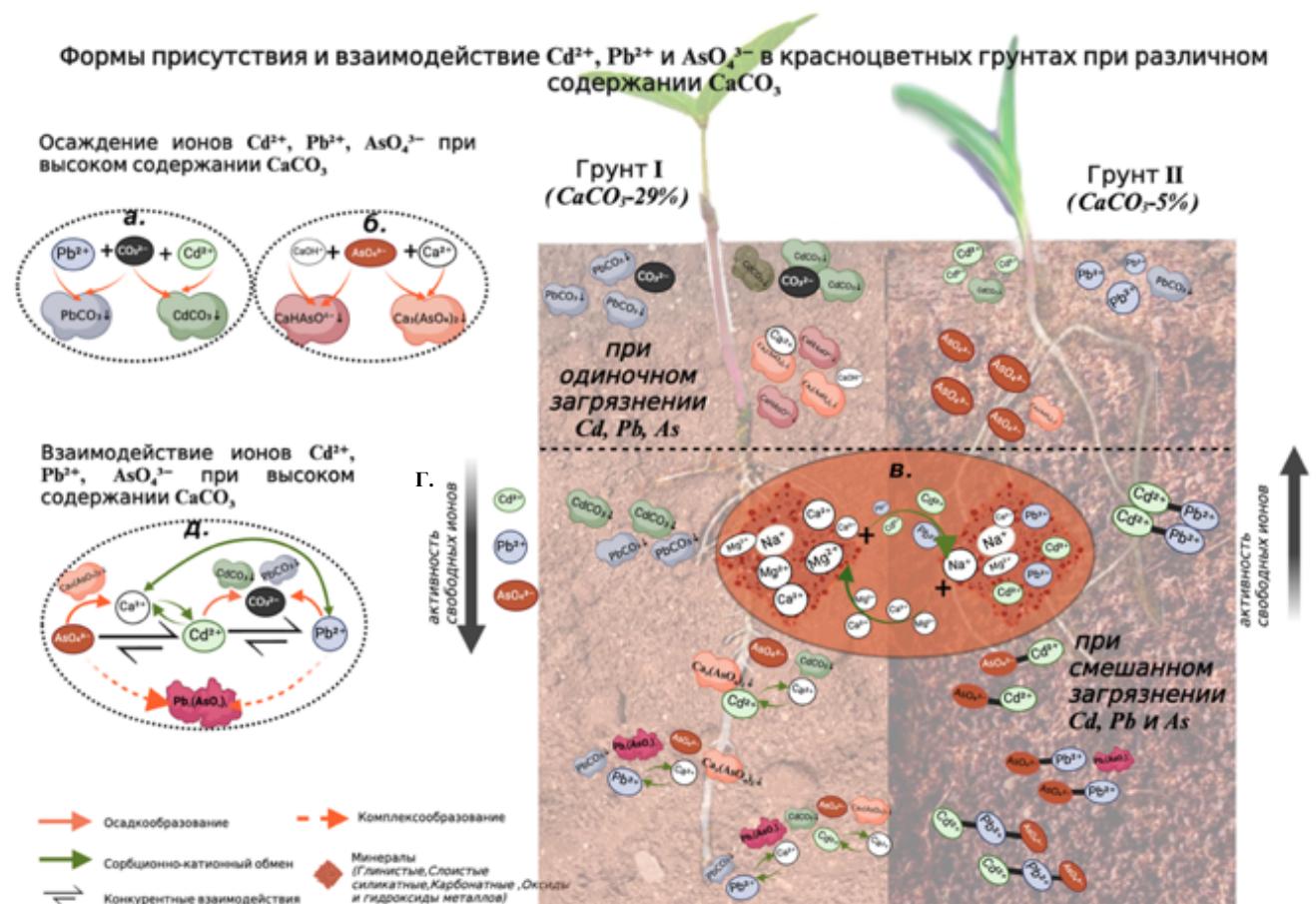


Рисунок 7.17. Формы присутствия и взаимодействие Cd²⁺, Pb²⁺ и AsO₄³⁻ в красноцветных грунтах при различном содержании CaCO₃(грунт I-элювий K_{1c} и II-элювий-J_{3p}-J_{3s}-J_{2s})

Исходя из данных литературы (Wang и др., 2017; Dogra и др., 2020; Wierzbicka и др.2019), высокая щёлочность и значительные концентрации карбоната кальция в среде способствуют снижению биодоступности ряда ионов металлов. В элювиях K_{1c} высокое содержание CaCO₃ и более щелочная реакция среды способствуют образованию малорастворимых карбонатов CdCO₃ и PbCO₃ при взаимодействии с ионами Cd²⁺ и Pb²⁺, находящимися в подвижной форме. (Рис 7.17 а). Это существенно снижает активность данных металлов. Кроме того, при ионном обмене Cd²⁺ и Pb²⁺ с катионами (Ca, Na, Mg, K), связанными с грунтовыми минералами (глина, слоистые

силикаты, карбонаты, оксиды и гидроксиды металлов), эти ионы легче фиксируются, что дополнительно уменьшает их концентрацию в грунте (Рис 7.17 в). При одиночном загрязнении Cd или Pb подобный эффект особенно выражен: рапс и сорго при низко-средней дозе ($Cd-5, Pb-100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) сохраняют относительно высокую всхожесть и длительное время избегают значимого подавления (отсутствует резкое падение длины ростков и корней). При этом поведение As отличалось: As(V) в щелочных условиях не столь эффективно адсорбируется CaCO_3 , а потому он способен сохранять высокую биодоступность. В щелочной среде As(V) и As(III) могут взаимодействовать с Ca^{2+} с образованием малорастворимых осадков ($\text{Ca}_3(\text{AsO}_4)_2$, $\text{Ca}(\text{AsO}_3)_2$) (Рис 7.17 б). Однако при нейтральном или слабокислом pH эти соединения обладают сравнительно высокой растворимостью, благодаря чему As(V) и As(III) сохраняют значительную миграционную способность. Следовательно, даже в элювиях K_1c с высоким содержанием CaCO_3 мышьяк по-прежнему оказывает выраженное токсическое воздействие на рапс и сорго. При смешанном загрязнении, помимо осадкообразования и обменных процессов, характерных для отдельных металлов, возникают конкурентные взаимодействия: Cd^{2+} и Pb^{2+} конкурируют за связь с CO_3^{2-} , Cd^{2+} и As(V) — за комплекс образование с Ca^{2+} , тогда как Pb^{2+} и As(V) могут формировать комплекс $\text{Pb}_3(\text{AsO}_4)_2$, соперничая с Ca^{2+} (Рис 7.17 д). Эти процессы дополнительно снижают подвижность Cd, Pb и As в грунте, что приводит к более позднему проявлению токсического порога.

В сравнении с этим, в элювиях $J_{3p}-J_{3s}-J_{2s}$ содержание CaCO_3 значительно ниже (около 5,31%), в результате чего процессы осаждения металлов и ионного обмена при одиночном загрязнении выражены слабее. Даже при смешанном загрязнении, несмотря на сохраняющуюся конкуренцию между ионами, ограниченные количества Ca^{2+} и CO_3^{2-} быстро расходуются, и оставшиеся ионы металлов не могут эффективно осаждаться или фиксироваться. Это приводит к более высокой концентрации активных форм тяжелых металлов в грунте, усугубляя пролонгированное негативное воздействие на ризосферу растений. С учётом критической роли корня как первичного барьера (Xu и др., 2007; Santos-Araujo и др., 2016.), становится понятно, что и при одиночном Cd/Pb/As, и при их комбинациях именно на этом уровне происходит раннее подавление. Повреждение клеток корневого кончика, сбой митохондриальных процессов и ROS-стресс приводят к резкому падению длины корней и всхожести, которое наблюдается уже при относительно умеренных концентрациях. Сорго иногда способно задержать углубление стресса благодаря коровой суберинизации или белкам-хелаторам, но при более высоких фоновых концентрациях (в элювиях $J_{3p}-J_{3s}-J_{2s}$) наступает более ранний «слом», а у рапса, обладающего ещё более быстрой скоростью поглощения металлов, негативные проявления могут возникать уже на низких или средних уровнях загрязнителей ($Cd-5, Pb-100, As-100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$).

Регулирование раннего роста рапса и сорго под влиянием CaCO_3 — это сложный результат

взаимодействия множества факторов, помимо содержания CaCO_3 и рН, существенную роль играет исходный уровень содержания тяжелых металлов, пористость (Р) грунта, влажность и т. д. Например, фоновые уровни тяжелых металлов (Cr, Ni, Cu, Zn, Pb и др.) в элювиях $J_{3p}-J_{3s}-J_{2s}$ изначально выше, чем в элювиях K_{1c} . Ограниченные резервы Ca^{2+} и CO_3^{2-} быстро исчерпываются, благодаря чему оставшиеся ионы металлов сохраняют повышенную активность и усиливают токсическое воздействие на растения.

В элювиях $J_{3p}-J_{3s}-J_{2s}$ с низким содержанием CaCO_3 (~5 %) одновременное накопление нескольких металлов вызывает выраженные нелинейные взаимодействия, особенно при сочетаниях $\text{Pb} + \text{As}$, $\text{Cd} + \text{As}$ и тройной смеси $\text{Cd}-\text{Pb}-\text{As}$. Дефицит карбоната кальция этой толщи ограничивают процессы осаждения ионов, поэтому растения подвержены более сильному многокомпонентному стрессу: подавление роста корней (IC_{50}) достигается при меньших суммарных дозах, а дозо-эффектные кривые становятся круче уже на ранних стадиях. В элювиях K_{1c} с повышенным содержанием CaCO_3 (~29 %) ситуация иная: высокий уровень карбоната обеспечивает буферное действие, частично фиксируя Cd и Pb в малорастворимые формы и смягчая начальную fazu токсического воздействия, хотя пассивация As остаётся ограниченной.

В целом, высокое содержание CaCO_3 в элювиях K_{1c} действительно способно в определённой мере снизить доступность таких металлов, как Cd и Pb, и отодвинуть точку подавления роста растений, однако эффект ингибирования для As остаётся ограниченным. Напротив, в элювиях $J_{3p}-J_{3s}-J_{2s}$ с более низким содержанием CaCO_3 и повышенным фоновым уровнем тяжёлых металлов (особенно As) рапс и сорго под комбинированным металльным стрессом раньше достигают стадии торможения роста.

Выводы к главе 7

На основе проведенных экспериментальных исследований по фитотестированию и оценке состояния красноцветных грунтов при внесении загрязняющих веществ можно сделать следующие **выводы**.

1. Пороговые уровни загрязнения красноцветных грунтов Cd, Pb и As в условиях одиночного и смешанного загрязнения. В грунте с высоким содержанием CaCO_3 (29,21%) одиночное загрязнение Cd ($1\text{--}20 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$) стимулирует рост рапса ($\text{EC}_{150}:13,47/4,45 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ для ростков и корней), тогда как влияние на сорго незначительно. Pb ($100\text{--}2000 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$) и As ($20\text{--}500 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$) индуцируют дозозависимое ингибирирование: IC_{50} для рапса — $1111/460 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ (Pb) и $178/125 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ (As), для сорго — $1411/770 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ (Pb) и $386/181 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ (As). Во всех комбинациях Cd, Pb и As смешанное загрязнение достоверно ингибирировало рост растений (IC_{50} в пределах $0,77\text{--}3,09 \text{ TU}$), при этом смесь Cd-As вызывает наибольшее ингибирирование (минимум $0,46 \text{ TU}$), а Pb-As — наименьшее (максимум $3,09 \text{ TU}$); за исключением Pb-As, все As-содержащие комбинации характеризуются пониженными пороговыми значениями. В грунте с низким содержанием CaCO_3 (5,31%) все пороговые уровни ниже, ингибирующий эффект проявляется на ранних стадиях.

2. Различия поведения тяжёлых металлов при одиночном и смешанном загрязнении в красноцветных грунтах. В условиях одиночного загрязнения Cd, Pb и As соответственно вступают в ионный обмен, осаждаются или образуют комплексы с минеральными компонентами грунта, переходя в неактивные формы, а остаточные свободные ионы металлов могут мигрировать в прикорневую зону. При смешанном загрязнении между металлами наблюдаются выраженные взаимодействия: Pb и As способны образовывать стабильные осадки, снижая свою эффективность; Cd конкурирует с Pb и As за адсорбционные или координационные участки, такие как Ca^{2+} и CO_3^{2-} , нарушая исходное состояние связывания и изменяя долю активных форм каждого элемента. Эти взаимодействия изменяют их экологическую доступность и в растениях вызывают синергетические, антагонистические или аддитивные множественные динамические эффекты.

3. Видовые различия устойчивости рапса и сорго к загрязнению Cd, Pb и As. Рапс (*Brassica napus*) из-за высокой эффективности поглощения и транспорта металлов более чувствителен к Cd, Pb и As, тогда как сорго (*Sorghum bicolor*) благодаря корневому барьера и хелатным механизмам замедляет токсическое воздействие и обладает большей устойчивостью. Корневая система накапливает токсичность быстрее и повреждается в первую очередь, что приводит к нарушению водо- и питательного обеспечения, делая её более чувствительной по сравнению с ростками.

4. Содержание CaCO_3 существенно влияет на биодоступность Cd, Pb и As, а также на порог токсичности для растений. При высоком содержании CaCO_3 (29%) повышенные концентрации Ca^{2+} и CO_3^{2-} усиливают осаждение Cd^{2+} , Pb^{2+} и As(V) , а также их адсорбцию и ионный обмен с минеральными компонентами, снижая их активную концентрацию в почвенном растворе. При низком содержании CaCO_3 (5%) количество Ca^{2+} и CO_3^{2-} ограничено и быстро истощается, процессы пассивации ослаблены, доля свободных ионов увеличивается, токсическая нагрузка в ризосфере усиливается.

На основании полученных результатов сформулированы **третье и четвёртое защищаемые положения**.

Третье защищаемые положения: Пороговые уровни загрязнения красноцветных грунтов Cd, Pb и As в условиях одиночного и смешанного загрязнения зависят от содержания CaCO_3 . В грунте с высоким содержанием CaCO_3 (29 %) одиночное загрязнение Cd ($1\text{--}20 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$) стимулирует рост рапса, тогда как влияние на сорго незначительно. Pb ($100\text{--}2000 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$) и As ($20\text{--}500 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$) индуцируют дозозависимое ингибирирование. При смешанном загрязнении ингибирирование роста усиливается, при этом смеси с As наиболее токсичны. В грунте с низким содержанием CaCO_3 (5 %) все пороговые уровни ниже, ингибирующий эффект проявляется на ранних стадиях.

Четвёртое защищаемые положения: Механизм воздействия Cd, Pb и As на культуры высших растений при одиночном и смешанном загрязнении существенно различается в красноцветных грунтах с разным содержанием CaCO_3 , что приводит к различиям при оценке фитотоксичности. При одиночном загрязнении Cd, Pb и As оказывают специфическое воздействие, тогда как при смешанном загрязнении ионы этих металлов конкурируют за связывание с Ca^{2+} и CO_3^{2-} , образуя комплексы, изменяющие их ионную активность и вызывающие в растениях ответные реакции, связанные с антагонистическими, синергетическими или аддитивными взаимодействиями.

Глава 8. Стратегии восстановления территорий распространения красноцветных грунтов, загрязненных тяжёлыми металлами на основе выявленных пороговых значений для сельскохозяйственных культур и перспективы дальнейших исследований

Основная задача данной главы – на основе полученных ранее результатов исследования и с учётом новейших достижений в области экологической восстановления, экологической токсикологии и управления загрязнениями, сформировать научно обоснованную систему управления загрязнениями, которая обеспечит теоретическую поддержку и практические рекомендации для предупреждения и контроля загрязнения тяжёлыми металлами в Сычуаньском впадине и аналогичных экосистемах.

8.1. Экологический мониторинг и рекомендации по восстановлению красноцветных грунтов с превышением нормативов по тяжёлым металлам

Исследования, представленные в Главе 4, показали, что в данном регионе наиболее выраженными факторами загрязнения являются загрязнения кадмием (Cd) и мышьяком (As). Полученные данные свидетельствуют о том, что точечные и поверхностные выбросы, преимущественно связанные с сельскохозяйственными источниками (удобрения, пестициды, навоз), а также взаимодействие с промышленными или бытовыми сточными водами, приводят к накоплению различных тяжёлых металлов в красноцветных грунтах. Фитотестирование результаты которых проведённы в Главе 5, дополнительно выявили, что состав и свойства грунтов, особенно пористость (P), максимально-молекулярная влагоёмкость и содержание карбоната кальция, в совокупности с концентрациями Cd и As, оказывают значительное влияние на прорастание и начальный рост корней и ростков применяемых тест-растений. С экологической и токсикологической точек зрения, при длительном или усиленном превышении нормативов содержание тяжёлых металлов представляет угрозу не только для экологических функций грунтов, но и для здоровья человека посредством накопления металлов в пищевой цепи.

В связи с вышеизложенным, необходимо проводить многомерный и многоуровневый экологический мониторинг территорий распространения красноцветных грунтов с превышением нормативов по тяжёлым металлам, а также принимать систематические меры по их восстановлению. В данном разделе, на основе основных выводов предыдущих глав и практических потребностей, детально рассматриваются вопросы дифференцированного управления загрязнениями тяжёлыми металлами, контроля источников загрязнения,

регулирования состава и свойств грунтов и применения индикаторных растений для оптимизации траекторий восстановления и определения частоты мониторинга. Кроме того, обсуждаются вопросы повышения идентификационных способностей сельскохозяйственных производителей и методы внедрения технологий с целью разработки целостной, реализуемой стратегии восстановления загрязнённых сельскохозяйственных земель.

8.1.1. Стратегии дифференцированного управления и мониторинга на основе оценки текущего уровня загрязнения

Результаты исследования показывают, что участки в сельской местности, характеризуются наивысшим совокупным уровнями загрязнения, при этом загрязнения кадмием (Cd) и мышьяком (As) особенно выражены, а индекса геоаккумуляции (I_{geo}) и индекса потенциального экологического риска (PERI) у некоторых образцов достигают средних или высоких уровней. В пределах городских участков общий уровень загрязнения немного ниже, хотя потенциальная опасность от As и Ni требует внимания; в зонах пригородных участков общий уровень загрязнения относительно невысок, однако локальные точки с превышением нормативов по Cd не могут быть проигнорированы.

Стратегия управления красноцветными грунтами должна основываться на классификации земель по уровням загрязнения Cd, As и Ni, с учётом ПДК (GB 15618–2018) (0,6 мг·кг⁻¹ для Cd, 20 мг·кг⁻¹ для As, 60 мг·кг⁻¹ для Ni) и IC₅₀. Это позволит разделить территории на зоны низкого, среднего и высокого уровней загрязнения и применять дифференцированные меры управления. Для оптимизации мер восстановления в зависимости от уровня загрязнения тяжёлыми металлами предложена система стратификации участков и дифференцированного управления. Соответствующий алгоритм классификации и выбора стратегий восстановления представлен на рис 8.1.

Для низкого уровня загрязнения, где концентрации металлов не превышают нормативы, но наблюдается их накопление, рекомендуется мониторинг раз в 2–3 года, внедрение микроорганизмов-ростостимуляторов, пассивирующих агентов и агротехнических приёмов (севооборот, смешанные посадки).

В зонах средней загрязнённости с локальными превышениями Cd и As требуется интенсивный мониторинг и комплексное восстановление, включая химическую пассивацию (фосфаты, силикатно-кальциевые удобрения, наноионы Fe) и биоремедиацию (гипераккумуляторы, усиленная микробное восстановление). В хрупких экосистемах может потребоваться сокращение сельскохозяйственного использования.

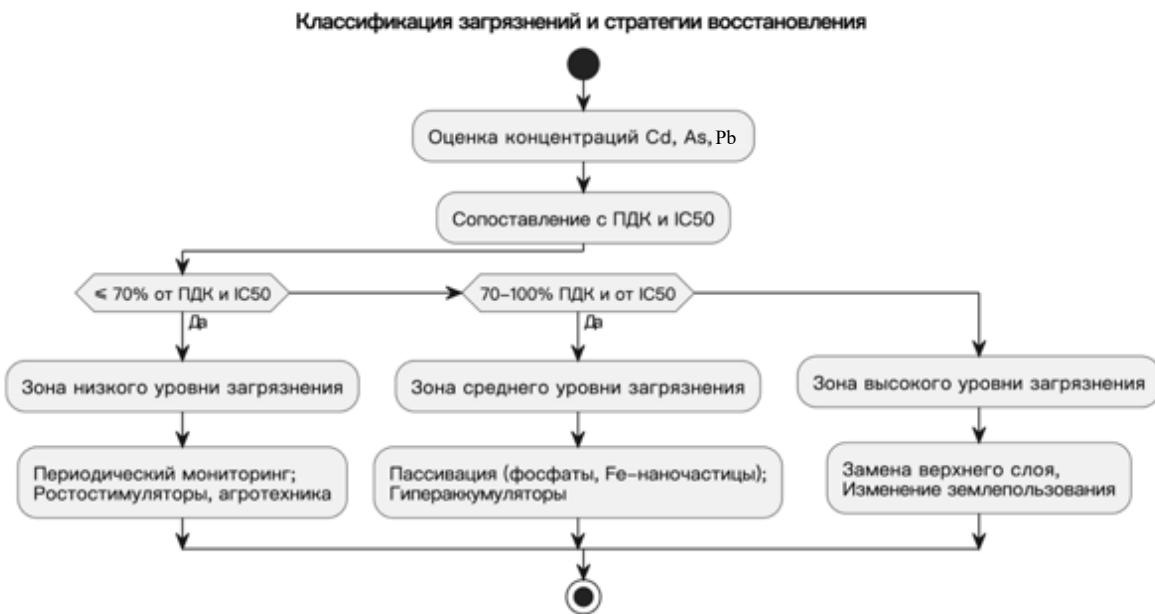


Рисунок 8.1. Схема классификации уровней загрязнения тяжёлыми металлами и соответствующих стратегий восстановления красноцветных грунтов

В зонах высокого уровня загрязнения с критическими превышениями Cd, As и Ni необходимы жёсткие меры: глубокая обработка и замена верхнего слоя грунта, высаживание растений-аккумуляторов (с контролем за вторичным попаданием металлов в пищевую цепь), очистка воды и изменение назначения земель (перевод в лесные массивы, буферные зоны, консервация участков) для снижения рисков для здоровья и экосистем.

8.1.2 Источники загрязнения и система технологий комплексного восстановления

Системное предотвращение загрязнений сельскохозяйственного происхождения.

Основными источниками загрязнения тяжёлыми металлами (Cd, As) являются нерациональное применение фосфорных удобрений, содержащих Cd, пестицидов с As и несоблюдение норм при использовании навозных удобрений. Важно усилить контроль источников, внедрив строгий мониторинг удобрений и пестицидов, ограничив их избыточное применение и используя хелатные добавки для снижения биодоступности металлов. Нормализация внесения органических удобрений, включая высокотемпературное компостирование, снизит активность Cd, а улучшение агротехнических практик повысит органическое содержание и пористость (P) грунта. В пригородных районах требуется внедрение малых систем очистки сточных вод и точного орошения для минимизации поверхностного загрязнения.

Управление промышленными источниками и точечное загрязнение. В промышленных и горнорудных районах загрязнение тяжёлыми металлами обусловлено выбросами предприятий и накопленными отходами. Необходим комплексный мониторинг с онлайн-контролем metallurgических и гальванических производств, предотвращением несанкционированного

сброса и гидроизоляцией хвостохранилищ. Рекультивация шлаковых отвалов и очистка полигонов для твёрдых отходов предотвратят вторичное загрязнение. Регулярный мониторинг грунтов и вод обеспечит контроль рисков и эффективность восстановительных мер.

Физико-химическая регуляция и комплексные технологии восстановления.

Фитотестирование подтвердило, что регулирование пористости и влажности грунта, а также оптимальное внесение CaCO_3 снижают токсичность Cd и As. Эффективное восстановление требует сочетания химической пассивации, биоремедиации и механических методов. Фосфаты, силикат кальция и наночастицы железа переводят металлы в стабильные формы, снижая их биодоступность, а органические добавки (гуминовые кислоты, компост) улучшают структуру грунта. Высаживание гипераккумуляторов и введение микроорганизмов-ростостимуляторов (*Rhizobium*, *Pseudomonas*) ускоряет фиксацию металлов. В условиях сильного загрязнения необходима комбинированное восстановление: глубокое вспахивание, замена верхнего слоя и интегрированный мониторинг эффективности восстановительных мер.

8.1.3. Оптимизация траекторий восстановления и частоты мониторинга на основе фитотестирования

Биомониторинг на основе комбинации сорго и рапса. Сорго демонстрирует устойчивость к Cd, тогда как рапс чувствителен к Cd и As, что делает их оптимальными индикаторами биоактивности тяжёлых металлов. Регулярное фитотестирование на загрязнённых участках с мониторингом прорастания, роста и биомассы корневой системы позволит отслеживать динамику биоактивных форм металлов. На ранних этапах восстановления индикаторные культуры помогут определить биотоксичность грунта и выявить ключевые факторы загрязнения, что обеспечит обоснованный выбор ремедиационных технологий. Повторные тестирования после применения химической пассивации, инокуляции микроорганизмами или модификации грунта позволят оценить эффективность мер и скорректировать стратегию, формируя систему мониторинга с обратной связью.

Динамическая оптимизация восстановления. Система «показатель – мера – обратная связь – коррекция» позволит оперативно адаптировать стратегии восстановления грунтов. Автоматизированные системы мониторинга ключевых параметров (pH, $E_{\text{o}-\text{в}}$, Cd, As) обеспечат непрерывный контроль и корректировку мер при выявлении токсических изменений. Параллельные испытания различных стратегий восстановления (химическая пассивация, гипераккумуляторы, биоремедиация) помогут выбрать наиболее эффективный подход. Интеграция данных фитотестирования, свойств грунта и экономических затрат с применением геоинформационных систем позволит прогнозировать долгосрочные риски и преимущества различных сценариев восстановления, повышая точность принимаемых решений.

8.2. Управление состоянием территорий распространения красноцветных грунтов, загрязненных тяжёлыми металлами, на основе выявленных пороговых концентраций

На основании систематического анализа концентрационных порогов, полученных в Главе 7 для рапса (*Brassica napus*, семейство *Brassicaceae*) и сорго (*Sorghum bicolor*, семейство *Poaceae*) в красноцветных грунтах западной части Сычуаньского впадины при одиночном и смешанном воздействии тяжёлых металлов (Cd, Pb, As), очевидно, что данные пороговые значения обладают многослойной практической значимостью для регионального управления загрязнениями и сельскохозяйственного производства. Красноцветные грунты Сычуаньского впадины характеризуются значительными различиями в содержании карбоната кальция, распределении глинистых частиц и сложным фоном содержания тяжёлых металлов, что делает механизмы пассивации или усиления токсичности элементов Cd, Pb и As менее стабильными по сравнению с другими типами грунтов. Это обстоятельство позволяет считать, что установленные концентрационные пороги для рапса и сорго в данных грунтах могут не только служить научным руководством для масштабного земледелия (рапс как основная экономическая культура, а сорго как основной зерновой продукт), но и представлять ориентир для управления выращиванием других культур, принадлежащих к *Brassicaceae* или *Poaceae*, в аналогичных экологогеологических условиях.

В данном разделе на основе вышеизложенных результатов будут рассмотрены конкретные приложения концентрационных порогов в управлении загрязнениями, охватывающие следующие аспекты: раннее предупреждение о загрязнениях на региональном уровне, рекомендации по агротехническому управлению, интегрированные схемы восстановления грунтов и формирование базы данных пороговых значений с последующим обменом информацией. Основной задачей является повышение согласованности экологической безопасности и экономической эффективности.

8.2.1. Применение концентрационных пороговых значений в системе регионального раннего предупреждения о загрязнениях

С учётом многокомпонентного риска тяжёлых металлов в красноцветных грунтах Сычуаньской впадины, предлагается включение пороговых значений (EC₁₅₀, IC₅₀) для рапса и сорго в систему мониторинга. Это позволит более точно оценивать влияние текущего уровня загрязнения на сельскохозяйственное производство. Предлагается создание сети мониторинговых пунктов с проведением базового обследования концентраций тяжёлых металлов в масштабах региона, с учётом pH, содержания CaCO₃ и глинистых фракций для классификации

грунтов.

Масштабный базовый мониторинг: проведение региональной переписи концентраций тяжёлых металлов в красноцветных грунтах с учётом pH, содержания CaCO₃ и глинистых фракций для их классификации.

Сравнительный анализ порогов: оценка уровня загрязнения на основе сопоставления концентраций Cd, Pb и As с пороговыми значениями (IC₅₀, EC₁₅₀); при их превышении требуется немедленное уведомление органов экологии и сельского хозяйства.

Динамическое обновление и целевой контроль: регулярный мониторинг «высокорисковых» зон для отслеживания накопления загрязнений и принятия оперативных мер по выявлению источников и усилению процессов восстановления.

Практическая значимость: включение пороговых значений рапса и сорго в систему раннего предупреждения повышает точность оценки угрозы для сельского хозяйства и служит основой для регулирования агротехнологий и водоснабжения.

8.2.2. Методика применения концентрационных порогов для управления выращиванием сельскохозяйственных культур

Сычуаньский впадина является одним из ключевых регионов производства рапса (*Brassica napus*) в Китае, а сорго (*Sorghum bicolor*) широко культивируется в некоторых районах как зерновая и кормовая культура. Применение экспериментально полученных пороговых значений в агротехнической практике может помочь фермерам и сельскохозяйственным администрациям разработать более обоснованные стратегии выбора сортов, схем севооборота и управления посевами. С целью минимизации потерь урожайности и предотвращения фитотоксических эффектов рекомендуется учитывать экспериментально установленные пороговые значения IC₅₀/EC₁₅₀ при выборе культур и агротехники. Логика принятия решений по данным параметрам представлена на рис 8.2.

Распределение культур на основе пороговых значений: если концентрация Cd приближается к IC₅₀ для корневой системы рапса, рекомендуется переход на менее чувствительные культуры (Poaceae, устойчивые сорта Brassicaceae) для предотвращения потерь урожая; при превышении порогов Pb и As для сорго следует сократить его возделывание или провести восстановление.

Интеграция индикаторного мониторинга и агротехнического управления: предпосевное фитотестиирование позволяет оперативно выявить превышение пороговых значений; снижение всхожести или укорочение корней требует немедленных мер (вспашка, пассивация, корректировка орошения), тогда как стабильный рост ($\geq 80\%$ от контроля) допускает выращивание без дополнительной восстановления.

Установление пороговых значений для контроля качества сельскохозяйственной продукции: если концентрация металлов в грунте приближается к IC₅₀, возрастает риск их накопления в продуктах, требующий контроля и возможной смены культур; при допустимых значениях допустимо выборочное тестирование продукции на стадии реализации.

Экстраполяция результатов на сопоставимые культуры: полученные пороговые значения для рапса и сорго могут быть применены к другим культурам их семейств, учитывая генетические различия, состав микробиоты корневой системы и региональные особенности почвы.



Рисунок 8.2. Применение пороговых значений IC₅₀/EC₁₅₀ при агротехническом управлении выращиванием культур

8.2.3. Интеграция концентрационных пороговых значений в стратегии реализации технологий восстановления грунтов

С точки зрения восстановления грунтов, концентрационные пороги в условиях красноцветных грунтов Сычуаньского впадины могут выступать в качестве количественной координаты для оценки эффективности восстановительных мероприятий и поэтапного планирования. В сочетании с методами мониторинга индикаторных растений и оптимизацией траекторий восстановления, описанными в пункте 8.1.3, применение порогов в ходе всего процесса восстановления можно условно разделить на несколько этапов (рис 8.3.).

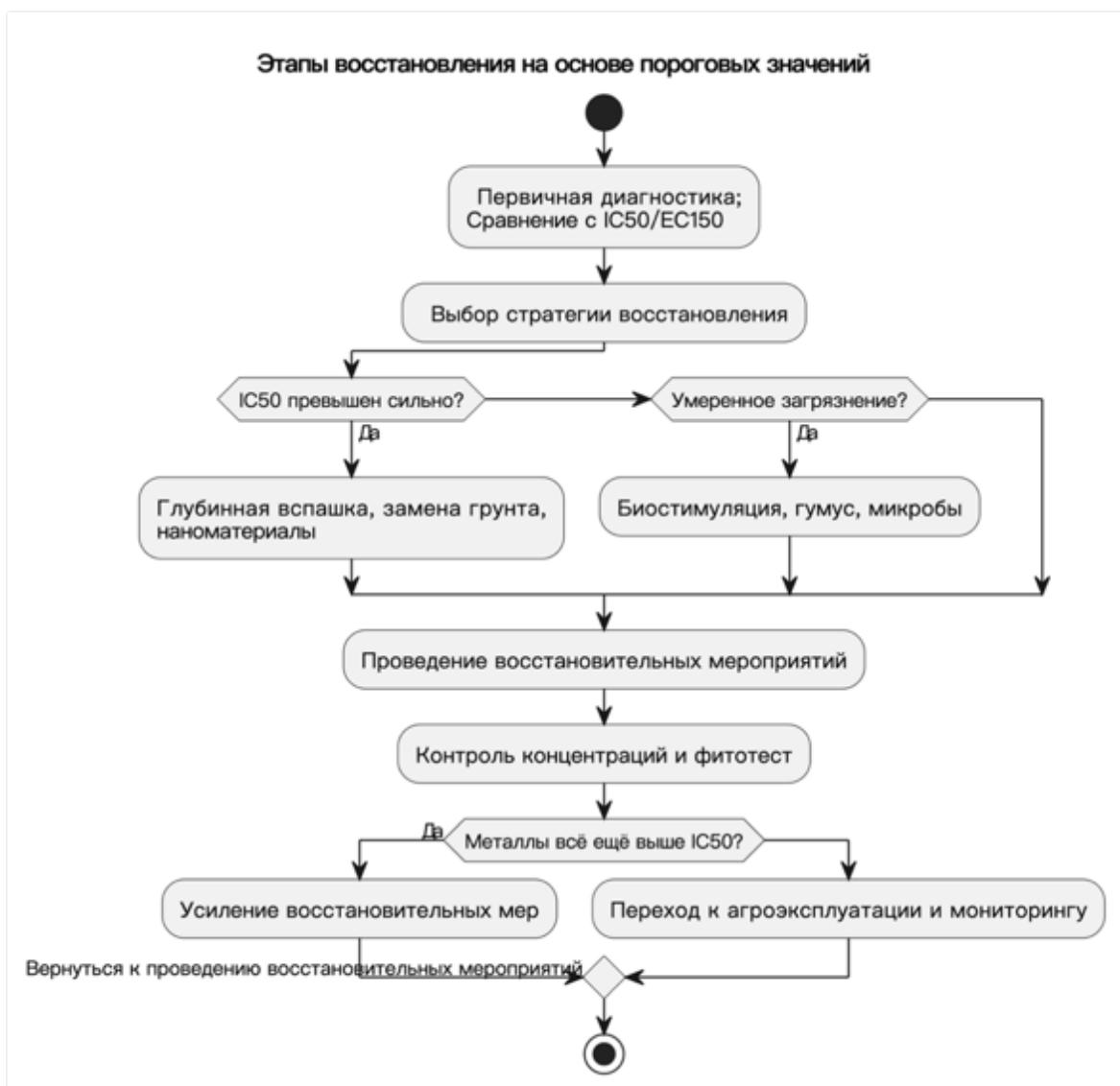


Рисунок 8.3. Этапы реализации стратегии восстановления на основе пороговых концентраций IC₅₀/EC₁₅₀

Первичная диагностика и выбор стратегии восстановления: при превышении IC₅₀ для корневой системы рапса или сорго необходима предварительное интенсивное восстановление (глубинная вспашка, замена грунта, пассивация наноматериалами); при среднем уровне риска (0,7–0,9 порога) возможны частичная биологическая пассивация или стимуляция

микроорганизмов для снижения затрат.

Процессный контроль и оперативная корректировка: после каждого этапа восстановления проводится анализ содержания металлов, и если их уровень остаётся выше IC₅₀, требуется усиление мер восстановления; при снижении концентраций ниже порогов переходят к фазе мониторинга, избегая избыточных затрат.

Сочетание с биомониторингом на основе рапса и сорго: тестовые посадки на восстановленных участках подтверждают эффективность восстановления; при отклонениях анализируются формы металлов, микроокружение (pH, Е_{o-8}) и качество воды, корректируются восстановительные меры.

Долгосрочные меры предосторожности и управления: при стабилизации уровней металлов ниже пороговых значений проводится мониторинг возможных повторных загрязнений; при превышении порогов запускаются локальные восстановительные мероприятия для предотвращения их накопления и снижения угрозы сельскому хозяйству.

Указанные шаги интеграции концентрационных порогов в стратегии восстановления позволяют эффективно управлять процессом восстановления красноцветных грунтов Сычуаньского впадины. Такой подход помогает выработать адаптивные, своевременные и целевые решения, что обеспечивает более быстрое и устойчивое восстановление экосистемной и сельскохозяйственной ценности земельных участков.

8.2.4. Разработка региональной базы данных концентрационных пороговых значений и перспективы её использования

Для обеспечения широкомасштабного и эффективного применения концентрационных пороговых значений содержания тяжёлых металлов крайне важно создать региональную базу данных и организовать обмен данными. Традиционные системы мониторинга качества окружающей среды зачастую фокусируются на фоновых значениях для грунтов или национальных стандартах допустимых уровней загрязнений, но при этом не учитывают динамические пороговые значения, непосредственно связанные с ростом культур и экологическими рисками. Если систематизировать данные о влиянии различных концентраций Cd, Pb, As на рост рапса, сорго и других культур, полученные в Главе 7 и последующих исследованиях, это позволит проводить более точную оценку рисков и потребностей в восстановления для разных типов грунтов и регионов, а также расширить возможности применения выявленных порогов.

Создание базы данных концентрационных порогов: база должна включать ЕС₁₅₀, IC₅₀, TU, D-кривые для различных культур (рапс, сорго, рис, пшеница и др.), учитывать условия одиночного и смешанного загрязнения, а также включать данные по свойствам грунтов и

характеристикам культурных органов с возможностью динамического обновления.

Платформа для управления и обмена данными: региональная платформа должна интегрировать мониторинг грунтов, агротехнические мероприятия и данные восстановления, обеспечивая доступ к актуальной информации для фермеров, научных организаций и органов управления с возможностью анализа и визуализации.

Региональная оценка и корректировка пороговых значений: анализ собранных данных позволит уточнять применимость пороговых значений с учётом локальных условий, выявлять региональные и временные отличия, а также адаптировать их для дополнительных культур и грунтов.

Межрегиональное сотрудничество и обмен информацией: база данных может использоваться для координации борьбы с загрязнением, помогая соседним регионам разрабатывать собственные критерии оценки рисков и ремедиативные стратегии, а также интегрироваться в национальные и международные проекты.

8.3. Перспективы дальнейших исследований красноцветных грунтов, загрязненных тяжёлыми металлами

В настоящем исследовании была проведена оценка уровня риска загрязнения тяжёлыми металлами красноцветных грунтов западной части Сычуаньского впадины и установлены источники их загрязнения. Также были выявлены основные грунтовые факторы (содержание карбоната кальция, pH, пористость (P) и водоудерживающая способность), влияющие на рост рапса и сорго, и проведён анализ воздействия основных тяжёлых металлов (Cd, Pb, As). Кроме того, с помощью экспериментов с контролируемыми переменными исследовалось воздействие индивидуального и комбинированного загрязнения Cd, Pb и As на рапс (*Brassica napus*) и сорго (*Sorghum bicolor*), что позволило описать чувствительность растений к различным условиям загрязнения и определить ключевые показатели, такие как пороговые концентрации (IC₅₀, EC₁₅₀). На основе полученных данных дальнейшее углубление и расширение выводов исследования в более сложных и приближенных к реальным полевым условиям, а также в междисциплинарном контексте требует включения дополнительных факторов окружающей среды, изучения микробных и ферментативных процессов, применения методов мультиомики и электронной микроскопии, учёта территориального аспекта и развития междисциплинарного сотрудничества.

Будущие исследования должны быть расширены за счет проведения динамического мониторинга на полевых участках и внедрения новых практик земледельческих систем. В реальных условиях красноцветные грунты подвержены сезонным и агротехническим изменениям, поэтому необходимо долгосрочно сопоставлять фактические концентрации и

формы тяжёлых металлов с лабораторными пороговыми данными и при необходимости адаптировать их к конкретным условиям.

Исследование микробных сообществ и ферментативных процессов. Помимо pH и содержания карбоната кальция, важную роль в поглощении и инактивации металлов играют корневые микробы и ферменты, поэтому использование метагеномики и транскриптомики поможет уточнить взаимодействие растений с микроорганизмами и разработать более экологичные способы управления загрязнением.

Молекулярные взаимодействия металлов и интеграция мультиомных данных. Детальный анализ экспрессии генов, транспортных белков и антиоксидантных ферментов в условиях нескольких металлов позволит выявить конкурентные и синергетические эффекты на уровне молекулярных сетей и наметить пути создания устойчивых сортов и микробных препаратов.

Применение микроскопических методов для изучения взаимодействия металлов. Использование электронной микроскопии (SEM, TEM, EDS) и синхротронных методов (XAES) поможет увидеть пространственное распределение Cd, Pb и As в корневой системе, раскрыть механизмы антагонизма или синергизма и увязать их с ферментативными и мультиомными данными.

Органичное сочетание данных настоящего исследования с предложенными направлениями позволит не только расширить теоретическое понимание механизмов токсичности тяжёлых металлов в красноцветных грунтах, но и укрепить научные основания для оценки рисков и разработки восстановительных мероприятий. Междисциплинарный подход, включающий генетику растений, микробиологию, экологическую геологию и региональную экономику, создаст предпосылки для разработки новых устойчивых сортов, улучшения структуры грунтов и повышения безопасности и эффективности сельскохозяйственного производства. В результате данные исследования будут иметь прикладное значение не только для красноцветных грунтов Сычуаньского впадины, но и для аналогичных грунтовых систем в других регионах.

Выводы к главе 8

В результате рассмотрения стратегий восстановления территорий распространения красноцветных грунтов, загрязненных тяжёлых металлов, и с учетом выявленных пороговых значений уровней загрязнения для сельскохозяйственных культур можно сделать ряд выводов и рекомендаций для дальнейших исследований.

1. Формирование системы дифференцированного управления и восстановления на основе пороговых концентраций. Предлагается классификация участков на зоны низкого ($\leq 70\%$ IC₅₀), среднего (70–100% IC₅₀) и высокого уровня загрязнения ($>100\%$ IC₅₀) с применением соответствующих стратегий: регулярный мониторинг и агроэкологические меры; комбинированная химико-растительное восстановление; замена грунта и изменение землепользования.

2. Разработка системы мониторинга и раннего предупреждения на основе рапса и сорго. Рекомендуется включение EC₁₅₀ и IC₅₀ для *Brassica napus* и *Sorghum bicolor* в систему экологического мониторинга. Использование показателей фитотестирования (всхожесть, длина корня) позволяет оценивать уровень загрязнения и эффективность восстановления в рамках замкнутого цикла «индикатор — мера — обратная связь — корректировка».

3. Создание региональной базы пороговых значений и платформы поддержки решений. Предлагается формирование динамически обновляемой базы данных, интегрирующей свойства грунта, концентрации загрязнителей и реакции растений, для повышения точности оценки рисков и выбора оптимальных стратегий восстановления.

4. Углубление междисциплинарных исследований механизмов загрязнения и восстановления. В условиях полевых участков рекомендуется проведение долгосрочного мониторинга с применением методов анализа микробных сообществ, мультиомных технологий и микроскопических наблюдений. Разработка устойчивых сортов, микробных препаратов и комплексных моделей восстановления для красноцветных грунтов и аналогичных экосистем.

Заключение

Настоящее исследование направлено на анализ влияния состава и свойств красноцветных грунтов на рост местных типичных сельскохозяйственных культур — рапса (*Brassica napus L.*) и сорго (*Sorghum bicolor L.*) с применением методов фитотестирования. Кроме того, работа нацелена на оценку пороговых уровней загрязнения характерными тяжёлыми металлами (Cd, Pb и As) и их различными комбинациями в красноцветных грунтах с целью выявления процессов миграции, трансформации, взаимодействия и биотоксичности указанных элементов, а также определения их экологической значимости.

Проведён комплексный анализ пространственного распространения красноцветных грунтов в западной части Сычуаньской впадины и их связи с геологическими условиями. На основе данных дистанционного зондирования и анализа структуры землепользования были отобраны три типичных аграрных участка с различной антропогенной нагрузкой: Таохуали (сельский), Шипаньчжэнъ (пригородный) и Хулу (городской). Для обеспечения репрезентативности случайным методом было отобрано 360 образцов грунта (с глубин 0–30 см и 30–60 см), а также дополнительно были отобраны образцы материнских пород.

В рамках исследования был проведён системный анализ природных условий и механизма формирования красноцветных грунтов в районах распространения, а также определены их основные характеристики состава с акцентом на содержание токсичных элементов.

С целью определения текущего уровня загрязнения красноцветных грунтов и идентификации основных источников, выполнена оценка концентраций Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb и Hg, которая проведена с использованием индексов геоаккумуляции (I_{geo}), Немерова (NPI), потенциального экологического риска (PERI) и серого корреляционного анализа. Источники загрязнения были выявлены с использованием моделей абсолютных главных компонент и множественной линейной регрессии (APCS-MLR), а также неотрицательной матричной факторизации (PMF).

Путём фитотестирования с использованием типичных для исследуемого региона сельскохозяйственных культур — рапса (*Brassica napus*) и сорго (*Sorghum bicolor*) был проведён сравнительный анализ порядка 22 тысяч показателей роста тестируемых культур, выращенных в условиях исходного грунта, дистиллированной воды и референтного грунта. В результате проведенных фитотестов оценено влияние состава красноцветных грунтов на рост растений. С применением редундантного анализа (RDA), географического детектора факторов и модели XGBoost-SHAP были идентифицированы основные факторы состава и свойств красноцветных грунтов, влияющие на рост используемых тест-растений.

В дальнейшем, с учётом характерных загрязняющих элементов (As, Cd) в красноцветных

грунтах исследуемого региона, а также тенденции исторического накопления Pb, и с учётом пространственной дифференциации содержания CaCO₃ в грунтах (группа с высоким содержанием CaCO₃ — 29%, группа с низким — 5%) был проведён концентрационно-градиентный эксперимент по фитотестированию при одиночном (As: 20–500 мг·кг⁻¹, Cd: 1–20 мг·кг⁻¹, Pb: 100–2000 мг·кг⁻¹) и смешанном загрязнении. В ходе эксперимента было получено 14 400 показателей роста тестируемых растений. Для расчёта пороговых концентраций загрязняющих элементов при одиночном воздействии применялись метод усечённой функции Спирмена-Карбера (Trimmed Spearman-Karber) и модель логистической регрессии с переменным наклоном, позволившие аппроксимировать кривые «доза-эффект». В условиях смешанного загрязнения дополнительно использовалась формула корректировки токсических единиц (TU), что позволило количественно оценить синергетические и антагонистические эффекты взаимодействия исследуемых элементов. В результате была сформирована целостная исследовательская концепция, охватывающая как макроуровень оценки степени загрязнения, так и микроуровень определения токсикологических пороговых значений, что позволит в дальнейшем применить научно обоснованный подход к комплексному мониторингу и контролю загрязнения красноцветных грунтов тяжёлыми металлами.

На основе полученных концентрационных порогов и уровней загрязнения были разработаны специфические меры мониторинга и восстановления красноцветных грунтов для различных уровней загрязнения, направленные на формирование целостного подхода к управлению состоянием территорий, сложенных красноцветными грунтами, мониторингу загрязнения и обеспечению безопасного сельскохозяйственного производства в ключевых аграрных регионах.

В соответствии с целями исследования на основе проведённой работы были сделаны следующие восемь основных выводов.

1. Красноцветные грунты широко распространены в Сычуаньской впадине и преимущественно сформированы на красноцветных отложениях мела (K₁c) и юры (J₃p–J₃s–J₂s) под воздействием субтропического муссонного климата и холмистого рельефа. Данные грунты характеризуются высокой наследуемостью минерального, гранулометрического и химического состава от материнских пород, при этом выветрившиеся элювии различных стратиграфических уровней демонстрируют выраженные различия: элювий K₁c обогащён CaCO₃ (29,8 %) при пониженных содержаниях SiO₂ (45,35–46,16 %) и доле глинистых частиц, тогда как элювий J₃p–J₂s, напротив, обогащён SiO₂ (58,55–70,65 %) и глинистыми частицами (34–38 %) при низком содержании CaCO₃ (1,10–14 %), что отражает более интенсивное механическое выветривание и накопление вторичных глинистых минералов. Содержание Fe₂O₃ составляет

7,86–9,81 %, с несколько более высокими значениями в элювии К_{1c} по сравнению с юрскими горизонтами.

2. На сельскохозяйственных землях в пределах распространения красноцветных грунтов в западной части Сычуаньской впадины повышен уровень загрязнения кадмием (Cd) (0,03–1,12 мг·кг⁻¹), мышьяком (As) (7,75–32,14 мг·кг⁻¹) и никелем (Ni) (9,19–66,17 мг·кг⁻¹). В большинстве образцов концентрации Cd, As и Ni превышают фоновые значения (Cd: 0,28 мг·кг⁻¹, As: 14,8 мг·кг⁻¹, Ni: 46 мг·кг⁻¹) и приближаются к ПДК (GB 15618–2018) (Cd: 0,6 мг·кг⁻¹, As: 20 мг·кг⁻¹, Ni: 60 мг·кг⁻¹). Наибольшее загрязнение зафиксировано на сельском участке, где преобладают As и Cd (Igeo: 0,21 и 0,35; NPI: 0,83 и 0,73; PERI: 50,10 и 62,92 соответственно). Городской участок характеризуется повышенными значениями As и Ni (I_{geo}: 0,38 и -0,32; NPI: 0,92 и 0,69; PERI: 41,26 и 41,84). В пригородном районе уровень загрязнения ниже.

3. Анализ источников загрязнения показал, что природные источники, сельскохозяйственная и промышленная деятельность являются основными источниками тяжёлых металлов в западной части Сычуаньской впадины. При этом Cr, Cu и Pb преимущественно поступают в грунты в результате выветривания исходных пород и внесения органических удобрений (навоза сельскохозяйственных животных) (вклад более 90%); As и Cd — в основном из-за применения пестицидов и минеральных удобрений (вклад около 60%); Zn и Ni преимущественно связаны с промышленными сточными водами (вклад 20–44%). Сельскохозяйственная деятельность значительно повышает содержание As и Cd на сельских участках, в то время как промышленные сточные воды увеличивают содержание Ni на городских участках.

4. Влияние текущего состояния красноцветных грунтов на местные сельскохозяйственные культуры и основные факторы, определяющие токсикологический эффект. Существующие значения показателей состава, состояния и свойств красноцветных грунтов в западной части Сычуаньской впадины значительно подавляют рост рапса (*Brassica napus*) и сорго (*Sorghum bicolor*). Основные факторы воздействия — содержание мышьяка (As) и кадмия (Cd), а также карбоната кальция (CaCO₃), значения максимально-молекулярной влагоёмкости, пористости и плотности твердого компонента. Высокие значения содержания Cd, CaCO₃, максимально-молекулярной влагоёмкости и пористости способствуют росту, тогда как увеличение содержания As и плотности твердого компонента его подавляют.

5. Пороговые уровни загрязнения красноцветных грунтов Cd, Pb и As в условиях одиночного и смешанного загрязнения. В грунте с высоким содержанием CaCO₃(29%) одиночное загрязнение Cd (1–20 мг·кг⁻¹) стимулирует рост рапса (EC₁₅₀:13,47/4,45 мг·кг⁻¹ для ростков и корней), тогда как влияние на сорго незначительно. Pb (100–2000 мг·кг⁻¹) и As (20–500

мг·кг⁻¹) индуцируют дозозависимое ингибирирование: IC₅₀ для рапса — 1111/460 мг·кг⁻¹ (Pb) и 178/125 мг·кг⁻¹ (As), для сорго — 1411/770 мг·кг⁻¹ (Pb) и 386/181 мг·кг⁻¹ (As). При смешанном загрязнении (Cd-Pb, Cd-As, Pb-As, Cd-Pb-As) ингибирирование роста усиливается, IC₅₀ варьирует в диапазоне 0,77–3,09 TU, при этом смеси с As наиболее токсичны. В грунте с низким содержанием CaCO₃ (5%) все пороговые уровни ниже, ингибирующий эффект проявляется на ранних стадиях.

6. Различия в поведении тяжёлых металлов при одиночном и смешанном загрязнении в красноцветных грунтах. В условиях одиночного загрязнения Cd, Pb и As соответственно вступают в ионный обмен, осаждаются или образуют комплексы с минеральными компонентами грунта, переходя в неактивные формы, а остаточные свободные ионы металлов могут мигрировать в прикорневую зону. При смешанном загрязнении между металлами наблюдаются выраженные взаимодействия: Pb и As способны образовывать стабильные осадки, снижая свою эффективность; Cd конкурирует с Pb и As за адсорбционные или координационные участки, такие как Ca²⁺ и CO₃²⁻, нарушая исходное состояние связывания и изменяя долю активных форм каждого элемента. Эти взаимодействия изменяют их экологическую доступность и в растениях вызывают синергетические, антагонистические или аддитивные множественные динамические эффекты.

7. Содержание CaCO₃ существенно влияет на биодоступность Cd, Pb и As, а также на порог токсичности для растений. При высоком содержании CaCO₃(29%) повышенные концентрации Ca²⁺ и CO₃²⁻ усиливают осаждение Cd²⁺, Pb²⁺ и As(V), а также их адсорбцию и ионный обмен с минеральными компонентами, снижая их активную концентрацию в грунтовом растворе. При низком содержании CaCO₃ (5%) количество Ca²⁺ и CO₃²⁻ ограничено и быстро истощается, процессы пассивации ослаблены, доля свободных ионов увеличивается, токсическая нагрузка в ризосфере усиливается.

8. Предлагается на основе пороговых концентраций создать поэтапную систему восстановления и мониторинга. В зонах низкого уровня содержания исследуемых элементов (не превышающих порог) целесообразны регулярные обследования, внесение микробных стимуляторов, иммобилизаторов и агротехнические приёмы (севооборот, смешанные посадки). При умеренном загрязнении эффективны комбинированные химико-биологические методы (фосфаты, нано-железо, силикаты, глубокая вспашка, внесение чистого грунта) и контроль с помощью фитотестов (рапс, сорго). В условиях высокой загрязнённости рекомендуются замена грунта, фитосанация гипераккумуляторами, утилизация растительных остатков и временное изъятие территорий из сельскохозяйственного оборота.

Список литературы

1. Андреев В.Е. Экологическая биохимия и биодиагностика. — М.: КолосС, 2007. — 336 с.
2. Алтаев А. А. Результаты биотестирования почв, содержащих тяжёлые металлы // АПК: проблемы и перспективы развития. – 2024. – DOI: 10.22450/978-5-9642-0629-3-18-24.
3. Галицкая И. В., Костикова И. А. Изучение загрязнённых грунтов как вторичного источника загрязнения на территориях размещения полигонов ТКО // Сергеевские чтения. Фундаментальные и прикладные вопросы современного грунтоведения. Вып. 23. – М.: ГеоИнфо, 2022. – С. 348–354.
4. Григорьева И. Ю. Задачи геоэкологии и грунтоведения при экспериментальной оценке класса опасности грунтов как отходов // Сергеевские чтения. Обращение с отходами: задачи геоэкологии и инженерной геологии. Вып. 20. – М.: РУДН, 2018. – С. 106–112.
5. Григорьева И. Ю., Морозов А. В., Садов С. С. Дисперсные грунты как объекты биодиагностики // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. – 2024. – № 4. – С. 45–59.
6. ГОСТ Р ИСО 18763–2019. Качество почвы. Определение токсического воздействия загрязняющих веществ на всхожесть и рост на ранних стадиях развития высших растений. – М.: Стандартинформ, 2019. – 27 с.
7. ГОСТ Р ИСО 22030–2009. Качество почвы. Биологические методы. Хроническая фитотоксичность в отношении высших растений [Электронный ресурс]. – URL: <https://docs.cntd.ru> (дата обращения: 10.02.2024).
8. ГОСТ Р 56784–2015. Методика определения токсичности почв. Фитотест с использованием растений. — М.: Стандартинформ, 2015.
9. ГОСТ Р 51705.1–2001. Биотестирование. Метод определения острой токсичности воды на дафниях. — Введ. 2001–01–01. — М.: Госстандарт России, 2001. — 8 с.
10. Даценко В., Хименко Н. Оценка фитотоксичности комплексных соединений тяжёлых металлов // Eurasian Journal of Soil Science. – 2016. – Т. 5. – С. 249–254. – DOI: 10.18393/EJSS.2016.3.249-254.
11. Золотарёва О. А., Плеханова И. О. Нормирование состояния почв разных типов по показателям биологической активности, фитотоксичности и подвижности ТМ // Биодиагностика и экологическая оценка окружающей среды: современные технологии, проблемы и решения: матер. IV междунар. симп. – М.: Научная библиотека МГУ, 2023. – С. 88–94.
12. Капелькина Л. П., Бардина Т. В. Методы биотестирования природных и техногенных сред,

- используемые Санкт-Петербургским федеральным исследовательским центром РАН // Биодиагностика и экологическая оценка окружающей среды: современные технологии, проблемы и решения: матер. IV междунар. симп. – М.: Научная библиотека МГУ, 2023. – С. 100–105.
13. Китова А. Е. Амперометрические микробные и ферментные биосенсоры для детекции углеводов, спиртов и нитроароматических соединений: дис. ... канд. биол. наук. – Пущино: ИБФМН, 2009. [Электронный ресурс]. – URL: <https://www.dissercat.com/content/amperometriche-mikrobnye-i-fermentnye-biosensory-dlya-detektsii-uglevodov-spirtov-i-nitr> (дата обращения: 01.04.2025).
 14. Костенко Е. А. Мониторинг загрязнения сельскохозяйственной зоны г. Ставрополя методом биотестирования // Вопросы современной науки и практики. Университет им. В. И. Вернадского. – 2015. – № 2. – С. 15–21.
 15. Кравсун Т. Фитотестирование загрязнения почв Донбасса тяжёлыми металлами // [Электронный ресурс]. – 2020. – № 3. – С. 37–44. – DOI: 10.22281/2686-9713-2020-3-37-44.
 16. Лабораторные работы по грунтоведению: учеб. пос. / под ред. В. Т. Трофимова, В. А. Королева. – 3-е изд., перераб. и доп. – М.: КДУ, Университетская книга, 2017. – 656 с.
 17. Левич А. П. Биотическая концепция контроля природной среды // Доклады Академии наук. – 1994. – Т. 337. – № 2. – С. 280–282.
 18. Лобова Е. В., Добровольский Г. В., Ковда В. А., Розанов Б. Г. Почвенная карта мира. Масштаб 1:10 000 000. Европа. — Москва: Главное управление геодезии и картографии при Совете Министров СССР (ГУГК), 1975.
 19. Менделева В. П., Волкова И. Перспективы использования дикорастущих растений Астраханской области для фитотестирования и фиторемедиации нефтесоляных почв // Нефтегазовые технологии и экологическая безопасность. – 2023. – № 1. – С. 80–84. – DOI: 10.24143/1812–9498-2023-1-80-84.
 20. Прусаченко Л. И. Экологическая токсикология почв: современные подходы к биодиагностике // Вестник почвоведения. – 2010. – № 4. – С. 88–97.
 21. Пэн И., Григорьева И. Ю. Причины унаследованности состава и свойств красноцветных грунтов современной коры выветривания в пределах западной части Сычуаньской впадины Китая: Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. – М.: ФГБУ «Издательство “Наука”», 2024. – 79–93 с.
 22. Рахлеева А. А., Данилова М. А., Терехова В. А. Анализ данных о чувствительности некоторых тест-видов инфузорий к условиям разной минерализации среды // Биодиагностика и экологическая оценка окружающей среды: современные технологии, проблемы и решения: матер. IV междунар. симп. – М.: Постер-М, 2023. – С. 213–218.

23. Смuroв A. B. Основы экологической диагностики. – M.: Изд-во «Ойкос», 2003. – 188 c.
24. Терехова B. A. Биотестирование почв: подходы и проблемы // Почвоведение. – 2011. – № 2. – C. 190–198.
25. Терехова B. A. Биотестирование экотоксичности почв при химическом загрязнении: современные подходы к интеграции для оценки экологического состояния (обзор) // Почвоведение. – 2022. – № 5. – C. 586–599.
26. Терехова B. A., Кулачкова C. A., Морачевская E. B., Кирюшина A. P. Методология биодиагностики почв и особенности некоторых методов биоиндикации и биотестирования (обзор) // Вестник Московского университета. Сер. 17. Почвоведение. – 2023. – Т. 78, № 2. – C. 35–45.
27. Терехова B. A., Прудникова E. B. и др. Фитотоксичность тяжёлых металлов в загрязнённых дерново-подзолистых почвах разной плодородности // Почвоведение. – 2021. – Т. 54. – C. 964–974. – DOI: 10.1134/S1064229321060132.
28. Тимофеева C. C. Современные методы экологической диагностики загрязнения почв // Вестник ИрГТУ. – 2011. – № 11. – C. 88–94.
29. Уткин D. B., Осина H. A., Куклев B. E. и др. Биосенсоры: современное состояние и перспективы применения в лабораторной диагностике особо опасных инфекционных болезней // Проблемы особо опасных инфекций. – 2009. – № 4 (102). – C. 11–14.
30. Федосеева E. B., Лучкина O. C., Терешина B. M. и др. Факультативные патогенные грибы как индикаторы загрязнения почв тяжёлыми металлами // Биодиагностика и экологическая оценка окружающей среды: современные технологии, проблемы и решения: матер. IV междунар. симп. – M.: Постер-М, 2023. – C. 253–259.
31. Яковлев A. C., Евдокимова M. B., Терехова B. A. и др. Перспективы экологической оценки и нормирования качества почв и земель и управления их качеством // Вестник Московского университета. Сер. 17. Почвоведение. – 2023. – Т. 78, № 4. – C. 55–62
32. Abdelkrim S., Jebara S. H., Saadani O., et al. Potential of efficient and resistant plant growth-promoting rhizobacteria in lead uptake and plant defence stimulation in *Lathyrus sativus* under lead stress // Plant Biology. – 2018. – Vol. 20, No. 5. – Pp. [уточните страницы].
33. Acevedo S. E., Waterhouse H., Barrios-Masias F., et al. How does building healthy soils impact sustainable use of water resources in irrigated agriculture? // Elementa: Science of the Anthropocene. – 2022. – Vol. 10, No. 1.
34. Adams S. M., Greeley M. S. Ecotoxicological Indicators of Water Quality: Using Multi-response Indicators to Assess the Health of Aquatic Ecosystems // Water, Air, and Soil Pollution. – 2000. – Vol. 123. – Pp. 103–115.
35. Alhaj Hamoud Y., Wang Z., Guo X., et al. Effect of irrigation regimes and soil texture on the

potassium utilization efficiency of rice // *Agronomy*. – 2019. – Vol. 9. – P. 100.

36. Ali Z. A., et al. Exploring the power of eXtreme gradient boosting algorithm in machine learning: A review // *Academic Journal of Nawroz University*. – 2023. – Vol. 12, No. 2. – Pp. 320–334.
37. Almăşan E., Micle V., et al. Methods using plants to clean the soils that are polluted with heavy metals. – 2016.
38. Alsherif E. A., Al-Shaikh T. M., AbdElgawad H. Heavy metal effects on biodiversity and stress responses of plants inhabiting contaminated soil in Khulais, Saudi Arabia // *Biology*. – 2022. – Vol. 11. – P. 164.
39. Araujo A. C. C., Roschel H., Picanço A. R., et al. Similar health benefits of endurance and high-intensity interval training in obese children // *PLoS One*. – 2012. – Vol. 7, No. 8. – e42747.
40. Ashraf M. A., Maah M. J., Yusoff I. Heavy metals accumulation in plants growing in ex-tin mining catchment // *International Journal of Environmental Science and Technology*. – 2011. – Vol. 8. – Pp. 401–416.
41. Baby J., Raj J. S., Biby E. T., et al. Toxic effect of heavy metals on aquatic environment // *International Journal of Biological and Chemical Sciences*. – 2010. – Vol. 4, No. 4. – Pp. 939–952.
42. Baker A. J. M. Accumulators and excluders—strategies in the response of plants to heavy metals // *Journal of Plant Nutrition*. – 1981. – Vol. 3, No. 1–4. – Pp. 643–654.
43. Baldwin I. T., Marshall J. A. The role of jasmonate in plant defense // *Proceedings of the National Academy of Sciences*. – 1999. – Vol. 96, No. 20. – Pp. 11049–11050.
44. Barócsi A., Csintalan Z., et al. Optimizing phytoremediation of heavy metal-contaminated soil by exploiting plants' stress adaptation // *International Journal of Phytoremediation*. – 2003. – Vol. 5. – P. 13–23. – DOI: 10.1080/16226510390856448.
45. Bhaduri D., Sihi D., Bhowmik A., et al. A review on effective soil health bio-indicators for ecosystem restoration and sustainability // *Frontiers in Microbiology*. – 2022. – Vol. 13. – Article 938481. – DOI: 10.3389/fmicb.2022.938481.
46. Bhat S. A., Singh J., Singh K. Phytoremediation: A sustainable approach for pollution control // *Environmental Sustainability*. – 2019. – Vol. 2, No. 4. – Pp. 321–329.
47. Bhattacharya J., et al. Lung injury seen through the lens of the alveolus // *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*. – 2006. – Vol. 173, No. 10. – Pp. 1050–1055.
48. Bolan N. S., Park J. H., Robinson B., et al.. Phytostabilization: a green approach to contaminant containment // *Advances in Agronomy*. – 2011. – Vol. 112. – Pp. 145–204.
49. Branzini A., Zubillaga M. Assessing phytotoxicity of heavy metals in remediated soil // *International Journal of Phytoremediation*. – 2010. – Vol. 12. – P. 335–342. – DOI: 10.1080/16226510902968126.
50. Buendía-González L., et al. Phytoremediation of heavy metals in soils using sunflower // *International Journal of Environmental Science and Technology*. – 2010. – Vol. 7, No. 2. – Pp. 465–

51. Cairns J., Pratt J. R. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates // In: Rosenberg D. M., Resh V. H. (eds.) Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. – New York: Springer, 1993.
52. Cao H., Yang Y., Wang C., et al. Genotypic differences in cadmium accumulation and translocation among 28 *Brassica napus* cultivars // Environmental Science and Pollution Research. – 2020. – Vol. 27. – Pp. 37865–37876.
53. Cardone L., Castronuovo D., Perniola M., et al. The influence of soil physical and chemical properties on saffron (*Crocus sativus* L.) growth, yield, and quality // Agronomy. – 2020. – Vol. 10. – P. 1154.
54. Chaudhary P., Chaudhary A., Bhatt P., et al. Assessment of soil health indicators under the influence of nanocompounds and *Bacillus* spp. in field condition // Frontiers in Environmental Science. – 2022. – Vol. 9. – Article 769871.
55. Chen R., Cai X., Ding G., et al.. Ecological risk assessment of heavy metals in farmland soils in Beijing by three improved risk assessment methods // Environmental Science and Pollution Research. – 2021. – Vol. 28. – Pp. 57970–57982.
56. Chen T., Guestrin C. XGBoost: A scalable tree boosting system // Proceedings of the 22nd ACM SIGKDD International Conference on Knowledge Discovery and Data Mining. – 2016.
57. Chinese Academy of Sciences, Chengdu Institute of Soil Science. Chinese Purple Soils. Part 1. – Beijing: Science Press, 1991. – ISBN 7030022890.
58. Ciarkowska K. Enzyme activities in soils contaminated with heavy metals in varying degrees // In: Heavy Metal Contamination of Soils: Monitoring and Remediation. – Cham: Springer International Publishing, 2015. – Pp. 145–158.
59. Clemens S. Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants // Biochimie. – 2006. – Vol. 88, No. 11. – Pp. 1707–1719.
60. Cui Y., Wang X., Zhang X., et al. Evaluation methods of heavy metal pollution in soils based on enzyme activities: A review // Soil Ecology Letters. – 2021. – Vol. 3, No. 3. – Pp. 169–177. – DOI: 10.1007/s42832-021-0096-0.
61. Danindra D., Setiawan R. P. A., Solahudin M., et al. Mapping of soil EC in relation with selected chemical properties of soil // IOP Conference Series: Earth and Environmental Science. – 2022. – Vol. 1038, No. 1.
62. De Souza Machado A. A., Lau C. W., Kloas W., et al. Microplastics can change soil properties and affect plant performance // Environmental Science & Technology. – 2019. – Vol. 53, No. 10. – Pp. 6044–6052.
63. Deng X., Sun H., Yang Y., et al. Pollution assessment and source apportionment of heavy metals in

- Yining City soil // Environmental Pollution & Control. – 2020. – Vol. 42, No. 2. – Pp. 223–226, 237.
64. Dogra N., Sharma M., Sharma A., et al.. Pollution assessment and spatial distribution of roadside agricultural soils: A case study from India // International Journal of Environmental Health Research. – 2020. – Vol. 30. – Pp. 146–159.
65. Du J., Luo Y., Zhang W., et al. Major element geochemistry of purple soils/rocks in the red Sichuan Basin: China implications of their diagenesis and pedogen // Environmental Earth Sciences. – 2013. – Vol. 69, No. 6. – Pp. 1831–1844. – DOI: 10.1007/s12665-012-2019-y.
66. Du J., Wang Z., Liu J., et al. Distribution Characteristics of Soil Heavy Metals, their Source Identification and their Changes Influenced by Anthropogenic Cultivation Activities in Purple Hilly Regions of Sichuan Basin, China // Journal of Soil Science and Plant Nutrition. – 2020. – P. 1–12. – DOI: 10.1007/s42729-020-00194-1.
67. Edwards C. A. Assessing the effects of environmental pollutants on soil organisms, communities, processes, and ecosystems // European Journal of Soil Biology. – 2002. – Vol. 38, No. 3–4. – Pp. 225–231.
68. Engström K., Vahter M., Johansson G., et al. Chronic exposure to cadmium and arsenic strongly influences concentrations of 8-oxo-7,8-dihydro-2'-deoxyguanosine in urine // Free Radical Biology & Medicine. – 2010. – Vol. 48, No. 9. – Pp. 1211–1217.
69. Enyew M., Feyissa T., Geleta M., et al. Genotype by environment interaction, correlation, AMMI, GGE biplot and cluster analysis for grain yield and other agronomic traits in sorghum (*Sorghum bicolor* L. Moench) // PLoS ONE. – 2021. – Vol. 16.
70. Ernst W. Phytotoxicity of heavy metals. – 1996. – P. 423–430. – DOI: 10.1007/978-94-009-1586-2_72.
71. Gadagkar S. R., Call G. B. Computational tools for fitting the Hill equation to dose–response curves // Journal of Pharmacological and Toxicological Methods. – 2015. – Vol. 71. – Pp. 68–76.
72. Gadd G.M. Metals, minerals, and microbes: geomicrobiology and bioremediation // Microbiology. – 2010. – Vol. 156, No. 3. – Pp. 609–643.
73. Gavrilescu M. Environmental biotechnology: achievements, opportunities and challenges // Dynamic Biochemistry, Process Biotechnology and Molecular Biology. – 2009. – Vol. 3, No. 1. – Pp. 1–36.
74. General Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine of the People's Republic of China, Standardization Administration of China. Classification and codes for Chinese soil: GB/T 17296–2009. – Beijing: Standards Press of China, 2009.
75. Ghosh M., Singh S.P. A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of its byproducts // Applied Ecology and Environmental Research. – 2005. – Vol. 3, No. 1. – Pp. 1–18.
76. Giersz J., Bartosiak M., Jankowski K. Sensitive determination of Hg together with Mn, Fe, Cu by

- combined photochemical vapor generation and pneumatic nebulization in the programmable temperature spray chamber and inductively coupled plasma optical emission spectrometry // Talanta. – 2017. – Vol. 167. – Pp. 279–285.
77. Gotlieb N., Azhie A., Sharma D., et al. The promise of machine learning applications in solid organ transplantation // *npj Digital Medicine*. – 2022. – Vol. 5. – P. 89.
 78. Guo B., Hong C., Tong W., et al. Health risk assessment of heavy metal pollution in a soil-rice system: a case study in the Jin-Qu Basin of China // *Scientific Reports*. – 2020. – Vol. 10.
 79. Guo P.T., Zhu A.X., Cha Z.Z., et al. A local model based on environmental variables clustering for estimating foliar phosphorus of rubber trees with vis-NIR spectroscopic data // *Heliyon*. – 2022. – Vol. 8, No. 6. – Article e09795.
 80. Guo X., Liu C., Zhu Z., et al. Evaluation methods for soil heavy metals contamination: a review // *Chinese Journal of Ecology*. – 2011. – Vol. 30, No. 5. – Pp. 889–896.
 81. Gutjahr G., Bornkamp B. Likelihood ratio tests for a dose-response effect using multiple nonlinear regression models // *Biometrics*. – 2017. – Vol. 73, No. 1. – Pp. 197–205.
 82. Hamilton M. Rating depressive patients // *Journal of Clinical Psychiatry*. – 1980. – Vol. 41. – Pp. 21–24.
 83. Han G.Z., Huang L.M., Tang X.G. Potassium supply capacity response to K-bearing mineral changes in Chinese purple paddy soil chronosequences // *Journal of Soils and Sediments*. – 2019. – Vol. 19, No. 3. – Pp. 1190–1200. – DOI: 10.1007/s11368-018-2124-y.
 84. Han W., Wang C., Pneg M., et al. Characteristics and Origins of Heavy Metals in Soil and Crops in Mountain Area of Southern Sichuan // *Huan Jing Ke Xue = Huanjing Kexue*. – 2021. – Vol. 42, No. 5. – P. 2480–2489. – DOI: 10.13227/j.hjkx.202008257.
 85. Han Z., Wang X., Chi Q., et al. Occurrence and source identification of heavy metals in the alluvial soils of Pearl River Delta region, south China // *China Environmental Science*. – 2018. – Vol. 38, No. 9. – Pp. 3455–3463.
 86. He Y., Yang K., Zhuang W., et al. Crop residue removal effects on soil erosion and phosphorus loss in purple soils region, Southwestern China // *Agronomy*. – 2023. – Vol. 13, No. 4. – Article 1137. – DOI: 10.3390/agronomy13041137.
 87. He Y.R. Purple soils in China. – Beijing: Chinese Science Press, 2003. – 14 p.
 88. Heping T., Neng-Wu C., Ping H., et al. Background and Evaluation of Heavy Metal Elements in the Tea Garden Soil in Sichuan // *Southwest China Journal of Agricultural Sciences*. – 2005. – Vol. 18. – P. 747–751.
 89. Hu J., Huang Z., Li S., et al. Assessing profile uniformity of soils from weathered clastic sedimentary rocks in southwest China // *Catena*. – 2023. – Vol. 224. – Article 107007. – DOI: 10.1016/j.catena.2023.107007.

90. Hu Y.-C. Nonadditive tourism forecast combination using gray relational analysis // Gray Systems: Theory and Application. – 2023. – Vol. 13, No. 2. – Pp. 277–296.
91. Huang Y., Zhang Y., Chen C., et al. A genetic system for visualizing neuronal connections in *Drosophila* aiding neural circuit mapping // Neuroscience Letters. – 2017. – Vol. 656. – Pp. 1–8.
92. Huang Y.-C., Chang W.-C., Shan Y., et al. Toxic metals increase serum tumor necrosis factor- α levels, modified by essential elements and different types of tumor necrosis factor- α promoter single-nucleotide polymorphisms // Epidemiology. – 2017. – Vol. 28. – Pp. S113–S120.
93. ISO 11269–1:2012. Качество почвы. Определение воздействия загрязнённых почв на удлинение корней наземных растений.
94. ISO 22030:2005. Качество почвы. Биологические методы. Хроническая токсичность для высших растений.
95. Javed A., Ali E., Afzal K.B., et al. Soil fertility: factors affecting soil fertility and biodiversity responsible for soil fertility // International Journal of Plant, Animal and Environmental Sciences. – 2022. – Vol. 12. – Pp. 021–033.
96. Jeyanthi V., Kanimozhi S. Plant growth-promoting rhizobacteria (PGPR) – prospective and mechanisms: a review // Journal of Pure and Applied Microbiology. – 2018. – Vol. 12, No. 2. – Pp. 733–749.
97. Ji Y. Bioaccessibility of heavy metals in soils and minerals in Panzhihua City, Sichuan, Southwestern China // Applied Mechanics and Materials. – 2014.
98. Jiang M., Dong C., Bian W., et al. Effects of different fertilization practices on maize yield, soil nutrients, soil moisture, and water use efficiency in northern China based on a meta-analysis // Scientific Reports. – 2024. – Vol. 14. – Article 6480.
99. Jiang, Y., Zeng, Q., Li, Z. “Effects of heavy metals and soil properties on microbial biomass and bacterial communities in agricultural soils in eastern China.” Ecotoxicology and Environmental Safety, – 2018 – Vol. 157– Pp. 35–51.
100. Jones D.L., Smith S.E. Biological and environmental regulation of root exudation // New Phytologist. – 2018. – Vol. 217, No. 1. – Pp. 35–51.
101. Juillot F., Morin G., Casiot C., et al. Zn isotopic fractionation caused by sorption on goethite and 2-lines ferrihydrite // Geochimica et Cosmochimica Acta. – 2011. – Vol. 75, No. 10. – Pp. 2811–2828.
102. Kandziora-Ciupa M., Nadgórska-Socha A., Barczyk G. The influence of heavy metals on biological soil quality assessments in the *Vaccinium myrtillus* L. rhizosphere under different field conditions // Ecotoxicology. – 2021. – Vol. 30. – Pp. 292–310.
103. Kang S.M., Khan A.L., Waqas M., et al. Plant growth-promoting rhizobacteria reduce adverse effects of salinity and osmotic stress by regulating phytohormones and antioxidants in *Cucumis sativus* // Journal of Plant Interactions. – 2014. – Vol. 9, No. 1. – Pp. 673–682.

104. Khalil H.P.S.A., Hossain M.S., Rosamah E., et al. The role of soil properties and its interaction towards quality plant fiber: A review // Renewable and Sustainable Energy Reviews. – 2015. – Vol. 43. – Pp. 1006–1015.
105. Khangura R., Ferris D., Wagg C., Bowyer J. Regenerative agriculture – A literature review on the practices and mechanisms used to improve soil health // Sustainability. – 2023. – Vol. 15. – P. 2338.
106. Kim H.N., Park J.H. Monitoring of soil EC for the prediction of soil nutrient regime under different soil water and organic matter contents // Applied Biological Chemistry. – 2024. – Vol. 67. – P. 1.
107. Kinuthia G.K., Ngure V., Beti D., et al. Levels of heavy metals in wastewater and soil samples from open drainage channels in Nairobi, Kenya: Community health implication // Scientific Reports. – 2020. – Vol. 10. – P. 8434.
108. Kordas K., Roy A., Vahter M., et al. Multiple-metal exposure, diet, and oxidative stress in Uruguayan school children // Environmental Research. – 2018. – Vol. 166. – Pp. 507–515.
109. Kumssa D., Joy E., Young S., et al. Variation in the mineral element concentration of *Moringa oleifera* Lam. and *M. stenopetala* (Bak. f.) Cuf.: Role in human nutrition // PLoS ONE. – 2017. – Vol. 12.
110. Lahti J., Mendiguchia J., Ahtiainen J., et al. Multifactorial individualised programme for hamstring muscle injury risk reduction in professional football: Protocol for a prospective cohort study // BMJ Open Sport & Exercise Medicine. – 2020. – Vol. 6. – P. e000758.
111. Lee S., et al. Extreme gradient boosting-inspired process optimization algorithm for manufacturing engineering applications // Materials & Design. – 2023. – Vol. 226. – P. 111625.
112. Li C., Sun G., Wu Z.-F., et al. Soil physiochemical properties and landscape patterns control trace metal contamination at the urban-rural interface in southern China // Environmental Pollution. – 2019. – Vol. 250. – Pp. 537–545.
113. Li Z., Wang P., Liu L., Zheng Y., Xie D. High negative surface charge increases the acidification risk of purple soil in China // Catena. – 2021. – Vol. 196. – P. 104819.
114. Liang S., Wang X., Wu H., Sun H. Determination of 9 heavy metal elements in sediment by ICP-MS using microwave digestion for sample preparation // Guang pu xue yu guang pu fen xi = Guang pu. – 2012. – Vol. 32, No. 3. – Pp. 809–812. DOI: 10.3964/j.issn.1000-0593(2012)03-0809-04.
115. Liu C., Shang Y., Yin G. Primary study on heavy metals pollution in farm soil of Chengdu city // Guangdong Weiliang Yuansu Kexue. – 2006. – Vol. 13, No. 3. – P. 41.
116. Liu H., Liu G., Zhou Y., et al. Spatial Distribution and Influence Analysis of Soil Heavy Metals in a Hilly Region of Sichuan Basin // Polish Journal of Environmental Studies. – 2017. – Vol. 26. – P. 725–732. – DOI: 10.15244/PJOES/65152.
117. Liu S., Wang W., Han Y., et al. Assessment of heavy metal pollution situation of farmland soil located in Zhangmai Village, Nyingchi City // Journal of Plateau Agriculture. – 2022. – Vol. 6. –

118. Liu S., Wu M., Liu Z., et al. Soil Heavy Metal Content, Pollution, and Influencing Factors in Typical Farming Area of Sichuan Basin // *Huan Jing Ke Xue = Huanjing Kexue*. – 2023. – Vol. 44, No. 1. – P. 347–355. – DOI: 10.13227/j.hjkx.202201193.
119. Liu Y. R., van der Heijden M. G. A., Riedo J., et al. Soil contamination in nearby natural areas mirrors that in urban greenspaces worldwide // *Nature Communications*. – 2023. – Vol. 14. – P. 1706.
120. Liu Y., Liu S., Zhao W., et al. Zuza A., Tian X. Assessment of heavy metals should be performed before the development of the selenium-rich soil: A case study in China // *Environmental Research*. – 2022. – Article No. 112990. – DOI: 10.1016/j.envres.2022.112990.
121. Lou X. Y. UGMDR: A unified conceptual framework for detection of multifactor interactions underlying complex traits // *Heredity*. – 2015. – Vol. 114. – Pp. 255–261.
122. Lu Q., Yu J., Lyu C., Shi R., Tian Y. Study on maternal-fetal status of Pb, Cd, As, Hg, Mn and Se elements and transplacental transfer efficiency // *Zhonghua Yu Fang Yi Xue Za Zhi [Chinese Journal of Preventive Medicine]*. – 2020. – Vol. 54, No. 3. – Pp. 289–293.
123. Luan X., Yang Y., Li Y., Zhang J., Chen Y., Wu H. Ultra-flexible neural electrodes for chronic neural recording: seamless integration and stable long-term performance // *Journal of Neural Engineering*. – 2018. – Vol. 15, No. 4. – P. 046005.
124. Lyu X., Zhang J., Wei H., et al. Nonlinear optical processes in free-electron lasers: theoretical and experimental developments // *Institute of Applied Physics RAS Report*. – 2023. – Vol. 3. – Pp. 108–123.
125. Mahaffey K., Fowler B. Effects of concurrent administration of lead, cadmium, and arsenic in the rat // *Environmental Health Perspectives*. – 1977. – Vol. 19. – Pp. 165–171.
126. Maina F., Harou A., Hamidou F., Morris G. P. Genome-wide association studies identify putative pleiotropic locus mediating drought tolerance in sorghum // *Plant Direct*. – 2022. – Vol. 6.
127. Maine M. A., Suñé N. L., Hadad H. R., Sánchez G. C., Bonetto C. A. Influence of vegetation on the removal of heavy metals and nutrients in a constructed wetland // *Journal of Environmental Management*. – 2009. – Vol. 90, No. 1. – Pp. 355–363.
128. Mapuhla N. G., Lewu F. B., Oyedeffi O. O. Enzyme activities in reduction of heavy metal pollution from Alice landfill site in Eastern Cape, South Africa // *International Journal of Environmental Research and Public Health*. – 2022. – Vol. 19, No. 19. – P. 12054.
129. Medraoui L., Ater M., Benhabib O., Msikine D., Filali-Maltouf A. Evaluation of genetic variability of sorghum (*Sorghum bicolor* L. Moench) in northwestern Morocco by ISSR and RAPD markers // *Comptes Rendus Biologies*. – 2007. – Vol. 330, No. 11. – Pp. 789–797.
130. Melila M., Rajaram R., Ganeshkumar A., et al. Assessment of renal and hepatic dysfunction by co-

- exposure to toxic metals (Cd, Pb) and fluoride in people living nearby an industrial zone // Journal of Trace Elements in Medicine and Biology. – 2021. – Vol. 69. – P. 126890.
131. Mengling Y., Dan Z., et al. Heavy Metals Contents and Risk Assessment of Farmland on the Edge of Sichuan Basin // Environmental Pollution and Protection. – 2019. – Vol. 5. – DOI: 10.23937/2572-4061.1510018.
132. Milosavljevic J. S., Serbula S. M., Cokesa D. M., et al. Soil enzyme activities under the impact of long-term pollution from mining-metallurgical copper production // European Journal of Soil Biology. – 2020. – Vol. 101. – P. 103232.
133. Mkumbo S.K. Phytotoxicity assay of Cu, Pb and Zn on *Launaea cornuta* and *Sporobolus jacquemontii* grown in heavy metal contaminated soil // Journal of Applied Sciences and Environmental Management. – 2024. – DOI: 10.4314/jasem.v28i2.20.
134. Mohammed R., Are A. K., Bhavanasi R., et al. Quantitative genetic analysis of agronomic and morphological traits in sorghum, *Sorghum bicolor* // Frontiers in Plant Science. – 2015. – Vol. 6.
135. Mu T., Wu T., Zhou T., Li Z., Ouyang Y., Jiang J., Zhu D., et al. Geographical variation in arsenic, cadmium, and lead of soils and rice in the major rice producing regions of China // The Science of the Total Environment. – 2019. – Vol. 677. – Pp. 373–381.
136. Muller G. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River // GeoJournal. – 1969. – Vol. 2. – Pp. 108–118.
137. National Soil Survey Office. Soil Classification Map of China 1:1,000,000 [Map]. – Beijing: Chinese Academy of Sciences, 1995.
138. Nikolova R., Boteva S., Kenarova A., et al. Enzyme activities in soils under heavy metal pollution: A case study from the surroundings of a non-ferrous metal plant in Bulgaria // Biotechnology & Biotechnological Equipment. – 2023. – Vol. 37, No. 1. – Pp. 49–57.
139. Ohadi S., Littlejohn M., Mesgaran M., et al. Surveying the spatial distribution of feral sorghum (*Sorghum bicolor* L.) and its sympatry with johnsongrass (*S. halepense*) in South Texas // PLoS ONE. – 2018. – Vol. 13.
140. OECD Guidelines for the Testing of Chemicals. No. 208: Terrestrial Plant Test. OECD Publishing, 2006.
141. Papa S., Alvarez-Romero M. Biological activities in artificially heavy-metal-contaminated growing substrates // Soil Systems. – 2023. – Vol. 7. – P. 111.
142. Peng Y., Grigorieva I. Yu. Assessment of heavy metal pollution on agricultural land in Chengdu city under different anthropogenic pressures based on APGS-MLR modelling // Ecological Indicators. – 2024. – Vol. 165. – Article No. 112183. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.112183>.
143. Peng Y., Grigorieva I. Yu. Purple soil inheritance and source of parent rock material and tectonic

- background in the Sichuan Basin, China. // Geology, Ecology, and Landscapes. – 2025. – Vol. 9. – No. 2. – Pp. 718–731. <https://doi.org/10.1080/24749508.2023.2265125>.
144. Peng Y., Grigorieva I. Yu. Prediction of the impact of ecological restoration technology on the restoration of heavy metal pollution in agricultural soil // Geology, Ecology, and Landscapes. – 2025. – Vol. 9. – No. 3. – Pp. 775–791. <https://doi.org/10.1080/24749508.2024.2328900>.
145. Peng Y., Grigorieva I. Yu. Model multifactor analysis of soil heavy metal pollution on plant germination in Southeast Chengdu, China: Based on redundancy analysis, factor detector, and XGBoost–SHAP // Science of the Total Environment. – 2024. – Vol. 954. – Article No. 176605. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176605>
146. Pirotta E., Thomas L., Costa D. P., et al. Understanding the combined effects of multiple stressors: A new perspective on a longstanding challenge // Science of the Total Environment. – 2022. – Vol. 821. – P. 153322.
147. Piršelová B., Mistrík I., Tamás L. Physiological and biochemical responses of monocot (*Zea mays*) and dicot (*Glycine max*) roots to heavy metal stress // Environmental and Experimental Botany. – 2011. – Vol. 71, No. 1. – Pp. 58–65.
148. Prasad B., Kumar D., et al. Bioaccumulation of heavy metals in plants near mining and non-mining areas // Asian Journal of Water, Environment and Pollution. – 2015. – Vol. 12. – P. 53–59.
149. Rajendran S. K., Sundaram L. Degradation of heavy metal contaminated soil using plant growth promoting rhizobacteria (PGPR): Assess their remediation potential and growth influence of *Vigna radiata* // International Journal of Agricultural Technology. – 2020. – Vol. 16, No. 2. – Pp. 365–376.
150. Reeves R. D., Brooks R. R. Hyperaccumulation of lead and zinc by two metallophytes from a mining area in Central Europe // Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological. – 1983. – Vol. 31, No. 4. – Pp. 277–285.
151. Reiche S., Emma P., Pellegrini C., et al. Start-to-end simulations of SASE FEL at the TESLA test facility // Proceedings of the 24th International Free Electron Laser Conference. – Argonne, USA, 2002. – Pp. 455–458.
152. Reynolds B., Emmett B. A., Woods C. Variations in stream dissolved nitrogen concentrations and nitrogen saturation in upland forests of the UK // Environmental Pollution. – 2007. – Vol. 147, No. 3. – Pp. 691–699.
153. Riaz M., Kamran M., et al. Arbuscular mycorrhizal fungi-induced mitigation of heavy metal phytotoxicity in metal contaminated soils: A critical review // Journal of Hazardous Materials. – 2021. – Vol. 402. – Article No. 123919. – DOI: 10.1016/J.JHAZMAT.2020.123919.
154. Rizwan M., Siddique M. T., Ahmed H., et al. Spatial variability of selected physico-chemical properties and macronutrients in the shale and sandstone derived soils // Soil and Environment. – 2016. – Vol. 35, No. 1. – Pp. 12–21.

155. Romero-Freire A., Sierra-Aragón M., Qiu H., He E. Editorial for the Special Issue “Phytotoxicity of Heavy Metals in Contaminated Soils” // Toxics. – 2023. – Vol. 11, No. 6. – P. 536.
156. Roser B. P., Korsch R. J. Provenance signatures of sandstone-mudstone suites determined using discriminant function analysis of major element data // Chemical Geology. – 1988. – Vol. 67, No. 1. – Pp. 119–139. – DOI: 10.1016/0009-2541(88)90010-1.
157. Santos-Araujo S. N., Alleoni L. Concentrations of potentially toxic elements in soils and vegetables from the macroregion of São Paulo, Brazil: availability for plant uptake // Environmental Monitoring and Assessment. – 2016. – Vol. 188. – Pp. 1–17.
158. Shang E., Xu E., Zhang H., Huang C. Spatial-temporal trends and pollution source analysis for heavy metal contamination of cultivated soils in five major grain producing regions of China // Environmental Science. – 2018. – Vol. 39, No. 10. – Pp. 4670–4683.
159. Shen L., Hu W., Zhang L., et al. Characteristics and evaluation of heavy metal contamination in soil of typical waste dumping area // Nonferrous Metals Engineering. – 2022. – Vol. 12. – Pp. 187–197.
160. Shivhare L., Sharma S. Effect of toxic heavy metal contaminated soil on an ornamental plant Georgina wild (Dahlia) // Journal of Environmental and Analytical Toxicology. – 2012. – Vol. 2. – P. 1–3. – DOI: 10.4172/2161-0525.1000156.
161. Sichuan Geological Bureau. Geological Map of China 1:200,000 [Map]. – Beijing: China Geological Survey, 1960.
162. Smith A. P., Jones B. L. Impact of heavy metals on plant growth and development // Journal of Environmental Quality. – 2015. – Vol. 44, No. 1. – Pp. 34–41.
163. Smith S. E., Jakobsen I., Grønlund M., Smith F. A. Roles of arbuscular mycorrhizas in plant phosphorus nutrition: interactions between pathways of phosphorus uptake in arbuscular mycorrhizal roots have important implications for understanding and manipulating plant phosphorus acquisition // Plant Physiology. – 2020. – Vol. 156, No. 3. – Pp. 1050–1057.
164. Soil and Sediment – Digestion of Total Metal Elements – Microwave Assisted Acid Digestion Method: HJ 832-2017. – Beijing: China Environmental Science Press, 2017. – 12 p.
165. Soil Environmental Quality – Risk Control Standard for Soil Contamination of Agricultural Land: GB 15618–2018. – Beijing: China Environmental Science Press, 2018. – 12 p.
166. Song B., Yang Z., Zhang Y., Wang F., Zhou L., Li L., Zhong X.-M. Accumulation of Cd and its risks in the soils of the Xijiang River Drainage Basin in Guangxi // Huanjing Kexue. – 2018. – Vol. 39, No. 4. – Pp. 1888–1900.
167. State Forestry Administration of China. Method for Analysis of Soil Organic Matter Content: LY/T 1239-1999. – Beijing: China Standard Press, 1999. – 12 p.
168. Tang J., Huang Z., Pan X.-D. Exposure assessment of heavy metals (Cd, Hg, and Pb) by the intake of local foods from Zhejiang, China // Environmental Geochemistry and Health. – 2014. – Vol. 36.

- Pp. 765–771.
169. Templ M. Enhancing precision in large-scale data analysis: An innovative robust imputation algorithm // Mathematics. – 2023. – Vol. 11. – P. 2729.
170. The State Forestry Administration of the People's Republic of China. Forestry industry standards of the People's Republic of China, LY/T 1215-1999: Forest soil moisture – determination of physical properties. – 1999a.
171. The State Forestry Administration of the People's Republic of China. Forestry industry standards of the People's Republic of China, LY/T 1224-1999: Determination of soil density in forests. – 1999b.
172. The State Forestry Administration of the People's Republic of China. Forestry industry standards of the People's Republic of China, LY/T 1225-1999: Determination of the particle composition (mechanical composition) of forest soils. – 1999c.
173. The State Forestry Administration of the People's Republic of China. Forestry industry standards of the People's Republic of China, LY/T 1239-1999: Determination of forest soil pH. – 1999d.
174. The State Forestry Administration of the People's Republic of China. Forestry industry standards of the People's Republic of China, LY/T 1250-1999: Determination of calcium carbonate in forest soil. – 1999e.
175. Tirry N., Kouchou A., El Omari B., et al. Improved chromium tolerance of *Medicago sativa* by plant growth-promoting rhizobacteria (PGPR) // Journal of Genetic Engineering and Biotechnology. – 2021. – Vol. 19. – P. 149.
176. Traini E., Huss A., Portengen L., et al. A multipollutant approach to estimating causal effects of air pollution mixtures on overall mortality // Epidemiology. – 2022. – Vol. 33, No. 4. – Pp. 514–522.
177. U.S. Environmental Protection Agency. Ecological Effects Test Guidelines OCSPP 850.4230: Seedling Emergence and Growth Test. – 2012.
178. Verbruggen N., et al. The role of metallothioneins in heavy metal detoxification // Plant Science. – 2009. – Vol. 176, No. 3. – Pp. 287–295.
179. Verloo M., Willaert G., Cottenie A. Determination of the upper critical levels of heavy metals in plants and soils // Studies in Environmental Science. – 1986. – Vol. 29. – P. 207–215. – DOI: 10.1016/S0166-1116(08)70941-5.
180. Vrînceanu N., Dumitru M., et al. Estimation of some heavy metal's accumulation in plants and soils from Copsa Mica area. – 2009.
181. Wang G., Zhang S., Xiao L., et al. Heavy metals in soils from a typical industrial area in Sichuan, China: spatial distribution, source identification, and ecological risk assessment // Environmental Science and Pollution Research. – 2017. – Vol. 24. – P. 16618–16630. – DOI: 10.1007/s11356-017-9288-7.
182. Wang Jue-Wei. The Research about the Content of Heavy Metal Elements in Soil Profile of the

Hilly Region of Sichuan Central Section // Journal of Jiangxi Normal University. – 2011.

183. Wang R., Chen M. L., Chen N., Liu G., Zhang E.-X., Liu X., Zhang J.-W. Comparison of ecological risk assessment based on the total amount and speciation distribution of heavy metals in soil: A case study for Longyan City, Fujian Province // *Huanjing Kexue*. – 2017. – Vol. 38, No. 10. – Pp. 4348–4359.
184. Wang X., Eijkemans M. J. C., Wallinga J., et al. Multivariate approach for studying interactions between environmental variables and microbial communities // *PLOS ONE*. – 2012. – Vol. 7, No. 11. – P. e50267.
185. Wang Y., et al. Advances in phytoremediation of heavy metals using plant-endophyte combinations // *Plant and Soil*. – 2020. – Vol. 454, No. 1–2. – Pp. 1–16.
186. Wei C. F., Ni J. P., Gao M. Anthropic pedogenesis of purple rock fragments in Sichuan Basin, China // *Catena*. – 2006. – Vol. 68, No. 1. – Pp. 51–58. – DOI: 10.1016/j.catena.2006.04.022.
187. Wei W., Wu X., Bai Y., et al. Lead exposure and its interactions with oxidative stress polymorphisms on lung function impairment: Results from a longitudinal population-based study // *Environmental Research*. – 2020. – Vol. 187. – P. 109645.
188. Wierzbicka A., Dyderski M., Kamczyc J., Rączka G., Jagodziński A. Responses of soil mite communities (Acari: Oribatida, Mesostigmata) to elemental composition of mosses and pine needles and long-term air pollution in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) stands // *The Science of the Total Environment*. – 2019. – Vol. 691. – Pp. 284–295.
189. Xu L.-C., Li Y.-X., Su Q., Wu J., Xiong X., Song B., Zheng G., Chen Y.-C. Contents, and spatial distribution patterns of heavy metals in farmland soils of Fuxin City // Ying Yong Sheng Tai Xue Bao [Journal of Applied Ecology]. – 2007. – Vol. 18, No. 7. – Pp. 1510–1517.
190. Yeboah J., Shi G., Shi W. Effect of heavy metal contamination on soil enzymes activities // *Journal of Geoscience and Environment Protection*. – 2021. – Vol. 9. – Pp. 135–154.
191. Zhang C., Wang X., Nie G., Wei Z., Pi S., Wang C., Yang F., Hu R., Xing C., Hu G. In vivo assessment of molybdenum and cadmium co-induce nephrotoxicity via NLRP3/Caspase-1-mediated pyroptosis in ducks // *Journal of Inorganic Biochemistry*. – 2021. – Vol. 224. – P. 111584.
192. Zhang Cheng-Jiang. Fuzzy Evaluation of the Heavy Metals in the Soils from Kangding of Sichuan, China // *Journal of Chengdu University of Technology*. – 2010.
193. Zhao F.J., Ma J.F., Meharg A.A. Arsenic uptake and metabolism in plants // *New Phytologist*. – 2021. – Vol. 230, No. 2. – Pp. 634–651.

Приложение

Приложение А. Диаграммы XRD-анализа образцов красноцветных грунтов

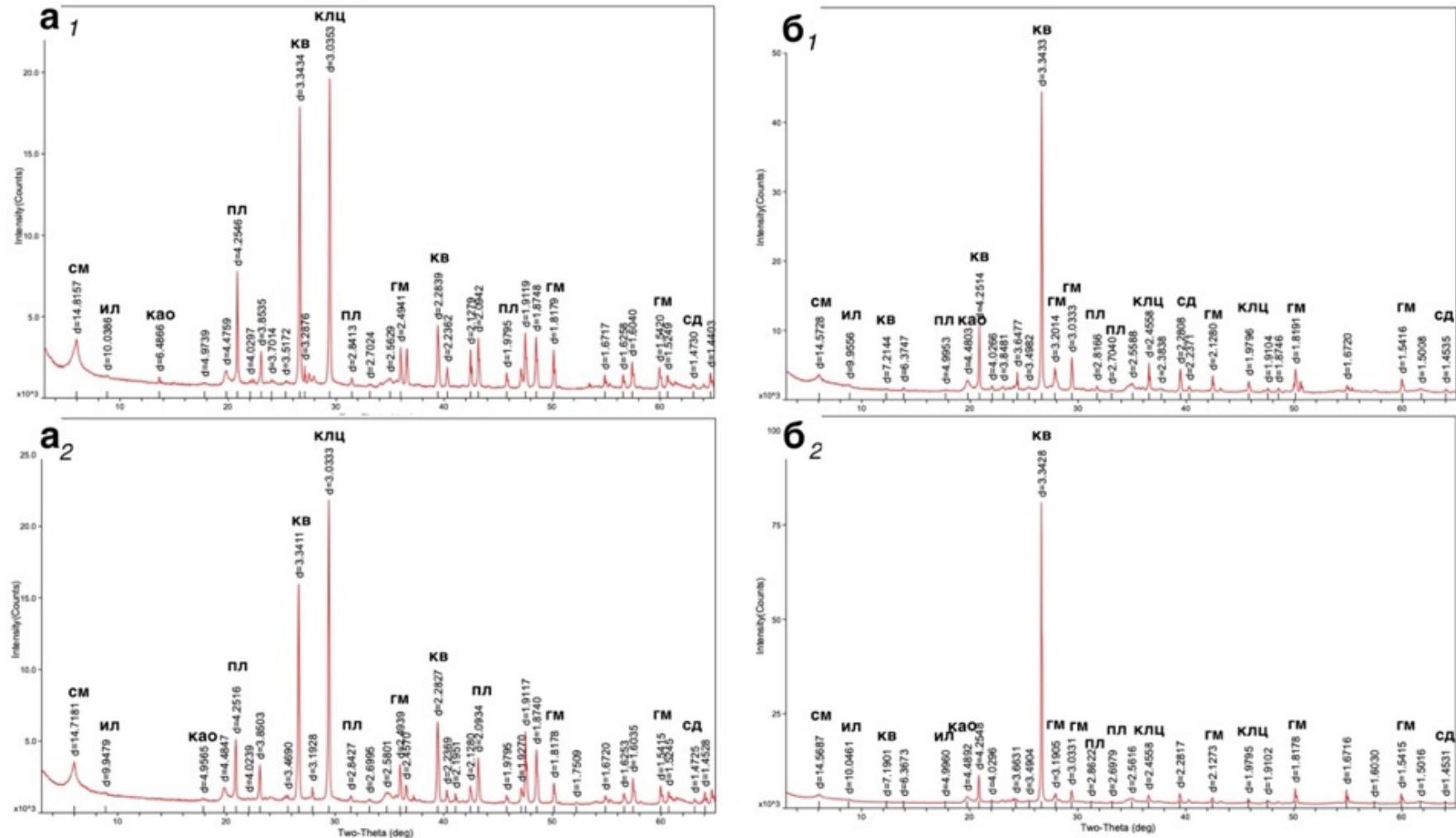


Рисунок А.1. Диаграммы XRD и характеристика минералов красных грунтов из различных геологических слоев (а, б – грунты верхнего и нижнего слоя из слоев К1с и J3р; 1 – грунт с глубины 0–20 см, 2 – грунт с глубины 30–60 см. См — Смеектит, Ил — Иллит, Као — Каолинит, Кв — Кварц, Пл — Плагиоклаз (альбит), КПШ — Калиевый полевой шпат (микроклин), КЛц — Кальцит, Гм — Гематит, Сд — Нахколит

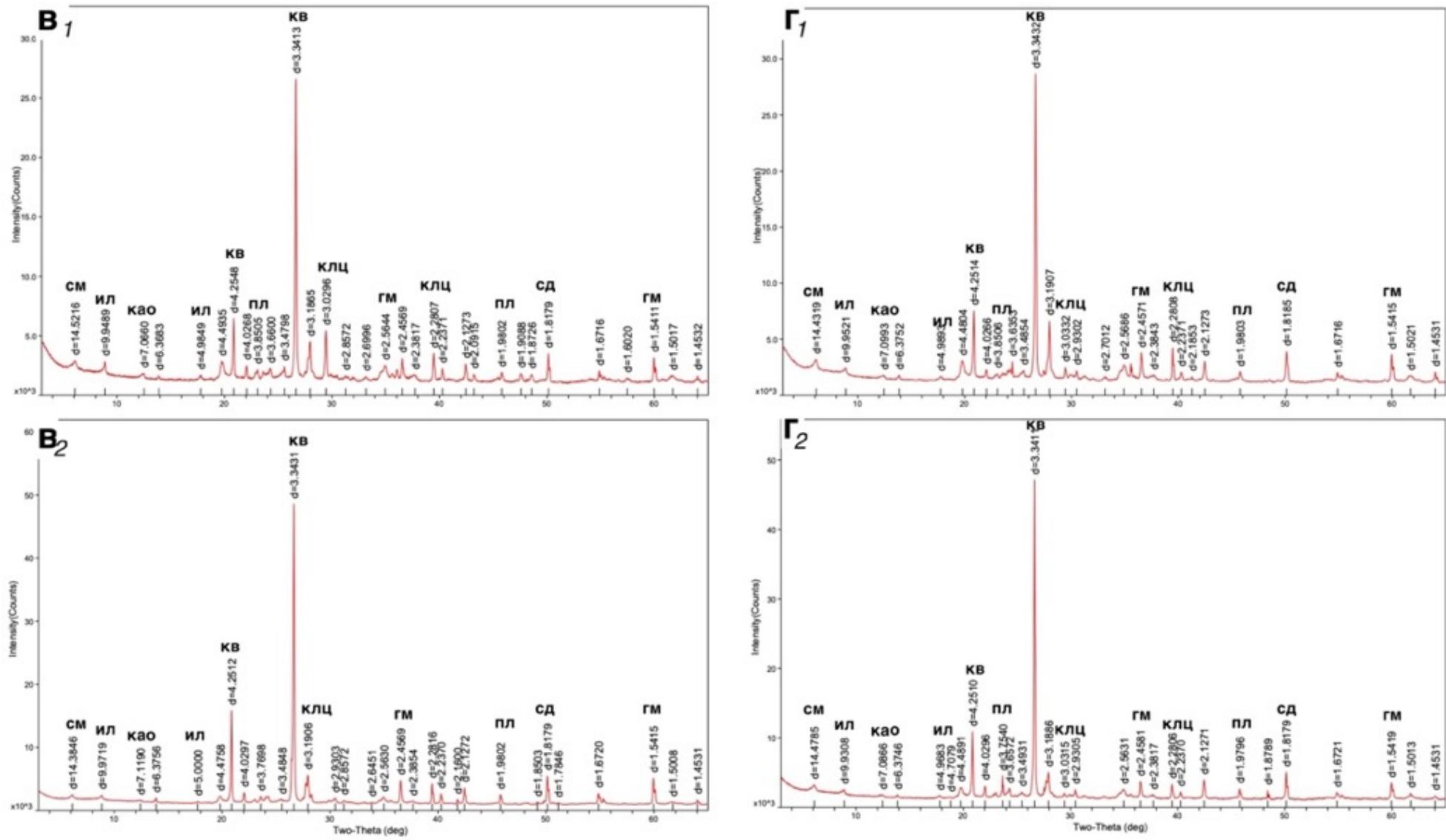


Рисунок А.2. Диаграммы XRD и характеристика минералов красноцветных грунтов из различных геологических слоев (в, г – грунты верхнего и нижнего слоя из слоев J_{3р}, J_{3s} и J_{2S}; 1 – грунт с глубины 0–20 см, 2 – грунт с глубины 30–60 см)

Приложение Б. Содержание тяжёлых металлов в образцах красноцветных грунтов, применяемых пестицидах и минеральных удобрениях

Таблица Б.1

Содержание тяжелых металлов в пестицидных препаратах, используемых в Сычуаньской впадине

Пестициды препаратах	n	Cr	Cu	Zn	As	Cd	Hg	Pb
		<i>мг·кг⁻¹</i>						
BZn	3	1.35	9.35	162018.09	0.093	8.281	0.19	9.42
DSL	3	0.37	9.16	135613.46	0.20	0.430	0.59	0.43
SCu	3	81.6	40290.12	250.31	0.35	ND	0.27	9.91
WSCu	3	4.22	11620.47	2.34	0.11	ND	0.028	0.42
BJQ	3	2.52	9.87	7.98	0.18	ND	0.33	0.27
DL	3	3.08	15.2	13.61	9.08	0.023	0.04	10.7

SCu = тиозин медный 20% SC, WSCu = алканол + сульфат меди 6% WP, BJQ = хлороталонил 560 г/л SC, DL = карбендиназим 25% WP.

Таблица Б.2

Содержание тяжёлых металлов в прибрежных образцах красноцветного грунта и образцах донных отложений

Расстояние до берега (м)	N	Cr		Ni		Cu		Zn		As		Cd		Pb	
		B	H	B	H	B	H	B	H	B	H	B	H	B	H
		<i>мг·кг⁻¹</i>													
0 ~ 10	12	78	90	51	56	34	38	91	96	20	21	0.39	0.51	20	29
10 ~ 20	10	70	81	45	53	31	33	86	90	18	20	0.31	0.43	21	26
20 ~ 30	9	65	71	44	49	29	30	81	86	17	19	0.24	0.38	21	23
S1	4	95		98		36		195		22		1.63		44	
S2	4	107		110		49		209		20		1.89		42	
S3	4	99		88		38		192		28		2.41		42	
S4	4	108		79		48		196		23		1.92		46	

B — образцы верхнего слоя (0–30 см) H — образцы нижнего слоя (30–60 см). S1-S2: Русловые осадки; Русловые осадки.

Таблица Б.3

Содержание тяжелых металлов в различных удобрениях, используемых в Сычуаньской впадине

Удобрения	Компоненты	N	Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	As	Pb	Hg	Ti	
			МГ·КГ ⁻¹									
Неорганические удобрения	Азотные удобрения	Мочевина, хлорид натрия, сульфат аммония	8	0.55	ND	0.28	2.36	0.04	0.36	0.53	0.07	0.08
	Фосфорные удобрения	Суперфосфат, кальций-магниевые фосфаты	6	67.77	17.89	16.62	89.31	5.49	19.01	50.58	7.66	0.31
	Калийные удобрения	Хлорид калия, сульфат калия, нитрат калия, магний-калийные удобрения	8	8.15	5.52	1.33	4.58	0.05	0.63	0.79	0.06	0.13
	Комплексные удобрения	Монофосфат аммония, диаммофосфат	6	18.97	8.51	7.32	21.12	0.31	11.34	5.41	0.32	0.82
	Смешанные удобрения	Смеси азотных, фосфорных и калийных удобрений в различных пропорциях	8	12.34	31.94	8.57	30.36	0.3	8.64	4.11	0.18	0.27
	Прочие удобрения	Обогащенные удобрения, удобрения с контролируемым высвобождением, стабилизированные удобрения	6	7.42	13.41	13.74	95.42	0.12	3.21	3.49	0.08	0.33
Органические удобрения	Промышленное куриное удобрение		9	346.7	20.21	143.12	331.57	1.51	6.07	75.5	0.34	H.O.
	Промышленное свиное удобрение		5	25.71	22.57	251.65	381.75	1.58	6.64	22.41	0.38	H.O.
	Коровий навоз		7	47.95	24.62	71.12	262.27	1.37	7.51	32.67	0.29	H.O.
	Другие промышленные органические удобрения		8	126.08	19.51	91.28	213.6	1.18	5.37	22.09	0.44	H.O.

H.O.: не обнаружено

Приложение В. Результаты аппроксимации по модели Positive Matrix Factorization (PMF)

Таблица В.1

Вклад источников поступления тяжелых металлов в красноцветные грунты на основе модели положительного матричного разложения PMF
($\text{мг}\cdot\text{кг}^{-1}$)

участок	Элемент	R ²	Наклон	Пересечение	Расчитанное/Измеренное
Сельские	Cr	0.81	0.78	0.11	0.98
	Ni	0.73	0.64	0.20	1.00
	Cu	0.76	0.73	0.10	0.95
	Zn	0.75	0.64	0.16	1.01
	As	0.75	0.86	0.03	0.93
	Cd	0.78	0.69	0.08	0.92
	Pb	0.75	0.72	0.12	0.98
Пригородные	Cr	0.88	5.19	0.83	0.97
	Ni	0.88	2.85	0.86	0.98
	Cu	0.78	2.70	0.76	0.97
	Zn	0.88	7.52	0.81	0.98
	As	0.78	5.48	0.53	0.92
	Cd	0.97	0.02	0.92	0.99
	Pb	0.72	0.05	0.98	0.98
Городские	Cr	0.80	4.53	0.94	1.00
	Ni	0.89	0.38	0.99	1.00
	Cu	0.99	-3.87	1.02	0.99
	Zn	0.79	9.22	0.89	1.00
	As	0.91	1.98	0.89	0.99
	Cd	0.98	0.31	0.97	0.86
	Pb	0.80	0.08	0.91	1.00

Приложение Г. Теоретически рассчитанные концентрации загрязняющих растворов и анализ содержания тяжёлых металлов в фильтратах

Таблица Г.1

Теоретические объемы маточных растворов тяжелых металлов при различных концентрационных градиентах

Раствор	Элемент	Целевая концентрация ($\text{мг}\cdot\text{кг}^{-1}$)	Концентрация маточного раствора (мг/мл)	Объем раствора (мл)
$\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$	Pb	100	200	0.075
		200	200	0.150
		500	200	0.375
		1000	200	0.750
		2000	200	1.500
$\text{Cd}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	Cd	1	2	0.074
		2	2	0.1485
		5	2	0.371
		10	2	0.742
		20	2	1.490
Na_3AsO_3	As	20	52	0.060
		50	52	0.150
		100	52	0.300
		200	52	0.600
		500	52	1.500

Таблица Г.2

Концентрация тяжёлых металлов в фильтрате

Концентрационный градиент	Ф1	Ф2	Ф3	Кумулятивное количество в фильтрате	Фактическое количество адсорбированных веществ	Теоретическое количество адсорбированных веществ	Процент адсорбции
	МКГ/КГ						
I-Pb100	8.73	3.58	<ПДК	1.85	14998.15	15000	99.99
I-Pb200	15.22	8.02	<ПДК	3.49	29996.51	30000	99.99
I-Pb500	33.89	10.76	6.46	7.67	74992.33	75000	99.99
I-Pb1000	57.03	13.85	10.16	12.16	149987.84	150000	99.99
I-Pb2000	85.67	33.99	25.80	21.82	299978.18	300000	99.99
II-Pb100	16.36	3.66	<ПДК	3.00	14997.00	15000	99.98
II-Pb200	15.33	4.50	<ПДК	2.97	29997.03	30000	99.99
II-Pb500	12.25	7.89	5.16	3.80	74996.20	75000	99.99
II-Pb1000	17.11	6.64	5.95	4.45	149995.55	150000	100.00
II-Pb2000	89.46	25.16	23.24	20.68	299979.32	300000	99.99
I-Cd1	1.39	0.43	/	0.27	149.73	150	99.82
I-Cd2	2.24	0.50		0.41	299.59	300	99.86
I-Cd5	2.82	0.88		0.55	749.45	750	99.93
I-Cd10	3.31	2.69		0.90	1499.10	1500	99.94
I-Cd20	4.54	3.96		1.27	2998.73	3000	99.96
II-Cd1	1.14	0.32		0.22	149.78	150	99.85
II-Cd2	4.79	0.80		0.84	299.16	300	99.72
II-Cd5	6.16	1.10		1.09	748.91	750	99.85

Концентрационный градиент	Ф1	Ф2	Ф3	Кумулятивное количество в фильтрате	Фактическое количество адсорбированных веществ	Теоретическое количество адсорбированных веществ	Процент адсорбции
	МКГ/КГ						
II-Cd10	6.96	2.98		1.49	1498.51	1500	99.90
II-Cd20	9.89	3.66		2.03	2997.97	3000	99.93
I-As20	159.98	85.48	<ПДК	36.82	2963.18	3000	98.77
I-As50	978.71	828.04	<ПДК	271.01	7228.99	7500	96.39
I-As100	8079.09	6017.48	<ПДК	2114.49	12885.51	15000	85.90
I-As200	14721.75	8436.36	3904.59	4059.40	25940.60	30000	86.47
I-As500	52007.33	27068.21	9226.95	13245.37	61754.63	75000	82.34
II-As20	73.34	53.72	<ПДК	19.06	2980.94	3000	99.36
II-As50	466.53	323.50	<ПДК	118.50	7381.50	7500	98.42
II-As100	2398.61	1617.29	<ПДК	602.39	14397.61	15000	95.98
II-As200	11528.93	8204.04	2154.45	3283.11	26716.89	30000	89.06
II-As500	54758.00	26643.00	4277.35	12851.75	62148.25	75000	82.86

<ПДК (GB 15618-2018) – меньше предела детекции концентрации Ф1,2,3 – первый, второй и третий фильтрат
I-элювий K_{1c} II -элювий-J3p-J3s-J2

Приложение Д. Результаты фитотестирования при одиночном и смешанном загрязнении красноцветных грунтов Cd, Pb и As: сводные графики и статистические показатели

Таблица Д.1

Рост рапса и сорго при одиночном загрязнении Cd, Pb и As в элювиях K_{1c} (CaCO₃-29%)

Тип загрязнения	Заданная концентрация(мг·кг ⁻¹)	Рапс (<i>Brassica napus</i>)							Сорго (<i>Sorghum bicolor</i>)						
		Длина Ростки(мм)			Длина корени(мм)			Всхожесть	Длина Ростки(мм)			Длина корени(мм)			Всхожесть
		C3	SD	CV	C3	SD	CV		C3	SD	CV	C3	SD	CV	
Cd	1	49.79	8.01	0.16	40.28	8.39	0.21	84	55.65	9.03	0.16	42.97	6.08	0.14	100
	2	50.18	9.68	0.19	55.35	8.2	0.15	87	48.09	4.53	0.09	42.87	5.7	0.13	90
	5	54.7	8.92	0.16	64.76	9.9	0.15	87	52.68	7.82	0.15	42.43	4.65	0.11	100
	10	64.91	13.69	0.21	70.3	3.32	0.05	79	52.28	9.14	0.17	42.04	6.49	0.15	79
	20	79.83	13.79	0.17	47.63	8.23	0.17	87	54.75	10.84	0.2	41.62	8.58	0.21	87
Pb	100	49.87	13.39	0.27	37.07	2.22	0.06	89	71.5	3.12	0.04	37.28	2.88	0.08	78
	200	47.74	3.65	0.08	28.53	7.49	0.26	100	56.11	4.46	0.08	30.2	6.1	0.2	94
	500	37.5	1.02	0.03	21.18	3.53	0.17	77	46.72	2.76	0.06	23.27	3.33	0.14	94
	1000	27.32	3.67	0.13	15.53	4.21	0.27	84	35.97	4.35	0.12	18.56	4.65	0.25	77
	2000	14.6	4.45	0.3	8.46	2.36	0.28	72	19.28	7.05	0.37	10.98	5.59	0.51	80
As	20	47.58	8.45	0.18	39.45	5.84	0.15	87	54.8	2.59	0.05	31.81	4.98	0.16	73
	50	43.94	8.14	0.19	32.85	3.56	0.11	94	49.86	2.28	0.05	31.8	2.44	0.08	80
	100	33.96	4.99	0.15	24.27	4.69	0.19	87	43.77	6.25	0.14	27.93	3.05	0.11	70
	200	22.38	5.6	0.25	16.64	3.18	0.19	84	35.69	9.14	0.26	21.81	3.83	0.18	80
	500	12.33	3.72	0.3	7.49	2.66	0.36	63	24.78	10.21	0.41	13.94	4.38	0.31	64
Контроль	/	50.03	6.91	0.14	44.11	10.32	0.23	92	55.02	8.37	0.15	40.24	3.65	0.09	85

C3-Среднее значение, CV -Коэффициент вариации, SD-Стандартное отклонение.

Таблица Д.2

Рост рапса и сорго при одиночном загрязнении Cd, Pb и As в элювиях J_{3р}-J_{3S}-J_{2S} (CaCO₃-5%)

Тип загрязнения	Заданная концентрация(мг·кг ⁻¹)	Рапс (<i>Brassica napus</i>)						Сорго (<i>Sorghum bicolor</i>)							
		Длина Ростки(мм)			Длина корени(мм)			Всхожесть	Длина корени(мм)			Длина Ростки(мм)			Всхожесть
		C3	SD	CV	C3	SD	CV		C3	SD	CV	C3	SD	CV	
Cd	1	67.2	2.73	0.04	60.05	6.48	0.11	96	42.41	2.27	0.05	45.37	3.37	0.07	90
	2	78.08	2.24	0.03	69.95	6.07	0.09	87	43.29	1.32	0.03	47.92	6.98	0.15	80
	5	90.17	2.52	0.03	79.31	4.56	0.06	93	40.27	2.7	0.07	40.95	7.64	0.19	70
	10	96.04	4.72	0.05	62.47	4.6	0.07	80	42.7	2.99	0.07	39.7	8.29	0.21	76
	20	78.24	6.86	0.09	48.12	6.33	0.13	96	39	9.92	0.25	41.48	9.18	0.22	90
Pb	100	62.62	2.02	0.03	35.98	5.26	0.15	89	44.93	2.53	0.06	38.51	2.24	0.06	82
	200	50.05	2.35	0.05	26.64	1.87	0.07	96	36.74	2.08	0.06	27.8	1.76	0.06	75
	500	39.52	2.88	0.07	19.04	0.21	0.01	80	31.57	6.2	0.2	20.4	3.61	0.18	80
	1000	27.26	5.06	0.19	12.4	3.25	0.26	71	21.78	2.2	0.1	15.17	2.45	0.16	67
	2000	12.24	3.41	0.28	5.07	1.79	0.35	60	9.88	4.72	0.48	7.76	3.63	0.47	65
As	20	53.97	3.67	0.07	40.29	1.26	0.03	83	40.31	4.97	0.12	36.48	2.1	0.06	70
	50	41.94	5.51	0.13	30.71	4.81	0.16	80	31.77	6.13	0.19	30.03	1.98	0.07	76
	100	32.83	7.82	0.24	21.42	4.42	0.21	90	27.86	9.42	0.34	27.87	2.36	0.08	76
	200	21.04	8.1	0.39	12.18	4.6	0.38	77	21.91	10.8	0.49	19.22	3.59	0.19	60
	500	9.1	4.49	0.49	4.69	2.61	0.56	38	10.5	3.6	0.34	8.44	5.04	0.6	50
Контроль	/	60.03	3.46	0.06	48	3.76	0.08	92	40.05	3.73	0.09	43.25	2.96	0.07	79

C3-Среднее значение, CV -Коэффициент вариации, SD-Стандартное отклонение

Таблица Д.3

Рост рапса и сорго при смешанном загрязнении Cd, Pb и As в элювиях K_{1c} (CaCO₃-29%)

Тип загрязнения	Заданная концентрация(мг·кг ⁻¹)	Рапс (<i>Brassica napus</i>)						Сорго (<i>Sorghum bicolor</i>)						
		Длина Ростки(мм)			Длина Ростки(мм)			Всхожесть	Длина Ростки(мм)			Длина Ростки(мм)		
		C3	SD	CV	C3	SD	CV		C3	SD	CV	C3	SD	CV
Cd-Pb	1-100	50.36	6.80	0.14	36.84	7.57	0.21	100	55.42	20.94	0.38	30.25	12.93	0.43
	2-200	47.76	5.68	0.12	36.31	2.41	0.07	100	51.40	20.86	0.41	27.34	2.13	0.08
	5-500	45.28	16.13	0.36	32.37	3.52	0.11	95	42.83	16.69	0.39	24.19	9.72	0.40
	10-1000	42.55	11.93	0.28	28.64	4.28	0.15	100	32.27	19.90	0.62	17.31	5.33	0.31
	20-2000	35.21	11.41	0.32	15.37	3.97	0.26	95	22.13	10.45	0.47	12.30	5.49	0.45
Cd-As	1-20	46.17	15.74	0.34	38.38	4.72	0.12	95	55.07	31.11	0.56	36.00	6.50	0.18
	2-50	42.82	16.80	0.39	39.62	3.04	0.08	95	49.85	21.34	0.43	28.87	6.92	0.24
	5-100	36.78	13.67	0.37	40.56	2.92	0.07	80	43.09	22.17	0.51	21.54	9.96	0.46
	10-200	33.11	9.16	0.28	31.10	6.68	0.21	81	33.15	15.48	0.47	16.88	9.45	0.56
	20-500	25.94	11.46	0.44	9.17	4.45	0.49	100	23.25	12.71	0.55	10.42	6.59	0.63
Pb-As	100-20	48.14	10.10	0.21	36.69	10.94	0.30	77	58.51	3.01	0.05	41.48	3.68	0.09
	200-50	46.77	11.44	0.24	34.40	6.93	0.20	80	52.80	2.09	0.04	33.65	7.40	0.22
	500-100	39.08	13.30	0.34	27.15	5.34	0.20	67	45.65	9.41	0.21	26.39	12.16	0.46
	1000-200	26.82	6.03	0.22	15.57	4.77	0.31	74	37.40	19.82	0.53	22.69	12.06	0.53
	2000-500	19.76	8.79	0.44	9.29	3.84	0.41	49	31.42	20.88	0.66	12.73	8.70	0.68
Cd-As-Pb	1-20-100	49.32	11.29	0.23	41.92	9.60	0.23	100	59.34	22.39	0.38	39.47	3.65	0.09
	2-50-200	46.76	15.95	0.34	38.82	13.24	0.34	90	51.69	20.16	0.39	37.25	2.70	0.07
	5-100-500	36.3	9.16	0.25	28.66	7.23	0.25	85	47.85	24.06	0.5	22.49	2.04	0.09
	10-200-1000	28.69	5.25	0.18	16.42	3.00	0.18	90	34.1	19.65	0.58	17.10	11.46	0.67
	20-500-2000	19.07	4.41	0.23	13.10	5.03	0.38	90	26.47	10.63	0.40	8.73	6.60	0.76
Контроль	/	50.03	6.91	0.14	44.11	10.32	0.23	92	55.02	8.37	0.15	40.24	3.65	0.09

C3-Среднее значение, CV -Коэффициент вариации, SD-Стандартное отклонение.

Таблица Д.4

Рост рапса и сорго при смешанном загрязнении Cd, Pb и As в элювиях J_{3р}-J_{3S}-J_{2S} (CaCO₃-5%)

Тип загрязнения	Заданная концентрация(мг·кг ⁻¹)	Рапс (<i>Brassica napus</i>)						Сорго (<i>Sorghum bicolor</i>)							
		Длина Ростки(мм)			Длина Ростки(мм)			Всхожесть %	Длина Ростки(мм)			Длина Ростки(мм)			
		C3	SD	CV	C3	SD	CV		C3	SD	CV	C3	SD	CV	
Cd-Pb	1-100	64.20	3.48	0.05	42.32	8.33	0.20	95	35.06	2.83	0.08	34.79	4.41	0.13	85
	2-200	67.79	4.50	0.07	38.89	7.52	0.19	75	28.14	2.48	0.09	23.06	8.09	0.35	84
	5-500	60.46	8.51	0.14	28.08	5.44	0.19	84	22.24	5.90	0.27	15.43	7.53	0.49	81
	10-1000	55.08	11.88	0.22	15.84	5.44	0.34	74	17.38	9.14	0.53	11.38	5.69	0.50	64
	20-2000	42.73	8.53	0.20	8.68	2.79	0.32	74	8.35	4.13	0.49	5.36	2.41	0.45	58
Cd-As	1-20	61.52	2.11	0.03	41.05	6.52	0.16	85	39.41	8.86	0.22	38.83	5.96	0.15	70
	2-50	57.28	1.07	0.02	43.42	6.62	0.15	83	32.58	6.50	0.20	23.03	3.78	0.16	81
	5-100	51.38	2.84	0.06	26.71	4.23	0.16	74	23.06	10.20	0.44	13.40	4.03	0.30	53
	10-200	45.81	7.68	0.17	14.57	3.78	0.26	60	15.34	4.77	0.31	10.17	4.28	0.42	50
	20-500	19.79	5.66	0.29	9.11	5.22	0.57	90	7.19	2.63	0.37	4.95	2.09	0.42	70
Pb-As	100-20	60.51	8.27	0.14	41.00	10.21	0.25	70	36.82	7.87	0.21	40.59	7.90	0.19	68
	200-50	43.92	2.13	0.05	29.51	5.49	0.19	58	33.88	9.44	0.28	31.51	6.13	0.19	49
	500-100	38.93	6.46	0.17	18.94	4.43	0.23	60	28.88	10.86	0.38	26.99	4.43	0.16	34
	1000-200	25.38	5.08	0.20	11.08	3.21	0.29	40	23.53	12.27	0.52	14.39	2.45	0.17	60
	2000-500	14.86	5.20	0.35	8.90	4.68	0.53	60	13.09	9.15	0.70	8.26	2.73	0.33	62
Cd-As-Pb	1-20-100	61.47	4.32	0.07	40.12	5.00	0.12	93	40.42	3.14	0.08	40.42	10.39	0.26	86
	2-50-200	55.92	18.05	0.32	37.38	3.33	0.09	95	34.61	2.74	0.08	32.03	5.57	0.17	90
	5-100-500	52.14	12.97	0.25	30.61	4.20	0.14	95	25.49	1.63	0.06	16.23	6.36	0.39	90
	10-200-1000	25.38	7.42	0.29	15.30	1.30	0.09	87	17.92	4.76	0.27	12.38	4.14	0.33	80
	20-500-2000	12.47	6.21	0.50	7.90	3.64	0.46	94	10.10	4.67	0.46	7.85	4.59	0.58	88
Контроль	/	60.03	3.46	0.06	48	3.76	0.08	92	40.05	3.73	0.09	43.25	2.96	0.07	79

C3-Среднее значение, CV -Коэффициент вариации, SD-Стандартное отклонение.

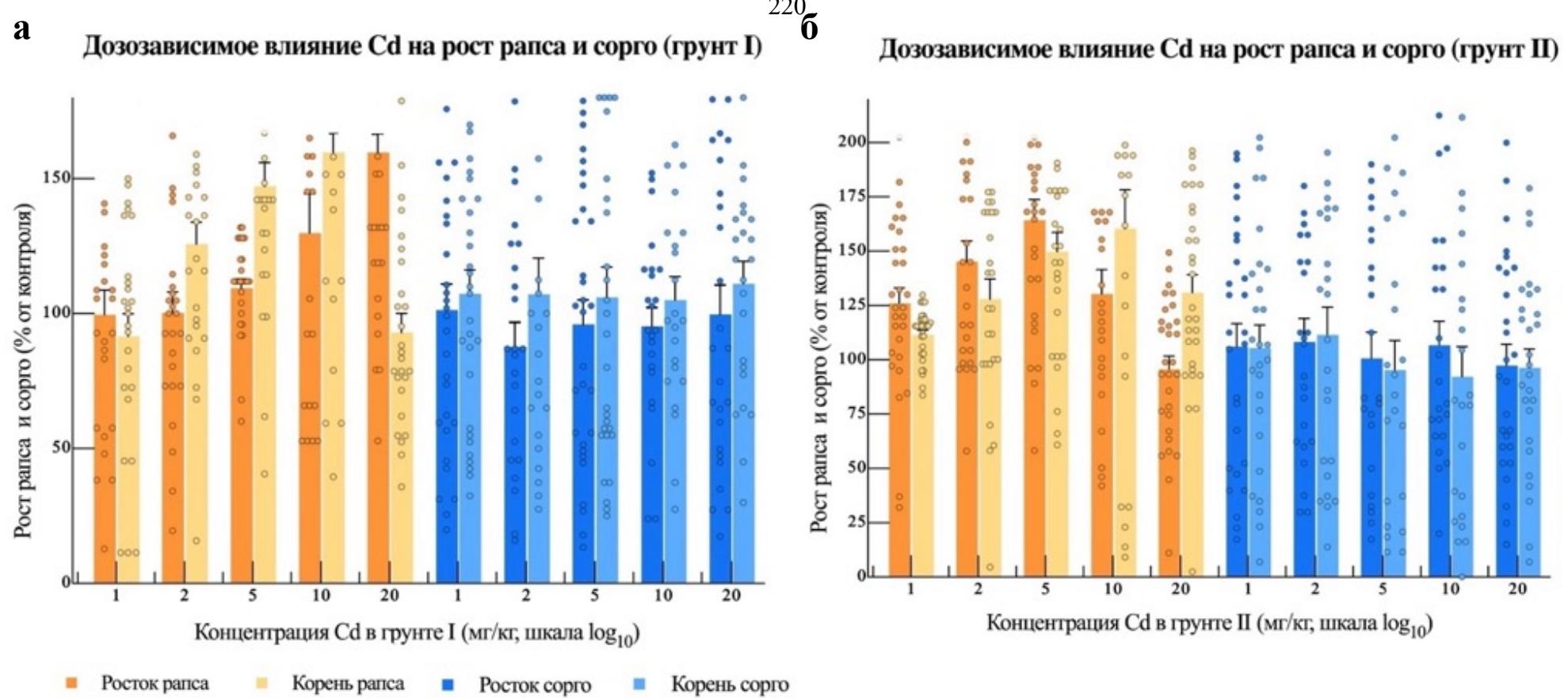
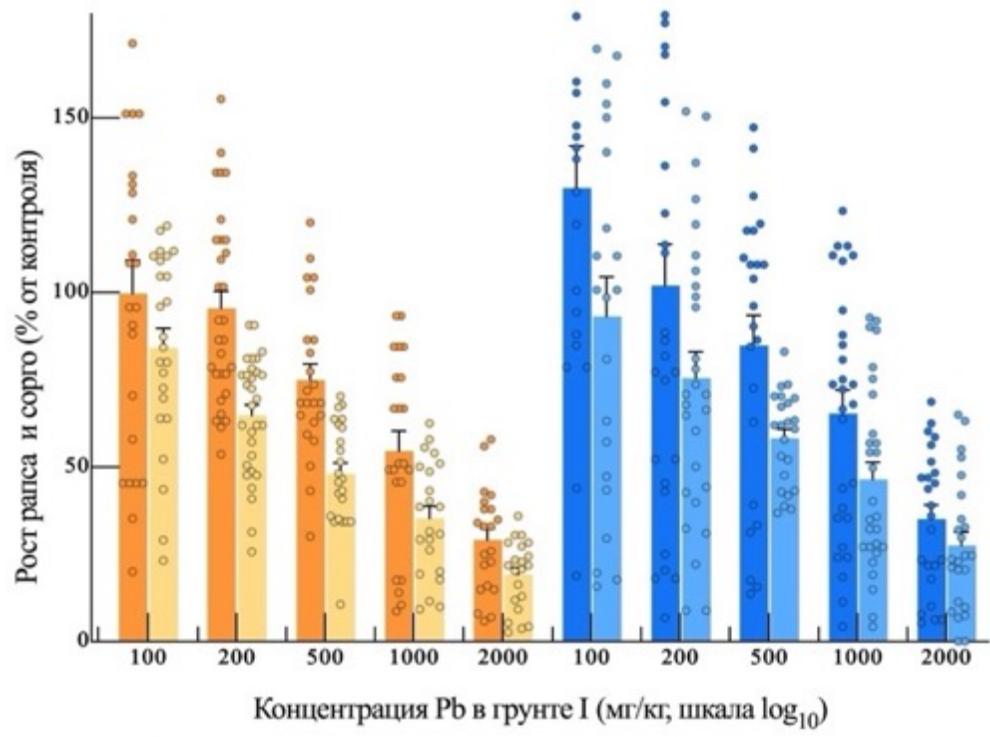


Рисунок Д.1. Реакция роста рапса и сорго в условиях одиночного загрязнения грунта Cd: а, б – состояние роста в грунтах типа I(элювий *K_{1c}*) и II(элювий-*J_{3р}-J_{3s}-J_{2s}*);

б

а

Дозозависимое влияние Pb на рост рапса и сорго (грунт I)



Дозозависимое влияние Pb на рост рапса и сорго (грунт II)

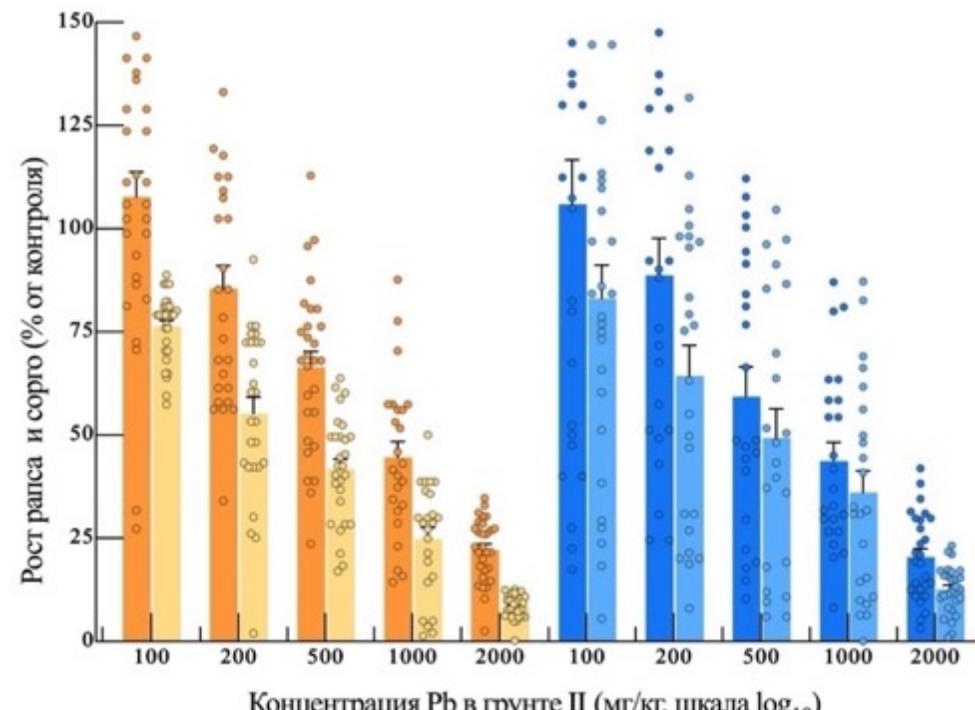
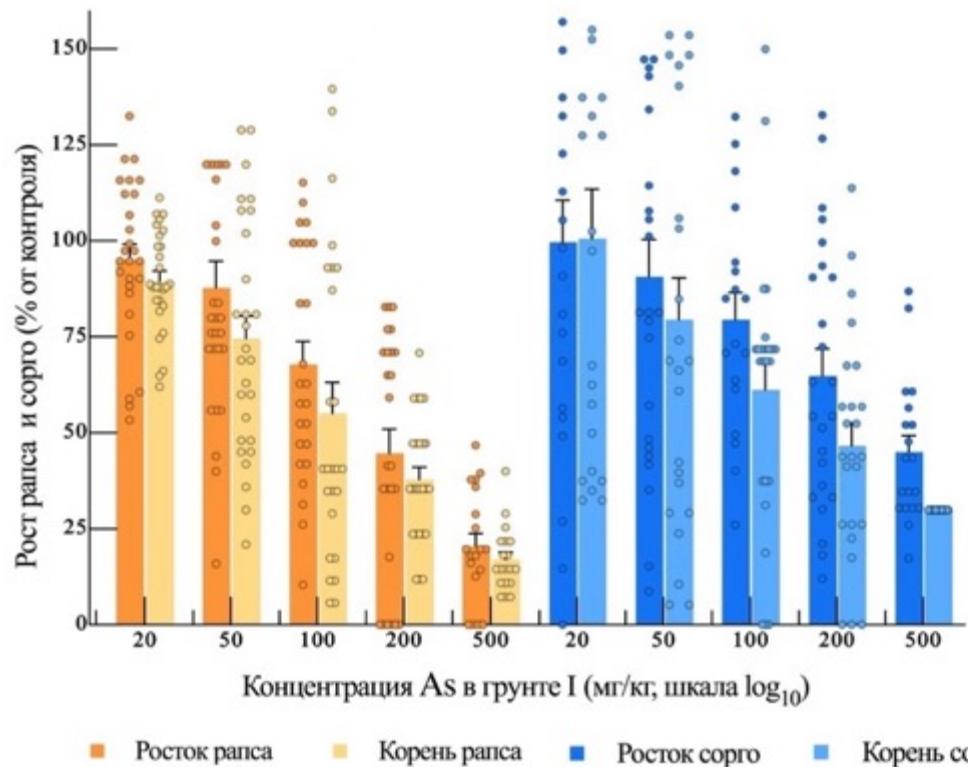


Рисунок Д.2. Реакция роста рапса и сорго в условиях одиночного загрязнения грунта Pb: а, б - состояние роста в грунтах типа I(элювий *K_{1c}*) и II(элювий-*J_{3p}-J_{3s}-J_{2s}*)

а

Дозозависимое влияние As на рост рапса и сорго (грунт I)

**б**

Дозозависимое влияние As на рост рапса и сорго (грунт II)

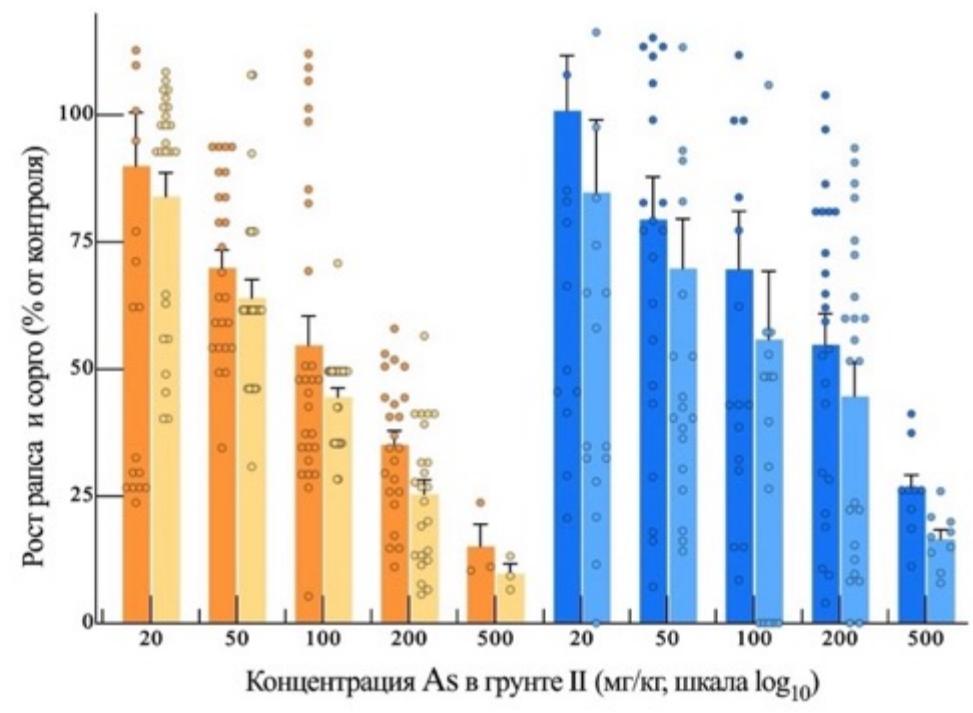
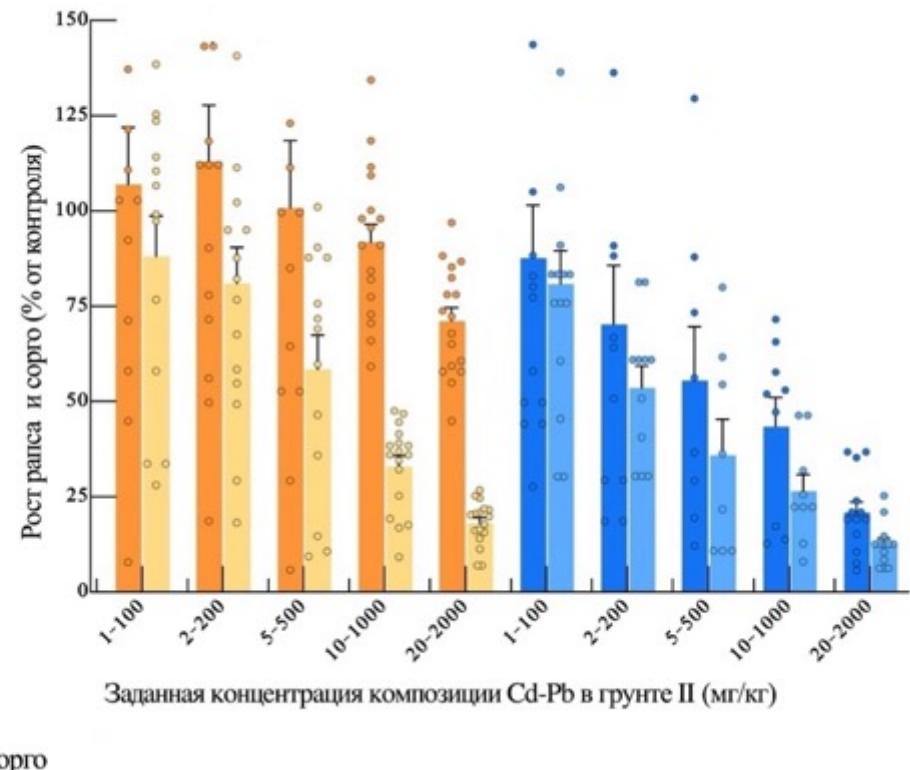


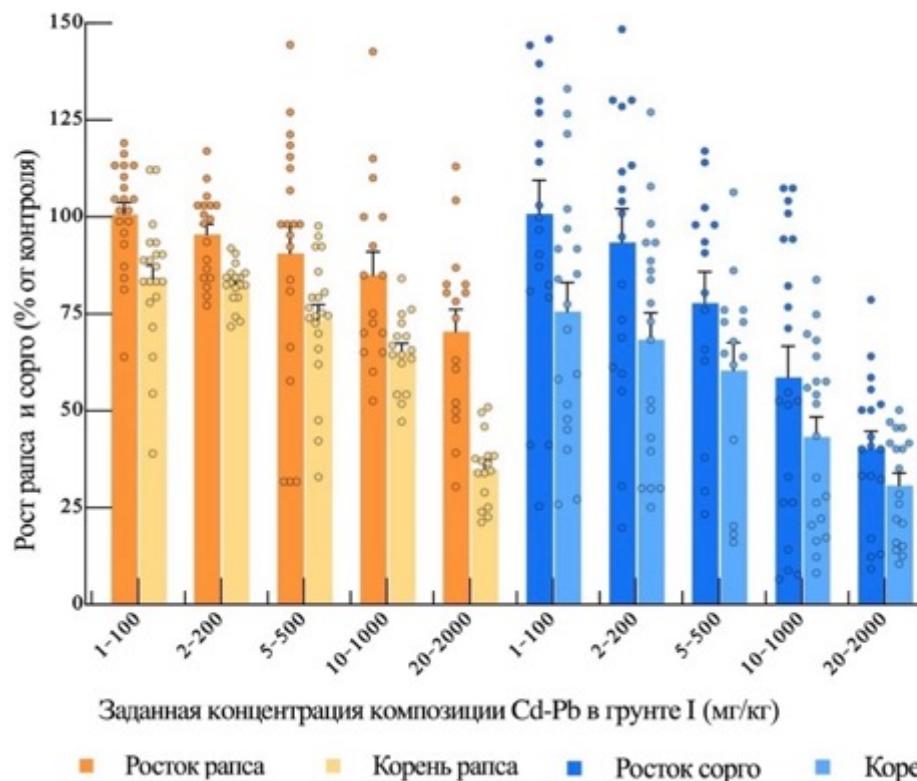
Рисунок Д.3. Реакция роста рапса и сорго в условиях одиночного загрязнения грунта As: а, б - состояние роста в грунтах типа I(элювий K_1c) и II(элювий- $J_3p-J_3s-J_2s$);

б

Дозозависимое влияние композиции Cd-Pb на рост рапса и сорго (грунт II)

**а**

Дозозависимое влияние композиции Cd-Pb на рост рапса и сорго (грунт I)

Рисунок Д.4. Реакция роста рапса и сорго в условиях смешанного загрязнения грунта Cd-Pb: а, б - состояние роста в грунтах типа I(элювий K_1C) и II(элювий- $J_3p-J_3s-J_2s$);**а**

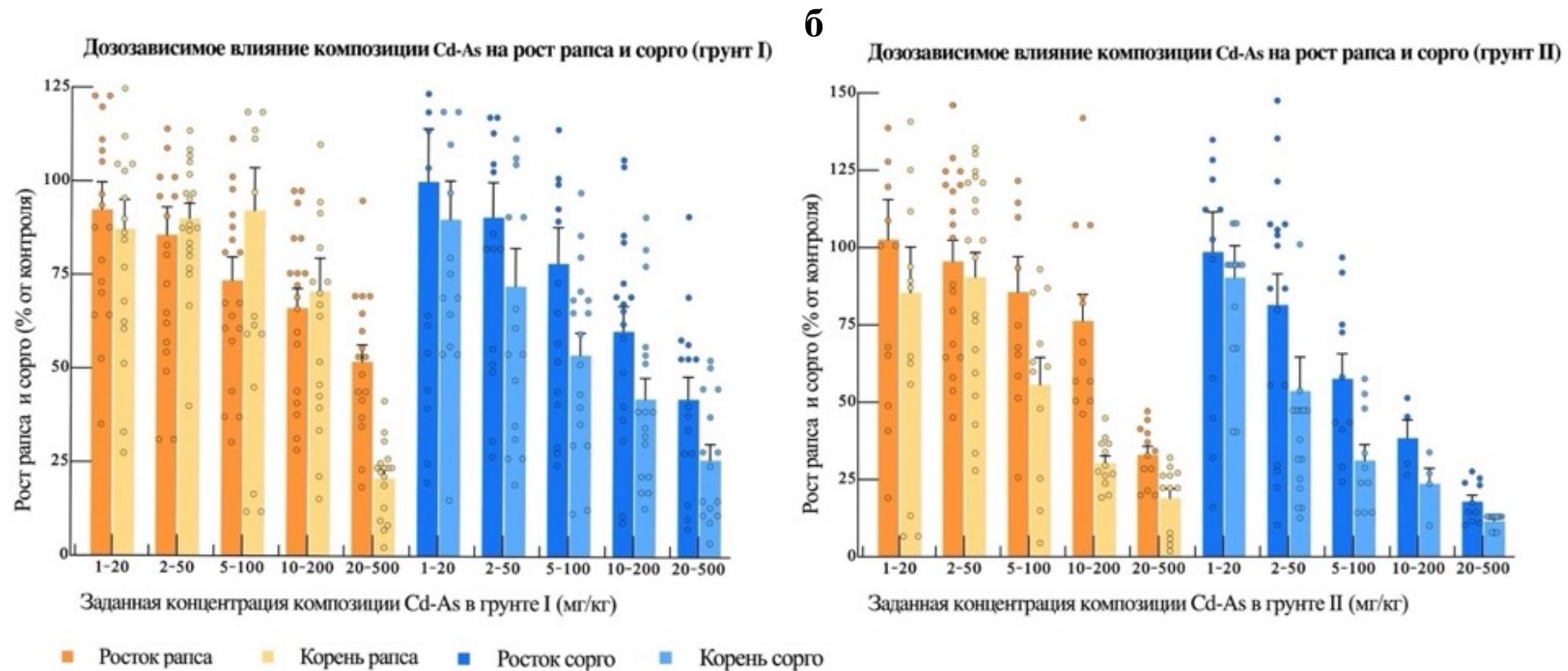
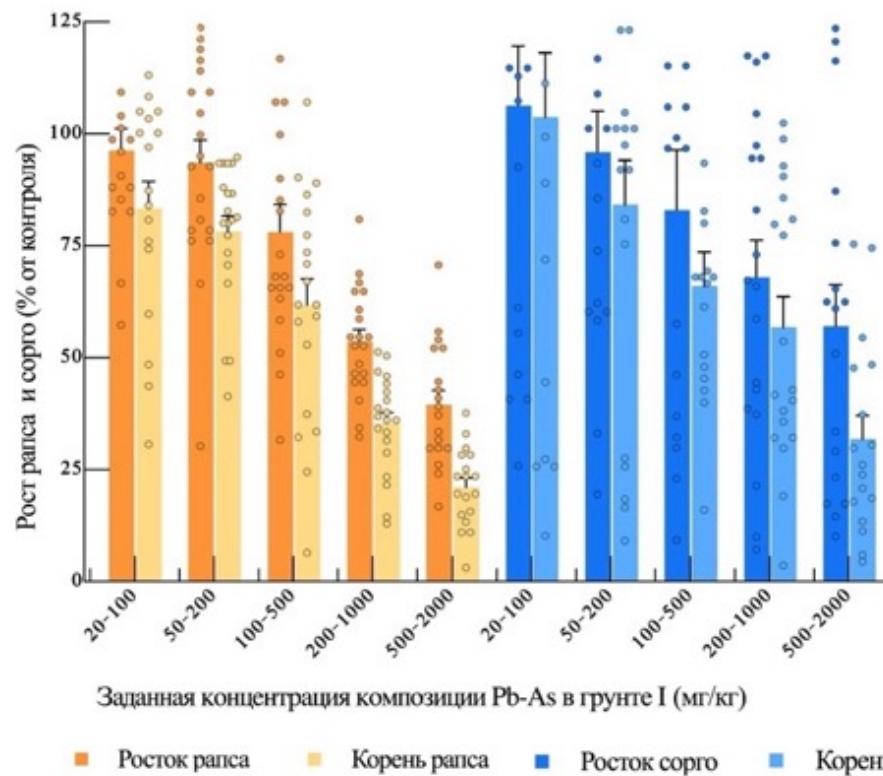


Рисунок Д.5. Реакция роста рапса и сорго в условиях смешанного загрязнения грунта Cd-As: а, б - состояние роста в грунтах типа I(элювий K_{1C}) и II(элювий- J_3p - J_3s - J_2s);

а

Дозависимое влияние композиции Pb-As на рост рапса и сорго (грунт I)

**б**

Дозависимое влияние композиции Pb-As на рост рапса и сорго (грунт II)

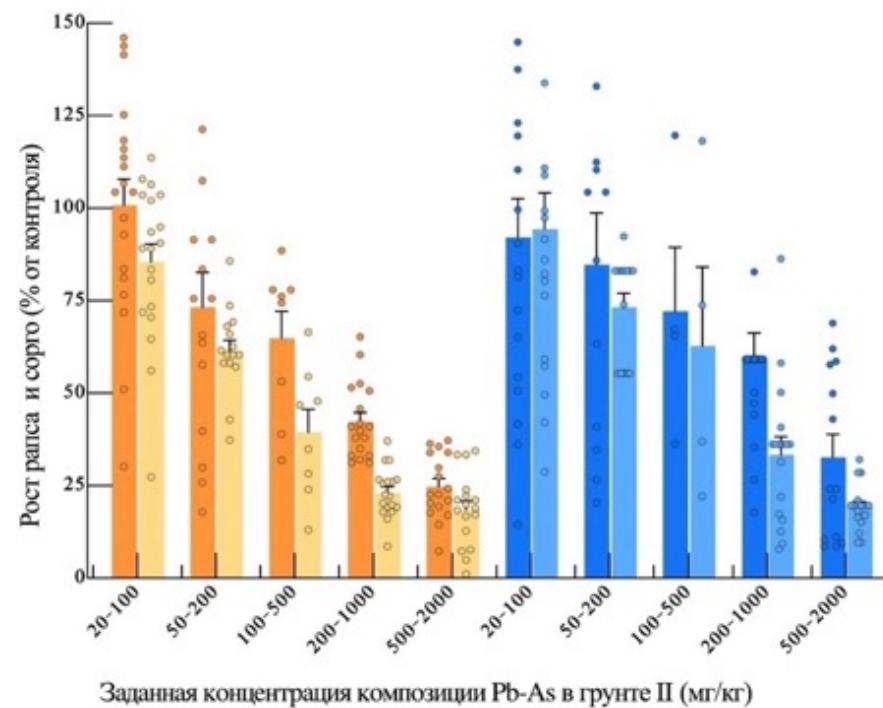
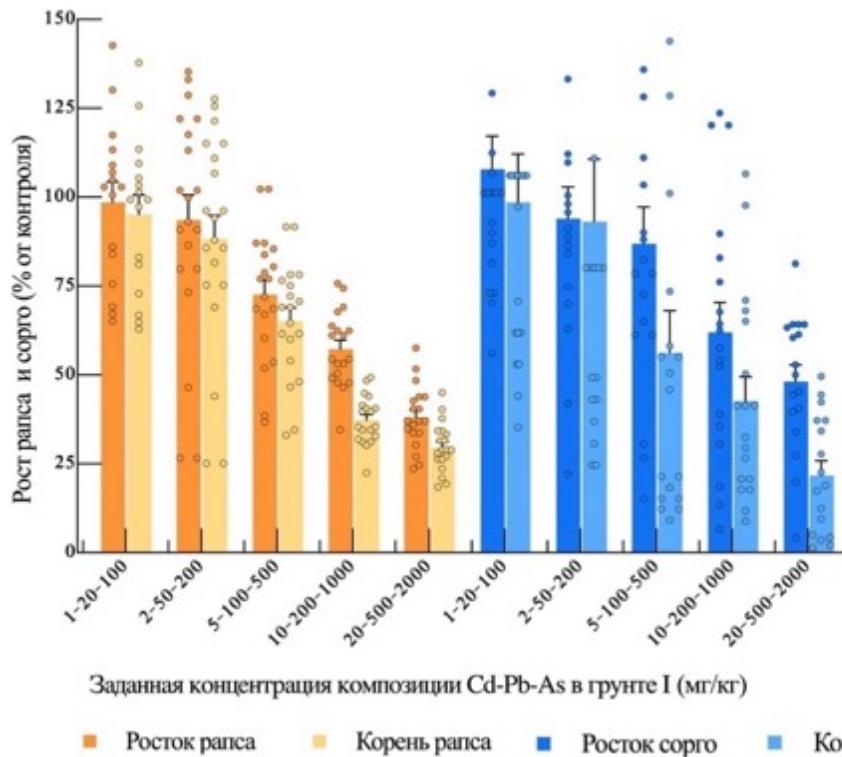


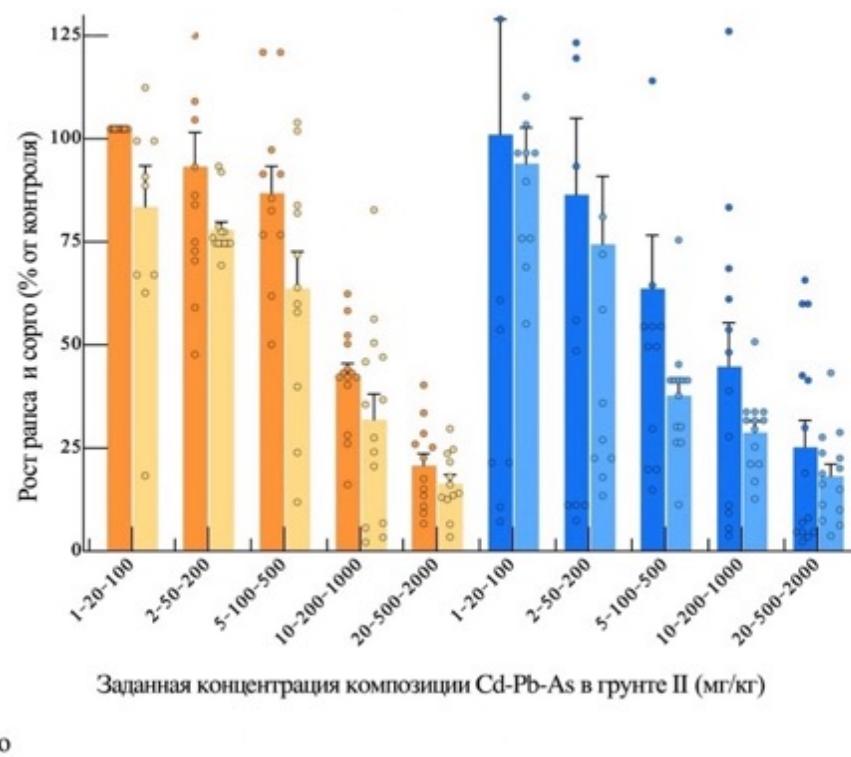
Рисунок Д.6. Реакция роста рапса и сорго в условиях смешанного загрязнения грунта Pb-As: а, б - состояние роста в грунтах типа I(элювий *K_{1C}*) и II(элювий-*J_{3p}-J_{3s}-J_{2s}*);

а

Дозозависимое влияние композиции Cd-Pb-As на рост рапса и сорго (грунт I)

**б**

Дозозависимое влияние композиции Cd-Pb-As на рост рапса и сорго (грунт II)

Рисунок Д.7. Реакция роста рапса и сорго в условиях смешанного загрязнения грунта Cd-Pb-As: а, б - состояние роста в грунтах типа I(элювий *K_{1c}*) и II(элювий-*J_{3p}-J_{3s}-J_{2s}*)